

ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΘΕΣΣΑΛΙΑΣ
ΣΧΟΛΗ ΓΕΩΠΟΝΙΚΩΝ ΕΠΙΣΤΗΜΩΝ
ΤΜΗΜΑ ΓΕΩΠΟΝΙΑΣ ΙΧΘΥΟΛΟΓΙΑΣ ΚΑΙ ΥΔΑΤΙΝΟΥ
ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ

ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΗ ΔΙΠΛΩΜΑΤΙΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ

«Χλωροφύλλη και οργανικό υλικό στα ιζήματα της Λίμνης Κάρλας»

ΓΕΩΡΓΙΟΣ ΖΑΡΚΑΤΖΙΑΣ

ΒΟΛΟΣ 2016

Χλωροφύλλη και οργανικό υλικό στα ιζήματα της Λίμνης Κάρλας

Μέλη της τριμελούς συμβουλευτικής επιτροπής:

- 1) **Κωσταντίνος Αρ. Κορμάς**, Καθηγητής, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, **επιβλέπων.**
- 2) **Α. Ψιλοβίκος**, Αναπληρωτής Καθηγητής, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, **μέλος.**
- 3) **Η. Καραγιάννη**, Επίκουρη Καθηγήτρια, Πανεπιστήμιο Ιωαννίνων, **μέλος.**

ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Η εργαστηριακή μελέτη πραγματοποιήθηκε στο Τμήμα Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος της Σχολής Γεωπονικών Επιστημών του Πανεπιστημίου Θεσσαλίας με επιβλέποντα τον Καθηγητή Κωνσταντίνο Αρ. Κορμά και μέλη της συμβουλευτικής επιτροπής τον Αναπληρωτή Καθηγητή Α. Ψιλοβίκο και την Επίκουρη Καθηγήτρια Η. Καραγιάννη. Θα ήθελα να ευχαριστήσω θερμά όλους όσους συνέβαλαν στην πραγματοποίηση της διπλωματικής μου εργασίας. Πρώτα από όλα θα ήθελα να ευχαριστήσω τον κ. Κορμά για τις γνώσεις που μου παρείχε και την διαρκή συμβολή του στον εργαστηριακό χώρο όπως και την πολύτιμη του βοήθεια κατά τη διάρκεια των δειγματοληψιών. Επίσης για τις ιδέες που μου προσέφερε στην αντιμετώπιση διαφόρων προβλημάτων κατά τη διάρκεια της εργαστηριακής μελέτης καθώς έχει πραγματοποιήσει πολύ σημαντικές μελέτες στη λίμνη της Κάρλας οι οποίες με βοήθησαν να ασχοληθώ με το ενδιαφέρον αυτό αντικείμενο. Επίσης θέλω να ευχαριστήσω το Τμήμα Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος που με βοήθησε επιτρέποντάς μου να χρησιμοποιήσω τα εργαστήρια της σχολής για τη διεξαγωγή των πειραμάτων μου για την εκπόνηση της εργασίας μου.

Θα ήθελα να ευχαριστήσω επίσης όλους τους μεταπτυχιακούς σπουδαστές του τμήματος, όλων των προηγούμενων χρόνων, οι οποίοι εκπόνησαν εργασίες και αυτοί με αντικείμενο τη λίμνη Κάρλα από τις οποίες άντλησα πολύτιμες γνώσεις μέσα από τις μελέτες και τα συμπεράσματά τους που με βοήθησαν στις μελέτες που εγώ έκανα.

Τέλος, θα ήθελα να εκφράσω τις ευχαριστίες μου στην οικογένειά μου για την αμέριστη συμπαράσταση, βοήθεια και προ πάντων κατανόηση και ανοχή καθ' όλο το χρονικό διάστημα των σπουδών μου.

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Το μικροφυτοβένθος δύναται να συνεισφέρει σημαντικά στην πρωτογενή παραγωγή σε ρηχά υδάτινα συστήματα.

Η πρωτογενής παραγωγή του μικροφυτοβένθους στα ιζήματα εξαρτάται από πολλούς φυσικούς παράγοντες και είναι ένας πολύπλοκος μηχανισμός με πολλές διακυμάνσεις χρονικές, ποσοτικές και ποιοτικές και μερικές φορές με περιοδικότητα συναρτήσει των παραγόντων που την επηρεάζουν.

Δύο σημαντικοί μηχανισμοί που εμπλέκονται στην οικολογία του μικροφυτοβένθους είναι η ιζηματοπόθεση και η επαναιώρηση. Η ιζηματοπόθεση και η επαναιώρηση του ιζήματος σε συνάρτηση με το υδατικό ισοζύγιο της λίμνης Κάρλας δημιουργούν ένα πολύπλοκο μηχανισμό αλληλεπίδρασης, όπως σε πολλά άλλα ρηχά τυρβώδη συστήματα, με άμεσες συνέπειες στη συνολική παραγωγή του συστήματος.

Παρά το σημαντικότατο ρόλο του μικροφυτοβένθους στη ρύθμιση της ανταλλαγής θρεπτικών μεταξύ ιζήματος και στήλης νερού, πολύ λίγες μελέτες έχουν διεξαχθεί σε σχέση με την παραγωγικότητα των φωτοσυνθετικών οργανισμών και ετεροτροφικών βακτηρίων στα ιζήματα .

Σκοπός της εργασίας ήταν να διερευνηθεί η παραγωγικότητα του μικροφυτοβένθους στο ρηχό λιμναίο σύστημα της λίμνης Κάρλας για πρώτη φορά.

Αρχικά επιλέχθηκαν δύο αντιπροσωπευτικοί σταθμοί δειγματοληψιών από τους οποίους συλλέχθηκαν δείγματα για τις εργαστηριακές μελέτες. Στη συνέχεια μετρήθηκαν οι συγκεντρώσεις της χλωροφύλλης και του οργανικού υλικού στα

δείγματα του ιζήματος με σκοπό να εξαχθούν τα πρώτα χρήσιμα συμπεράσματα για την παραγωγή του μικροφυτοβένθους στο συγκεκριμένο λιμναίο σύστημα.

Λέξεις κλειδιά: Ρηχές λίμνες, Ίζημα, Χλωροφύλλη και Φαιοφυτίνες.

*Συγγραφέας επικοινωνίας: Ζαρκατζιάς Γεώργιος (gzarkatzias@uth.gr)

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ.....	9
1.1 Ρηχά τυρβώδη λιμναία συστήματα.....	9
1.2 Παράγοντες που επηρεάζουν την παραγωγή λιμναίων συστημάτων.....	10
1.3. Εποχικές μεταβολές παραγωγής σε λιμναία συστήματα.....	11
1.4 Λιμναία Ιζήματα	14
1.5 Βένθος – Περίφυτο.....	16
1.6 Μικροφυτοβένθος.....	16
1.6.1 Βενθικά Μικροφύκη (Microalgae) και Κυανοβακτήρια.....	17
1.6.2 Μικροφυτοβένθος και λίμνες.....	21
1.6.3 Οργανισμοί που αποτελούν το μικροφυτοβένθος.....	22
1.6.4 Μικροφυτοβενθος – οικότοπος και μηχανισμοί αλληλεπίδρασης.....	24
1.6.5 Μικροφυτοβένθος & Παραγωγή	26
1.7 ΣΚΟΠΟΣ ΤΗΣ ΕΡΓΑΣΙΑΣ.....	29
2. ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ.....	30
2.1 ΠΕΡΙΟΧΗ ΜΕΛΕΤΗΣ - Λίμνη Κάρλα.....	30
2.2 Δειγματοληψία.....	33
2.3. Επεξεργασία και Ανάλυση δειγμάτων.....	35
2.3.1 Προετοιμασία δειγμάτων.....	35
2.3.2 Εκχύλιση χλωροφύλλης και φαιοφυτίνες.....	35
2.3.3 Υπολογισμός συγκέντρωσης χλωροφύλλης και φαιοφυτινών.....	36
2.3.4 Υπολογισμός επί τις εκατό αναλογίας στο ίζημα σε οργανικό υλικό.....	37

3. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ.....	38
3.1 Χλωροφύλλη α.....	38
3.2 Οργανικό Υλικό.....	41
4. ΣΥΖΗΤΗΣΗ.....	43
4.1 Σταθμός 1 - Αριάνη.....	43
4.1 Σταθμός 2 - Παρατηρητήριο.....	46
4.4 Παραγωγή και σχέση ημερομηνίας και βάθους ανά σταθμό.....	47
4.5 Παράγοντες που μπορεί να επηρεάσουν τους σταθμούς.....	51
4.5.1 Προηγούμενη χρήση και γεωργία, κτηνοτροφία.....	51
4.5.2 Κυματισμός, θέση και ηλιοφάνεια.....	52
4.5.3 Βιολογικοί παράγοντες και θρεπτικά συστατικά.....	54
4.6 Οργανικό υλικό.....	57
4.6 Μικροφυτοβένθος	60
4.7 Συγκέντρωση χλωροφύλλης στο ίζημα σε άλλες λίμνες.....	62
5. ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	64
6. ABSTRACT	79

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

1.1 Ρηχά τυρβώδη λιμναία συστήματα

Ρηχές λίμνες είναι οι "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 ότι είναι «ένα μόνιμο σώμα νερού που είναι αρκετά ρηχό για να επιτρέπει στο φως να διεισδύσει προς τα κατώτερα ιζήματα και όπου αυτό επαρκεί για την εν δυνάμει υποστήριξη της φωτοσύνθεσης των ανώτερων υδρόβιων φυτών σε όλη την λεκάνη της λίμνης». Οι ρηχές λίμνες μπορούμε να πούμε γενικά για να οριστούν ως τέτοιες πρέπει κατά κύριο λόγο να έχουν την ικανότητα να αναπτύξουν σε μεγάλο βαθμό τα μακρόφυτα σε όλη την έκταση της λεκάνης και να μην έχουν θερμική διαστρωμάτωση για οποιοδήποτε χρονικό διάστημα, δηλαδή να είναι πολυμεικτικές (Wetzel, 2001).

Οι παράκτιες ζώνες μεγάλων λιμνών καταλαμβάνουν ένα σχετικά μικρό ποσοστό της επιφάνειας της λίμνης. Ωστόσο έχουν πολύ σημαντικό ρόλο επειδή παρέχουν πόρους που δεν είναι διαθέσιμοι αλλού στην λίμνη (Gasit & Gafny, 1990; Gasit & Gafny 1998; Wantzen et al., 2008). 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 ωστοκία τους κατά την διάρκεια τουλάχιστον ενός μέρους του κύκλου της ζωής τους (Vadeboncoeur et al., 2006, Cantonati & Lowe, 2014).

Πολλές ρηχές λίμνες χαρακτηρίζονται και ως τυρβώδεις λόγω της συνεχούς ανάμιξης του νερού τους, της ανατάραξης και γενικά της αστάθειας των συνθηκών και παραγόντων που επηρεάζουν τη λίμνη και τις κοινωνίες των οργανισμών όπως και τις

αλληλεπιδράσεις μεταξύ αυτών. Ως ρηχές και με μικρή σχετικά χωρητικότητα είναι ασταθείς και επηρεάζονται εύκολα και σε μεγαλύτερο βαθμό από παράγοντες όπως εισροές και εκροές νερού και τα καιρικά φαινόμενα. Γενικά χαρακτηριστικά στα τυρβώδη συστήματα είναι η εναλλαγή, η μίξη, η κίνηση και η μη σταθερότητα συνθηκών. Αποτέλεσμα αυτών είναι οι μεγάλες αυξομειώσεις στην ανάπτυξη και επικράτηση κοινωτών οργανισμών αλλά και οι αλληλεπιδράσεις μεταξύ αυτών των κοινωτών στα οικοσυστήματα αυτά. Στα συστήματα αυτά παρατηρούνται μικροοργανισμοί ζωικοί και φυτικοί σε μεγάλη ποικιλότητα και με πολύπλοκους μηχανισμούς αλληλεπίδρασης μεταξύ τους αλλά και με το περιβάλλον τους. Η ιζηματοπόθεση και η επαναιώρηση του ιζήματος αποτελεί επίσης άλλο ένα σημαντικό και πολύπλοκο μηχανισμός αλληλεπίδρασης στα συστήματα αυτά.

1.2 Παράγοντες που επηρεάζουν την παραγωγή λιμναίων συστημάτων.

Η συχνότητα και το βάθος ανάμιξης του καλοκαιρινού θερμοκλινούς είναι κυρίως υπαίτια για τις διακριτές κατανομές των θρεπτικών συστατικών με το βάθος στις στήλες του νερού μιας λίμνης (Cantonati & Lowe, 2014). Στις ρηχές τυρβώδεις λίμνες, ως συνέπεια του μικρού τους βάθους δεν υπάρχει αυτός ο παράγοντας επηρεασμού κατανομής των θρεπτικών συνήθως αφού δεν υπάρχει θερμοκλινές και τέτοια διακριτή κατανομή.

Οι εποχικές αλλαγές των περιβαλλοντικών συνθηκών, είναι ένα συνηθισμένο φαινόμενο στη φύση, που περιλαμβάνει τόσο ποσοτικές, όσο και ποιοτικές διακυμάνσεις (Schmitt & Holbrook 1986, Hu & Tessier 1995). Οι ρηχές λίμνες, ως συνέπεια του μικρού τους όγκου και του συχνά ασταθούς υδρολογικού ισοζυγίου τους, επηρεάζονται πιο εύκολα από αυτές (Padisak 2003), αλλά και από την φόρτιση θρεπτικών συστατικών (Mischke & Nixdorf 2003, Elliott *et al.* 2006). Λόγω της χρήσης

τους ως δεξαμενές πόσιμου νερού, για άρδευση και ως χώρων αναψυχής, χρήζουν μεγάλης κοινωνικοοικονομικής σημασίας, και απαιτούν περισσότερη επιστημονική έρευνα (Padisak & Reynolds 2003). Άλλωστε, παγκοσμίως υπάρχουν περισσότερες ρηχές λίμνες, ενώ το 70% των λιμνών στην Ελλάδα συγκαταλέγεται μέσα σε αυτές (Coops *et al.* 2003). Οι αλλαγές που παρατηρούνται σε αυτά τα οικοσυστήματα, επηρεάζουν την ανάπτυξη των ειδών που διαβιούν σε αυτά και κατά συνέπεια τη σύνθεση των κοινοτήτων τους (DuBowoy 1988, DeAngelis *et al.* 2009). Στην περίπτωση των φυτοπλαγκτικών ειδών, ένα μοναδικό, επαναλαμβανόμενο φαινόμενο, που ακολουθεί αυτές τις περιβαλλοντικές μεταβολές, είναι οι εποχικές αλλαγές που παρουσιάζουν (Kivrak 2006) και διαπιστώθηκαν για πρώτη φορά από τον Pearsall (1930). Έκτοτε, έχουν πραγματοποιηθεί ποικίλες μελέτες, με στόχο την εύρεση των αιτιών αυτών των μεταβολών. Οι θεωρίες ισορροπίας (μεταβολή ανεξάρτητη από τις περιβαλλοντικές διακυμάνσεις), προβλέπουν ότι κατά τον ανταγωνισμό των ειδών τα αρμοστικότερα είδη κυριαρχούν και προκαλούν τον αποκλεισμό όλων των άλλων (Hardin 1960). Ωστόσο, ο Hutchinson (1961) στη θεωρία του για το «Παράδοξο του πλαγκτού», αναφέρει ότι πολλά είδη συνυπάρχουν χωρίς ανταγωνιστικό αποκλεισμό.

1.3 Εποχικές μεταβολές παραγωγής σε λιμναία συστήματα

Οι παράγοντες που ρυθμίζουν τις εποχικές μεταβολές των φυτοπλαγκτικών οργανισμών, είναι πολλοί και πολύπλοκοι. Πέρα από τους περιβαλλοντικούς παράγοντες (ένταση φωτός, θερμοκρασία κ.α.) και τη διαθεσιμότητα των θρεπτικών στοιχείων (Mischke & Nixdorf 2003, Elliott *et al.* 2006), φαίνεται να υπάρχουν και άλλοι, όπως η θήρευση και ο παρασιτισμός (Nixdorf *et al.* 2003), καθώς και η συχνότητα και η ποσότητα της παροχής νερού που επηρεάζουν την στάθμη της λίμνης (Padisak 2003).

Τα θρεπτικά στοιχεία, που φαίνεται να αποτελούν τους περιοριστικούς παράγοντες ανάπτυξης των φυκών, είναι ο άνθρακας, το άζωτο και ο φώσφορος (Owens & Esaias 1976), ενώ η ανάπτυξη των διατόμων εξαρτάται από τη διαθεσιμότητα πυριτίου (Lund 1950). Όσον αφορά τη στάθμη του νερού, στις ρηχές λίμνες κατά τους καλοκαιρινούς μήνες, η χαμηλή στάθμη σε συνδυασμό με τις υψηλές θερμοκρασίες μπορεί να αποβεί καταστροφική για τους υδρόβιους φυτικούς οργανισμούς (Coops *et al.* 2003).

Οι Sommer *et al.* (1986) σε μια προσπάθεια τους να προσδιορίσουν τις εποχικές μεταβολές των πλαγκτικών οργανισμών, πρότειναν ένα μοντέλο (PEG model) που περιγράφει βήμα – βήμα τις αλληλεπιδράσεις μεταξύ των οργανισμών αυτών για εύκρατες λίμνες. Ωστόσο, το μοντέλο αυτό δεν περιελάμβανε τους αυτότροφους οργανισμούς που ανήκουν στο πικοπλαγκτόν. PEG model (Phytoplankton Ecology Group). Σύμφωνα με αυτό:

Κατά το τέλος του χειμώνα, η μεγάλη διαθεσιμότητα θρεπτικών συστατικών σε συνδυασμό με την αύξηση της φωτεινής έντασης, οδηγούν σε ταχεία αύξηση του φυτοπλαγκτού. Τα είδη που κυριαρχούν σε αυτό το στάδιο είναι μικρά σε μέγεθος και διαθέτουν γρήγορους ρυθμούς αύξησης (π.χ. Stramenopiles). Στη συνέχεια αυτά τα είδη καταναλώνονται από το ζωοπλαγκτόν, τα είδη του οποίου κυριαρχούν σε αυτό το στάδιο.

Την άνοιξη παρατηρείται μία διαυγής φάση, που οφείλεται στη θήρευση του φυτοπλαγκτού από τους ζωοπλαγκτικούς οργανισμούς.

Οι οργανισμοί αυτοί κατά τους καλοκαιρινούς μήνες μειώνονται, λόγω της περιορισμένης διαθεσιμότητας τροφής και εξαιτίας της θήρευσής τους από τα νεαρά ψάρια, οδηγώντας στη μείωση της αφθονίας τους. Η μείωση αυτή, σε συνεργασία με την αυξημένη διαθεσιμότητα θρεπτικών συστατικών, παρέχουν πλεονέκτημα στους

φυτοπλαγκτικούς οργανισμούς, που αναπτύσσουν μια ποικιλόμορφη κοινότητα. Καθώς το καλοκαίρι συνεχίζεται, τα θρεπτικά στοιχεία αρχίζουν να εξαντλούνται με την ακόλουθη σειρά: φώσφορος, πυρίτιο και άζωτο, με τα είδη που αποτελούν το φυτοπλαγκτόν να αλλάζουν, ανάλογα με τη βιολογική τους ανάγκη σε αυτά. Το ζωοπλαγκτόν σε αυτό το στάδιο αποτελείται από είδη μικρού μεγέθους, σε αντίθεση με το φθινόπωρο. Αυτό οφείλεται στην περιορισμένη θήρευση από τα ψάρια, λόγω των χαμηλών θερμοκρασιών.

Οι χαμηλές θερμοκρασίες που συνεχίζονται το χειμώνα, σε συνδυασμό με τη μείωση της φωτεινής έντασης, έχουν σαν αποτέλεσμα τη μείωση των πληθυσμών του φυτοπλαγκτού. Επίσης μειώνεται η αναπαραγωγή αλλά και η θήρευση των ζωοπλαγκτικών ειδών.

Ο Reynolds (1984) παρατήρησε ότι:

στις oligότροφες λίμνες, παρουσιάζεται μία σημαντική αύξηση της βιομάζας, το καλοκαίρι ή αρχές φθινοπώρου. Κατά την εαρινή περίοδο κυριαρχούν ακτινικά κεντρικά διάτομα (centric diatoms), ενώ κατά τους καλοκαιρινούς μήνες δινομαστιγωτά.

