

ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ ΚΡΗΤΗΣ

ΣΧΟΛΗ ΧΗΜΙΚΩΝ ΜΗΧΑΝΙΚΩΝ ΚΑΙ ΜΗΧΑΝΙΚΩΝ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ



ΔΙΠΛΩΜΑΤΙΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ

**«ΜΕΛΕΤΗ ΑΠΟΔΟΣΗΣ ΠΙΛΟΤΙΚΩΝ ΜΟΝΑΔΩΝ ΤΕΧΝΗΤΩΝ ΥΓΡΟΒΙΟΤΟΠΩΝ ΓΙΑ ΤΗΝ
ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ ΕΛΑΙΟΥΡΓΕΙΩΝ»**

ΑΘΑΝΑΣΙΑ ΝΤΑΛΑΚΟΓΕΩΡΓΟΥ

ΑΡΙΘΜΟΣ ΜΗΤΡΩΟΥ : 2019050009

Επιβλέπων καθηγητής:

ΣΤΕΦΑΝΑΚΗΣ ΑΛΕΞΑΝΔΡΟΣ (Επίκουρος Καθηγητής)

Εξεταστική επιτροπή:

ΦΟΥΝΤΟΥΛΑΚΗΣ ΜΙΧΑΗΛ (Αναπληρωτής Καθηγητής)

ΔΙΑΓΓΕΛΑΚΗΣ ΝΙΚΟΛΑΟΣ (Επίκουρος Καθηγητής)

Χανιά, Μάρτιος 2025

Απαγορεύεται η αντιγραφή, αποθήκευση και διανομή της παρούσας εργασίας, εξ' ολοκλήρου ή τμήματος αυτής, για εμπορικό σκοπό. Επιτρέπεται η ανατύπωση, αποθήκευση και διανομή για μη κερδοσκοπικό σκοπό, εκπαιδευτικού ή ερευνητικού χαρακτήρα, με την προϋπόθεση να αναφέρεται η πηγή προέλευσης. Ερωτήματα που αφορούν τη χρήση της εργασίας για άλλη χρήση θα πρέπει να απευθύνονται προς το συγγραφέα. Οι απόψεις και τα συμπεράσματα που περιέχονται σε αυτό το έγγραφο εκφράζουν τον συγγραφέα και δεν πρέπει να ερμηνευθεί ότι αντιπροσωπεύουν τις επίσημες θέσεις του Πολυτεχνείου Κρήτης.

Ευχαριστίες

Θα ήθελα να εκφράσω την ειλικρινή μου ευγνωμοσύνη σε όλους όσους με στήριξαν κατά τη διάρκεια της εκπόνησης της διπλωματικής μου εργασίας και συνέβαλαν με οποιονδήποτε τρόπο στην ολοκλήρωσή της. Αρχικά, οφείλω ένα μεγάλο ευχαριστώ στον επιβλέποντα καθηγητή μου, κ. Αλέξανδρο Στεφανάκη, για την καθοδήγησή του, την επιστημονική του κατάρτιση και τη διαρκή υποστήριξή του καθ' όλη τη διάρκεια της εργασίας μου. Ιδιαίτερες ευχαριστίες θα ήθελα να απευθύνω στην υποψήφια διδάκτορα κ. Ειρήνη Αθανασιάδου, για την καθοδήγηση, την αμέριστη βοήθειά της και τη διαρκή υποστήριξή της τόσο στο εργαστηριακό όσο και στο ερευνητικό κομμάτι. Η πολύτιμη συνεισφορά της και η διάθεσή της να μοιραστεί τις γνώσεις της μαζί μου υπήρξαν καθοριστικές για την επιτυχή ολοκλήρωση της παρούσας μελέτης. Θα ήθελα επίσης να εκφράσω την ευγνωμοσύνη μου στην οικογένειά μου, που στάθηκε δίπλα μου σε κάθε στάδιο των σπουδών μου, παρέχοντάς μου αδιάκοπη ηθική και συναισθηματική υποστήριξη. Η στήριξή τους υπήρξε αναντικατάστατη και με βοήθησε να ολοκληρώσω αυτό το απαιτητικό ταξίδι με επιτυχία. Ένα μεγάλο ευχαριστώ απευθύνω επίσης στον σύντροφο μου, Κωνσταντίνο, τον άνθρωπο που ήταν δίπλα μου σε όλη αυτή την πορεία, προσφέροντάς μου στήριξη, υπομονή και ενθάρρυνση στις δύσκολες στιγμές. Η παρουσία του και η πίστη του στις δυνατότητές μου υπήρξαν καθοριστικοί παράγοντες για την ολοκλήρωση αυτής της προσπάθειας. Τέλος, θα ήθελα να ευχαριστήσω όλους τους φίλους μου, οι οποίοι με στήριξαν, με ενθάρρυναν και μου προσέφεραν στιγμές χαλάρωσης και αισιοδοξίας κατά τη διάρκεια αυτής της απαιτητικής διαδικασίας. Η συντροφιά τους και η θετική τους ενέργεια υπήρξαν ανεκτίμητα εφόδια σε αυτήν τη διαδρομή.

Σε όλους εσάς, ένα μεγάλο ευχαριστώ!

Περιεχόμενα

Ευχαριστίες.....	3
ΠΕΡΙΛΗΨΗ.....	6
ΕΥΡΕΤΗΡΙΟ ΕΙΚΟΝΩΝ.....	8
ΕΥΡΕΤΗΡΙΟ ΔΙΑΓΡΑΜΜΑΤΩΝ.....	9
ΕΥΡΕΤΗΡΙΟ ΠΙΝΑΚΩΝ.....	10
ΕΙΣΑΓΩΓΗ.....	11
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 2 ^ο . ΘΕΩΡΗΤΙΚΟ ΥΠΟΒΑΘΡΟ.....	12
2.1.1. ΝΟΜΟΘΕΤΙΚΟ ΠΛΑΙΣΙΟ.....	12
2.2.1 Φυσικά Συστήματα Επεξεργασίας Υγρών Αποβλήτων.....	14
2.2.2. Φυσικοί Υγροβιότοποι.....	14
2.2.3. Τεχνητοί υγροβιότοποι.....	15
2.2.3.1. Τεχνητοί Υγροβιότοποι Κατακόρυφης Ροής.....	15
2.2.3.2. Τεχνητοί Υγροβιότοποι Οριζόντιας Ροής.....	16
2.2.3.3. Σύγκριση Τεχνητών Υγροβιότοπων Οριζόντιας και Κατακόρυφης Ροής.....	16
2.2.4. Βλάστηση Τεχνητών Υγροβιότοπων.....	17
2.2.5. Πλήρωση Τεχνητών Υγροβιότοπων.....	18
2.2.6. Υγρά Απόβλητα Ελαιολιβερίου.....	19
2.3.1. Σκοπός Διπλωματικής Εργασίας.....	20
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 3 ^ο . ΠΕΙΡΑΜΑΤΙΚΟ ΜΕΡΟΣ.....	21
3.1. Πειραματική Διάταξη.....	21
3.1.1. Περιγραφή Πειραματικής Διάταξης.....	21
3.1.2 Χωροθέτηση πειραματικής διάταξης και κλιματολογικά στοιχεία.....	25
3.1.3. Πειραματική Διαδικασία.....	26
3.2. Δείγματα και Υλικά.....	28
3.2.1. Δείγμα.....	28
3.2.2. Υλικά Πλήρωσης και Βλάστηση.....	28
3.2.2.1. LECA.....	28
3.3. Αναλυτικές Μέθοδοι.....	34
3.3.1. pH.....	35
3.3.2. Ηλεκτρική Αγωγιμότητα.....	35
3.3.3. Χημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο (COD).....	35
3.3.4. Βιοχημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο (BOD ₅).....	35
3.3.5. Ολικό Άζωτο (TN).....	36
3.3.6. Αμμωνιακό Άζωτο (NH ₄ ⁺ - N).....	36

3.3.7. Νιτρικό Άζωτο ($\text{NO}_3^- - \text{N}$).....	36
3.3.8. Ολικός Φώσφορος (TP).....	36
3.3.9. Φωσφορικά ($\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$)	37
3.3.10. Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (TSS).....	37
3.3.11. Προσδιορισμός Χρώματος.....	37
3.3.12. Ολικές Φαινόλες	37
Κεφάλαιο 4ο : Αποτελέσματα και Συζήτηση	38
4.1. Υδρολογικό Ισοζύγιο.....	38
4.2. Φυσικοχημικές Αναλύσεις	40
4.2.1. Χαρακτηρισμός εισροής.....	40
4.2.2. Χαρακτηρισμός Εκροών	41
4.2.2.1. pH	41
4.2.2.2. Ηλεκτρική Αγωγιμότητα (EC)	43
4.2.2.3. Χημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο (COD)	44
4.2.2.4. Βιοχημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο (BOD_5).....	49
4.2.2.5. Ολικό άζωτο (TN).....	51
4.2.2.6. Αμμωνιακό Άζωτο ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$)	53
4.2.2.7. Νιτρικό Άζωτο ($\text{NO}_3^- - \text{N}$).....	55
4.2.2.8. Ολικός Φώσφορος (TP).....	57
4.2.2.10. Ολικές Φαινόλες	63
4.2.2.11. Ολικά αιωρούμενα στερεά (TSS)	67
4.2.2.12. Χρώμα.....	72
Κεφάλαιο 5ο : Συμπεράσματα και Προτάσεις.....	75
5.1. Συμπεράσματα	75
5.2. Προτάσεις	76
ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ:.....	76
ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ Α	82

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Η παρούσα διπλωματική εργασία αναφέρεται στην παρακολούθηση και αξιολόγηση της απόδοσης πιλοτικών τεχνητών υγροβιότοπων, τόσο οριζόντιας όσο και κατακόρυφης ροής, με σκοπό τη μείωση του οργανικού φορτίου και την απομάκρυνση θρεπτικών και άλλων ρύπων από τα υγρά απόβλητα τριφασικού ελαιοτριβείου, καθώς και την εξαγωγή συμπερασμάτων για την εγκυρότητα του σχεδιασμού και την αποτελεσματικότητα των συστημάτων. Η πειραματική διάταξη αποτελούνταν από έξι μονάδες τεχνητών υγροβιότοπων: τέσσερις οριζόντιας και δύο κατακόρυφης υπόγειας ροής, εγκατεστημένες σε υπαίθριο χώρο του Πολυτεχνείου Κρήτης στα Χανιά. Η πρώτη μονάδα (C) ήταν αφύτευτη και περιείχε ζεόλιθο και διογκωμένη άργιλο (LECA), ενώ οι επόμενες τρεις μονάδες (ZL, PB, P) περιλάμβαναν φύτευση με καλάμι *Phragmites australis* και διαφορετικά υλικά πλήρωσης: ζεόλιθο και LECA στη ZL, ανακυκλωμένο πλαστικό και biochar στη PB, και μόνο πλαστικό στην P. Οι δύο κατακόρυφες μονάδες, L και LPB, περιείχαν LECA και συνδυασμό LECA, biochar και πλαστικού, αντίστοιχα. Τα απόβλητα προέρχονταν από τριφασικό ελαιουργείο της περιοχής Περιβολιών Χανίων και αραιώνονταν με νερό σε αναλογία 1:8 πριν την τροφοδοσία. Οι φυσικοχημικές αναλύσεις περιλάμβαναν μετρήσεις pH, ηλεκτρικής αγωγιμότητας (EC), BOD₅, COD, NO₃⁻-N, NH₄⁺-N, TN, PO₄³⁻-P, TP, ολικών φαινολών και ολικών αιωρούμενων στερεών (TSS). Σύμφωνα με τα πειραματικά δεδομένα, η μέση απόδοση απομάκρυνσης των μονάδων τεχνητών υγροβιότοπων παρουσίασε διαφοροποιήσεις οι οποίες σχετίζονται άμεσα με τη σύσταση και τον τύπο ροής κάθε συστήματος και τις περιβαλλοντικές συνθήκες στην περιοχή. Αναφορικά, η μονάδα C, η οποία ήταν αφύτευτη και περιείχε ζεόλιθο και διογκωμένη άργιλο (LECA), εμφάνισε υψηλά ποσοστά απομάκρυνσης, με τιμές 93,4 ± 2,6% για το COD, 98,4% για το BOD₅, 91,6% για το TP και το PO₄³⁻-P και 85% για τα TSS, ενώ παρουσίασε και σημαντική απομάκρυνση ολικών φαινολών. Η μονάδα ZL, η οποία διέθετε το ίδιο υλικό πλήρωσης αλλά με *P. australis* και *A. donax*, εμφάνισε εξίσου υψηλή απόδοση, με απομάκρυνση COD 89,9%, BOD₅ 97,8%, TP και PO₄³⁻-P 92% και TSS 87%. Αντίθετα, οι μονάδες PB και P, που βασίστηκαν σε ανακυκλωμένο πλαστικό και biochar (PB) ή μόνο πλαστικό (P), παρουσίασαν συγκριτικά χαμηλότερες αποδόσεις. Στη μονάδα PB καταγράφηκαν ποσοστά απομάκρυνσης 78% για το COD, 83% για το BOD₅, 52% για το TP και το PO₄³⁻-P και 74% για τα TSS, ενώ η μονάδα P εμφάνισε τιμές 75% για το COD, 80% για το BOD₅, 50% για το TP και το PO₄³⁻-P και 70% για τα TSS. Οι δύο κατακόρυφες ροής μονάδες παρουσίασαν επίσης σημαντική απόδοση. Η μονάδα L, με πλήρωση μόνο από LECA, εμφάνισε απομάκρυνση 82% για το COD, 88% για το BOD₅, 76% για το TP και το PO₄³⁻-P και 78% για τα TSS. Η μονάδα LPB, που περιλάμβανε συνδυασμό LECA, biochar και πλαστικού, είχε ακόμη καλύτερα αποτελέσματα, με απομάκρυνση 90,2% για το COD, 95% για το BOD₅, 85% για το TP και το PO₄³⁻-P και 83% για τα TSS. Συμπερασματικά, οι μονάδες που χρησιμοποίησαν ζεόλιθο και LECA, χωρίς η παρουσία της φυτικής κάλυψης να έχει ιδιαίτερη βαρύτητα, παρουσίασαν την υψηλότερη αποδοτικότητα στην απομάκρυνση οργανικών και θρεπτικών ρύπων. Οι τεχνητοί υγροβιότοποι αποδείχθηκαν αποτελεσματική και περιβαλλοντικά φιλική λύση για τη διαχείριση υγρών αποβλήτων ελαιοτριβείου.