Στις μεσότροφες λίμνες, παρουσιάζεται μεγαλύτερη αύξηση βιομάζας στα τέλη της άνοιξης. Κατά την εαρινή περίοδο κυριαρχούν τα διάτομα, ενώ αυξημένη βιομάζα παρουσιάζουν και χλωρόφυτα, χρυσομονάδες καθώς και κρυπτομονάδες. Στο τέλος της άνοιξης – αρχές καλοκαιριού, κυριαρχούν τα χρυσοφύκη ή τα χλωροφύκη που δημιουργούν αποικίες. Κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού κυριαρχούν τα διάτομα, ενώ εμφανής είναι και η παρουσία δινομαστιγωτών και κυανοβακτηρίων.

Στις εύτροφες λίμνες, παρουσιάζονται δύο μεγάλες αυξήσεις της βιομάζας του φυτοπλαγκτού. Η μία παρατηρείται κατά την εαρινή περίοδο (Μάρτιο – Ιούνιο), όπου κυριαρχούν τα διάτομα (με τα κρυπτόφυτα να αποτελούν την δεύτερη σε κυριαρχία

ταξινομική ομάδα) και η δεύτερη κατά την καλοκαιρινή περίοδο από δινομαστιγωτά και κυανοβακτήρια. Το φθινόπωρο παρατηρείται ξανά κυριαρχία των διατόμων.

Στις υπερεύτροφες λίμνες τα διάτομα, τα ευγληνόφυτα καθώς και μερικά είδη χλωροφυκών κυριαρχούν κατά την εαρινή περίοδο, ενώ στη συνέχεια επικρατούν τα κυανοβακτήρια.

1.4 Λιμναία Ιζήματα

Τα ιζήματα αποτελούνται από τρεις βασικές συνιστώσες:

(α) Οργανική ύλη σε διάφορα στάδια αποσύνθεσης.

(β) Ανόργανη ύλη σωματιδιακή, ορυκτολογικής προελεύσεως, (άργιλος, ανθρακικά άλατα και μη αργιλικά πυριτικά άλατα).

(γ) ανόργανα συστατικά βιογενούς προελεύσεως (π.χ. πυριτικά κελύφη διατόμων και ορισμένες μορφές ανθρακικού ασβεστίου προερχόμενη από φωτοσύνθεση και καθίζηση Wetzel 2001).

Η οργανική ύλη στα υδάτινα οικοσυστήματα αποτελείται από διαλυμένη οργανική ύλη $< 0.45 \mu\text{m}$, και από λεπτά σωματίδια οργανικής ύλης $> 0.45 \mu\text{m} < 1 \text{ mm}$ που ονομάζονται FPOM (Fine Particulate Organic Matter) λεπτόκοκκη σωματιδιακή οργανική ύλη και πιο χοντρά σωματίδια οργανικής ύλης $>$ ενός χιλιοστού που ονομάζονται CPOM (Coarse Particulate Organic Matter) χονδρόκοκκη σωματιδιακή οργανική ύλη.

Οργανική Ύλη

[Ζώντες Οργανισμοί] [Νεκροί Ιστοί οργανισμών] [Μη ζώσα Οργανική Ύλη]

V

[Χουμικές Ουσίες / Μη Χουμικές Ουσίες]

V

[Αδιάλυτες Οργανικές Ενώσεις / Οργανικά οξέα / Φουλβικά Οξέα]

Υπάρχουν δύο ειδών οργανικά ιζήματα. Ο ένας είναι ο τύπος Gytija που είναι ιζήματα που περιέχουν οργανική ύλη και ανόργανα άλατα, είναι μαλακά και χαρακτηρίζονται από σκούρο πρασινωπό-γκρι έως μαύρο χρώμα και συναντώνται σε ολιγοτροφικές λίμνες με περιεκτικότητα σε οργανικό άνθρακα <50%. Ο άλλος τύπος είναι ο Dy που είναι μίγμα gytija και αδιάλυτων οργανικών κολλοειδών. Είναι μαλακά, ένυδρα και καφέ χρώματος. Έχουν >50% περιεχόμενο σε οργανικό άνθρακα και απαντώνται σε παραγωγικές λίμνες όπου έχουμε κυριαρχία των μικρόφυτων στην παράκτια ζώνη.

Η κατανομή των βακτηρίων είναι κατά πολύ υψηλότερη στην επιφάνεια του ιζήματος από την υπερκείμενη στήλη του νερού και ακόμη η κατανομή των βακτηριδίων είναι κατά πολύ υψηλότερη στα ιζήματα της παράκτιας ζώνης παρά σε αυτά της πελαγικής ζώνης.

Στη διάφραση ιζήματος νερού λαμβάνουν τόπο πολύπλοκες χημικές διαδικασίες όπως αναερόβια αποσύνθεση μέσω της υδρόλυσης και ζυμώσεων με αποτέλεσμα την απονιτροποίηση, αναγωγικές αντιδράσεις και τη μεθανογέννηση. Κατά την υδρόλυση αποικοδομούνται πολύπλοκοι υδρογονάνθρακες, πρωτεΐνες και λιπίδια σε πιο απλά δομικά στοιχεία. Κατά την ζύμωση έχουμε αποικοδόμηση απλών σακχάρων, λιπαρών οξέων και αμινοξέων σε απλούστερα λιπαρά οξέα, αλκοόλες και H₂ και CO₂.

Anaerobic Decomposition in Sediments

Denitrification ($\text{NO}_3 \rightarrow \text{N}_2$)

Sulfate reduction ($\text{SO}_4 \rightarrow \text{H}_2\text{S}$)

Methanogenesis ($\text{CO}_2 \rightarrow \text{CH}_4$)

Παραπέρα πολύ συχνά έχουμε, μέσω αυτών αλλά και άλλων πολύπλοκων μηχανισμών αλληλεπίδρασης εναπόθεση και συσσώρευση οργανικής ύλης στο ίζημα με παράλληλη αποικοδόμηση αυτής και επαναπροσφοράς στοιχείων και ουσιών αλλά και μικροοργανισμών επίσης στο σύστημα με αποτέλεσμα την αύξηση της παραγωγικότητας του υδάτινου συστήματος από τη συνεισφορά αυτή του ιζήματος.

1.5 Βένθος - Περίφυτο

Βένθος (Benthos) είναι η συνάθροιση οργανισμών που σχετίζονται με το πυθμένα δηλαδή με τη διάφραση στερεού-ρευστού στα υδατικά συστήματα. Σήμερα γενικά έχει καθιερωθεί να αναφέρεται στα μη πλαγκτονικά ζώα που συνδέονται με το υπόστρωμα στη διάφραση ιζήματος – ύδατος. (Wetzel 2001).

Ο όρος Περίφυτον (Periphyton) αναφέρεται στους μικροοργανισμούς όπως φύκη, βακτήρια και άλλους οργανισμούς οι οποίοι αναπτύσσονται επί υποστρωμάτων (ίζημα, βράχος, φυτό, ζώο, άμμος).

1.6 Το μικροφυτοβένθος

Ο ορισμός μικροφυτοβένθος ή βενθικά μικροφύκη αναφέρεται σε μονοκύτταρα, φωτοσυνθετικά ευκαρυωτικά φύκη και κυανοβακτήρια τα οποία ενδημούν στον πυθμένα των υδατικών συστημάτων. Συναντώνται παντού στις λίμνες και κυρίως στα πρώτα λίγα χιλιοστά έως εκατοστά του ιζήματος όμως δύνανται να 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 δινομαστιγωτά και κυανοβακτήρια (MacIntyre et al., 1996). Τα βενθικά μικροφύκη είναι ιδιαίτερης σημασίας, γιατί είναι ένα πολύ σημαντικό στοιχείο των βενθικών κοινοτήτων σε ρηχά υδατικά συστήματα.

Στα ρηχά οικοσυστήματα που στερούνται μακροφυτικής και φυτικής βλάστησης το μεγαλύτερο μέρος της μάζας του μικροφυτοβένθους ζει, αναπαράγεται και καταναλώνεται στο πολύ λεπτό πάνω στρώμα του ιζήματος (επιπελικά, επιψαμμικά φύκη κτλ). Το ανώτερο αυτό υπόστρωμα αντιπροσωπεύει μια περιοχή πολύ μεγάλων διακυμάνσεων και μεταβολών των φυσικών, υδροδυναμικών, ιζηματογενών, χημικών και βιολογικών ιδιοτήτων του (MacIntyre et al. 1996).

Οι βακτηριακοί πληθυσμοί και η μεταβολική δραστηριότητα στα επιφανειακά ιζήματα είναι τάξεις μεγέθους μεγαλύτερα από τους αντίστοιχους της υπερκείμενης στήλης. (Wetzel 2001). Η ιζηματοπόθεση και η επαναιώρηση του ιζήματος δημιουργούν ένα πολύπλοκο μηχανισμό αλληλεπίδρασης, ειδικά στα ρηχά τυρβώδη συστήματα, με άμεσες συνέπειες στη συνολική παραγωγή του συστήματος. (Kromm 1911; Sundback et al. 1991; Rizzo et al. 1992).

1.6.1 Βενθικά Μικροφύκη (Microalgae) και Κυανοβακτήρια

Παρά το γεγονός ότι το μικροφυτοβένθος διαδραματίζει σημαντικότατο ρόλο στη ρύθμιση της ανταλλαγής θρεπτικών μεταξύ ιζήματος και στήλης νερού, πολύ λίγες μελέτες έχουν διεξαχθεί σε σχέση με την παραγωγικότητα των φωτοσυνθετικών και ετεροτροφικών βακτηρίων στα ιζήματα. Τα μικροφύκη συνήθως είναι παρόντα σε μεγάλους αριθμούς σε ιλυώδεις και αμμώδεις πυθμένες (Wolff 1987). Η κύρια συσχέτιση με τα βενθικά μικροφύκη (Microalgae) μπορεί να αναγνωριστεί από το περιβάλλον όπου αναπτύσσονται.

Υπάρχουν δύο κατηγορίες μικροφυκών:

1. Μικροφύκη προσκολλημένα σε σταθερά υποστρώματα όπως πάνω σε μακροφύκη (Macroalgae) και ανώτερα φυτά (Higher plants)

2. Μικροφύκη που αναπτύσσονται σε μαλακά μη σταθερά οργανικά υποστρώματα (ιλύς, άμμος). Υπάρχουν δύο κύριες κατηγορίες:

Τα επιπελικά μικροφύκη (Epipelec microalgae) τα οποία είναι κινητικά και ζουν σε ιζήματα, όπου το λασπώδες υπόστρωμα αφθονεί. Είναι καλά προσαρμοσμένα σε τέτοιου είδους περιβάλλοντα και εμφανίζουν συχνά κάθετες ρυθμικές μεταναστεύσεις σε συντονισμό με την παλίρροια.

Τα επιψαμικά μικροφύκη (Epi-psamic microalgae) που μεγαλώνουν προσκολλημένα σε κόκκους άμμου.

Τα μικροφύκη όπως προαναφέρθηκε ανήκουν εξ ορισμού στους ευκαρυωτικούς οργανισμούς. Τα φύκη αποτελούνται από πολλές κατηγορίες οργανισμών, δηλαδή αποτελούνται από ομάδες που δεν είναι άμεσα συγγενικές μεταξύ τους αφού ανήκουν σε διαφορετικά βασίλεια και συνομοταξίες, ταξινομικά.. Οι κυριότερες ομάδες μικροφυκών ανήκουν στις ακόλουθες συνομοταξίες:

Χλωρόφυτα (Chlorophyta)

Χαρόφυτα (Charophyta)

- Γλαυκόφυτα (Glaucophyta)
- Απτόφυτα (Haptophyta)
- Κρυπτόφυτα (Cryptophyta)

Διάτομα (Bacillariophyceae)

Χρυσοφύκη (Chrysophyceae)

Δινομαστιγωτά (Dinoflagellata)

Ευγληνοφύκη (Euglenophyceae)

Η διαδικασία αναπαραγωγής στα μικροφύκη γίνεται με αγενή και εγγενή τρόπο. Κατά την αγενή αναπαραγωγή πολλά μονοκύτταρα φύκη αυξάνουν τους πληθυσμούς τους, με απλή διαμήκη ή εγκάρσια κυτταρική διαίρεση, με ζωοσποριογένεση, με απλανοσπώρια και με αυτοσπώρια. Οι κυριότεροι τύποι εγγενούς αναπαραγωγής είναι τρεις. Η ζυγωτική μείωση, η γαμετική μείωση και η σποριακή μείωση.

Τα κυανοβακτήρια ή κυανοφύκη είναι ιδιαίτερη συνομοταξία της επικράτειας των Βακτηρίων. Τα κυανοβακτήρια αποτελούν ομάδα φωτοσυνθετικών προκαρυωτικών οργανισμών, που μπορούν να συνθέτουν μέσω οξυγονογενούς φωτοσύνθεσης. Η ονομασία «κυανοφύκη» (blue-green algae) οφείλεται κυρίως λόγω του χρώματος που παρουσιάζουν πολλά είδη λόγω της παρουσίας μιας χρωστικής, της φυκοκυανίνης. Όλα τα μέλη της συνομοταξίας αυτής περιέχουν χλωροφύλλη α. Τα κυανοβακτήρια θεωρούνται πιθανά ως οι πρώτοι οργανισμοί στη Γη οι οποίοι παρείχαν οξυγόνο με φωτοσύνθεση πριν από 3,5 δισεκατομμύρια χρόνια. Το κυτταρικό τοίχωμα αυτών είναι ανάλογο με εκείνο των «αρνητικών κατά Gram» βακτηρίων. Αναπαράγονται είτε με ένωση είτε με θραυσματοποίηση. Τα κυανοβακτήρια τα βρίσκουμε παντού σε ξηρά και θάλασσα και ειδικότερα σε χώρους με φωτισμό. Μερικά είδη αυτών ζουν σε τελείως αφιλόξενα περιβάλλοντα, όπως σε θερμοπηγές με πολύ υψηλές θερμοκρασίες. Τα κυανοβακτήρια είναι σημαντικός παράγοντας στην εξέλιξη του φωτοσυνθετικού οξυγόνου ιδιαίτερα στους ωκεανούς και συμβάλουν κατά πολύ στη δέσμευση του διοξειδίου του άνθρακα, και του αζώτου. Πολλές φορές παρατηρούνται σε μεγάλες συγκεντρώσεις κατόπιν υπερβολικής ανάπτυξης σε επιφάνειες λιμνών και σε υδατοσυλλογές με το διακριτικό πράσινο χρώμα ως επιπλέοντες κόκκοι. Σε μεγάλες συγκεντρώσεις μπορεί και να απελευθερώνουν τοξίνες, γνωστές ως κυανοτοξίνες. Τα κυανοβακτήρια ζουν σε ένα ευρύ φάσμα περιβαλλόντων. Εντοπίζονται σε λίμνες γλυκού νερού, σε υπεράλυμα νερά, στις θάλασσες και τους ωκεανούς, σε ορυζώνες

και ως βενθικοί οργανισμοί σε παράκτια ιζήματα λιμνών. Επίσης, συναντώνται στο έδαφος, σε ερήμους, σε σπηλιές και πολλά άλλα περιβάλλοντα. Τα κυανοβακτήρια είναι πολλές φορές και συμβιωτικοί οργανισμοί. Στους οργανισμούς με τους οποίους συμβιούν τα κυανοβακτήρια περιλαμβάνονται μύκητες, φυτά και ζώα. Τα κυανοβακτήρια παρέχουν στον ξενιστή άζωτο μέσω της αζωτοδέσμευσης, επιτρέποντας του να ζει σε περιβάλλοντα φτωχά σε άζωτο. Παράλληλα, τα κυανοβακτήρια επιτρέπουν στους μη φωτοσυνθετικούς ξενιστές τους να εκμεταλλεύονται την ηλιακή ενέργεια μέσω της φωτοσυνθετικής τους δραστηριότητας. Τα κυανοβακτήρια λαμβάνουν από τους ξενιστές τους ένα σταθερό υπόστρωμα, προστατευμένο από τις ακραίες περιβαλλοντικές συνθήκες και τη θήρευση. Ο ξενιστής μπορεί να παρέχει άνθρακα στα κυανοβακτήρια που φιλοξενεί, τα περισσότερα από τα οποία αν και είναι φωτοαυτότροφοι οργανισμοί, μπορούν όμως να ζήσουν και σαν ετερότροφοι. Πολλές από τις συμβιωτικές σχέσεις που σχηματίζουν τα κυανοβακτήρια, αποτελούν σημαντικές πηγές αζώτου για το οικοσύστημα. Οι μαζικές συναθροίσεις των κυανοβακτηρίων είναι γνωστές ως ανθίσεις του νερού (water blooms) και χαρακτηρίζονται τόσο από πυκνό αριθμό κυττάρων διασκορπισμένων στο νερό όσο και από το σχηματισμό στρωμάτων ακαθαρσιών στην επιφάνεια με χαρακτηριστική οσμή. Οι συναθροίσεις των κυανοβακτηρίων προκαλούνται συνήθως από πλαγκτικά είδη σε ευτροφικά ύδατα και βενθικά στρώματα σε oligοτροφικά νερά. Έχουν γνωστοποιηθεί περίπου 2000 είδη κυανοβακτηρίων τα οποία μπορούν να χωριστούν σε 150 γένη. Επειδή στερούνται ευδιάκριτων μορφολογικών χαρακτηριστικών, η ταξινόμηση τους είναι ιδιαίτερα δύσκολη.

1.6.2 Μικροφυτοβένθος και λίμνες

Τα βενθικά μικροφύκη παίζουν ένα πολύ σημαντικό ρόλο στα οικοσυστήματα των λιμνών: όπως στην πρωτογενή παραγωγή (Rizzo et al., 1992), στην οποία τα μικροφύκη συμβάλουν σε μικρό ή μεγάλο βαθμό (Althouse et al., 2014; Vadeboncoeur et al., 2014), τη συμβολή τους στην ανάπτυξη των ιχθυοπληθυσμών μέσω της τροφικής αλυσίδας (Vander Zanden, 2006; Vander Zanden, 2011), την πρόσληψη, διανομή και αποθήκευση των θρεπτικών συστατικών (Poullickova et al., 2014), την σταθεροποίηση των ιζημάτων (Poullickova et al., 2014), την πρόληψη της επαναιώρησης τοξινών (Scott et al., 2014) και τέλος η τροφοδότηση του βενθικού μικροβιακού βρόγχου (Wyatt et al., 2014) (Cantonati & Lowe, 2014). Μπορούν να τροποποιήσουν τις φυσικές και χημικές συνθήκες των επιφανειακών ιζημάτων που με τη σειρά του οδηγεί σε τροποποίηση της ανακύκλωσης των θρεπτικών επηρεάζοντας έτσι την οικολογία των υδάτινων οικοσυστημάτων (Eyre & Ferguson, 2002). Οι Rizzo και Wetzel (1985) αναφέρουν ότι κατά μέσο όρο η ετήσια παραγωγή βενθικών μικροφυκών στην παλιρροιακή ζώνη μπορεί συχνά να ισούται ή να ξεπερνά την παραγωγή του φυτοπλαγκτού (Fielding et al., 1988; Qu et al., 2004; Cantonati & Lowe, 2014).

Όπως τα 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 σχέση με τον φώσφορο (Stevenson & Stoermer, 1982; Mc Cormick & O'Dell, 1996; Perez- Martinez et al., 2010). Ακόμη, μπορούν να οξειδώνουν το ίζημα στη ζώνη αποικισμού τους μέσω της φωτοσύνθεσης, μειώνοντας έτσι τη ροή θρεπτικών συστατικών προς την υδάτινη στήλη (Carlton & Wetzel, 1988). Στις καθαρές ρηχές λίμνες, τα βενθικά φύκη ή βυθισμένα μακρόφυτα είναι κυρίαρχα στην πρωτογενή παραγωγή, ενώ η πρωτογενής παραγωγικότητα των ευτροφικών λιμνών, πλούσιων σε

θρεπτικά, οφείλεται κυρίως στο φυτοπλαγκτόν (Liboriussen & Jeppesen, 2003; Vadeboncoeur et al., 2003).

Οι Higgins et al. (2014) ορίζουν ως αυτοτροφική δομή τον τρόπο με τον οποίο η πρωτογενής παραγωγή ολόκληρης της λίμνης κατανέμεται μεταξύ του πλαγκτονικού και του βενθικού ενδιαίτηματος. (Cantonati & Lowe, 2014). Η πρωτογενής παραγωγή σε λίμνες απαντάται και στο πλαγκτονικό και στο βενθικό ενδιαίτημα.

1.6.3 Οργανισμοί που αποτελούν το μικροφυτοβένθος

Οι συναθροίσεις των μικροφυκών, που χαρακτηρίζονται και ως οικότοποι, διαφέρουν και κατανέμονται ποικιλόμορφα ανάλογα με το βάθος. Οι ζώνες κατανομής είναι τρεις και εντοπίζονται σε αυτές που βρίσκονται : στα ρηχά, σε μέσο βάθος και στα βαθιά. Στα ρηχά σημεία των λιμνών και γενικά σε τυρβώδη ρηχά υδατικά συστήματα έχουμε έκθεση σε συνθήκες υψηλής ακτινοβολίας, υψηλής ενέργειας λόγω του κυματισμού και της διακύμανσης των θρεπτικών ουσιών και της στάθμης του νερού, με αποτέλεσμα λόγω των ειδικών συνθηκών να υπάρχει ποικιλομορφία πολλά είδη εκ των οποίων είναι κοινά και σε ρέοντα νερά.