ABSTRACT

This thesis focuses on the monitoring and evaluation of the performance of pilot-scale constructed wetlands, operating under both horizontal and vertical subsurface flow conditions. The primary aim is the reduction of organic load and the removal of nutrients and other pollutants from the wastewater of a three-phase olive mill, as well as the extraction of conclusions regarding the design reliability and treatment efficiency of the systems. The experimental setup consisted of six constructed wetland units: four horizontal subsurface flow systems and two vertical subsurface flow systems, installed outdoors at the Technical University of Crete in Chania. The first unit (C) was unplanted and filled with zeolite and lightweight expanded clay aggregate (LECA). The following three units (ZL, PB, and P) were planted with *Phragmites australis* and used different substrate materials: zeolite and LECA in unit ZL; recycled plastic and biochar in unit PB; and only plastic in unit P. The two vertical flow units, L and LPB, were filled with LECA and a combination of LECA, biochar, and plastic, respectively. The wastewater originated from a three-phase olive mill located in the area of Perivolía, Chania, and was diluted with water at a 1:8 ratio before being fed into the systems. Physicochemical analyses included measurements of pH, electrical conductivity (EC), biochemical oxygen demand (BOD₅), chemical oxygen demand (COD), nitrate nitrogen (NO₃⁻-N), ammonium nitrogen (NH₄⁺-N), total nitrogen (TN), orthophosphate (PO₄³⁻-P), total phosphorus (TP), total phenols, and total suspended solids (TSS). According to the experimental data, the average removal performance of the constructed wetland units varied depending on the substrate composition, the flow configuration, and the environmental conditions at the site. Unit C, which was unplanted and filled with zeolite and LECA, demonstrated high removal efficiencies: 93.4 ± 2.6% for COD, 98.4% for BOD₅, 91.6% for both TP and PO₄³⁻-P, and 85% for TSS. It also showed significant removal of total phenols. Similarly, unit ZL, which had the same substrate but was planted with *P. australis* and *Arundo donax*, achieved comparable performance, with 89.9% COD, 97.8% BOD₅, 92% TP and PO₄³⁻-P, and 87% TSS removal. On the other hand, units PB and P, which used recycled plastic and biochar (PB) or plastic alone (P), demonstrated relatively lower removal efficiencies. In unit PB, removal rates were 78% for COD, 83% for BOD₅, 52% for both TP and PO₄³⁻-P, and 74% for TSS, while unit P achieved 75% COD, 80% BOD₅, 50% TP and PO₄³⁻-P, and 70% TSS removal. The vertical flow units also demonstrated notable performance. Unit L, which was filled solely with LECA, achieved 82% COD, 88% BOD₅, 76% TP and PO₄³⁻-P, and 78% TSS removal. Unit LPB, which combined LECA, biochar, and plastic, performed even better, reaching 90.2% COD, 95% BOD₅, 85% TP and PO₄³⁻-P, and 83% TSS removal. In conclusion, the systems using zeolite and LECA regardless of the presence of reeds demonstrated the highest efficiency in removing organic and nutrient pollutants. Constructed wetlands proved to be an effective and environmentally friendly solution for the treatment of olive mill wastewater.

ΕΥΡΕΤΗΡΙΟ ΕΙΚΟΝΩΝ

Εικόνα 1.1. Σύστημα λειτουργίας ελαιοτριβείου και παραγωγής παραπροϊόντων και προϊόντων. (http://www.agroenergy.gr/).....	12
Εικόνα 3.2. Διάταξη κλινών κατακόρυφης ροής.....	23
Εικόνα 3.3. Θερμοκήπιο της σχολής ΧΗΜΗΠΕΡ.	25
Εικόνα 3.4. Δεξαμενές που περιέχουν την αραιωμένη εισροή	27
Εικόνα 3. 5. Διογκωμένη άργιλος.	29
Εικόνα 3. 6. Ανακυκλωμένο πλαστικό HX25KLL Biocarrier	30
Εικόνα 3. 7. Βιοεξανθράκωμα (biochar).	31
Εικόνα 3.8. Ζεόλιθος (zeolite).	32
Εικόνα 3.9. Κοινό καλάμι Phragmites. Australis (P. Australis)	33
Εικόνα 3.10. Καλάμι Arundo donax (A. donax).....	34

ΕΥΡΕΤΗΡΙΟ ΔΙΑΓΡΑΜΜΑΤΩΝ

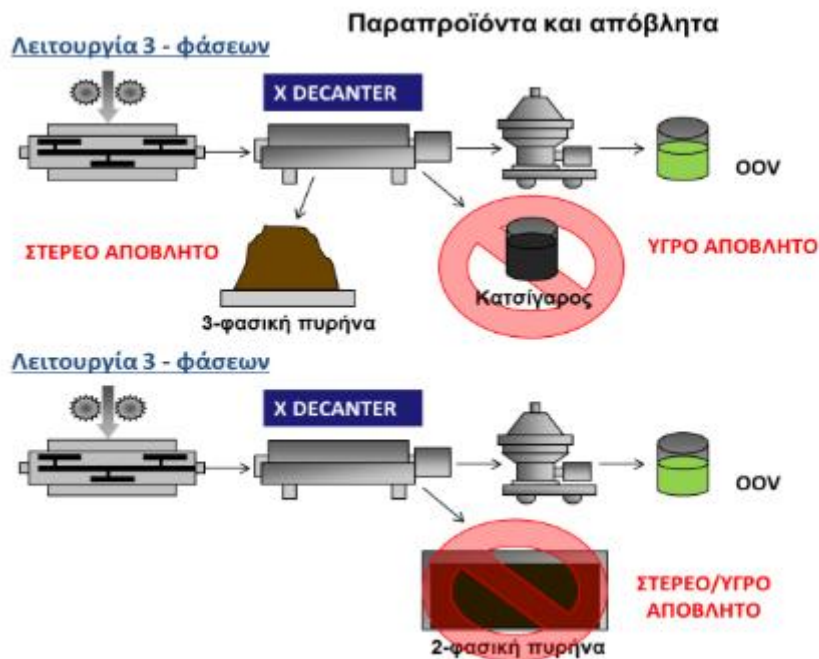
Διάγραμμα 1. Διάγραμμα μέσης μηνιαίας εξατμισοδιαπνοής για τις έξι μονάδες (C, ZL, PB, P, L, LPB).....	39
Διάγραμμα 2. Διάγραμμα COD για τις μονάδες (Αραιωμένης Εισροής, C, ZL, PB, P)	45
Διάγραμμα 3. Διάγραμμα απομάκρυνσης COD (%) για τις μονάδες (C, ZL, PB, P)	46
Διάγραμμα 4. Διάγραμμα COD για τις (Αραιωμένη Εισροή, L, LPB).....	47
Διάγραμμα 5. Διάγραμμα απομάκρυνσης COD (%) για τις μονάδες (PL, LPB).....	48
Διάγραμμα 6. Διάγραμμα συγκεντρώσεων TP για τις μονάδες (Αραιωμένη Εισροή, C, ZL, PB, P).....	58
Διάγραμμα 7. Διάγραμμα συγκεντρώσεων TP για τις μονάδες (Αραιωμένη Εισροή, L, LPB).....	59
Διάγραμμα 8. Διάγραμμα συγκεντρώσεων $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ για τις μονάδες (Αραιωμένη Εισροή, C, ZL, PB, P).....	61
Διάγραμμα 9. Διάγραμμα συγκεντρώσεων $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ για τις μονάδες (Αραιωμένη Εισροή, L, LPB).....	62
Διάγραμμα 10. Διάγραμμα συγκεντρώσεων ολικών φαινολών για τις μονάδες (Αραιωμένη Εισροή, C, ZL, PB, P)	63
Διάγραμμα 11. Διάγραμμα απομάκρυνσης ολικών φαινολών (%) για τις μονάδες (C, ZL, PB, P).....	64
Διάγραμμα 12. Διάγραμμα συγκεντρώσεων ολικών φαινολών για τις μονάδες (Αραιωμένη Εισροή, L, LPB).....	65
Διάγραμμα 13. Διάγραμμα απομάκρυνσης total phenols (%) για τις μονάδες (L, LPB).....	66
Διάγραμμα 14. Διάγραμμα συγκεντρώσεων TSS για τις μονάδες (Αραιωμένη Εισροή, C, ZL, PB, P).....	68
Διάγραμμα 15. Διάγραμμα απομάκρυνσης TSS (%) για τις μονάδες (C, ZL, PB, P)..	69
Διάγραμμα 16. Διάγραμμα συγκεντρώσεων ολικών φαινολών για τις μονάδες (Αραιωμένη Εισροή, L, LPB).....	70
Διάγραμμα 17. Διάγραμμα απομάκρυνσης TSS (%) για τις μονάδες (L, LPB)	71
Διάγραμμα 18. Διάγραμμα Χρώματος για τις μονάδες (Αραιωμένη Εισροή, C, ZL, PB, P)	73
Διάγραμμα 19. Διάγραμμα χρώματος για τις μονάδες (Αραιωμένη Εισροή, L, LPB)	74