Η υποπαράλια ζώνη που βρίσκεται και σε μεγαλύτερο βάθος έχει αρκετά πιο σταθερές συνθήκες με κυριότερο παράγοντα το μειωμένο φως που διεισδύει στα βάθη αυτά με αποτέλεσμα να επιτρέπεται η ανάπτυξη πιο στενόοικων ειδών (Cantonati & Lowe, 2014).

Γενικά τα τελευταία χρόνια, σε παγκόσμιο επίπεδο, οι κοινότητες των βενθικών φυκών επηρεάζονται όλο και περισσότερο από μη ενδημικά είδη φυκών που εισβάλουν στον οικότοπό τους (Mares et al., 2014). Τα μη ενδημικά, εισβολικά είδη βενθικών φυκών του γλυκού νερού έχουν μελετηθεί πολύ λίγο μέχρι τώρα (Kastovsky et al., 2010). Η ρύπανση και η ανθρώπινη επέμβαση ευνοούν σε πολλές περιπτώσεις την

υπερβολική ανάπτυξη και άνθιση των ειδών με ειδικές προσαρμογές (Cantonati & Lowe, 2014).

Κοινά παραδείγματα φυκών και κυανοβακτηρίων που συναντώνται σε ρέματα και σε λίμνες είναι τα *Ulothrix zonata*, *Cocconeis pediculus*, *Diatoma ehrenbergii*, *Chamaesiphon polonicus*, *Tolypothrix penicillata*, *Bangia atropurpurea*, *Hildenbrandia rivularis*, και *Cladophora glomerata*, (Cantonati & Lowe, 2014). Κοινά διάτομα που απαντώνται συχνά σε λίμνες είναι τα *Encyonema lacustre*, *Encyonema prostratum*, *Navicula subalpina*, *Brachysira vitrea*, *Encyonema cespitosum*, *Nitzschia lacuum*, και *Pseudostaurosira brevistriata* (Cantonati & Lowe, 2014). Τα περισσότερα βενθικά φύκη των λιμνών βρίσκονται και σε τρεχούμενα νερά παρά τις διαφορές που παρουσιάζουν αυτοί οι οικοτόποι (Cantonati & Lowe, 2014).

Ένα ξεχωριστό υποσύνολο της βενθικών φυκών, σημαντικό για τη βιοποικιλότητα μιας λίμνης, φιλοξενείται στην βαθιά παράκτια ζώνη. Η μοναδική αυτή ομάδα κοινωνιών φυκών βρίσκεται σε άμεση αλληλεπίδραση με τις πιο ασταθείς παραλιακές και ρηχές ζώνες. Οι περισσότερες εκτιμήσεις για τη βιοποικιλότητα περιορίζονται σε δειγματοληψίες που έχουν γίνει σε ρηχά νερά σε σταθερά βάθη (DeNicola & Kelly, 2014). Οι μελέτες σε αυτό τον τομέα θα είναι πιο ολοκληρωμένες όταν γίνουν πιο επαρκείς μελέτες και για τις βαθιές ζώνες αφού πολλά σπάνια είδη ευδοκιμούν και στις βαθιές ζώνες. Από οικολογικής άποψης, οι κοινότητες των μικροοργανισμών που βρίσκονται σε αυτά τα ενδιαίτηματα είναι πολύ σημαντικά. Ο ευτροφισμός που παρατηρείται σε πολλές λίμνες σήμερα μπορεί να αναδειχθεί ως απειλή και για τις επιλιθικές κοινότητες των βαθύτερων νερών (Lowe, 1996; Cantonati & Lowe, 2014).

1.6.4 Μικροφυτοβένθος – οικότοπος και μηχανισμοί αλληλεπίδρασης

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. Παράκτια ζώνη ορίζεται ως η ζώνη που εκτείνεται από την ακτή έως το βάθος στο οποίο το 1% του εισερχόμενου φωτός της επιφάνειας μπορεί να διεισδύσει. Κύρια περιβαλλοντικά χαρακτηριστικά των ζωνών αυτών είναι υψηλός στροβιλισμός του νερού, η μεγάλη σε ποσότητα προσπίπτουσα ηλιακή ενέργεια και η μεγάλη διακύμανση της θερμοκρασίας (Cantonati & Lowe, 2014).

Ένας πολύ σημαντικός παράγοντας για την εξάπλωση των φυκών στις λίμνες και τα τρεχούμενα νερά είναι το υπόστρωμα (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 και η μειοπανίδα ζουν σε στενή αλληλεξάρτηση μεταξύ τους αλλά και με τους μύκητες, τα βακτήρια, και τα άλλα οργανικά και ανόργανα υλικά (θρύμματα), τα οποία όλα είναι ενσωματωμένα σε ένα βλεννοπολυσακχαριτικό στρώμα (Burkholder, 1996). Όλη αυτή η συνάθροιση ορίζεται ως ‘κοινότητα βενθικών φυκών’ (Kahlert, 2001). Η παρουσία των βενθικών μικροφυκών μπορεί να μειώσει την επαναιώρηση του ιζήματος με τον σχηματισμό ταπήτων πάνω στην επιφάνεια του πυθμένα με την σύνδεση των σωματιδίων του ιζήματος με εξωκυτταρικές πολυμερείς ουσίες (extracellular polymeric substances, EPS) (Mac Intyre et al., 1996). Οι εξωκυτταρικές αυτές πολυμερείς ουσίες μπορούν και μεταβολίζονται γρήγορα από τις υπάρχουσες κοινότητες βακτηρίων (Wetzel, 2001).

Ανάλογα με το βάθος κάποιες βιοτικές παράμετροι μπορεί να επηρεάσουν την κατανομή των φυκών. Παραδείγματα τέτοιων βιοτικών παραμέτρων είναι η μείωση της

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

Ο κυματισμός συχνά είναι έντονος στα ρηχά παράκτια νερά (Stevenson & Stoermer, 1981; Hoagland & Peterson, 1990) όπως και η επίδραση από τις διακυμάνσεις της στάθμης του νερού. Όπως αναφέρουν οι (Leira & Cantonati, 2008; Wantzen, 2008), η διακύμανση στην στάθμη του νερού επηρεάζει και αλλάζει την οικολογική λειτουργία όλο και περισσότερων λιμνών. 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, Vorosmarty et al. 2000).

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).

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. Με την οξυγόνωση μέσω της φωτοσύνθεσης και την αυξημένη, λόγω παραγωγής, επάρκεια οργανικού υλικού ενισχύεται η βακτηριακή δραστηριότητα η οποία με τη σειρά της συμβάλει στην ανακύκλωση των θρεπτικών μέσω συγκεκριμένων διεργασιών, κυρίως της νιτροποίησης και απονιτροποίησης (Wilson, 2004). Η αμφίδρομη ροή θρεπτικών στη διάφανη ιζήματος ύδατος και η οξυγόνωση μέσω της φωτοσύνθεσης είναι διαδικασίες

πολύ σημαντικές για τη ρύθμιση της ποσότητας και της ποιότητας των θρεπτικών ουσιών στην υδάτινη στήλη αφού 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 Τριχόπττερων (*Tinodes waeneri* L.) (Kahlert, 2001). 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).

1.6.5 Μικροφυτοβένθος & Παραγωγή

Τα βενθικά φύκη συμβάλουν σημαντικά στην πρωτογενή παραγωγικότητα σε πολλούς τύπους λιμνών (Vadeboncoeur et al., 2001; DeNicola et al., 2003) (Cantonati & Lowe, 2014). Συμβάλλουν έως και 30% στη συνολική παραγωγική των εκβολών ενός ποταμού, και συχνά φτάνουν και την πρωτογενή παραγωγή του πελαγικού φυτοπλαγκτού όταν βρίσκονται σε ρηχά περιβάλλοντα (MacIntyre et al., 1996). Το μικροφυτοβένθος δύναται να συνεισφέρει σημαντικά στην πρωτογενή παραγωγή σε ρηχά υδάτινα συστήματα (MacIntyre and Cullen 1995). Η επαναιώρηση του μικροφυτοβένθους που είναι προσκολλημένο σε σωματιδιακό υλικό, σε μικτικά και

τυρβώδη περιβάλλοντα, συμβάλλει σημαντικά και στην πελαγική παραγωγικότητα (de Jonge & van Beusekom, 1995; Mac Intyre et. al., 1996).

Η πρωτογενής παραγωγή του μικροφυτοβένθους στα ιζήματα εξαρτάται από πολλούς παράγοντες όπως η ποσότητα της προσπίπτουσας ακτινοβολίας στο ίζημα, τη φύση και σύσταση του υποστρώματος, την επάρκεια θρεπτικών και οξυγόνου, τον ανταγωνισμό και τις διακυμάνσεις των πληθυσμών και των ειδών, την αναπνοή και τον αναερόβιο μεταβολισμό, την κίνηση του νερού και πολλά άλλα.

Παράγοντες που επηρεάζουν σε σημαντικό βαθμό την παραγωγικότητα είναι η θερμοκρασία, οι διαθέσιμες θρεπτικές ουσίες και το φως (Grant, 1986; Blanchard et al., 1997). Πιο σημαντικός από τους παράγοντες αυτούς είναι το φως (Vadeboncoeur et al., 2001) το οποίο θα μπορούσε να θεωρηθεί και περιοριστικός παράγοντας. Η εξασθένιση του φωτός εντείνεται λόγω της θολρότητας των νερών για την οποία ευθύνονται τα αιωρούμενα στερεά, το φυτοπλαγκτόν και η ανάπτυξη νηματοειδών φυκών. Το φως εξασθενεί ταχύτατα μέσα στην στήλη του νερού με αποτέλεσμα μόνο μια περιορισμένη ποσότητά του να φθάνει στο βένθος. Έτσι, τα βενθικά μικροφύκη συναντώνται πολύ συχνά σε θολά νερά ρηχών υδατοσυλλογών, προσαρμόζονται σε χαμηλά επίπεδα φωτός πολύ γρήγορα όπως και στις τοπικές συνθήκες της διαθέσιμου φωτός (Sundback & Jonsson, 1988; Light & Beardall, 2001) (Wilson 2004). Σε μεταβολές των θρεπτικών συστατικών της υπερκείμενης υδάτινης στήλης η απόκριση των βενθικών φυκών είναι αργή γιατί η ανάπτυξη τους επηρεάζεται πρωταρχικώς από την έλλειψη φωτός (Cattaneo, 1987).

Πηγές θρεπτικών συστατικών από όπου τα βενθικά φύκη αντλούν ζωτικές ουσίες για τη θρέψη τους είναι το υπερκείμενο νερό, ενδεχόμενες διαφυγές θρεπτικών ουσιών από το υπόστρωμα και ή εσωτερική ανακύκλωση των θρεπτικών συστατικών (Mulholland 1996). Η προσβασιμότητα στις θρεπτικές ουσίες του υπερκείμενου νερού

στις λίμνες συχνά περιορίζεται από μια στρωμάτωση, οριακή γραμμή, από την οποία οι διαλυτές ουσίες μπορούν να μεταφερθούν με αργή διάχυση (Burkholder, 1996; Kahlert, 2001). Όπως έχει αναφερθεί, σε ρηγά νερά, τα θρεπτικά συστατικά συχνά είναι σε μειωμένη ποσότητα κάποιες φορές, λόγω της έντονης κατανάλωσης από βιολογικούς παράγοντες (Cantonati & Lowe, 2014). 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).

Το μικροφυτοβένθος εκτός άλλων προκαλεί σημαντική συσσώρευση άνθρακα στη βάση των τροφικών αλυσίδων. Σε αντίθεση με άλλους βενθικούς πρωτογενείς παραγωγούς όπως τα μακρόφυτα, είναι μια πολύ καλή πηγή ασταθούς άνθρακα για τους βενθικούς αιωρηματοφάγους και φυτοφάγους οργανισμούς όπως τα μακροασπόνδυλα και τα ψάρια (Miller et al., 1996). Τα εξωκυτταρικά υλικά αποτελούν πηγή άνθρακα για βακτήρια και μακροασπόνδυλα και γενικά για τις βενθικές κοινωνίες τα οποία επίσης σταθεροποιούν το ίζημα και αποτρέπουν την επαναιώριση των τοξινών και των θρεπτικών (Wyatt et al., 2014). Ο βενθικός ολικός φώσφορος (TP), όπως έδειξαν οι Carey et al. (2014) κάποιες φορές μπορεί να επηρεάσει έντονα τον ολικό φώσφορο μιας λίμνης (Cantonati & Lowe, 2014). Οι συγκεντρώσεις πυριτίου σε λίμνες αυξάνουν συχνά με το βάθος, συνήθως λόγω των κελυφών των διατόμων και της διάλυσής τους (Cantonati & Lowe, 2014).

1.7 ΣΚΟΠΟΣ ΤΗΣ ΕΡΓΑΣΙΑΣ

Στην παρούσα εργασία επιχειρείται για πρώτη φορά μελέτη της κατανομής της χλωροφύλλης *a* και του οργανικού υλικού στα μικροστρώματα του ιζήματος. Συγκεκριμένα στα επιφανειακά 0-30 mm, του ιζήματος με σκοπό μια πρώτη διερεύνηση αυτής της κατανομής και εξαγωγή ενδείξεων για την παραπέρα μελέτη της παραγωγής του μικροφυτοβένθους στο ίζημα της λίμνης Κάρλας. Μελέτες που έχουν γίνει σχετικά με την ποσότητα χλωροφύλλης *a* σε στο ίζημα λιμνών αφορούν κυρίως τη χωρική και εποχική κατανομή της. Μελετούν την διακύμανση της παραγωγής του μικροφυτοβένθους σε ετήσια βάση και διακυμάνσεις ανάμεσα σε δείγματα από διαφορετικούς σταθμούς δειγματοληψίας ανάλογα με τη θέση του σταθμού στη λίμνη. Οι Vadebocouer et. al. (2006) ασχολήθηκαν με τη συσχέτιση παραγωγικότητας μικροφυτοβένθους και υποστρώματος. Γενικά δεν βρέθηκε ξένη βιβλιογραφία με παρόμοιες μελέτες και με σκοπό την εξέταση της κατανομής της χλωροφύλλης στα επιφανειακά στρώματα της στήλης του ιζήματος.

2. ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

2.1 ΠΕΡΙΟΧΗ ΜΕΛΕΤΗΣ, Λίμνη Κάρλα

Περιοχή μελέτης της παρούσας εργασίας είναι η λίμνη Κάρλα. Βρίσκεται στη Θεσσαλία, ανατολικά της Πεδιάδας της Λάρισας, στα όρια των Νομών Λαρίσης και Μαγνησίας. Το οικοσύστημα της λίμνης βρίσκεται σε γεωγραφικό πλάτος $39^{\circ} 26'49''$ έως $39^{\circ} 32'03''$ Β και σε γεωγραφικό μήκος $22^{\circ} 46'47''$ έως $23^{\circ} 51'50''$ Ε και έχει περίμετρο 30,55 km. Έχει επιφάνεια περίπου 37 km² σε λεκάνη απορροής έκτασης 1171 km² και έχει σχετικά μικρό μέσο βάθος, 2 m, και μέγιστο βάθος νερού 4,5 m (Papadimitriou et al., 2013). Είναι κατασκευασμένη στο χαμηλότερο τμήμα της παλαιάς λίμνης Κάρλας. Η λεκάνη απορροής της λίμνης βρίσκεται νοτιοανατολικά της πεδιάδας της Λάρισας, οι διαστάσεις της είναι 35 km μήκος και 9 με 15 km πλάτος και είναι επιμήκης. Ο Πηνειός ποταμός και ο ορεινός όγκος της Όσσας είναι τα όρια της λεκάνης βόρεια, προς ανατολικά είναι οι ορεινοί όγκοι του Μαυροβούνιου και του Πηλίου, νότια το όρος Χαλκοδόμιο και το Μεγαβούνι, τέλος δυτικά το όρος Φυλλήιον. Το κλίμα της λεκάνης είναι ηπειρωτικό και έχει μέση ετήσια βροχόπτωση περίπου 560 mm άνισης χρονικής και χωρικής κατανομής (Vasiliades et al., 2009). Η λίμνη τροφοδοτείται κατά κύριο λόγο από τις εισροές γλυκού νερού που προέρχονται από τον ποταμό Πηνειό μέσω του ρέματος Ασμάκι. Ο Πηνειός είναι η κύρια πηγή εισροών στη λίμνη, 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).

Η λίμνη Κάρλα ή Βοιβής ήταν ένας από τους σημαντικότερους υδροβιότοπους, τόσο της Ελλάδας, όσο και διεθνώς (Ζαλίδης 1995; Εξαρχόπουλος 1999; Ζαχίδου 2000; Ανώνυμος 2004). Η συνολική έκταση της φυσικής λεκάνης της λίμνης Κάρλας πριν την

αποξήρανση ήταν μεγαλύτερη από 1.663 km² (Μαργαρίτη, 2013) (Πιν.1). Βρισκόταν γεωγραφικά στο νοτιοανατολικό άκρο της πεδιάδας της Λάρισας και είχε μορφή κλειστής επιμήκουσ λεκάνης μήκος 35 km και πλάτος 9 – 15 km (Ζαλίδης 1995; Τζιάτζιος 2010). Επιπλέον, σε περιόδους ανομβρίας κάλυπτε περίπου 45 km², ενώ σε περιόδους έντονων βροχοπτώσεων περίπου 180 km² (Εξαρχόπουλος 1999).

Χρονικές περιόδους	Λεκάνη απορροής (km ²)	Πίνακας 1
Πριν το 1937	> 1.672 km ²	Λεκάνης απορροής της λίμνης
1937 – 1945	1.672 km ²	Κάρλας από το 1937 ως το 1952 σε
1945 – 1949	1.334 km ²	km ²
1949 – 1952	1.075 km ²	

Η σπουδαιότητα της λίμνης διαφαίνεται από το πλήθος των βιβλιογραφικών αναφορών, οι οποίες τη συνδέουν με την μυθολογία αλλά και με την ιστορική εξέλιξη των Ελλήνων (Εξαρχόπουλος 1999; Ζαχίδου 2000). Ελάχιστα είναι γνωστά για τη βιολογία της λίμνης και αν δεν είχε αποξηρανθεί σίγουρα θα χαρακτηριζόταν ως υγρότοπος διεθνούς σημασίας και θα προστατευόταν. Από τα 143 είδη πουλιών που είχαν καταγραφεί σε αυτήν, 55 από αυτά σήμερα ανήκουν στην κατηγορία «προστατευμένα» σύμφωνα με την οδηγία 79/409/ΕΟΚ (Ζαλίδης 1995).

Ο υγρότοπος της Κάρλας ήταν ένας από τους πέντε σπουδαιότερους υγροτόπους της Ευρώπης, ο οποίος φημιζόταν για τη σπουδαία βιοποικιλότητα του (ορνιθοπανίδα, τσακάλια, Λίγκες κ.α.), αλλά και για την ιχθυοπανίδα του (Εξαρχόπουλος 1999). Στη λίμνη ζούσαν πληθυσμοί πολλών ειδών ψαριών (Εξαρχόπουλος 1999; Τζιάτζιος 2010): όπως: Το γριβάδι ή ζαζάνι, το τσιρόνι ή πλατίτσα, η τσερνίτσα, ή τοπική πράσινη σαρδέλα, ο κέφαλος, η πεταλούδα, ο σύρτης, ο γοβιός και το χέλι. Χίλιες οικογένειες

περίπου ζούσαν από την αλιεία, με παραγωγή 600 – 800 τόνους ετησίως (Ζαχίδου 2000).