ΕΥΡΕΤΗΡΙΟ ΠΙΝΑΚΩΝ

Πίνακας 1 . Οριακές τιμές εκροών για διάφορους αποδέκτες (σύμφωνα με ΚΥΑ 179182/656, ΦΕΚ 582/2-7-1979)	13
Πίνακας 2. Σύγκριση μεταξύ ΤΥ Κατακόρυφης και Οριζόντιας Ροής.....	17
Πίνακας 3. Χαρακτηριστικά κλινών	22
Πίνακας 4. Μετεωρολογικά Στοιχεία Πεδίου (https://penteli.meteo.gr/stations/chania/)	26
Πίνακας 5. Αποτελέσματα μετρήσεων για το μη αραιωμένο δείγμα	40
Πίνακας 6. Αποτελέσματα Μετρήσεων για το pH.....	41
Πίνακας 7. Αποτελέσματα Μετρήσεων της Ηλεκτρικής Αγωγιμότητας (EC).....	43
Πίνακας 8. Αποτελέσματα Μετρήσεων COD	44
Πίνακας 9. Αποτελέσματα Μετρήσεων BOD ₅	49
Πίνακας 10. Αποτελέσματα Μετρήσεων TN	51
Πίνακας 11. Αποτελέσματα Μετρήσεων NH ₄ ⁺ - N.....	53
Πίνακας 12. Αποτελέσματα Μετρήσεων NO ₃ ⁻ -N	55
Πίνακας 13. Αποτελέσματα Μετρήσεων TP	57
Πίνακας 14. Αποτελέσματα Μετρήσεων PO ₄ ³⁻ -P	60
Πίνακας 15. Αποτελέσματα Μετρήσεων ολικών φαινολών	63
Πίνακας 16. Αποτελέσματα Μετρήσεων ολικών αιωρούμενων στερεών (TSS).....	67
Πίνακας 18. Αποτελέσματα Μετρήσεων Χρώματος.....	72

ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Η παραγωγή ελαιόλαδου αποτελεί έναν από τους βασικούς οικονομικούς πυλώνες στις χώρες της Μεσογείου, με την Ελλάδα να διαδραματίζει σημαντικό ρόλο σε αυτόν τον τομέα. Η χώρα συνεισφέρει περίπου στο 10% της συνολικής παγκόσμιας παραγωγής ελαιόλαδου, με τις κυριότερες περιοχές παραγωγής να περιλαμβάνουν την Κρήτη, την Πελοπόννησο, τη Λέσβο και τη Χαλκιδική (ΕΛΣΤΑΤ, 2009). Τα ελαιοτριβεία διαδραματίζουν καθοριστικό ρόλο στη διαδικασία παραγωγής, εφαρμόζοντας είτε την παραδοσιακή μέθοδο της υδραυλικής πίεσης είτε τη σύγχρονη τεχνολογία φυγοκέντρισης, η οποία διακρίνεται σε διφασικά και τριφασικά συστήματα (Massi, 2015). Τα τριφασικά ελαιοτριβεία παράγουν μεγάλες ποσότητες υγρών αποβλήτων, γνωστών ως κασίγαρος (Olive Mill Wastewater - OMWW), τα οποία χαρακτηρίζονται από υψηλό οργανικό φορτίο και αυξημένη περιεκτικότητα σε φαινολικές ενώσεις, καθιστώντας τα ιδιαίτερα επιβλαβή για το περιβάλλον (Chiavola et al., 2014). Στην Ελλάδα, τα περισσότερα ελαιοτριβεία λειτουργούν με την τριφασική μέθοδο, γεγονός που επιδεινώνει το πρόβλημα της διαχείρισης των αποβλήτων, καθώς για κάθε 100 kg ελαιοκάρπου παράγονται περίπου 60 kg κασίγαρου (Massi, 2015). Η ανεξέλεγκτη απόρριψη αυτών των αποβλήτων μπορεί να προκαλέσει σοβαρές περιβαλλοντικές επιπτώσεις, όπως ρύπανση των υδάτων, ευτροφισμό, μείωση του διαλυμένου οξυγόνου και εκπομπές δύσσομων αερίων (Paraskeva & Diamadopoulos, 2006). Επιπλέον, η υψηλή συγκέντρωση φαινολών στον κασίγαρο δημιουργεί φυτοτοξικές και αντιβακτηριακές επιδράσεις, δυσχεραίνοντας την επεξεργασία του μέσω συμβατικών εγκαταστάσεων διαχείρισης λυμάτων (Chiavola et al., 2014). Μέχρι σήμερα, η πιο συνηθισμένη πρακτική διαχείρισης του OMWW στην Ελλάδα είναι η εναπόθεση σε ανοικτές λιμνοδεξαμενές (lagooning), μια οικονομικά προσιτή αλλά περιβαλλοντικά επιβλαβής μέθοδος, καθώς ευνοεί την εκπομπή μεθανίου και την υποβάθμιση των υπόγειων υδάτων (Kalogerakis, 2013). Δεδομένων των περιβαλλοντικών επιπτώσεων των παραδοσιακών μεθόδων διαχείρισης του OMWW, οι τεχνητοί υδροβιότοποι (Constructed Wetlands - CWs) αναδεικνύονται ως μία βιώσιμη και φιλική προς το περιβάλλον εναλλακτική λύση. Οι υδροβιότοποι αυτοί αξιοποιούν φυσικές, χημικές και βιολογικές διεργασίες, χρησιμοποιώντας φυτά, μικροοργανισμούς και ειδικά υποστρώματα για τη μείωση της ρύπανσης και την επεξεργασία των αποβλήτων (Kadlec & Knight, 1996; Vymazal, 2007). Η εφαρμογή αυτών των συστημάτων μπορεί να συμβάλει στην αποτελεσματική αποδόμηση των οργανικών ρύπων, στη μείωση των φαινολικών ενώσεων και στη βελτίωση της ποιότητας των εκροών (Yang, Chang, & Huang, 2001). Παράλληλα, η εισαγωγή αερισμού στους τεχνητούς υδροβιότοπους έχει αποδειχθεί ότι ενισχύει τη μικροβιακή δραστηριότητα και την οξείδωση των οργανικών ουσιών, αυξάνοντας την απόδοση του συστήματος (Akratos & Tsihrintzis, 2007). Συμπερασματικά, η διαχείριση των αποβλήτων από την παραγωγή ελαιόλαδου αποτελεί μείζονα πρόκληση για τις χώρες με ανεπτυγμένη ελαιοπαραγωγή, όπως η Ελλάδα. Οι παραδοσιακές μέθοδοι διάθεσης του κασίγαρου έχουν σοβαρές περιβαλλοντικές συνέπειες, ενώ οι τεχνητοί υδροβιότοποι προσφέρουν μια βιώσιμη λύση, συμβάλλοντας στη μείωση της ρύπανσης και στην προώθηση της αειφόρου ανάπτυξης (Jaradat et al., 2018).



Εικόνα 1.1. Σύστημα λειτουργίας ελαιотριβείου και παραγωγής παραπροϊόντων και προϊόντων. (<http://www.agroenergy.gr/>)

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 2^ο. ΘΕΩΡΗΤΙΚΟ ΥΠΟΒΑΘΡΟ

2.1.1. ΝΟΜΟΘΕΤΙΚΟ ΠΛΑΙΣΙΟ

Η θέσπιση νομοθετικού πλαισίου σχετικά με την απόρριψη υγρών αποβλήτων ελαιотριβείου στην Ελλάδα είναι ένα αρκετά νέο μετρό καθώς μέχρι το 1987 η εναπόθεση των υγρών αποβλήτων από ελαιουργεία σε υδάτινο αποδεκτή γινόταν ανεξέλεγκτα σε χείμαρρους και θάλασσες χωρίς ιδιαίτερο περιορισμό. Έπειτα από σοβαρά προβλήματα που προέκυψαν μετά από τις παραπάνω ενέργειες, οι αρμόδιοι κατέληξαν στο συμπέρασμα πως η επεξεργασία αυτών των αποβλήτων αποτελεί αναγκαίο μέτρο για την απόρριψη τους στο περιβάλλον.

Συγκεκριμένα, σύμφωνα με την απόφασή που προέκυψε από το υπουργείο αγροτικής ανάπτυξης και τροφίμων με θέμα «Διαχείριση υγρών αποβλήτων ελαιотριβείων» παρατίθεται το εξής:

“Σχετικά με τη διαχείριση των υγρών αποβλήτων των ελαιотριβείων έχει εκδοθεί η αριθ. Φ.15/4187/266/2012 (ΦΕΚ Β/1275) Κοινή Υπουργική Απόφαση (ΚΥΑ) η οποία τροποποιήθηκε με την αριθ.127402/1487/Φ15/1-12-2016 (ΦΕΚ Β/3924) ΚΥΑ. Με την τροποποίηση αυτή δίνεται η δυνατότητα στους ελαιотριβείς είτε να κατασκευάσουν εδαφοδεξαμενές για την αποθήκευση και εξάτμιση των υγρών αποβλήτων τους, είτε να τα συγκεντρώνουν σε κλειστές δεξαμενές και από εκεί να τα κατευθύνουν για υδρολίπανση καλλιεργειών, είτε να συνδυάσουν και τις δυο μεθόδους (αποθήκευση σε εδαφοδεξαμενή και κατόπιν υδρολίπανση).[...]

Επιπρόσθετα σημειώνεται ότι, εξακολουθούν να είναι επιτρεπτές, μέθοδοι όπως, η διάθεση των υγρών αποβλήτων σε άλλες επιχειρήσεις που τα χρησιμοποιούν ως πρώτη ύλη για την παραγωγή πολυφαινόλων, βιοαερίου, κομπόστ ή άλλη χρήση. Εννοείται ότι και το ίδιο το ελαιοτριβείο μπορεί να κάνει παραγωγή βιοαερίου ή κομποστοποίηση με τα υγρά απόβλητα που παράγει.

Είναι επίσης επιτρεπτή κάθε επεξεργασία που καθιστά τα απόβλητα αυτά κατάλληλα για επαναχρησιμοποίηση για άρδευση ή εμπλουτισμό υπογείων υδάτων σύμφωνα με την αριθ. 145116/2011 ΚΥΑ (ΦΕΚ Β 354). Με την εν λόγω ΚΥΑ είναι επιτρεπτή ως μέθοδος η διφασική λειτουργία των ελαιοτριβείων, που έχει ως αποτέλεσμα ουσιαστικά τη μη ύπαρξη υγρών αποβλήτων. Βεβαίως η μέθοδος αυτή έχει το μειονέκτημα ότι για να εφαρμοστεί απαιτείται να λειτουργεί πυρηνελαιουργείο σε λογική απόσταση από το ελαιοτριβείο.

Μετά τα ανωτέρω και απαντώντας στο τρίτο ερώτημα είναι φανερό δεν υπάρχει ανάγκη τροποποίησης της μνημονευόμενης σε αυτό ΚΥΑ, καθώς όπως ανωτέρω αναφέρεται η κατασκευή εδαφοδεξαμενών δεν αποτελεί υποχρέωση του ελαιοτριβείου αλλά έναν εναλλακτικό τρόπο διαχείρισης των υγρών αποβλήτων του, που αν θέλει μπορεί να τον επιλέξει ή να τον αποφύγει επιλέγοντας κάποια από τις άλλες μεθόδους διαχείρισης που περιλαμβάνονται στην ΚΥΑ.”

Επιπρόσθετα . η (ΚΥΑ) 179182 (ΦΕΚ 382/2-7-1979) ορίζει για τα ελαιοτριβεία ως ποιοτικές παραμέτρους τακτικής εξέτασης τα εξής, BOD₅, COD, pH, χρώμα, έλαια, αιωρούμενα στερεά (TSS).

Ακολουθεί ο πίνακας με τις οριακές τιμές ΥΑΕ για διαφόρους αποδέκτες από την ΕΛΙΝΥΑΕ.

Πίνακας 1 . Οριακές τιμές εκροών για διάφορους αποδέκτες (σύμφωνα με ΚΥΑ 179182/656, ΦΕΚ 582/2-7-1979)

Παράμετροι	Διάθεση σε επιφανειακά νερά	Διάθεση στη θάλασσα	Διάθεση στο αποχετευτικό
pH	6-9	6-9	6-9
BOD ₅ (mg/ L)	40	40	500
COD (mg/ L)	120	120	1000
TSS (mg/ L)	40	50	500
Λίπη και έλαια (mg/ L)	5	5	40
Φαινόλες (mg/ L)	0.5	0.5	5

2.2.1 Φυσικά Συστήματα Επεξεργασίας Υγρών Αποβλήτων

Τα φυσικά συστήματα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων αξιοποιούν φυσικές διεργασίες, όπως η βιοαποδόμιση και η κατακράτηση ρύπων, για την απομάκρυνση των ρυπαντών από το νερό. Αυτά τα συστήματα περιλαμβάνουν υδροβιότοπους, όπως επίσης λίμνες και έλη, στα οποία οι μικροοργανισμοί, τα φυτά και τα εδαφικά υποστρώματα συνεργάζονται ώστε να επιτευχθεί η βελτίωση της ποιότητας του νερού. (National Research Council, 1995). Σε σύγκρισή με τις μηχανικές και χημικές μεθόδους επεξεργασίας λυμάτων, τα φυσικά συστήματα έχουν χαμηλότερο ενεργειακό κόστος και είναι περιβαλλοντικά βιώσιμα. Ειδικά οι υδροβιότοποι λειτουργούν ως φυσικά φίλτρα, απομακρύνοντας σημαντικές συγκεντρώσεις νιτρικών, φωσφορικών και οργανικών ρύπων μέσω φυσικών και βιολογικών μηχανισμών ((Phillips, 1995). Ωστόσο η αποτελεσματικότητά τους εξαρτάται από παράγοντες όπως το κλίμα, η τοπογραφία και ο τύπος του υποστρώματος (Shiklomanov & Sokolon, 1983). Ειδικότερα, για συστήματα φιλικά για το περιβάλλον οι περιορισμοί πληθαίνουν. Για παράδειγμα η ικανότητα τους να επεξεργάζονται λύματα μπορεί να μειωθεί σε περιπτώσεις υπερβολικού οργανικού φορτίου ή τοξικών αποβλήτων. Επιπλέον για την εγκατάστασή τους υπάρχει ανάγκη για μεγάλη επιφάνεια γης και μπορούν να επηρεαστούν από ακραίες καιρικές συνθήκες, ειδικά σε περιοχές με χαμηλές θερμοκρασίες (Stefanakis et al. 2000).

2.2.2. Φυσικοί Υδροβιότοποι

Οι φυσικοί υδροβιότοποι είναι υδάτινα οικοσυστήματα που σχηματίζονται σε περιοχές όπου το έδαφος παραμένει κορεσμένο με νερό για μεγάλα χρονικά διαστήματα. Περιλαμβάνουν έλη, λιμνοθάλασσες, εκβολές ποταμών και παρόχθια οικοσυστήματα. Αυτές οι περιοχές διαδραματίζουν σημαντικό ρόλο στην ρύθμιση των υδάτινων ροών, τη διατήρηση της βιοποικιλότητας και την φυσική επεξεργασία των υδάτων (National Research Council, 1995). Ένα από τα κύρια πλεονεκτήματα των φυσικών υδροβιότοπων είναι η ικανότητα τους να λειτουργούν ως φυσικά φίλτρα για την απομάκρυνση ρύπων όπως φωσφορικά, νιτρικά, και βαρέα μέταλλα. Αυτό επιτυγχάνεται μέσω διεργασιών όπως είναι η ιζηματογένεση, η απορρόφηση από φυτά και η μικροβιακή διάσπαση, (Phillips, 1995). Παράλληλα προσφέρουν προστασία από πλημμύρες καθώς αποθηκεύουν μεγάλες ποσότητες νερού κατά την διάρκεια έντονων βροχοπτώσεων και μειώνουν την έντασή της απορροής (Shiklomanov & Sokolon, 1983). Από την άλλη, οι φυσικοί υδροβιότοποι έχουν και μειονεκτήματα. Η αποτελεσματικότητά τους στην κατακράτηση και επεξεργασία ρύπων μπορεί να μειωθεί σε περιπτώσεις υπερβολικής ρύπανσης ή αλλαγών στην ροή των υδάτων. Επιπλέον, λόγω της κλιματικής αλλαγής και της ανθρώπινης παρέμβασης, για παράδειγμα αποστράγγισης για αγροτική χρήση), πολλοί υδροβιότοποι υποβαθμίζονται ή εξαφανίζονται (National Research Council, 1995).