Στην προσπάθεια για τη δημιουργία εγγειοβελτιωτικών και αντιπλημμυρικών έργων, και την τότε ανάγκη για περιορισμό των επιδημιών ελονοσίας όπως και την πίεση των παροικούντων για εξασφάλιση γεωργικών εκτάσεων, οδήγησαν το 1962 στην απόφαση της πολιτείας για αποξήρανση της λίμνης. Η αποξήρανση της λίμνης Κάρλας επιτεύχθηκε με τη δημιουργία μιας σήραγγας, η οποία διοχέτευε τα νερά της λίμνης στον Παγασητικό Κόλπο (Ζαλίδης 1995; Εξαρχόπουλος 1999). Η σήραγγα αυτή κατασκευάστηκε το διάστημα 1957 – 1960, είχε μήκος 10,5 Km και παροχετευτική ικανότητα 8,5 m³/sec (Ζαλίδης 1995). Κατά τον Ananiadi (1956), η λίμνη αποτελούσε ένα υγιή βίοτοπο με μεγάλη βιοποικιλότητα. Η αποστράγγισή της όμως, είχε σαν αποτέλεσμα την περιβαλλοντική υποβάθμιση της περιοχής (Zalidis et al. 2005). Οι εκτάσεις που παραχωρήθηκαν δεν μπόρεσαν να αξιοποιηθούν τελικά γιατί η λίμνη είχε υφάλμυρα νερά και τα εδάφη της ήταν ακατάλληλα για καλλιέργεια. Η σήραγγα, εξαιτίας της μικρής αποχετευτικής της ικανότητας, δεν μπορούσε να παροχετεύσει μεγάλες ποσότητες νερού με αποτέλεσμα πλημμυρικά φαινόμενα και κατακλυσμό των γεωργικών εκτάσεων με νερό. Ίσως το μόνο θετικό σημείο της αποξήρανσης ήταν η μείωση των περιστατικών ελονοσίας στην περιοχή. Ωστόσο, ολέθριες ήταν οι επιπτώσεις στην πανίδα της περιοχής αλλά και στο οικοσύστημα γενικότερα (Εξαρχόπουλος 1999; Ανώνυμος 2004).

Αργότερα, εκτιμώντας τις περιβαλλοντικές επιπτώσεις που επήλθαν όπως η ακαταλληλότητα των εδαφών για καλλιέργεια, η αδυναμία υδροδότησης οικισμών, σε συνδυασμό με την ραγδαία πτώση του υδροφόρου ορίζοντα (Zalidis & Gerakis 1999), αλλά και την οικολογική καταστροφή και υποβάθμιση που διεπράχθη, οδηγηθήκαμε ξανά στην ιδέα αποκατάστασης της λίμνης.

Το Νοέμβριο του 2009 άρχισε η άντληση νερού από τον ποταμό Πηνειό για την επαναφορά της λίμνης (Οίκοπου et al., 2012). Ο ταμιευτήρας που δημιουργήθηκε, σε σύγκριση με την αρχική της έκταση (180 Km²), είναι μικρότερος (37 Km²).

Η Κάρλα αποτελεί ένα μοναδικό σύστημα που βρίσκεται σε επανασύσταση και υπόκειται σε συνεχήs μεταβολές μέχρι η λίμνη να σταθεροποιήσει τη στάθμη της. Αποτελεί έτσι ένα οικοσύστημα ιδανικό για τη μελέτη του εποικισμού και επανεγκατάστασης κοινοτήτων μικροοργανισμών σε φυσική κλίμακα.

2.2 Δειγματοληψία

Για τις δειγματοληψίες ιζήματος επιλέχθηκαν σε δύο σταθμοί παρατήρησης: ΚΡΛ(1) ΑΡΙΑΝΝΗ ή ΣΤ(1) και ΚΡΛ(2) ΠΑΡΑΤΗΡΗΤΗΡΙΟ ή ΣΤ(2).

Τα σημεία επιλέχθηκαν στην υποπαράλια περιοχή της λίμνης, δίπλα στη ρηχή ακτή, σε τέτοια σημεία ώστε να είναι μακριά από τα σημεία που βρίσκονται οι κύριες εισροές γλυκού νερού 1Τ και 2Τ και ώστε τα ληφθέντα δείγματα ιζήματος να έχουν παρόμοια κοκκομετρική σύσταση για να είναι συγκρίσιμα (περιεχόμενο 80% λεπτόκοκκο αργιλικό και 20% άμμο).

Ο σταθμός 1 (ST1, Αριάννη) που βρίσκεται στη νότια πλευρά της λίμνης έχει συντεταγμένες 39ο 28' 32.21"N και 22ο 50' 39.49"E, ενώ ο σταθμός 2 (ST2, Παρατηρητήριο) της βόρεια πλευράς της λίμνης έχει συντεταγμένες 39ο 30' 25.07"N και 22ο 50' 48.96"E (Εικόνα 1).

Έγιναν τρεις δειγματοληψίες, 5 και 31 Μαρτίου 2014 και 5 Ιουνίου 2014. Οι πυρήνες του ιζήματος συλλέχτηκαν σε σύριγγες από διαφανές PVC διαμέτρου 2,6 cm με κομμένο το πάνω άκρο στη μεριά της βελόνας. Σε κάθε σημείο λήψης σε κάθε σταθμό συλλεγόταν τρεις πυρήνες δείγματος σε απόσταση περίπου 30-40cm η μία από την άλλη, δηλαδή εντός περιοχής ενός m², σε βάθος μικρότερο του μισού μέτρο από

την επιφάνεια. 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. Η κάθε σύριγγα εισερχόταν αργά και κάθετα μέσα στο ίζημα σε βάθος περίπου 6-7 cm και με προσοχή να μην διαταραχθεί το πάνω μέρος του πυθμένα καθώς κινείται το έμβολο προς τα πάνω. Τα δείγματα σκεπάστηκαν στο ανοιχτό άκρο της σύριγγας με parafilm, μπήκαν κάθετα σε σκοτεινό δοχείο με πάγο για τη μεταφορά τους στο εργαστήριο του Πανεπιστημίου Γεωπονίας και Ιχθυολογίας Θεσσαλίας όπου και τοποθετήθηκαν στο σκοτάδι σε ψυγείο στους -20oC μέχρι να γίνει η ανάλυσή τους.



Εικόνα 1 : Χάρτης της λίμνης Κάρλας με τα σημεία δειγματοληψίας

2.3. Επεξεργασία και Ανάλυση δειγμάτων.

2.3.1 Προετοιμασία δειγμάτων

Οι αναλύσεις έγιναν σε τρεις ορίζοντες: 1, 2 και 3 cm από την επιφάνεια του ιζήματος για τον προσδιορισμό της αναλογίας επί τις εκατό σε οργανικό υλικό και της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης και των φαιοφυτινών επί του δείγματος. (Κορμάς 1998).

Για την επεξεργασία τους τα δείγματα αφέθηκαν λίγο χρόνο έξω από το ψυγείο και παγωμένο ακόμη το δείγμα κόπηκε σε φέτες πάχους 1cm και σε τρεις ορίζοντες. Η πρώτη φέτα αντιπροσωπεύει το πάνω άνω μέρος του ιζήματος στον πυθμένα. Κάθε φέτα χωρίστηκε σε δύο τμήματα όπου το πρώτο τοποθετήθηκε σε κάψες από πυρίμαχο υλικό για να χρησιμοποιηθεί για τον υπολογισμό της περιεκτικότητας σε οργανικό υλικό και το δεύτερο τμήμα σε σωλήνα φυγοκέντρωσης των 10ml για να υπολογιστούν συγκεντρώσεις φυτοχρωστικών στο δείγμα.

2.3.2 Εκχύλιση χλωροφύλλης και φαιοφυτίνες

Το κάθε δείγμα του ιζήματος ζυγίστηκε σε ζυγαριά ακριβείας. Στο σωλήνα φυγοκέντρωσης προστέθηκαν 5ml ακετόνης 90% στο ίζημα και το μίγμα ομογενοποιήθηκε με μεταλλική ράβδο μηχανικά και μετά σε vortex αφού σκεπάστηκε με παραφίλμ. Τα δείγματα αφέθηκαν περίπου 24 ώρες, στο σκοτάδι στους 4oC. Την επόμενη ημέρα αφού τα δείγματα αφέθηκαν να πάρουν θερμοκρασία δωματίου, τους αφαιρέθηκε το παραφίλμ και εισήχθησαν σε μηχανή φυγοκέντρωσης στις 4000 στροφές/λεπτό για 20 λεπτά. Μετά το τέλος της φυγοκέντρωσης το υπερκείμενο υγρό αφαιρέθηκε προσεκτικά με πιπέτα Pasteur και τα δείγματα μεταφερόταν με τη σειρά σε κυψελίδα χαλαζία 1 cm όπου και φωτομετρήθηκαν σε μήκη κύματος 750, 664,647,630, 510 και 480 nm, για τον υπολογισμό της συγκέντρωσης σε χλωροφύλλη. Μετά την κάθε

φωτομέτρηση προσθέταμε στα δείγματα 2 σταγόνες HCL 10% οπότε και γινόταν νέα φωτομέτρηση, αφού ανακινούσαμε την κυψελίδα φράσσοντας την με παραφίλμ, στα 750 και 664 nm , για τον υπολογισμό της συγκέντρωσης των φαιοφυτινών.

2.3.3 Υπολογισμός συγκέντρωσης χλωροφύλλης και φαιοφυτινών

Υπολογισμός της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης α σε mg/m³ υγρού ιζήματος.

$$26.7 (664\pi - 664\mu) v / V l$$

Υπολογισμός της συγκέντρωσης των φαιοφυτινών σε mg/m³ υγρού ιζήματος.

$$26.7 [(1.7 664\mu) - 664\pi] v / V l$$

Όπου:

664π = απορρόφηση του δείγματος στα 664nm – την απορρόφηση στα 750 nm

(π = πριν την προσθήκη οξέως)

664μ = απορρόφηση του δείγματος στα 664nm – την απορρόφηση στα 750 nm

(μ = μετά την προσθήκη οξέως)

v = ο όγκος της ακετόνης που χρησιμοποιήθηκε (ml)

V = το βάρος του ιζήματος που αναλύθηκε (gr)

(Στην βιβλιογραφία του Wolf (1987), όπου V είναι ο όγκος του υγρού ιζήματος που αναλύθηκε σε (l). Στη συγκεκριμένη εργασία υπολογίστηκε η συγκέντρωση των χρωστικών στο ιζημα μετρώντας το βάρος, δηλαδή σε mg/gr.)

l = το μήκος της κυψελίδας (cm)

Wolff (1987); Parsons, Maita and Lalli (1984)

2.3.4 Υπολογισμός επί τις εκατό αναλογίας στο ιζήμα σε οργανικό υλικό

Για τις αναλύσεις του οργανικού υλικού χρησιμοποιήθηκε υλικό μόνο από τις δύο δειγματοληψίες των 31/03/2014 και 02/06/2014. Το υπόλοιπο μέρος κάθε δείγματος από κάθε οριζόντια τομής του ιζήματος από κάθε σύριγγα εισήχθη σε αριθμημένες πυρίμαχες κάψες, όπως αναφέρθηκε προηγουμένως, οι οποίες ζυγίστηκαν για να υπολογιστεί το καθαρό βάρος του ιζήματος. Είχε προηγουμένως μετρηθεί και αριθμηθεί το απόβαρο της κάθε κάψας για δυνατότητα επαλήθευσης και αποφυγής τυχόν λάθους. Στη συνέχεια οι κάψες με το υλικό τοποθετήθηκαν σε κλίβανο στους 55οC, τόσο χρόνο, ώστε το υλικό να απολέσει όλη του την υγρασία και να παραμείνει το ανόργανο και οργανικό υλικό απουσία υγρασίας. Ακόμη μια φορά ζυγίστηκαν τα δείγματα και υπολογίστηκε το καθαρό βάρος του ιζήματος χωρίς την παρουσία νερού δηλαδή οργανικό + ανόργανο υλικό. Τα δείγματα σε επόμενο στάδιο επεξεργασίας μπήκαν σε κλίβανο του εργαστηρίου στους 500οC όπου υποβλήθηκαν σε υπερθέρμανση για 2.5 ώρες με σκοπό την αποτέφρωση και απομάκρυνση μέσω εξαέρωσης της οργανικής περιεχόμενης μάζας του δείγματος σε σχεδόν απόλυτο βαθμό. Έτσι τέλος τα δείγματα ζυγίστηκαν αυτή τη φορά για να υπολογιστεί η καθαρή εναπομείνουσα ανόργανη ουσία του ιζήματος.

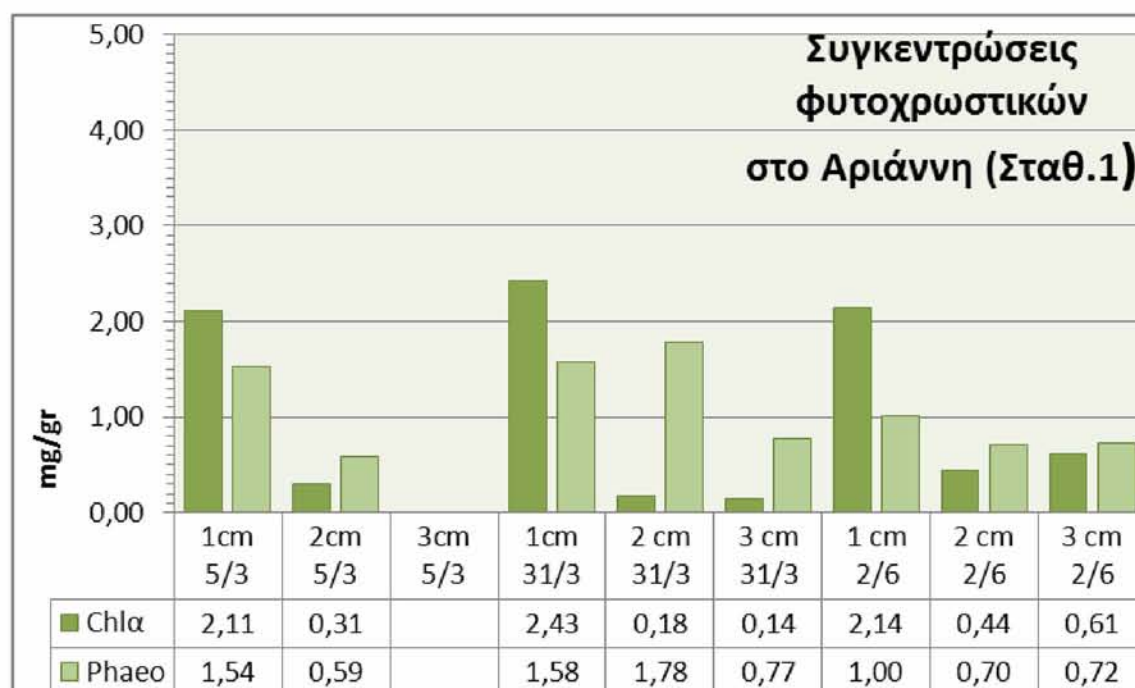
Οργανικό Υλικό:

Βάρος Ιζήματος (πριν καύση 500οC) - Βάρος ιζήματος (μετά καύση 500οC)

3. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

3.1 Χλωροφύλλη α

Στον σταθμό Αριάννη (ST1), η χλωροφύλλη α κυμάνθηκε από 0,14 mg/gr έως 2,43 mg/gr. Η ελάχιστη τιμή παρατηρήθηκε στις 31/03/2014 σε βάθος 20-30 mm, ενώ η μέγιστη τις 31/03/2014 στα 0-10 mm (Σχ.1).



Σχήμα 1: Γράφημα και πίνακας διακύμανσης των συγκεντρώσεων της χλωροφύλλης α και των φαιοφυτινών σε τρία διαφορετικά βάθη του ιζήματος, στο Σταθμό 1, στις τρεις διαφορετικές ημερομηνίες.

Η ελάχιστη τιμή για τις φαιοφυτίνες ήταν 0,59 mg/gr στον ST1 και σημειώθηκε στις 05/03/2014 σε βάθος 10-20 mm και η μέγιστη σε βάθος 10-20 mm ήταν 1,78 mg/gr και σημειώθηκε αντίστοιχα στις 31/03/2014 (Σχ. 1).

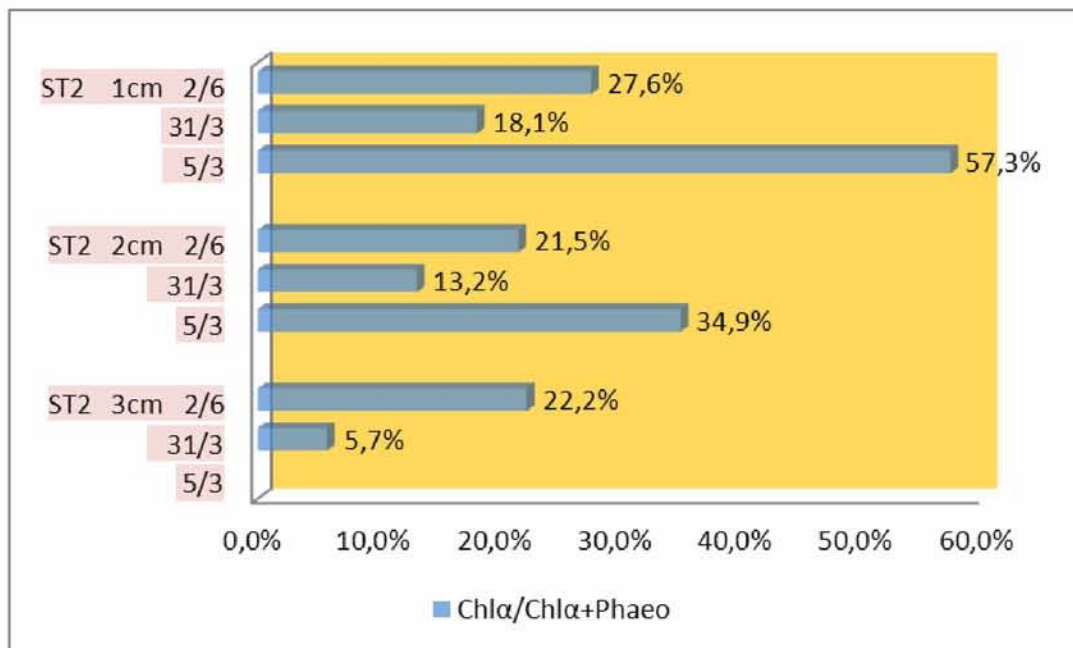
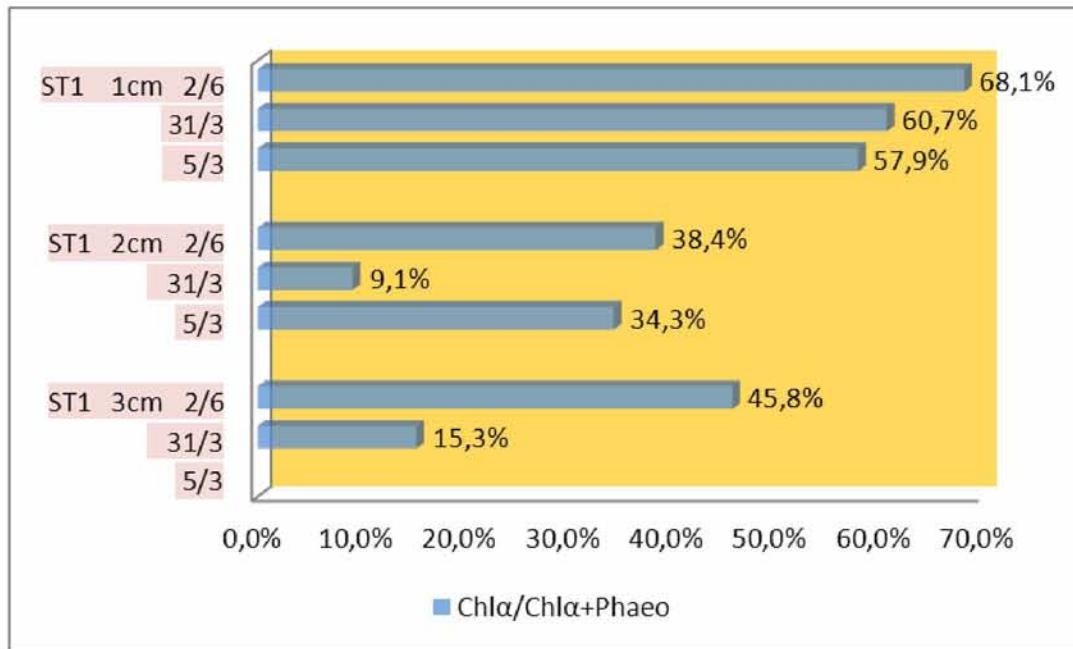
Στο σταθμό Παρατηρητήριο (ST2), στις 02/06/2014 η χλωροφύλλη α, έφτανε τα 0,08 mg/gr σε βάθος 20-30 mm και τα 1,59 mg/gr στις 05/03/2014 σε βάθος 0-10 mm (Σχ. 2).



Σχήμα 2: Γράφημα και πίνακας διακύμανσης των συγκεντρώσεων της χλωροφύλλης α και των φαιοφυτινών σε τρία διαφορετικά βάθη του ιζήματος, στο Σταθμό 2, στις τρεις διαφορετικές ημερομηνίες.

Ελάχιστη τιμή φαιοφυτινών, 0,30 mg/gr, στον ίδιο σταθμό (ST2) είχαμε σε βάθος 20-30 mm στις 02/06/2014 ενώ η μέγιστη της ήταν 4,54 mg/gr στις 31/03/2014 σε βάθος 0-10 mm (Σχ. 2).

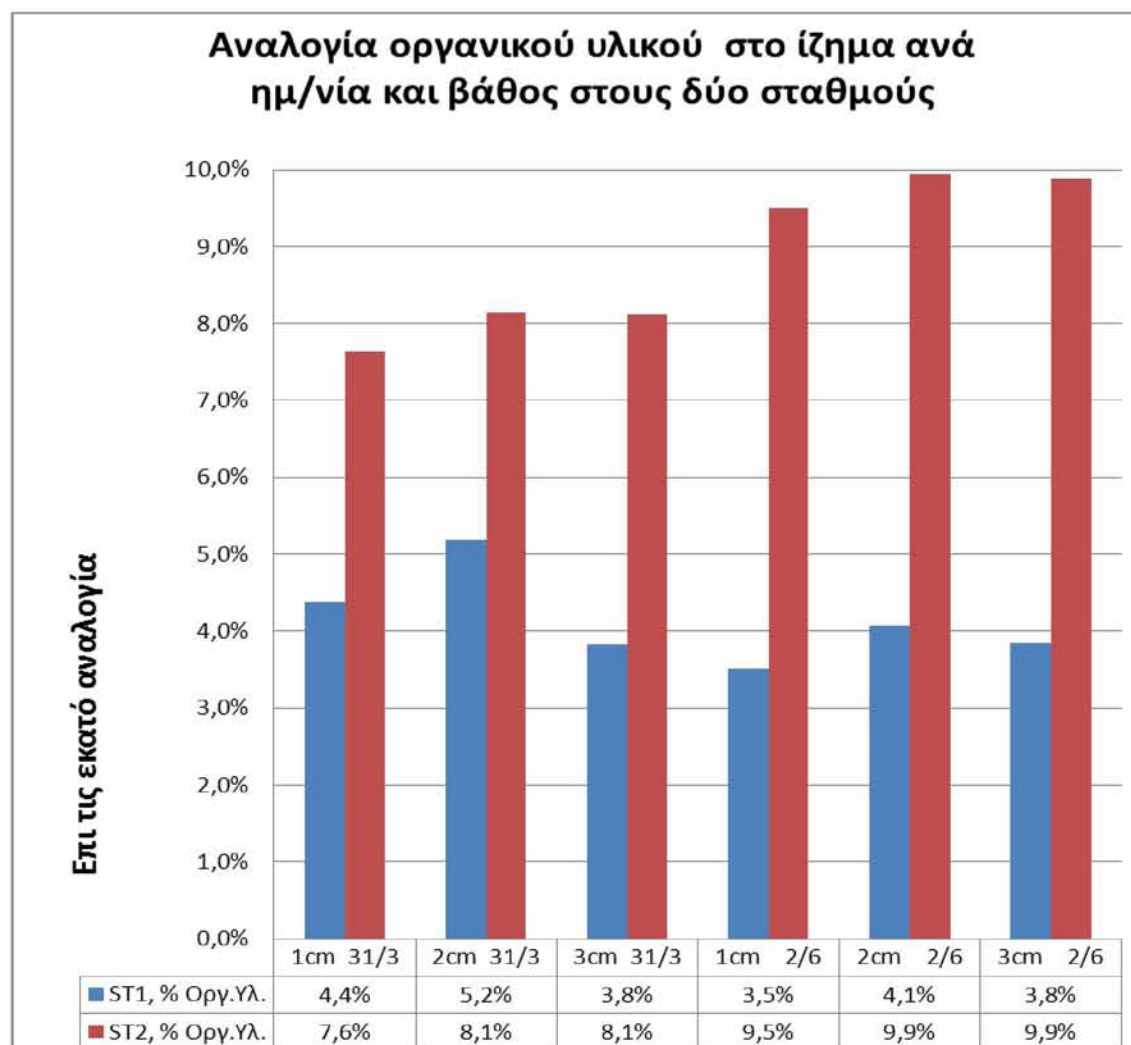
Στο ST1, το ποσοστό της χλωροφύλλης επί του συνόλου των φυτοχρωστικών διακυμάνθηκε μεταξύ των τιμών 9,1% και 68,1%. Οι τιμές αυτές σημειώθηκαν στις 31/03/2014 για την ελάχιστη σε βάθος 10-20 mm και στις 02/06/2014 σε βάθος 0-10 mm για τη μέγιστη (Σχ. 3).



Σχήμα 3: Διακύμανση του ποσοστού της χλωροφύλλης στο σύνολο των φυτοχρωστικών στα διαφορετικά βάρη ιζήματος για τις τρεις διαφορετικές ημερομηνίες των σταθμών Αριάννη (ST1) και Παρατηρητήριο (ST2) της λίμνης Κάρλας.

Η χλωροφύλλη σαν ποσοστό στο σύνολο των φυτοχρωστικών στον σταθμό (ST2) κυμάνθηκε μεταξύ 5,7% στις 31/03/2014 σε βάθος 20-30 mm και 57,3% σε βάθος από 0 έως 10 mm κατά την ημερομηνία 05/03/2014 (Σχ. 3).

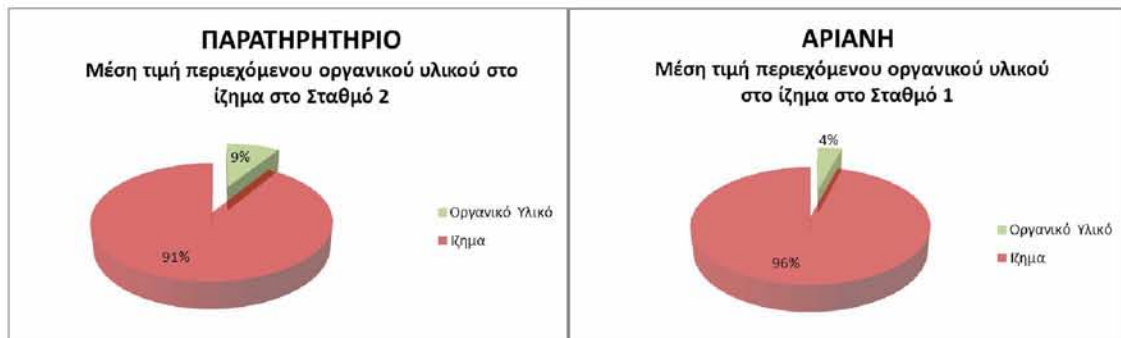
3.2 Οργανικό Υλικό



Σχήμα: ΟΥ.1 Η συγκέντρωση επί τις εκατό του οργανικού υλικού στο ίζημα των δειγματοληψιών κατά τις δύο ημερομηνίες και στα τρία βάθη στους δύο σταθμούς

Οι χωρικές και χρονικές μεταβολές του οργανικού υλικού απεικονίζονται στο σχήμα ΟΥ.1. Ο ST2 εμφάνισε κατά μέσω όρο ψηλότερα ποσοστά περιεχομένου οργανικού υλικού από το ST1 (7,6% έως 9,9% και 3,5 έως 5,2% αντίστοιχα). Οι μέγιστες τιμές μετρήθηκαν στις 31/03/2014 στα 10-20 mm για το ST1 και στις 02/06/2014 στα 10-30 mm για το ST2. Οι ελάχιστες για το ST1 στις 02/06/2014 στα 0-10 mm και στις 31/03/2014 στα 0-10 mm για το ST2 (Σχ. ΟΥ1). Ο μέσος όρος συγκέντρωσης οργανικού υλικού στο ίζημα από όλα τα βάθη συλλογής και όλες τις

ημερομηνίες ήταν περίπου 4% στο Σταθμό Αριάννη, ST1 και περίπου 9% στο Σταθμό Παρατηρητήριο, ST2 (Σχ. ΟΥ2).



Σχήμα ΟΥ2: Μέσος όρος συγκέντρωσης οργανικού υλικού στο ίζημα από όλα τα βάθη και ημερομηνίες συλλογής σε κάθε σταθμό.

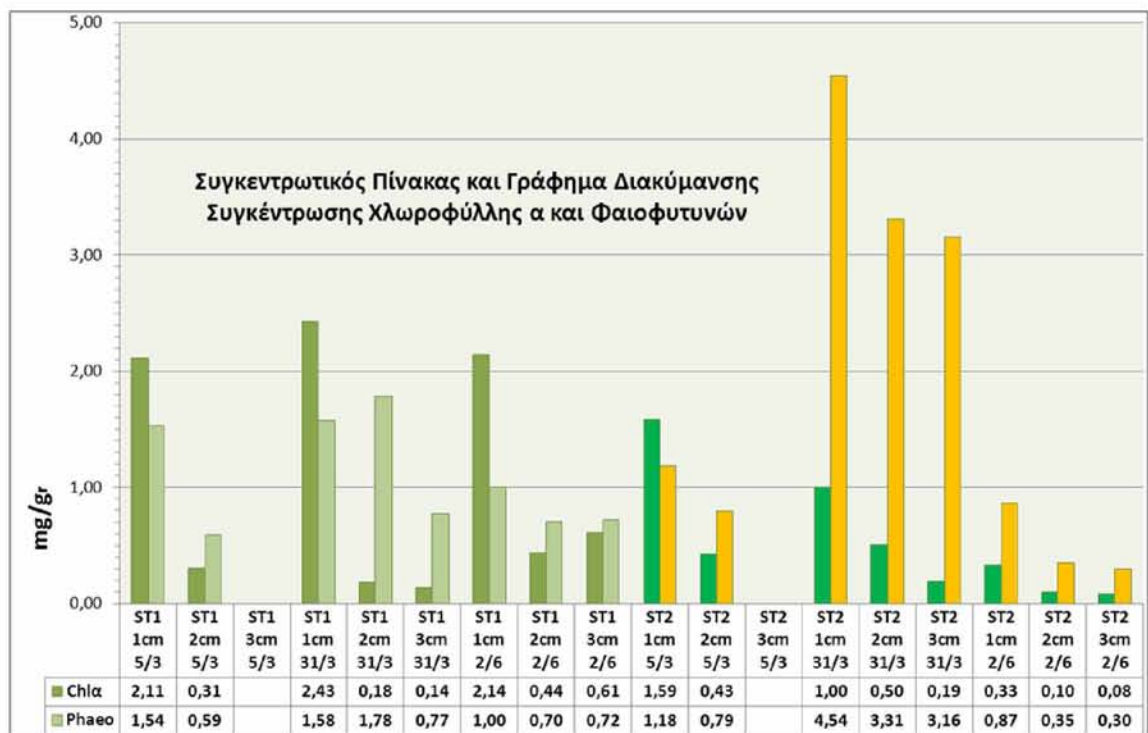
4. ΣΥΖΗΤΗΣΗ – ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

4.1 Σταθμός 1 - Αριάννη

Στον ST1 η χλωροφύλλη ήταν στην πιο υψηλή τιμή της στις 31/03/2014 στα 0-10 mm φτάνοντας τα 2,43 mg/gr. Στις 02/06/2014 η χλωροφύλλη έφτασε στο ίδιο βάθος τα 2,14 mg/gr ενώ στις 05/03/2014, κατά την πρώτη δειγματοληψία, στο βάθος πάντα των 0-10mm είχε την χαμηλότερη τιμή για το βάθος αυτό στο ST1 φτάνοντας την συγκέντρωση των 2,11 mg/gr. Οι τιμές για τις φαιοφυτίνες σε αυτό το βάθος βρέθηκαν μικρότερες από αυτές της χλωροφύλλης και στις τρεις αυτές ημερομηνίες. Γενικά οι τιμές της χλωροφύλλης α για τις τρεις ημερομηνίες έδειξαν μια ελαφριά διακύμανση μεταξύ τους χωρίς σπουδαία απόκλιση, με τιμές λίγο πάνω από τα 2mg/gr για το βάθος αυτό 0-10mm (Σχ. 4).

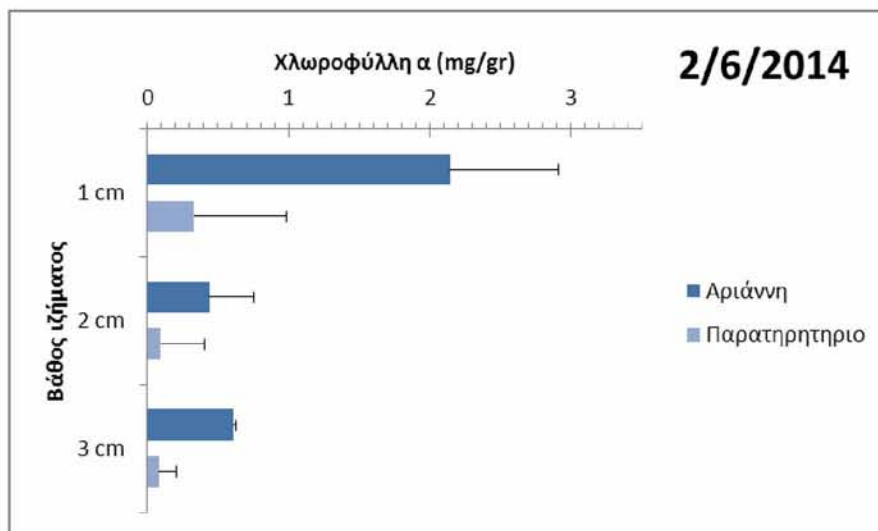
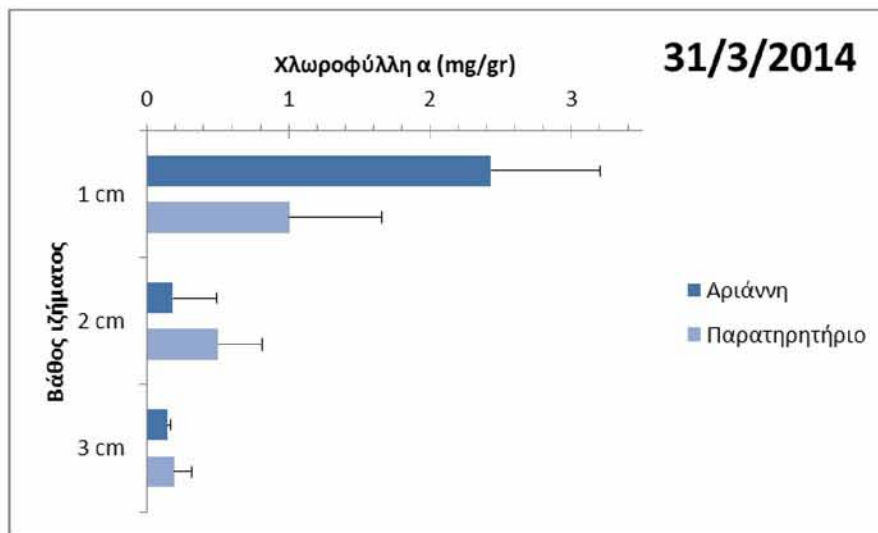
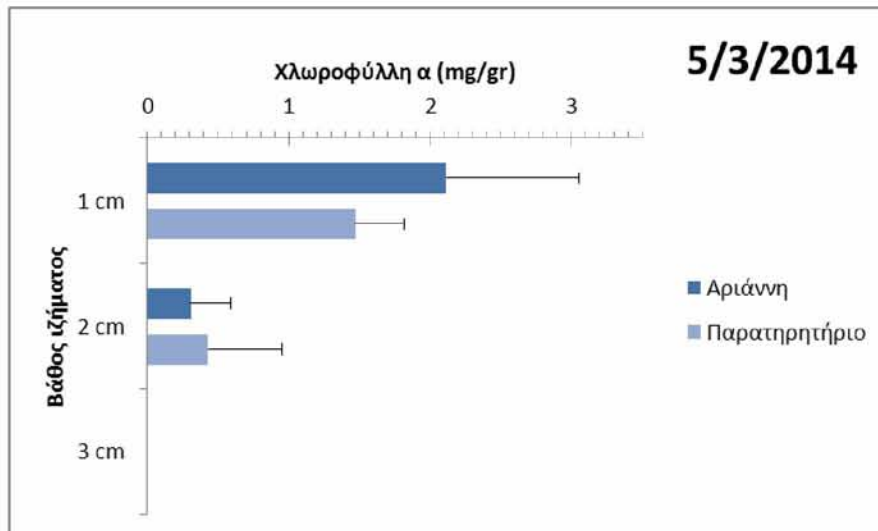
Σε βάθος των 10-20 mm η χλωροφύλλη μειώθηκε αρκετά μη ξεπερνώντας την συγκέντρωση των 0,44 mg/gr που ήταν η υψηλότερη συγκέντρωση για το βάθος αυτό και ήταν στο ST1 και που σημειώθηκε στις 02/06/2014. Η διακύμανση της στο βάθος των 10-20 mm ήταν από 0,18- 0,44 mg/gr, αισθητά χαμηλότερη από αυτή του επιφανειακού βάθους της δειγματοληψίας για το σταθμό ST1. Οι φαιοφυτίνες σε αυτό το βάθος ξεπερνούσαν την χλωροφύλλη σε σημαντικό βαθμό σε όλες τις ημερομηνίες και κατά πολύ στις 31/03/2014 (Σχ. 4).

Στο βάθος 20-30 mm για τις 05/03/2014 δεν έχουμε μέτρηση, όμως η χλωροφύλλη για τις άλλες δύο ημερομηνίες κυμαίνεται περίπου στα ίδια πλαίσια με τις μετρήσεις του προηγούμενου βάθους των 10-20 mm και με τις φαιοφυτίνες να είναι υψηλότερες πάλι. Μπορούμε να παρατηρήσουμε στο γράφημα ότι στις 02/06/2014 η τιμή της χλωροφύλλης α στα 20-30 mm είναι υψηλότερη από την αντίστοιχη τιμή της στο υπερκείμενο βάθος των 10-20 mm και περίπου όσο η τιμή των φαιοφυτινών.



Σχήμα 4: Πίνακας τιμών και γράφημα διακύμανσης συγκέντρωσης χλωροφύλλης α και φαιοφυτινών σε mg/gr, σε κάθε σταθμό ανά ημερομηνία και βάθος στο ίζημα.

Γενικά στο ST1 παρατηρούμε σχετικά υψηλότερες τιμές χλωροφύλλης α στο επιφανειακό οριζόντα δειγματοληψίας σε σχέση με τους άλλους δύο οριζόντες κάτι απόλυτα φυσικό αφού στην επιφάνεια δεν έχουμε καθόλου έλλειψη στο φωτισμό (Σχ. 5). Στον επιφανειακό αυτό οριζόντα παρατηρούμε ότι οι τιμές της χλωροφύλλης α είναι υψηλότερες και από αυτές των φαιοφυτινών. Αντίθετα στα άλλα δύο βάθη οι τιμές της χλωροφύλλης α μειώνονται σημαντικά σε σχέση με αυτές της επιφάνειας αλλά είναι και χαμηλότερες σε σχέση με τις τιμές των φαιοφυτινών στους οριζόντες αυτούς (Σχ. 5). Για τον σταθμό ST1 στις 31/03/2014 σημειώθηκε οι πιο υψηλή τιμή με 2.43 mg/gr για την χλωροφύλλη α στα 0-10 mm και 1.78 mg/gr για τις φαιοφυτίνες στα 10-20 cm. Το ελάχιστο για τις φαιοφυτίνες ήταν 0,59 mg/gr στις 05/03/2014 στα 10-20 mm και το ελάχιστο για τη χλωροφύλλη στον πρώτο σταθμό μας 0,14 mg/gr στα 20-30 mm στις 31/03/2014 (Σχ. 4 & Σχ. 5).



Σχήμα 5: Διακύμανση της χλωροφύλλης-α στα διαφορετικά βάθη του ιζήματος στους δύο σταθμούς της λίμνης Κάρλας για τις τρεις διαφορετικές ημερομηνίες.

4.2 Σταθμός 2 - Παρατηρητήριο

Στον σταθμό ST2 στις 05/03/2014 η χλωροφύλλη είχε υψηλότερη τιμή από αυτή των φαιοφυτινών σε βάθος 0-10 mm. Σε όλες τις άλλες ημερομηνίες και βάθη στο σταθμό αυτό η τιμές των φαιοφυτινών ξεπερνούσαν τις τιμές της χλωροφύλλης και μάλιστα στις μετρήσεις της 31/03/2014 κατά πολύ. Γενικά η χλωροφύλλη και οι φαιοφυτίνες στο ST2 δεν ξεπέρασαν τη συγκέντρωση των 1 mg/gr, με εξαίρεση τις 05/03/2014 στα 0-10 mm και στις 31/03/2014 μόνο για τις φαιοφυτίνες για όλα τα βάθη, με τη χλωροφύλλη να έχει γενικά χαμηλότερη αντίστοιχη τιμή από τις φαιοφυτίνες ανά βάθος και ημερομηνία. Για τη χλωροφύλλη στο βάθος των 0 - 10 mm σημειώθηκαν οι υψηλότερες τιμές ενώ στα 20-30 mm οι τιμές έπεσαν σημαντικά με τις φαιοφυτίνες να ξεπερνάνε την χλωροφύλλη (Σχ. 5). Στις 31/03/2014 οι τιμές της φαιοφυτίνης σε όλα τα βάθη ήταν σχετικά πολύ υψηλές σε σχέση με όλες τις τιμές ακόμη και με αυτές του ST1.