2.2.3. Τεχνητοί υγροβιότοποι

Οι τεχνητοί υγροβιότοποι είναι κατασκευασμένα συστήματα που μιμούνται τις φυσικές διεργασίες των υγροβιότοπων για την επεξεργασία λυμάτων, τη μείωση της ρύπανσης και την αποθήκευση νερού. Τα συστήματα αυτά διακρίνονται κυρίως σε υγροβιότοπους επιφανειακής ροής (FWS wetlands), όπου το νερό ρέει πάνω από την επιφάνεια του εδάφους και σε υγροβιότοπους υπόγειας ροής (SFS wetlands), όπου το νερό διέρχεται μέσα από κορεσμένα υποστρώματα, όπως χαλίκι ή άμμος (National Research Council, 1995). Οι τεχνητοί υγροβιότοποι χρησιμοποιούνται ευρέως για την επεξεργασία αστικών και βιομηχανικών λυμάτων, την απομάκρυνση νιτρικών και φωσφορικών ιόντων, τη μείωση βακτηριακής ρύπανσης αλλά και ως οικοσυστήματα επαναφοράς υποβαθμισμένων περιοχών (Phillips, 1995). Τα πλεονεκτήματα των τεχνητών υγροβιότοπων είναι πολλαπλά. Αρχικά, απαιτούν χαμηλή κατανάλωση ενέργειας, καθώς οι φυσικές διεργασίες φιλτραρίσματος, απορρόφησης και διάσπασης των ρύπων πραγματοποιούνται μέσω μικροοργανισμών και φυτών (Shiklomanov & Sokolon, 1983). Στη συνέχεια, ενισχύουν σημαντικά την βιοποικιλότητα, παρέχοντας ενδιαίτηματα για υδρόβια φυτά, έντομα και πουλιά. Επιπλέον είναι οικονομικά αποδοτικά, καθώς το κόστος λειτουργίας και συντήρησης τους είναι πολύ χαμηλότερο από εκείνο των συμβατικών μονάδων επεξεργασίας λυμάτων (International Journal of Environmental Studies, 2005). Ένα ακόμη σημαντικό πλεονέκτημα είναι η ικανότητα τους να μειώνουν τις επιπτώσεις των πλημμυρών, αποθηκεύοντας μεγάλες ποσότητες νερού ρυθμίζοντας τη ροή του (National Research Council, 1995). Κάποιες από τις αδυναμίες που χαρακτηρίζουν τους τεχνητούς υγροβιότοπους όμως είναι ότι απαιτούν μεγάλες εκτάσεις γης, γεγονός το οποίο περιορίζει την εφαρμογή τους σε αστικές περιοχές (Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Hot and Arid Climates, 2000). Επίσης η απόδοση τους μπορεί να περιοριστεί σημαντικά κάτω από ακραίες κλιματικές συνθήκες, όπως σε πολύ κρύες ή άνυδρες περιοχές όπου η βιολογική δραστηριότητα επιβραδύνεται (Phillips, 1995). Ένα ακόμη ζήτημα είναι η συσσώρευση των τοξικών ιζημάτων, κάτι το οποίο μπορεί να αποτελέσει πιθανή αιτία κορεσμού του συστήματος και μείωση της αποτελεσματικότητάς του (International Journal of Environmental Studies, 2005). Επιπλέον οι τεχνητοί υγροβιότοποι δεν είναι κατάλληλοι για λύματα με υψηλή συγκέντρωση βαρέων μετάλλων ή οργανικών ρύπων, καθώς μπορεί να προκαλέσουν μακροχρόνια ρύπανση των ιζημάτων (National Research Council, 1995). Παρά τις προκλήσεις, οι τεχνητοί υγροβιότοποι αποτελούν βιώσιμη λύση για τη διαχείριση των υδάτινων πόρων και μπορούν να συνδυαστούν με άλλες τεχνολογίες για την βελτίωση ποιότητας του νερού. Σύμφωνα με το International Journal of Environmental Studies (2005), η βελτιστοποίηση των σχεδίων αυτών των συστημάτων, η ενσωμάτωση νέων τύπων βλάστησης και η συνεχής παρακολούθηση της απόδοσής τους μπορούν να συμβάλουν στην αύξηση της αποτελεσματικότητάς τους και στη μακροχρόνια περιβαλλοντική τους βιωσιμότητα.

2.2.3.1. Τεχνητοί Υγροβιότοποι Κατακόρυφης Ροής

Στους τεχνητούς υγροβιότοπους κατακόρυφης ροής (VFCWs), το υγρό απόβλητο εισέρχεται από την κορυφή του συστήματος και κατευθύνεται προς τα κάτω, διερχόμενο μέσα από το υπόστρωμα πλήρωσης, το οποίο συνήθως αποτελείται από διογκωμένη άργιλο, άμμο, χαλίκια ή ζεόλιθο (Stefanakis et al., 2014). Κάποια από τα πλεονεκτήματα που χαρακτηρίζουν τα συστήματα κατακόρυφης ροής είναι η εναλλασσόμενη ξηρή και κορεσμένη κατάσταση του υποστρώματος η οποία προάγει τη διατήρηση υψηλών επιπέδων οξυγόνου στο σύστημα, βελτιώνοντας τις αερόβιες

διεργασίες αποδόμησης των οργανικών ρύπων (Stefanakis et al., 2018), καθώς επίσης επιτυγχάνεται υψηλή απομάκρυνση του οργανικού φορτίου (BOD, COD) και της αμμωνίας (NH_4^+-N), λόγω της αυξημένης μικροβιακής δραστηριότητας που διευκολύνεται από τη συνεχή επαφή του αποβλήτου με το οξυγόνο (Akratos & Tsihrintzis, 2007). Επιπρόσθετα η απονιτροποίηση είναι περιορισμένη, καθώς η πλούσια σε οξυγόνο δομή του υποστρώματος δεν ευνοεί τις αναερόβιες διεργασίες απαραίτητες για τη μετατροπή των νιτρικών (NO_3^--N) σε αέριο άζωτο (N_2) (Ecological Engineering, 2018). Τέλος, η απόδοση απομάκρυνσης φωσφόρου (TP) είναι χαμηλή, καθώς το θρεπτικό αυτό στοιχείο απαιτεί ειδικά υποστρώματα για προσρόφηση, όπως ο ζεόλιθος και ο μπεντονίτης (Stefanakis et al., 2014).

2.2.3.2. Τεχνητοί Υγροβιότοποι Οριζόντιας Ροής

Στους τεχνητούς υγροβιότοπους οριζόντιας ροής (HFCWs), το λύμα εισέρχεται στο σύστημα από τη μία πλευρά και ρέει οριζόντια διαμέσου του υποστρώματος, μέχρι να εξέλθει από την αντίθετη πλευρά (Vymazal, J., 2010). Συγκεκριμένα, το σύστημα παραμένει συνεχώς κορεσμένο, με περιορισμένη παρουσία οξυγόνου, γεγονός που ενισχύει τη δραστική απονιτροποίηση, μέσω της αναγωγής των νιτρικών (NO_3^-) σε αέριο άζωτο (N_2) από αναερόβιους μικροοργανισμούς (Ecological Engineering, 2018), ενώ ταυτόχρονα παρουσιάζει απομάκρυνση BOD και COD, αλλά σε μικρότερο βαθμό από τους κατακόρυφους ΤΥ, λόγω της χαμηλότερης συγκέντρωσης οξυγόνου στο σύστημα (Stefanakis et al., 2014). Τέλος έχει χαρακτηριστεί αποτελεσματικότερο στην απομάκρυνση φωσφόρου, ειδικά όταν το υπόστρωμα περιλαμβάνει υλικά με υψηλή ικανότητα προσρόφησης (π.χ. ζεόλιθος) (Science of the Total Environment, 2010), ενώ αναφορικά με την απομάκρυνση αιωρούμενων στερεών (TSS) και βαρέων μετάλλων είναι αυξημένη λόγω της καθίζησης και της κατακράτησης των σωματιδίων στο υπόστρωμα πλήρωσης (Stefanakis et al., 2018). Συμπερασματικά, οι τεχνητοί υγροβιότοποι κατακόρυφης και οριζόντιας ροής αποτελούν αποδοτικές και βιώσιμες τεχνολογίες επεξεργασίας λυμάτων, με διαφορετικά πλεονεκτήματα, καθώς υπερτερούν στην απομάκρυνση οργανικών ρύπων και αμμωνιακού αζώτου.

2.2.3.3. Σύγκριση Τεχνητών Υγροβιότοπων Οριζόντιας και Κατακόρυφης Ροής

Η σύγκριση μεταξύ τεχνητών υγροβιότοπων οριζόντιας ροής και κατακόρυφης ροής αναδεικνύει τις διαφορές στα χαρακτηριστικά λειτουργίας, την αποδοτικότητα επεξεργασίας και τις συνθήκες που επηρεάζουν την απόδοσή τους. Οι τεχνητοί υγροβιότοποι οριζόντιας ροής βασίζονται κυρίως στις αναερόβιες διεργασίες αποδόμησης ρύπων και είναι πιο αποτελεσματικοί στην απομάκρυνση οργανικού φορτίου, κυρίως λόγω της μεγαλύτερης διάρκειας παραμονής του νερού, παρέχοντας σταθερές συνθήκες για μικροβιακή δραστηριότητα (Stefanakis, 2022). Ωστόσο, λόγω των αναερόβιων συνθηκών, η απονιτροποίηση είναι πιο αποδοτική στους υγροβιότοπους οριζόντιας ροής, καθώς οι αναερόβιοι μικροοργανισμοί μετατρέπουν τα νιτρικά σε αέριο άζωτο (Abou-Elala, 2013). Αντίθετα, οι τεχνητοί υγροβιότοποι κατακόρυφης ροής χαρακτηρίζονται από αερόβιες συνθήκες λόγω της περιοδικής ροής του νερού και της αυξημένης επαφής με τον ατμοσφαιρικό αέρα, γεγονός που προάγει την απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου μέσω νιτροποίησης, καθιστώντας τους πιο αποδοτικούς στην απομάκρυνση αζωτούχων ενώσεων (Brix, 2017; Stefanakis et al., 2014). Επιπλέον, οι τεχνητοί υγροβιότοποι κατακόρυφης ροής επιτυγχάνουν

μεγαλύτερη απομάκρυνση του BOD και του COD λόγω της ενισχυμένης αερόβιας αποδόμησης οργανικών ουσιών (Haghshenas-Adarmanabadi et al., 2020). Ωστόσο, οι τεχνητοί υδροβιότοποι οριζόντιας ροής τείνουν να είναι πιο αποδοτικοί στην απομάκρυνση φωσφόρου, ιδιαίτερα όταν το πληρωτικό υλικό διαθέτει υψηλή ικανότητα δέσμευσης φωσφορικών ιόντων (Stefanakis, 2022). Συνολικά, η επιλογή μεταξύ των δύο συστημάτων εξαρτάται από τις απαιτήσεις επεξεργασίας, καθώς οι τεχνητοί υδροβιότοποι κατακόρυφης ροής είναι ιδανικοί για την απομάκρυνση αζωτούχων ρύπων και οργανικού φορτίου, ενώ οι τεχνητοί υδροβιότοποι οριζόντιας ροής προσφέρουν σταθερή απόδοση στην απονιτροποίηση και την απομάκρυνση φωσφόρου (Stefanakis et al., 2014; Brix, 2017; Abou-Elala, 2013).

Πίνακας 2. Σύγκριση μεταξύ ΤΥ Κατακόρυφης και Οριζόντιας Ροής

Παράμετρος	ΤΥ Κατακόρυφης Ροής (ΤΥΚΡ)	ΤΥ Οριζόντιας Ροής (ΤΥΟΡ)
Αερισμός	Υψηλός λόγω εναλλαγής κορεσμένων και ξηρών φάσεων	Περιορισμένος, κυρίως αναερόβιες συνθήκες
Απομάκρυνση BOD/COD	Πολύ υψηλή	Υψηλή
Απομάκρυνση Αζωτούχων Ενώσεων	Αποτελεσματική για NH_4^+-N	Αποτελεσματική για NO_3^--N (απονιτροποίηση)
Απομάκρυνση Φωσφόρου (TP)	Χαμηλή	Υψηλότερη, ανάλογα με το υπόστρωμα
Ικανότητα Καθίζησης & Απομάκρυνση TSS	Μέτρια	Υψηλή
Ανάγκη Συντήρησης	Υψηλότερη, απαιτεί πιο συχνό καθαρισμό λόγω κορεσμού	Χαμηλότερη, μεγαλύτερη διάρκεια ζωής του υποστρώματος

2.2.4. Βλάστηση Τεχνητών Υδροβιότοπων

Η παρουσία φυτών στους τεχνητούς υδροβιότοπους παίζει καθοριστικό ρόλο τόσο στη λειτουργία όσο και στη συνολική αποδοτικότητα του συστήματος επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Εκτός από τη βελτίωση της αισθητικής και οικολογικής αξίας των υδροβιότοπων, η βλάστηση συμβάλλει στην απομάκρυνση ρύπων, στη σταθεροποίηση του υποστρώματος και στη δημιουργία ευνοϊκών συνθηκών για μικροβιακές διεργασίες (Gikas et al., 2018; Riggio et al., 2018). Τα φυτά επιβραδύνουν τη ροή του νερού, διευκολύνοντας τη μικροβιακή αποδόμηση οργανικών ρύπων, ενώ παράλληλα μειώνουν την εξάτμιση και ρυθμίζουν τη θερμοκρασία του νερού μέσω της σκίασης (Vymazal, 2011; Kadlec & Wallace, 2009). Η ικανότητα των φυτών να συγκρατούν και να απομακρύνουν ρύπους βασίζεται σε διάφορους μηχανισμούς, όπως η μηχανική παγίδευση αιωρούμενων στερεών και η πρόσληψη θρεπτικών συστατικών μέσω των ριζών. Ειδικότερα, οι ρίζες τους παρέχουν επιφάνειες για την απορρόφηση στοιχείων όπως ο φώσφορος και το άζωτο, ενώ συμβάλλουν και στην οξυγόνωση του υποστρώματος, υποστηρίζοντας αερόβιες μικροβιακές διεργασίες που διασπούν ρύπους (Brix, 1997; Tanner, 1996). Η επιλογή της φυτικής βλάστησης στους τεχνητούς υδροβιότοπους εξαρτάται από τον τύπο του συστήματος και τους στόχους επεξεργασίας, καθώς διαφορετικά φυτικά είδη παρουσιάζουν ποικίλες ικανότητες

δέσμευσης και απομάκρυνσης ρύπων. Κυρίως, χρησιμοποιούνται υδροχαρή ή υδρόβια μακρόφυτα, τα οποία είναι προσαρμοσμένα να αναπτύσσονται σε υγρές συνθήκες και συμβάλλουν αποτελεσματικά στον καθαρισμό του νερού. Μεταξύ των πιο συχνά χρησιμοποιούμενων φυτών είναι το *P. Australis*, το οποίο ανήκει στην οικογένεια *Roaceae* (Γραμίνες). Το συγκεκριμένο φυτό διακρίνεται για την ανθεκτικότητά του σε δύσκολες περιβαλλοντικές συνθήκες και σε φυτοτοξικούς ρύπους, ενώ προσφέρει μεγάλες επιφάνειες για τη δέσμευση και απομάκρυνση ρύπων (Brix, 1997; Vymazal, 2011). Επιπλέον, η παρουσία του ενισχύει τη σταθεροποίηση του εδάφους και βελτιώνει την πρόσληψη θρεπτικών συστατικών. Τέλος, η βλάστηση στους τεχνητούς υδροβιότοπους δεν λειτουργεί μόνο ως φυσικός μηχανισμός επεξεργασίας, αλλά και ως στοιχείο που ενισχύει τη βιοποικιλότητα, προσελκύοντας διάφορους οργανισμούς, όπως πουλιά και έντομα. Το γεγονός αυτό καθιστά τους τεχνητούς υδροβιότοπους σημαντικά οικοσυστήματα με πολυδιάστατα περιβαλλοντικά οφέλη. Η μελέτη της συμβολής συγκεκριμένων φυτικών έχει αποτελέσει αντικείμενο ερευνητικού ενδιαφέροντος, με έρευνες να εξετάζουν τη χρήση του τόσο σε υδροβιότοπους επεξεργασίας αστικών αποβλήτων όσο και σε οικοσυστήματα που δέχονται αστικές απορροές (Ecological Engineering, 2025).