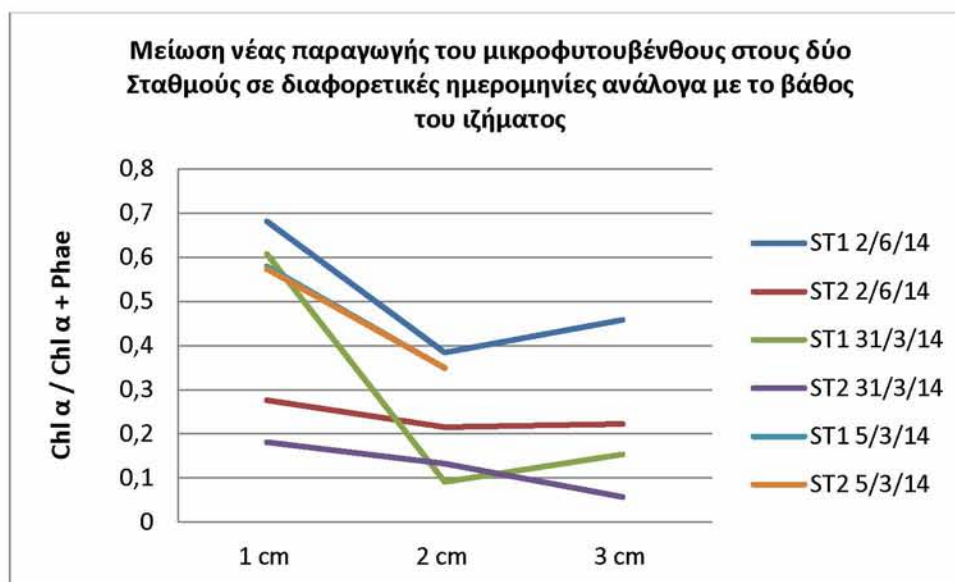
Γενικά οι τιμές της χλωροφύλλης στο ST2 ήταν χαμηλότερες από αυτές που μετρήθηκαν στο ST1 σε όλα τα βάθη και κυρίως στο βάθος 0-10 mm όπου θα αναμέναμε να είναι πιο αυξημένες (Σχ. 5). Μόνο η τιμή 1,59 mg/gr στα 0-10 mm στις 05/03/2014 παρουσίαζε κάποια σχετικότητα με αυτές του ST1.

Στο ST2 όπως και στο ST1 αντίστοιχα παρουσιάστηκε η τάση να έχουμε μεγαλύτερες τιμές για τη χλωροφύλλη στο επιφανειακό βάθος των 0-10 mm με τη διαφορά ότι σε αυτό το βάθος στο ST1 οι τιμές ήταν μεγαλύτερες και από αυτές των φαιοφυτινών ενώ το ίδιο δεν συμβαίνει στο αντίστοιχο βάθος για το ST2 συνολικά αφού στις δύο ημερομηνίες οι φαιοφυτίνες είναι υψηλότερες. Μέγιστη τιμή για την χλωροφύλλη στο σταθμό αυτό είχαμε στις 31/03/2014 στα 0-10 mm με 1,59 mg/gr και ελάχιστη στις 02/06/2014 στα 20-30 mm με 0,08 mg/gr που είναι και το ελάχιστο μεταξύ των δύο σταθμών. Για τις φαιοφυτίνες μέγιστη τιμή είχαμε στις 31/03/2014 στα

0-10 mm που είναι και το μέγιστο για τις φαιοφυτίνες και για τους δύο σταθμούς με 4,54 mg/gr και ελάχιστη στις 02/06/2014 στα 20-30 mm με 0,38 mg/gr που είναι και το ελάχιστο για τις φαιοφυτίνες και μεταξύ των δύο σταθμών (Σχ.4)

4.4 Παραγωγή και σχέση ημερομηνίας και βάθους ανά σταθμό

Στις μετρήσεις και στους δύο σταθμούς και σε όλες τις ημερομηνίες κατά περίπτωση οι χρωστικές παρατηρήθηκε να έχουν σταθερά μειούμενη κατανομή με το βάθος, από τον επιφανειακό ορίζοντα προς τους βαθύτερους (Σχ. 6).



Σχήμα 6: Διάγραμμα απεικόνισης της τάσης μείωσης της παραγωγής του μικροφυτουβένθους σχετικά με το βάθος του ορίζοντα του ιζήματος στους δύο σταθμούς για τις τρεις ημερομηνίες.

Εξάιρεση αυτής της τάσης παρατηρούμε στα δείγματα που πάρθηκαν στις 31/03/2014, για τις φαιοφυτίνες όπου αυξάνει η τιμή με το βάθος, από το βάθος 10-20 mm προς το 20-30 mm. Γενικά παρατηρούμε υψηλότερες τιμές χλωροφύλλης στο ST1 και ειδικά στο επιφανειακό ορίζοντα δειγματοληψιών στο σταθμό αυτό (Σχ. 5). Στους

άλλους δύο βαθύτερους ορίζοντες δειγματοληψίας παρατηρείται μια σχετικά όμοια κατανομή τιμών και για τις δύο χρωστικές με μειούμενη τάση με το βάθος εκτός μιας έξαψης των τιμών των φαιοφυτινών στις 31/03/2014 που ξεχωρίζει (Σχ. 4). Ευθύνη για αυτή τη διαφοροποίηση όπως θα δούμε παρακάτω μπορεί να έχουν διάφοροι και πολλοί παράγοντες. Πιο πυκνές δειγματοληψίες και μετρήσεις στο σταθμό, χωρικά και χρονικά, ίσως μπορούν να αποσαφηνίσουν την πιθανότητα παρέκκλισης του σημείου δειγματοληψίας από την μέση κατάσταση του ιζήματος στο σταθμό λόγω επηρεασμού του από κάποιο ειδικό παράγοντα.

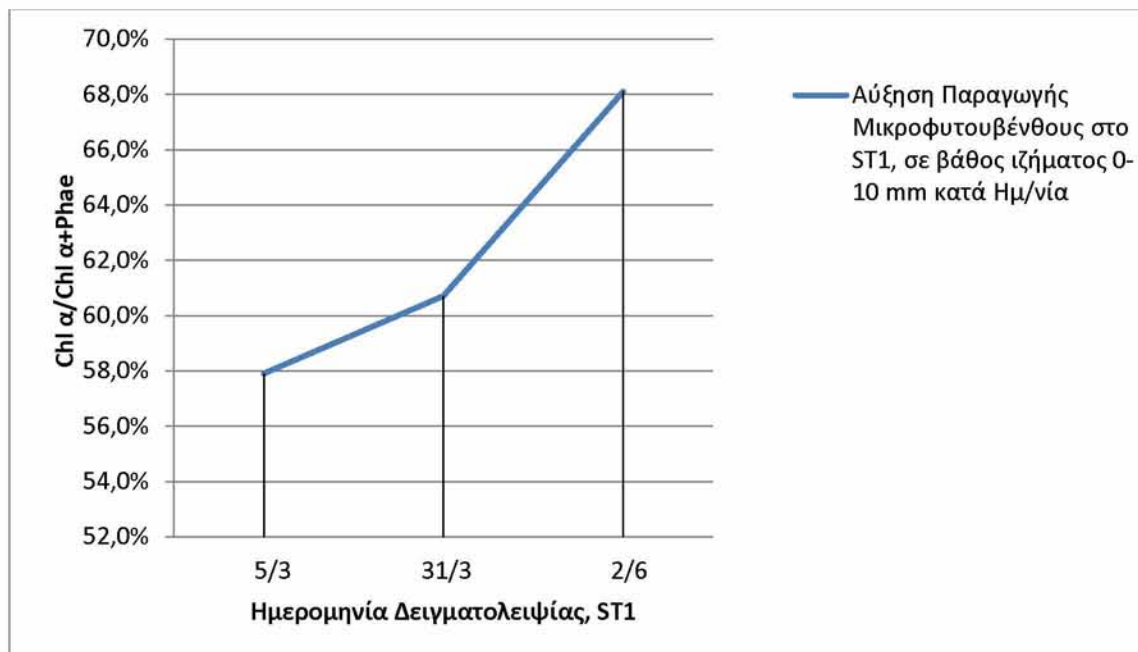
Από το Σχήμα 8 φαίνεται ότι στις 05/03/2014 στο βάθος 0-10 mm υπάρχει νέα αύξηση και στους δύο σταθμούς με τον Σταθμό 1 το ποσοστό της φρέσκιας χλωροφύλλης να φτάνει το 57,9% και το Σταθμό 2 τα 57,3%.

Στις 31/03/2014 έχουμε νέα αύξηση στο επιφανειακό βάθος με το Σταθμό 1 να ξεπερνάει το 60,7% αλλά στο Σταθμό 2 δεν υπάρχει αντίστοιχη φρέσκια αύξηση.

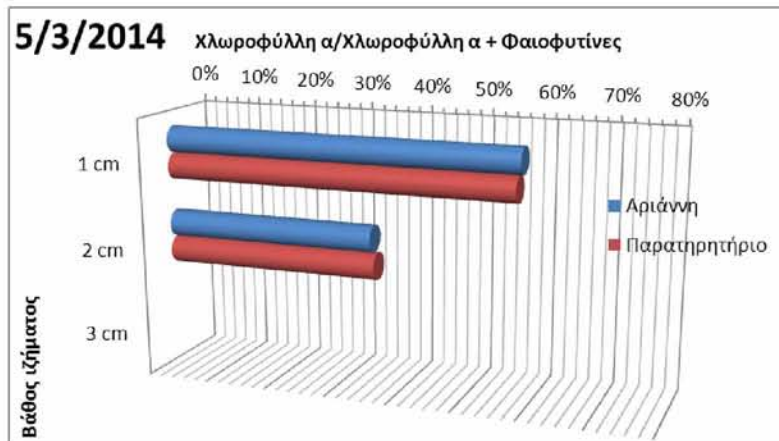
Στις 02/06/2014 υπάρχει νέα αύξηση μικροφυτουβένθους στο βάθος 0-10 mm ξανά στο Σταθμό 1 χωρίς με το λόγο χλωροφύλλης α επί του συνόλου των φυτοχρωστικών να ξεπερνά το 0,68 χωρίς πάλι να υπάρχει αντίστοιχη παραγωγή στο Σταθμό 2.

Στα βάθη 10 - 20 mm και 20-20mm φαίνεται να μην υπάρχει αντίστοιχη αύξηση του νέου μικροφυτουβένθους και στους δύο Σταθμούς για όλες τις ημερομηνίες. Επίσης νέα αντίστοιχη φρέσκια αύξηση δεν φαίνεται να υπάρχει και για το επιφανειακό βάθος στο Σταθμό 2 για τις ημερομηνίες 31/3/2014 και 2/6/2014 (Σχ. 3 & Σχ.8). Παρατηρούμε μια σταδιακά μειούμενη νέα παραγωγή χλωροφύλλης α με το βάθος και στους δύο Σταθμούς με μεγαλύτερη αναλογία φαιοφυτινών στο άθροισμα των χρωστικών καθώς μεγαλώνει το βάθος του ιζήματος. Όταν η αναλογία της χλωροφύλλης προς το άθροισμα των δύο χρωστικών είναι μεγαλύτερη από το 0,5 η το 50% σημαίνει ότι έχουμε μεγαλύτερη ποσότητα παραγόμενης νέας χλωροφύλλης σε σχέση με την υπάρχουσα

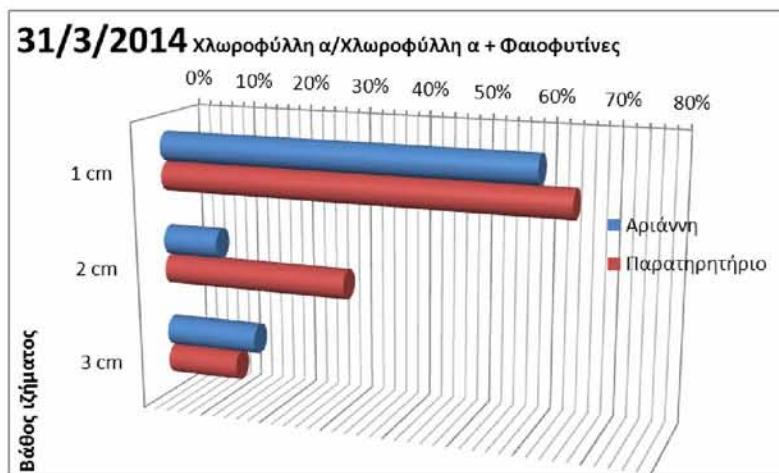
φαιοφυτίνη στο ίζημα που αντιπροσωπεύει παλαιότερη παραγωγή δηλαδή χλωροφύλλη σε αποσύνθεση. Όσο αυτός ο αριθμός κλάσματος τείνει προς το 1, τόσο αύξηση της νέας παραγωγής έχουμε, όσο όμως τείνει από το 0,5 προς το 0 τόσο μικρότερη είναι η νέα παραγωγή. Γενικά μπορούμε να πούμε παρατηρώντας τις μετρήσεις ότι υπάρχει μεγαλύτερη νέα αύξηση στο πρώτο εκατοστό της επιφάνειας του ιζήματος και στους δύο Σταθμούς που είναι λογικό καθώς το φως είναι σε επάρκεια στον ορίζοντα αυτό και υπάρχει επίσης μεγαλύτερη αλληλεπίδραση με την άνω στήλη του νερού. Επίσης μπορούμε να παρατηρήσουμε αυξημένη παραγωγή στο Σταθμό 1 σε σχέση με το Σταθμό 2 (Σχ. 8). Ίσως ακόμη θα μπορούσαμε να πούμε ότι διακρίνεται μια μικρή αυξητική τάση αύξησης της παραγωγικότητας από το Μάρτιο προς τον Ιούνιο, τουλάχιστον για το Σταθμό 1 (Σχ. 7).



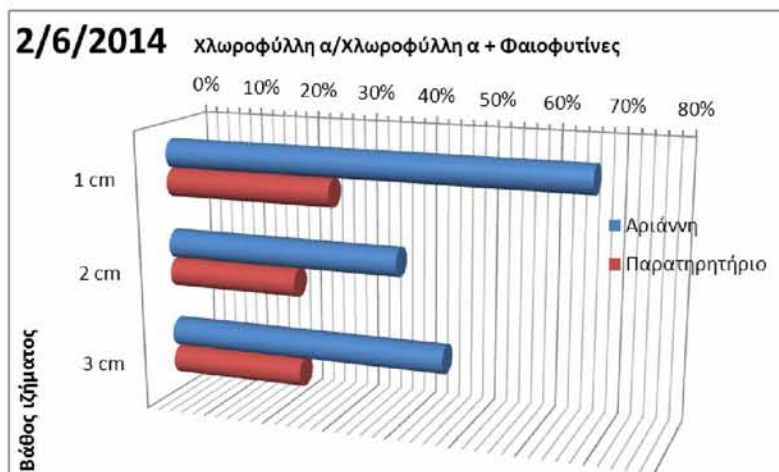
Σχήμα 8: Διάγραμμα απεικόνισης αύξησης της παραγωγής του μικροφυτουβένθους στο ΣΤ1 σε σχέση με την ημερομηνία δειγματοληψίας.



Βάθος(cm)	Chla/Chla+Phaeo
1 cm ST1	57,9%
1 cm ST2	57,3%
2 cm ST1	34,8%
2 cm ST2	34,9%



Βάθος(cm)	Chla/Chla+Phaeo
1 cm ST1	60,7%
1 cm ST2	18,1%
2 cm ST1	9,1%
2 cm ST2	13,2%
3 cm ST1	15,3%
3 cm ST2	5,70%



Βάθος(cm)	Chla/Chla+Phaeo
1 cm ST1	68,1%
1 cm ST2	27,6%
2 cm ST1	38,4%
2 cm ST2	21,5%
3 cm ST1	45,8%
3 cm ST2	22,2%

Σχήμα 7: Γραφήματα σύγκρισης σταθμών Αριάννη (ST1) και Παρατηρητήριο (ST2) σχετικά με τη διακύμανση του ποσοστού της χλωροφύλλης στο σύνολο των φυτοχρωστικών στα διαφορετικά βάθη ιζήματος ανά ημερομηνία λήψης.

4.5 Παράγοντες που μπορεί να επηρεάσουν τους σταθμούς

4.5.1 Προηγούμενη χρήση γης , γεωργία και κτηνοτροφία

Οι μετρούμενες τιμές στα σημεία συλλογής των δειγμάτων στους δύο σταθμούς και των αποτελεσμάτων μπορεί να επηρεαστούν από διάφορους παράγοντες εκτός αυτών που επηρεάζουν άμεσα την παραγωγικότητα του μικροφυτοβένθους και τη συσσώρευση φυτοχρωστικών στο ίζημα.

Ένα μεγάλο μέρος της λίμνης αποξηράνθηκε και δόθηκε στην γεωργία με αποτέλεσμα τώρα που η λίμνη βρίσκεται υπό αποκατάσταση η κατανομή των θρεπτικών στο ίζημα να μην ακολουθεί μια κανονικότητα σε σχέση με τις διεργασίες που γίνονται στο ίδιο το σύστημα άλλα σε διάφορα σημεία να είναι επηρεασμένη από το γεγονός ότι αυτά είναι πρώην καλλιέργειες. Τα ιζήματα που συλλέχτηκαν δεν γνωρίζουμε αν περιέχουν στους βαθύτερους ορίζοντες υλικό από πρώην καλλιέργειες.

Ένας άλλος παράγοντας που επίσης πρέπει να ληφθεί υπ' όψιν είναι η αγροτική και κτηνοτροφική χρήση των κοντινών περιοχών και των παράκτιων και παράλιων περιοχών που βρίσκονται κοντά στους σταθμούς των δειγματοληψιών. Καλλιεργημένες εκτάσεις κοντά στους σταθμούς μπορεί να επηρεάσουν την ποσότητα των θρεπτικών που αποστραγγίζονται στα σημεία αυτά από τις καλλιέργειες μέσω των βροχών. Ακόμη και οι κτηνοτροφικές δραστηριότητες της περιοχής μπορεί να επηρεάζουν ως ένα βαθμό το μικροφυτοβένθους στις ακτές της λίμνης. Το γεγονός ότι το υποπαράλιο οικοσύστημα της λίμνης αλληλεπιδρά με τις δραστηριότητες των κοπαδιών στις ακτές λόγω βόσκησης, μηχανικής αναμόχλευσης και απόθεσης μπορεί να δημιουργεί τις προϋποθέσεις ύπαρξης ενός ακόμη παράγοντα επηρεασμού της παραγωγής του μικροφυτοβένθους στους συγκεκριμένους σταθμούς. Η απόκλιση που παρουσιάζουν από την κανονικότητα στο ST2 στις 31/03/2014 τιμές των φαιοφυτινών σε σχέση με τις

άλλες τιμές στους δύο σταθμούς θα μπορούσαμε να αναρωτηθούμε αν είναι πράγματι αποτέλεσμα των παραπάνω παραγόντων (Σχ. 4).

Δεν λήφθηκαν υπόψη επιπτώσεις από τους παράγοντες κτηνοτροφία και γεωργία της περιοχής στη μελέτη αυτή γιατί δεν ήταν ο σκοπός της εργασίας. Η πίεση που ασκείται στο σύστημα και οι επιδράσεις από τους παράγοντες αυτούς δεν φαίνεται να είναι σημαντικές και υπολογίσιμες αφού η κτηνοτροφία και γεωργία δεν είναι μεγάλης κλίμακας και εντατική ενώ αντίθετα η επίδραση από τις εισροές νερού είναι μέγιστη.

4.5.2 Κυματισμός, θέση και ηλιοφάνεια

Ο κυματισμός στη λίμνη Κάρλα, μια μικρή ρηχή λίμνη δεν είναι ιδιαίτερος και για αυτό το λόγο δεν έχει ιδιαίτερη δράση στα συγκεκριμένα σημεία δειγματοληψιών αφού αυτά είναι σχετικά φυλαγμένα λόγω θέσης και γενικά ο κυματισμός είναι σχετικά μικρός όλη την περίοδο του έτους στη λίμνη.

Στη συγκεκριμένη μελέτη η θέση των σταθμών ίσως επηρεάζει την παραγωγικότητα του μικροφυτοβένθους. Η θέση των σταθμών στα σημεία εισροής ενός ποταμού ή στη θέση εκροής όπως σε σημείο εκροής ή δέλτα ποταμού σε παράκτια λίμνη (Van der Molen & Perissinotto, 2011) επηρεάζει την κατανομή των φερτών υλικών και την κατεύθυνση των ρευμάτων που δημιουργούνται από την κυκλοφορία του νερού στο υδάτινο σύστημα. Από τις μετρήσεις παρατηρήσαμε περισσότερη γενικά χλωροφύλλη στο ΣΤ1 και περισσότερες φαιοφυτίνες στο ΣΤ2.

Το κατά πόσο η θέση των σταθμών επηρεάζεται από τις εισροές και εκροές προϋποθέτει αναλυτικότερη και πιο εκτεταμένη μελέτη των ρευμάτων που σχηματίζονται με τους παράγοντες αυτούς και την ικανότητα τους να επηρεάζουν με τη σειρά τους άλλους παράγοντες όπως τη διαύγεια, τα θρεπτικά και την κίνηση ή μεταφορά του ιζήματος και κατά συνέπεια την παραγωγικότητα. Σε σχέση με τη

συγκέντρωση οργανικού υλικού στο ίζημα παρατηρήσαμε μεγαλύτερη περιεκτικότητα στα δείγματα του Παρατηρητηρίου (ST2) σχεδόν διπλάσια. Φυσικά δεν γνωρίζουμε το κατά πόσο στους τρεις ορίζοντες που μελετούμε, στα 0-30mm, το οργανικό υλικό είναι προϊόν βενθικής παραγωγής και παραγωγής της στήλης του νερού ή κατά πόσο προέρχεται από προηγούμενες χρήσεις του εδάφους της περιοχής ή από μετακινήσεις ιζήματος από ρεύματα η και συσσώρευση φερτών υλικών.

Η κίνηση του νερού και τα ρεύματα μπορεί να επηρεάζονται και από τους ανέμους της περιοχής. Δεν υπάρχουν μελέτες σχετικές ώστε να συνδέσουμε τον παράγοντα αυτό με τη συγκεκριμένη μελέτη και τους επιλεγμένους σταθμούς μας.

Η αλατότητα και η στάθμη του νερού μπορεί να επηρεαστούν από τα καιρικά φαινόμενα όπως οι βροχοπτώσεις και μπορούν με τη σειρά τους να επηρεάσουν τη βιομάζα των μικροφυκών. Οι Tirok & Scharler (2013) έδειξαν ότι η βιομάζα μικροφυκών μπορεί να επηρεαστεί από τα καιρικά φαινόμενα τα οποία μπορεί να επηρεάσουν την αλατότητα και την στάθμη του νερού. Στη λίμνη St. Lucia για παράδειγμα η βιομάζα των μικροφυκών μειώθηκε το καλοκαίρι όταν η στάθμη του νερού αυξήθηκε εξαιτίας δυνατής βροχόπτωσης (Tirok & Scharler, 2013).

Το διαθέσιμο φως, στην περίπτωση της λίμνης Κάρλας, είναι σχεδόν πάντα σε επάρκεια καθώς γενικά στην Ελλάδα και στην Μεσόγειο επικρατούν συνθήκες ηλιοφάνειας με γενικά αίθριο καιρό. Οι δειγματοληψίες έγιναν την άνοιξη και σε βάθος περίπου 0,5 m άρα μπορούμε να δεχτούμε ότι υπήρχε διαθέσιμο φως σε επάρκεια την εποχή αυτή καθώς και η διαύγεια ήταν ικανοποιητική. Θα μπορούσαμε να συσχετίσουμε την επάρκεια αυτή του φωτός με την υψηλή συγκέντρωση παραγόμενης χλωροφύλλης που παρατηρήσαμε στις παραπάνω μετρήσεις κυρίως στην επιφάνεια του ιζήματος στους δύο σταθμούς. Όπως φαίνεται από τις μετρήσεις και στους δύο σταθμούς στον επιφανειακό ορίζοντα έχουμε αυξημένη παραγωγή. Από την διεθνή

βιβλιογραφία μια μελέτη από την οποία μπορούμε να αντλήσουμε χρήσιμα συμπεράσματα είναι αυτή των Eyre και Ferguson (2002) σε ζεστές λιμνοθάλασσες της Αυστραλίας. Όπως αναφέρουν η έλλειψη ανταγωνισμού για το φως από άλλους πρωτογενείς παραγωγούς συμβάλει στην αύξηση της παραγωγής του μικροφυτοβένθους. Η περιγραφή τους μοιάζει με τη δική μας αφού γίνεται αναφορά σε παρόμοια μικροπεριβάλλοντα. Σε διάφορους τύπους ιζημάτων υπολόγισαν τη χλωροφύλλη *a* σε βάθος ιζήματος 2 mm και τη μέγιστη συγκέντρωση τη βρήκαν σε ιζήματα με μικροφύκη πιθανά λόγω πολύ μικρού βάθους <0,5 m. Οι MacIntyre et al. (1996) αναφέρουν ότι το προστατευμένο περιβάλλον και η έλλειψη ανταγωνισμού για το φως από τους άλλους πρωτογενείς παραγωγούς συμβάλουν σε υψηλή αύξηση της παραγωγής. Συμφωνούν με τις παραπάνω παρατηρήσεις και οι Vadeboncoeur et al. (2014). Παρατήρησαν ότι σε βάθος μικρότερο του ενός μέτρου υπήρχε μεγαλύτερη παραγωγή όταν οι διαταράξεις ήταν ελάχιστες και διερχόμενο φως σχετικά υψηλό (Cantonati & Lowe, 2014). Σε αρμονία με αυτές τις παρατηρήσεις φαίνεται να είναι και τα αποτελέσματα και οι μετρήσεις της τωρινής εργασίας όπου στον πάνω ορίζοντα του ιζήματος όπου φθάνει αρκετό φως έχουμε και εδώ αυξημένη παραγωγή.

4.5.3 Βιολογικοί παράγοντες και θρεπτικά συστατικά

Οι Bennion et al. (2014) υποστήριξαν ότι οι επιπτώσεις του ευτροφισμού σε παράκτιες συναθροίσεις βενθικών φυκών σε λίμνες είναι αρνητικές επειδή η αύξηση του υπερκείμενου φυτοπλαγκτού μειώνει ως ένα βαθμό το φως που φθάνει στον πυθμένα (Cantonati & Lowe, 2014). Σύμφωνα με τους Van der Molen & Perissinotto (2011) τα διαυγή νερά σε αντίθεση με τα θολερά νερά ευνοούν την ανάπτυξη του μικροφυτοβένθους. Σε αντίθεση οι Muir & Perissinotto (2011) υποστηρίζουν ότι η έντονη άνθηση των κυανοβακτηρίων στην υπερκείμενη υδάτινη στήλη και η ύπαρξη

μιας παχιάς στρώσης μικροφυτοβένθους στην επιφάνεια του ιζήματος αποτελούν θετικό παράγοντας επίδρασης στην παραγωγικότητα του μικροφυτοβένθους.

Λαμβάνοντας υπόψη τις αυξημένες τιμές χλωροφύλλης *a* στο ΣΤ1 σε σχέση με το ΣΤ2, αν δεχθούμε ότι έχουμε παρόμοια κοκκομετρική σύσταση του ιζήματος και παρόμοιες συνθήκες προστατευμένου περιβάλλοντος στους δύο σταθμούς, χρήζει ενδιαφέροντος με βάση τις παραπάνω θεωρήσεις να μελετήσουμε εκτενέστερα το κατά πόσο επηρεάζουν το ίζημα στους σταθμούς μας η θολερότητα και οι εποχιακές ανθήσεις των κυανοβακτηρίων. Και οι δύο άνω θεωρήσεις έχουν ιδιαίτερο ενδιαφέρον στη μελέτη της παραγωγής του μικροφυτοβένθους των λιμνών και χρήσιμα συμπεράσματα ίσως μπορούν να εξαχθούν όταν γίνουν εκτενέστερες μελέτες με πιο συχνές και περιοδικές μετρήσεις της παραγωγής του μικροφυτοβένθους στο ίζημα και ο συσχετισμός του με τα φαινόμενα του υπερτροφισμού και τα bloom της λίμνης. Ίσως ένα υπολογιστικό μοντέλου της παραγωγής αυτής του μικροφυτοβένθους για μικρές ρηχές λίμνες είναι εφικτό να δημιουργηθεί με βάση τη λίμνη Κάρλα καθώς η Κάρλα όπως αναφέραμε είναι μια νέα ρηχή λίμνη υπό ανασύσταση και χρήζει ιδιαίτερου ενδιαφέροντος.

Γενικά μπορούμε να συμπεράνουμε ότι η πρωτογενής παραγωγή του μικροφυτοβένθους είναι υψηλότερη σε ρηχές λίμνες σε σχέση με τα ενδιάμεσες και βαθιές λίμνες (Whalen et. al., 2008). Η βιομάζα των βενθικών μικροφυκών είναι γενικότερα ιδιαίτερα σημαντική για τις ρηχές περιοχές της λίμνης (Tirok & Scharler, 2013). 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).

Όπως αναφέρουν οι Van Luijn et al.(1995) και Vadeboncoeur et al.(2003) οι θρεπτικές ουσίες εναλλάσσονται μεταξύ του ιζήματος και της υδάτινης στήλης. Εάν τα

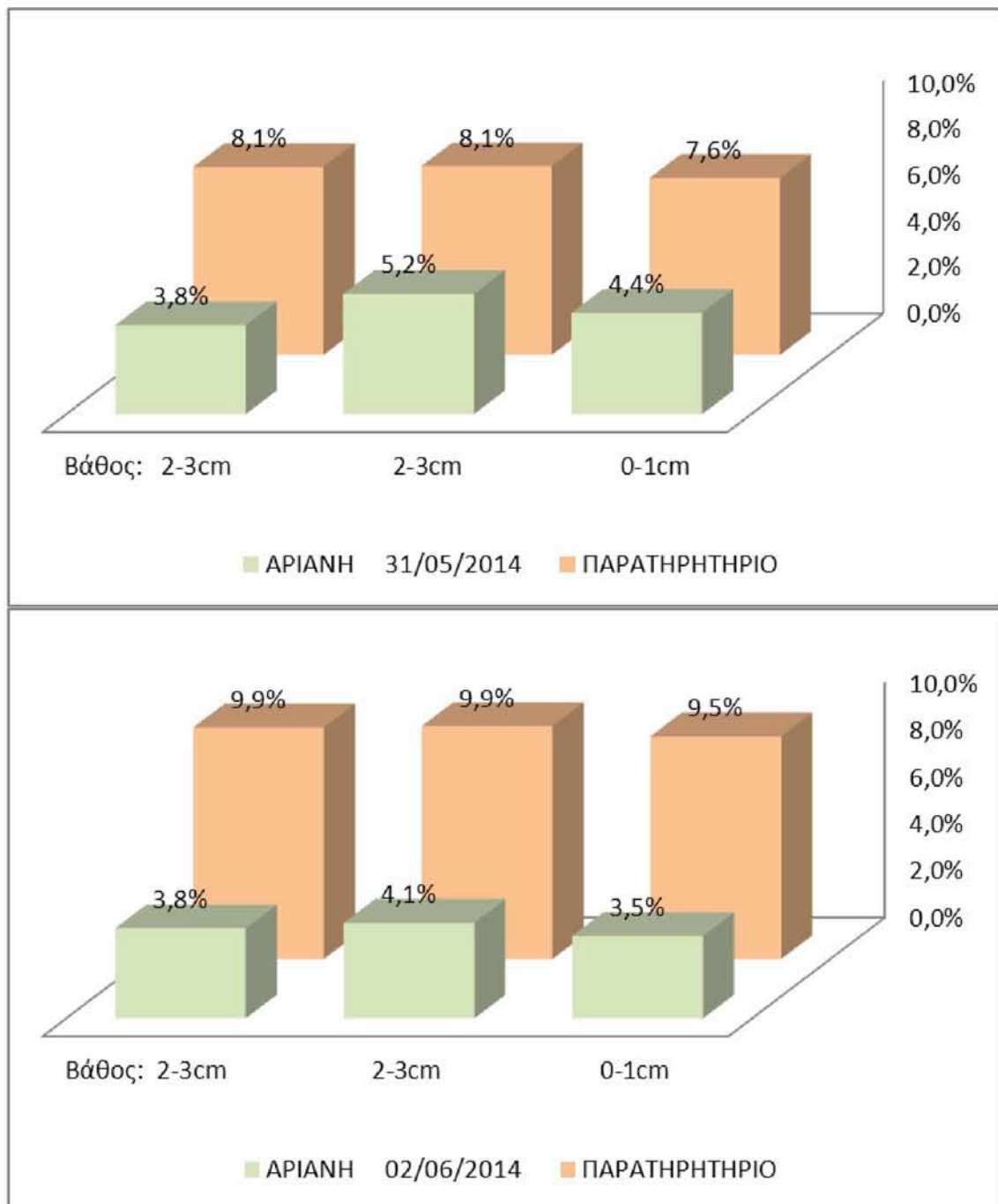
βενθικά μικροφύκη μειώνονται λόγω του ευτροφισμού στην λίμνη Κάρλα είναι ένα θέμα που χρήζει εκτενέστερης έρευνας για να αντληθούν παραπέρα συμπεράσματα.

Είναι ενδιαφέρουσα η διαπίστωση ότι η ανταπόκριση του μικροφυτοβένθους στην προθήκη N και P σε 4 λίμνες στην περιοχή Upper Michigan ήταν μείωση της παραγωγικότητάς τους (Vadeboncoeur et al., 2001, Cantonati & Lowe, 2014). Οι Vadeboncoeur et. al. (2008) έδειξαν ότι η αναλογία της βενθικής πρωτογενούς παραγωγής ολόκληρης της λίμνη μειώθηκε με την αύξηση των θρεπτικών συστατικών. Σε αντίθεση μια άλλη μελέτη στην oligοτροφική λίμνη Eckarfjarden της Σουηδίας δείχνει ότι η παραγωγικότητα των βενθικών μικροφυκών αυξάνεται με την αύξηση των συγκεντρώσεων των θρεπτικών ουσιών (Anderson & Brunberg, 2006). Σύμφωνα με τον Wilson (2004) για την μελέτη της απόκρισης των βενθικών μικροφυκών στην πρωτογενή παραγωγή και την επεξεργασία των θρεπτικών ουσιών σε ρηχά παράκτια ύδατα από αυτά, απαιτούνται πληροφορίες σχετικά με τη βιομάζα, τη διανομή, την παραγωγικότητά τους και τα φωτοσυνθετικά χαρακτηριστικά τους για την καλύτερη κατανόηση των οικοσυστημάτων αυτών και της παραγωγής τους. Στην περίπτωση της μελέτης της λίμνης Κάρλας θα πρέπει να γίνουν εκτενέστερες μελέτες και μετρήσεις για τον τρόπο που οι κύριες εισροές της λίμνης εμπλουτίζουν ποιοτικά, ποσοτικά και χρονικά την λίμνη με θρεπτικά και πως αυτά αλληλεπιδρούν με τους άλλους παράγοντες και τελικά επιδρούν στην παραγωγή του μικροφυτοβένθους αλλά και γενικά του όλου του συστήματος.

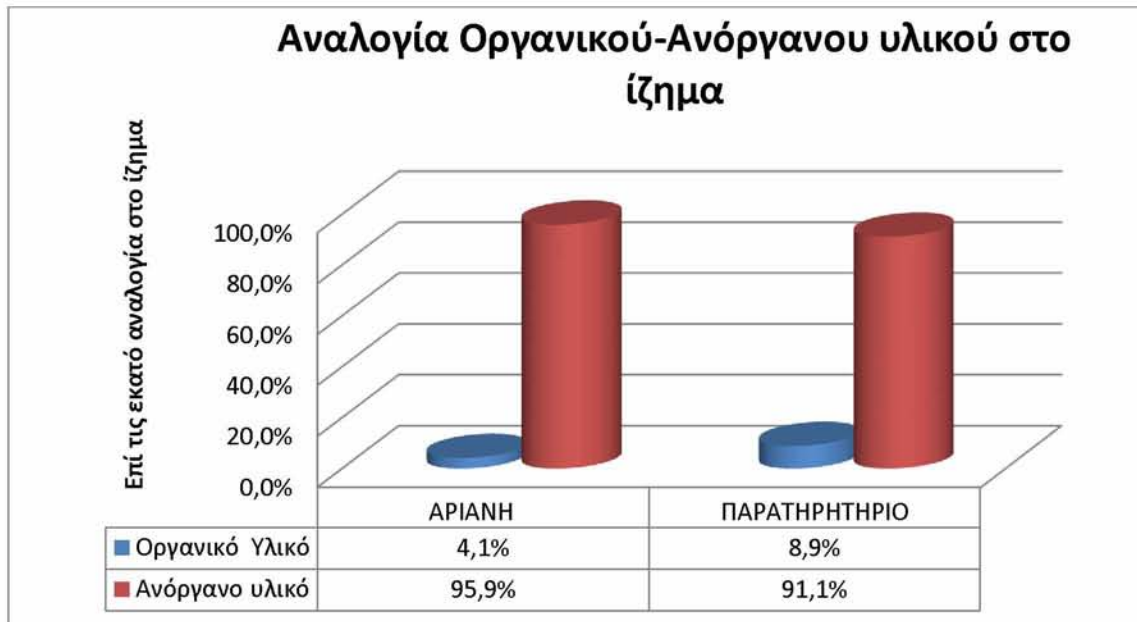
4.6 Οργανικό υλικό

Οι προαναφερόμενες τιμές της παραγράφου 3.2, για την οργανική ύλη του ιζήματος, μετρήθηκαν από δείγματα που συλλέχθηκαν την άνοιξη, από Μάρτιο μέχρι Ιούνιο. Μεταξύ των οριζόντων βάθους δεν παρατηρήθηκαν στατιστικά σημαντικές διαφορές και φαίνεται να υπάρχει μια ισοκατανομή περιεκτικότητας σε οργανικό υλικό στους σταθμούς ανάλογα με το βάθος δειγματοληψίας. Όπως παρατηρήσαμε υπάρχει όμως μια σχετική διαφοροποίηση περιεκτικότητας ανάμεσα στους δύο σταθμούς της τάξης περίπου των πέντε ποσοστιαίων μονάδων (5%) (Σχ. ΟΥ3). Επίσης στο σταθμό Παρατηρητήριο φαίνεται να υπάρχει μια μικρή διαφοροποίηση μεταξύ των δειγμάτων που συλλέχθηκαν το Μάρτιο με αυτά του Ιουνίου περίπου 1,5% (Σχ. ΟΥ1 και ΟΥ3). Γενικά όμως και στους τρεις οριζόντες και στους δύο σταθμούς δεν φαίνεται από τις μετρήσεις να έχουμε υπερβολικά μεγάλη ανισοκατανομή οργανικού υλικού επί του συνόλου του υλικού του ιζήματος (Σχ. ΟΥ3 & ΟΥ4). Φαίνεται από τις μετρήσεις ότι το οργανικό υλικό είναι σχετικά ισοκατανομημένο στους τρεις οριζόντες σε κάθε σταθμό που ίσως να σημαίνει ότι έχουμε μια σταθερή παραγωγή της στήλης και του μικροφυτοβένθους σε ετήσια βάση αν υποθέσουμε ότι το οργανικό αυτό υλικό και τους τρεις οριζόντες προέρχεται από προσφορά του μικροφυτοβένθους του ιζήματος και της στήλης με ιζηματοπόθεση. Είναι γνωστό ότι το οργανικό υλικό συσσωρεύεται σε βαθύτερους οριζόντες ως αποτέλεσμα μακροχρόνιων υψηλών ρυθμών ιζηματοπόθεσης (Rosenberg et al. 1990). Μελετώντας τους οριζόντες σε λεπτότερα στρώματα (φέτες) επί των δειγμάτων ιζήματος θα μπορούσαν να εξαχθούν ίσως περισσότερα στοιχεία για την προσφορά των μικροοργανισμών στο οργανικό υλικό συσχετίζοντας τα στοιχεία αυτά και στοιχεία από άλλες μελέτες σχετικές με υπερτροφισμό της λίμνης. Η αυξημένη συγκέντρωση οργανικής ύλης που παρατηρήθηκε στο ST2 (ΣΧ.3) μπορεί να οφείλεται είτε σε μεγαλύτερη προσφορά από τη στήλη του νερού και/η στη διαφορετική τύχη της

στο ίζημα (Κορμάς 1998). Πιο κοντά στην κύρια εισροή T2 της λίμνης βρίσκεται ο ST1 και κάποιος θα ανέμενε μεγαλύτερη συγκέντρωση στο σταθμό αυτό αλλά όπως αναφέραμε και πιο πάνω πολλοί παράγοντες μπορεί να επιδράσουν στην τύχη του ιζήματος. Η ανάλυση της κοκκομετρικής σύστασης του ιζήματος στους δύο σταθμούς ίσως να μπορεί να δικαιολογήσει τη διαφοροποίηση αυτή αν βρεθεί ότι στο παρατηρητήριο έχουμε πιο λεπτόκοκκο ίζημα. Τέλος δεν είναι γνωστό σε ποιο βαθμό συμμετέχουν στην ύπαρξη του οργανικού υλικού στο ίζημα, τοπικά στους σταθμούς, οι κοντινές και παρόχθιες γεωργικές καλλιέργειες και η κτηνοτροφία όπως και οι απορροές των ρεμάτων αλλά και η πρώην χρήση γης πριν την επανασύσταση της λίμνης που τώρα αποτελεί μέρος του πυθμένα.



Σχήμα ΟΥ3: Αναλογία οργανικού υλικού στο ίζημα στους τρεις ορίζοντες κατά ημερομηνία και σταθμό.



Σχήμα ΟΥ4: Μέσος όρος συγκέντρωσης οργανικού υλικού στο ίζημα από όλα τα βάθη και όλες τις ημερομηνίες συλλογής σε κάθε σταθμό.

4.6 Μικροφυτοβένθος

Η σημασία του μικροφυτοβένθους είναι αυτή ως πρωτογενούς παραγωγού. Ο ΣΤ1 εμφάνισε υψηλότερα επίπεδα χλωροφύλλης α από το ΣΤ2, ίσως το ότι βρίσκεται πιο κοντά στην κύρια εισροή Τ2 να ευνοεί το γεγονός αυτό. Η βιομάζα του μικροφυτοβένθους εκφρασμένη ως χλωροφύλλη α συσχετίζεται με την κοκκομετρική σύσταση του ιζήματος (Κορμάς 1998). Σύμφωνα με τη βιβλιογραφία (Davis & McIntyre 1983, Schaffer & Onuf 1983), ιζήματα με υψηλότερο ποσοστό λεπτόκοκκων έχουν υψηλότερες συγκεντρώσεις χλωροφύλλης α από τα χονδροκόκκα ιζήματα. Στους δύο σταθμούς μας φαίνεται ότι η σύσταση αυτή του ιζήματος είναι σχετικά σταθερή κατά τη διάρκεια του χρόνου και με το βάθος. Μια μέτρηση διαφοράς μεταξύ της κοκκομετρικής σύστασης των δύο σταθμών θα μπορούσε να εξηγήσει σε ένα βαθμό τις αυξημένες τιμές της χλωροφύλλης α στο ΣΤ1 σε σχέση με τον ΣΤ2.

Ο ST1 εμφάνισε μικρή διακύμανση στο χρόνο στον όμως ο ST2 εμφάνισε μια μείωση της χλωροφύλλης α σε όλους τους ορίζοντες χρονικά από το Μάρτιο προς τον Ιούνιο. Η διακυμάνσεις σε σχέση με το βάθος του ιζήματος ήταν εντονότερες και οι συγκεντρώσεις της χλωροφύλλης μειωνόταν με τη αύξηση του βάθους. Η συγκέντρωση των φαιοφυτινών στο μικροφυτοβένθος ήταν πάντα μεγαλύτερη από αυτή της χλωροφύλλης και στους δύο σταθμούς για τους δύο κατώτερους ορίζοντες γεγονός που δείχνει ότι το μικροφυτοβένθος δεν είναι ουσιαστικά λειτουργικό κάτω από τα 10mm. Αντίθετα στον επιφανειακό ορίζοντα παρατηρήσαμε ότι το μικροφυτοβένθος είναι λειτουργικό στο ST1 σε όλες τις ημερομηνίες με μεγαλύτερες τιμές χλωροφύλλης από φαιοφυτίνη. Στο ST2 το μικροφυτοβένθος ήταν λειτουργικό στον επιφανειακό ορίζοντα μόνο στις 05/03/2015 με ποσοστό χλωροφύλλης α επί του συνόλου των φυτοχρωστικών 57,3%. Στις άλλες δύο ημερομηνίες στο ST2 ήταν μη λειτουργικό με 17,1 και 26,7 % επί των φυτοχρωστικών αντίστοιχα (Σχ. 3). Η αυξημένες τιμές που παρατηρούμε στις 31/03/2014 στο ST2 στις φαιοφυτίνες μπορεί να οφείλονται σε διαφορετικούς παράγοντες όπως προαναφέραμε που έχουν σχέση με εισροές, θρεπτικά, ρεύματα κτλ άλλα ίσως και σε καθίζηση φυτοπλαγκτονικών κυττάρων (Σχ. 4). Όπως αναφέρουν οι Fielding et al (1988) τα διάτομα, η κυριότερη ομάδα του μικροφυτοβένθους, όταν θάβονται έχουν μειωμένη συγκέντρωση χλωροφύλλης α. Εξάλλου όπως αναφέρουν οι Plante-Cuny & Plante (1986) το μικροφυτοβένθος έχει συχνά μωσαϊκή κατανομή (patchy distribution) που διαμορφώνεται από εποχιακές διακυμάνσεις και φαινόμενα διατάραξης του ιζήματος (Rizzo & Wetzel 1985). Ένας ακόμα παράγοντας που προκαλεί μικρή δραστηριότητα του μικροφυτοβένθους στους δύο βαθύτερους ορίζοντες είναι η διαθεσιμότητα φωτός. Ο παράγοντας αυτός φαίνεται να είναι ο σημαντικότερος ρυθμιστής της ανάπτυξης του μικροφυτοβένθους σε ρηχά υδάτινα συστήματα, στην υποπαράλια ζώνη, που πολλές φορές χαρακτηρίζονται από εποχική θολερότητα

(Schreiber & Pennock 1995). Αξιοσημείωτο είναι ότι το μικροφυτοβένθος δεν είναι λειτουργικό στο ST2, στον επιφανειακό ορίζοντα στις 31/03/2014 και 02/06/2014 και χρήζει περαιτέρω έρευνας για την μελέτη των παραγόντων που επηρεάζουν το σταθμό και δίνουν την εικόνα αυτή στο μικροφυτοβένθος (Σχ. 4).

4.7 Συγκέντρωση χλωροφύλλης στο ιζήμα σε άλλες λίμνες.

Από τον συγκεντρωτικό πίνακα των Vadeboncoeur et al. (2006) βρέθηκαν και άλλες μελέτες σχετικά με την χλωροφύλλη α στο ιζήμα λιμνών, ωστόσο σε όλες η χλωροφύλλη ήταν υπολογισμένη σε mg/m² αντί για mg/gr που υπολογίστηκε σε αυτήν την μελέτη. Για να γίνει σύγκριση πρέπει να γίνει μια μετατροπή των αποτελεσμάτων αυτής της μελέτης σε mg/m². Συγκεντρωτικά για την λίμνη Κάρλα κατά μέσο όρο και για τους δύο σταθμούς στον επιφανειακό ορίζοντα η συγκέντρωση της χλωροφύλλης α βρέθηκε 1,6 mg/gr και κυμάνθηκε από 0,33 mg/gr έως 2,43 mg/gr. Οι περισσότερες μελέτες που αναφέρονται στον πίνακα αυτό έχουν χρησιμοποιήσει δείγματα ιζήματος από τα πρώτα 2-10 mm του επιφανειακού ιζήματος σε μικρό βάθος 0,2- 1 m, στην τωρινή μελέτη από τα πρώτα 0-30 mm σε μικρό επίσης βάθος. Για τους παραπάνω λόγους είναι δυσχερές η σύγκρισή των αποτελεσμάτων. Στον παρακάτω Πίνακα 1, παραθέτουμε ενδεικτικά κάποιες από τις λίμνες από τον πίνακα των Vadeboncoeur et al. (2006) που θα μπορούσαμε να πούμε ότι χαρακτηριστικό τους είναι ότι δεν βρίσκονται σε ψυχρά κλίματα και μπορεί κατά κάποιο τρόπο να συμπεριφέρονται παρόμοια με την λίμνη Κάρλα αφού και ο φωτισμός, η θερμοκρασία αλλά και άλλες καταστάσεις όπως ευτροφισμός μπορεί να συμβάλουν στην παραγωγικότητα του μικροφυτοβένθους τους.

ΛΙΜΝΗ	ΤΟΠΟΣ	Chl α mg/m² (±SD)	ΠΗΓΗ
Κάρλα	Ελλάδα	1,6 (0,56) mg/gr	Παρούσα μελέτη
Castle Lake	Καλιφόρνια	516 (81) mg/m ²	Loeb et al.,1983; Axler and Reuter, 1996
Διάφορες λίμνες	Άνω Μίσιγκαν Ακτή	161.5 (20.1) mg/m ²	Vadeboncoeur et al.,2006
Brobo	Ελεφαντοστού	96.8 (24.8) mg/m ²	Thomas et al.,2000
St. Lucia	Νότια Αφρική	201 mg/m ² .	Perissinotto et. al.,2010
St. Lucia	Νότια Αφρική	21.4 - 91,4 mg/m ²	Tirok & Scharler,2013
St. Lucia	Νότια Αφρική	3.3-363.8 mg/m ²	Van der Molen & Perissinotto,2011

Πίνακας 2: Πίνακας ενδεικτικών μέσων όρων συγκέντρωσης χλωροφύλλης α σε λίμνες.

ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

Ελληνική Βιβλιογραφία

Εξαρχόπουλος, Μ., Ed. (1999). Λίμνη Κάρλα: Η αρχαία Βοϊβίης. Η αποκατάσταση ενός υγροτόπου στην Ελλάδα από τους σημαντικότερους της Ευρώπης. Βόλος ΤΕΕ τμήμα Μαγνησίας, σελ. 189.

Ζαλίδης, Χ. Γ., Δημητριάδης, Π.Ε., Χατζηγιαννάκης, Λ.Σ. (1995). Ο ιδεότοπος της τέως λίμνης Κάρλας ως βάση αξιολόγησης των προτάσεων λύσεων κατασκευής του ομότιμου ταμιευτήρα. Ε. Κ. Β.-. Υγροτόπων. Θεσσαλονίκη, σελ. 91.

Ζαχίδου, Β. Χ. (2000). Η επίδραση του ευτροφισμού στην ιχθυοπανίδα της τέως λίμνης Κάρλας. Τμήμα Φυτικής & Ζωικής παραγωγής, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών. Βόλος, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, σελ. 109.

Κορμάς Κ. (1998). Περιγραφή και δυναμική οικολογικών συνιστωσών του οικοσυστήματος του Μαλιακού κόλπου. Διδακτορική διατριβή, Τμήμα Βιολογίας, Τομέας Ζωολογίας και Θαλάσσιας Βιολογίας, Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών, σελ. 19-20, 27-28, 90-101.

Μαργαρίτη Μ., (2013). Η ΑΝΑΣΥΣΤΑΣΗ ΤΗΣ ΛΙΜΝΗΣ ΚΑΡΛΑΣ. Μηχ. Περ/ντος, ΤΕΕ/ΠΤ Μαγνησίας, σελ.15.

Τζιάτζιος, Γ. (2010). Λίμνη Κάρλα: Παρελθόν, Παρών και Μέλλον. Τμήμα Γεωπονίας, Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών Βόλος, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, σελ. 128.

Wetzel R.G. (2001). Λιμνολογία. Λιμναία και Ποτάμια οικοσυστήματα. Εκδόσεις Κωσταράκη, Αθήνα 2012.

Ξένη Βιβλιογραφία

- 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
- Ananiadis C. I. (1956) Limnological study of lake Karla. *Bulletin de l' Institute Oceanographic*, 1083: 1-19
- 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
- Bjork- Ramberg S., Anell 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 epipellic 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
- Coops H., Beklioglu M., Crisman T.L. (2003) The role of water-level fluctuations in shallow lake ecosystems – workshop Conclusions. *Hydrobiologia*, 506–509: 23–27
- Cox E. J., (1988). Has the role of the substratum been underestimated for algal distribution patterns in freshwater ecosystems? *Biofouling* 1:49-63.
- Davis MW, McIntire CD (1983) Effects of physical gradients on the production dynamics of sediment-associated algae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 13:103-114
- DeAngelis D.L., Trexler J.C., Donalson D.D. (2009) Competition dynamics in a seasonally varying wetland. In: Cantrell S, Cosener C, Ruan S (eds) *Spatial ecology*, chap 1. CRC Press/Chapman and Hall, London, pp 1–13
- DuBoway PJ. (1988) Waterfowl communities and seasonal environments: temporal variability in interspecific competition. *Ecology*, 69:1439–1453

- 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 fur 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.
- Elliott J.A., Jones I.D., Thackerary S.J. (2006) Testing the sensitivity of phytoplankton communities to changes in water temperature and nutrient load, in a temperate lake. *Hydrobiologia*, 559: 401-411
- 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

Hardin G. (1960) The competitive exclusion theory. *Science*, 131: 1292-1297.

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., Vandeboncoeur 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
- Hu S.S., Tessier A.J. (1995) Seasonal succession and the strength of intra- and interspecific competition in a *Daphnia* assemblage. *Ecology*, 76:2278–2294
- Hutchinson G.E. (1961) The paradox of plankton. *The American Naturalist*, 95: 137-147
- 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
- Kastovsky J., Hauer T., Mares J., Krautova M., Besta T., Komarek J., Desortova B., Hetesa J., Hindakova A., Houk V., Janecek E., Kopp R., Marvan P., Pumann P., Skacelova O., Zapomelova 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

- Kivrak E. (2006) Seasonal and long term changes of the phytoplankton in the lake Tortum in relation to environmental factors, Erzurum, Turkey. *Biologia*, 61(4): 339-345
- Krom, M. (1991). Importance of benthic productivity in controlling the flux of dissolved inorganic nitrogen through the sediment-water interface in a hypertrophic marine ecosystem. *Marine Ecology Progress Series* 78:163-172.
- 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.
- Lund J.W.G. (1950) Studies of *Asterionelta formosa* Hass. II. Nutrient depletion and the spring maxima. *Journal of Ecology*, 38: 1-35
- Macintyre H.L. and Cullen J.J. (1995). Fine-scale vertical resolution of chlorophyll and photosynthetic parameters in shallow-water benthos. *Marine Ecology Progress Series* 122: 227-237

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

Mares 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

Mischke U., Nixdorf B. (2003) Equilibrium phase conditions in shallow German lakes: How Cyanoprokaryota species establish a steady state phase in late summer.

Muir D.G., Perissinotto R., (2011). Persistent Phytoplankton Bloom in Lake St. Lucia (Simangaliso 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

Nixdorf B., Mischke U., Rucker J. (2003) Phytoplankton assemblages and steady state in deep and shallow eutrophic lakes - an approach to differentiate the habitat properties of Oscillatoriales. *Hydrobiologia*, 502:111–121

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

Owens O.v.H., Esaias WE. (1976) Physiological responses of phytoplankton to major environmental factors. *Annual Review of Plant Physiology*, 27: 461-483

Pace N.R. (1997) A molecular view of microbial diversity and the biosphere. *Science*, 276:734-740

Padisak J., Reynolds C.S. (2003) Shallow lakes: the absolute, the relative, the functional and the pragmatic. *Hydrobiologia*, 506–509:1–11

Papadimitriou, T., I. Kagalou, V. Bacopoulos I. D. Leonardos (2009). Accumulation of microcystins in water and fish tissues: An estimation of risks associated with microcystins in most of the Greek Lakes. *Environmental Toxicology*, 25(4): 418-427.

Pearsall W. H. (1930) Phytoplankton of English lakes. The proportion in the water of some dissolved sub-stances of biological importance. *Journal of Ecology*, 18(2), 306-320

Perez-Martinez C., Sanchez-Castillo P., Jimenez-Perez 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
- Plante- Cuny MR, Plante R (1986) Benthic marine diatoms as food for benthic marine animals. In: Ricard M, Koeltz O (eds) *Proc. 8th Int. Symp. Recent fossil diatoms, Koenigstein*, p.525-537
- Poulvckova A., Dvorak P., Mazalova P., Hasler 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
- Reynolds C.S. (1984) Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. *Freshwater Biology*, 14: 111-142
- 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
- Rosenberge R, Dahl E, Edler L, Fyrberg L, Graneli E, Graneli W, Hagstrom A, Lindhal O, Matow MO, Petterson K, Sahlsten E, Tiselius P, Turk V, Wikner J (1990) Pelagic nutrient and energy transfer during spring in the open and coastal Skagerrak. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 61:215-231
- 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
- Schmitt R.J., Holbrook S.J. (1986) Seasonally fluctuating resources and temporal variability of interspecific competition. *Oecologia* 69:1–11
- Schreiber RA, Pennock JR (1995) The relative contribution of benthic microalgae to total microalgal production in a shallow sub-tidal estuarine environment. *Ophelia* 42:335-352
- Sommer U., Gliwicz Z.M., Lampert W., Duncan A. (1986) The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Archives of Hydrobiology*, 106:433–471
- 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., Enoksson V., Graneli W. and Pettersson K. (1991). Influence of sublittoral microphytobenthos on the oxygen and nutrient flux between sediment and water: a laboratory continuous-flow study. *Marine Ecology Progress Series* 74: 262-279.
- 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 lake s. *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
- Vorosmarty 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., Mortl 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.
- Wilson J. R., (2004). The role of benthic microalgae in the ecology of Lake Illawarra.. *Wetlands (Australia)* 21(2)
- Wolff W. J. (1987). Flora and macrofauna of intertidal sediments. In: Baker J.M., Wolff W.J. (eds) *Biological surveys of estuaries and coasts*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 85-94
- 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
- Zalidis G.C., Gerakis A., Apostolakis A., Katsavouni S. (1999) Sustainable restoration of Lake Karla based on the design of wetland functions. p. 54-69. In: N. Kontos, V. Takavakoglou, S. Chatzigiannakis (editors). *Restoring wetland functions*. Technical Bulletin. A MedWet publication. Greek Biotope/Wetland Centre (EKBY). Thermi, Greece

Zalidis, G.C., Takavakoglou V., Panoras A., Bilas G., Katsavouni S., (2005)
Reestablishing a sustainable wetland at former Lake Karla, using Ramsar restoration
guidelines. Environmental Management, 34: 875-886.

Ηλεκτρονική Βιβλιογραφία

Ανώνυμος (2011). *Cyprinus carpio carpio* Linnaeus, 1758 - Common carp,

<http://www.fishbase.org/summary/Cyprinus-carpio+carpio.html>.

(πρόσβαση: 04-02-2017)

Wikipedia. Sediment,

<https://en.wikipedia.org/wiki/Sediment>

(πρόσβαση: 05-02-2017)

Oregon State University. Sediments in Lakes,

http://oregonstate.edu/instruct/fw456/lecture/pdf/sediment_lakes.pdf

(πρόσβαση: 30-10-2016)

ABSTRACT

The draining of Lake Karla began in 1962; the Greek ministry of agriculture decided the draining of Lake Karla for agricultural purposes. In 2009, after acknowledging the environmental drawbacks of such practice and with the new wind of conservation blowing, a new approach of things led to the decision to start the refilling of the dead lake with water from the river Pinios as to its restoration. The purpose of this study is to examine the concentration of chlorophyll-a as well as organic matter in the layers of the column of sediment depending on the depth (0-30 mm) in the coastal zone. Samples were taken from two different stations ST1 (Arianni, south side of the lake) and ST2 (Paratiririo, north side) on three different dates during the months March and June of 2015. Acetone 90% was added to the samples which were centrifuged and were applied to spectrophotometry at 750nm and 664nm. At station ST1 chlorophyll-a ranged between 2.11-2.43 mg/gr at a depth of 0-10 mm while pheophytin ranged between 1.00-1.58 mg/gr, at the same depth. At station ST2 chlorophyll-a ranged between 0.33- 1.59 mg/gr and pheophytin respectively was at 0.87-4.54 mg/gr at the depth again of 0-10 mm.. The percentage of chlorophyll-a in the total phytopigments at the depth of 0-10mm at ST1 ranged between 57.9% -68.1%, while at ST2 between 18.1% -57.3%.

Results from other previous studies, in shallow lakes, which were sampled from the top 2-10 mm of sediments in low depths of 0.2- 1 m are not comparable to the results of the present study because they were estimated at concentrations of mg / m². On average for both stations and three dates the concentration of chlorophyll a was 1.6 mg/gr and ranged between 0.08 mg/gr and 2.43 mg/gr. At an average the percentage of organic matter of sediment sampled at ST1 ranged between 3.5-5.2 %, while in samples from ST2 between 7.6-9.9 %. The differentiation in results between the two observation stations can be attributed to fact that the water and sediment at these two locations is

affected by various factors as the entrance and exit points of water, wave action, sunlight and enrichment generated by agricultural and grassing land use of the surrounding area.