2.2.5. Πλήρωση Τεχνητών Υδροβιότοπων

Τα πληρωτικά υλικά που χρησιμοποιούνται στους τεχνητούς υδροβιότοπους διαδραματίζουν καθοριστικό ρόλο στην αποδοτικότητα των συστημάτων αυτών, επηρεάζοντας τη διήθηση, την απομάκρυνση ρύπων και την ανάπτυξη της βλάστησης. Τα υποστρώματα αυτά υποστηρίζουν τη δημιουργία βιοφίλμ, όπου αναπτύσσονται μικροοργανισμοί που διασπούν οργανικές ενώσεις και απομακρύνουν θρεπτικά στοιχεία, όπως το άζωτο και ο φώσφορος (Stefanakis, 2019). Στους τεχνητούς υδροβιότοπους χρησιμοποιούνται τόσο ανόργανα όσο και οργανικά πληρωτικά υλικά. Τα πιο συνηθισμένα ανόργανα υλικά είναι το χαλίκι, η άμμος και ο ζεόλιθος. Το χαλίκι χρησιμοποιείται ευρέως λόγω της υψηλής διαπερατότητάς του, η οποία συμβάλλει στην αποστράγγιση και την οξυγόνωση του συστήματος (Stefanakis, 2019). Ο ζεόλιθος, εξαιτίας της πορώδους δομής του και της υψηλής ικανότητας ανταλλαγής ιόντων, προσροφά ρύπους και βαρέα μέταλλα, ενώ συμβάλλει και στη ρύθμιση του pH (Mlih et al., 2020). Ένα άλλο σημαντικό υλικό είναι η διογκωμένη άργιλος (LECA), το οποίο προέρχεται από πηλό που θερμαίνεται σε υψηλές θερμοκρασίες. Το LECA προσφέρει πορώδη επιφάνεια για την ανάπτυξη μικροοργανισμών και βελτιώνει τη συγκράτηση υγρασίας, καθιστώντας το ιδιαίτερα αποδοτικό ως υπόστρωμα σε τεχνητούς υδροβιότοπους (Gupta et al., 2020). Τα τελευταία χρόνια, η χρήση ανακυκλωμένων υλικών όπως οι σκωρίες και τα πλαστικά (HDPE, PET) έχει αυξηθεί λόγω της χαμηλής οικονομικής και περιβαλλοντικής επιβάρυνσης. Παρόλα αυτά, έχει αναφερθεί πως τα πλαστικά μπορεί να αποτελέσουν πηγή μικροπλαστικών στον υδροβιότοπο, κάτι που απαιτεί περαιτέρω μελέτη για την ασφαλή εφαρμογή τους (García et al., 2010). Επιπλέον, η προσθήκη βιοεξανθρακώματος (biochar) έχει δείξει σημαντική βελτίωση στην απομάκρυνση των ρύπων, καθώς αυξάνει την προσροφητική ικανότητα του υποστρώματος και βελτιώνει την απόδοση επεξεργασίας των λυμάτων, ειδικά σε υδροβιότοπους που αντιμετωπίζουν υψηλά φορτία οργανικών και ανόργανων ρύπων (Gupta et al., 2020). Συνολικά, η επιλογή του κατάλληλου πληρωτικού υλικού εξαρτάται από τις ιδιότητες των αποβλήτων που πρέπει να

επεξεργαστούν οι υγροβιότοποι, καθώς και από την ανάγκη για μακροχρόνια βιωσιμότητα του συστήματος. Οι πρόσφατες εξελίξεις στην εφαρμογή νέων υλικών, όπως το βιοεξανθράκωμα και τα ανακυκλωμένα υποστρώματα, υποδεικνύουν νέες δυνατότητες για την ενίσχυση της αποτελεσματικότητας των τεχνητών υγροβιότοπων, διατηρώντας παράλληλα μία περιβαλλοντικά βιώσιμη προσέγγιση (Mliih et al., 2020). Συνοψίζοντας, για την σωστή επιλογή του κατάλληλου και αποδοτικότερου πληρωτικού υλικού χρειάζεται να υπολογιστούν οι ιδιότητες των αποβλήτων που πρέπει να επεξεργαστούν, καθώς και από η ανάγκη για μακροχρόνια βιωσιμότητα του συστήματος. Οι πρόσφατες εξελίξεις στην εφαρμογή νέων υλικών, όπως biochar και τα ανακυκλωμένα υποστρώματα, υποδεικνύουν νέες δυνατότητες για την ενίσχυση της αποτελεσματικότητας των τεχνητών υγροβιότοπων, διατηρώντας παράλληλα μία περιβαλλοντικά βιώσιμη προσέγγιση (Mliih et al., 2020).

2.2.6. Υγρά Απόβλητα Ελαιοτριβείου

Τα υγρά απόβλητα ελαιοτριβείου (YAE), γνωστά και ως κασίγαρος, αποτελούν παραπροϊόν της διαδικασίας παραγωγής ελαιόλαδου και χαρακτηρίζονται από τη σύνθετη χημική τους σύσταση, η οποία επηρεάζει σημαντικά το περιβάλλον. Το κύριο συστατικό τους είναι το νερό (83–94%), ενώ περιέχουν υψηλές συγκεντρώσεις οργανικών και ανόργανων ενώσεων. Οι οργανικές ενώσεις περιλαμβάνουν πολυφαινόλες, λιπαρά οξέα, σάκχαρα, πρωτεΐνες και οργανικά οξέα, ενώ οι ανόργανες ενώσεις περιέχουν θρεπτικά στοιχεία όπως άζωτο και φώσφορο (Sygouni et al, 2019). Η περιβαλλοντική επικινδυνότητα των YAE οφείλεται κυρίως στο υψηλό χημικά απαιτούμενο οξυγόνο (COD), το οποίο αντανάκλα την υψηλή συγκέντρωση οργανικών ενώσεων, καθώς και στο όξινο pH (4-5) που αποτρέπει τη φυσική βιοαποδόμιση (Stefanakis, 2000). Επιπλέον, οι πολυφαινόλες, όπως η υδροξυτυροσόλη και η τυροσόλη, έχουν αντιμικροβιακές ιδιότητες που επηρεάζουν αρνητικά τη μικροβιακή δραστηριότητα στο έδαφος και στα υδάτινα οικοσυστήματα, καθιστώντας την επεξεργασία τους απαραίτητη για την αποφυγή περιβαλλοντικής ρύπανσης (Karellakis et al., 2008). Οι σύγχρονες μέθοδοι επεξεργασίας των YAE περιλαμβάνουν την εφαρμογή συστημάτων τεχνητών υγροτόπων, όπως τα συστήματα κατακόρυφης ροής, τα οποία αποδεικνύονται ιδιαίτερα αποτελεσματικά στη μείωση των οργανικών ρύπων και της τοξικότητας. Έρευνες σε πιλοτικά συστήματα κατακόρυφης ροής έχουν δείξει σημαντική μείωση του COD και των πολυφαινολών, συμβάλλοντας στη βελτίωση της ποιότητας του νερού που προκύπτει μετά την επεξεργασία (Ecological Engineering, 2018). Η χρήση τέτοιων μεθόδων μπορεί να αποτελέσει βιώσιμη λύση για την περιβαλλοντική διαχείριση των YAE, ειδικά σε περιοχές με υψηλή παραγωγή ελαιόλαδου και ευαίσθητα οικοσυστήματα (Stefanakis, 2000).

2.3.1. Σκοπός Διπλωματικής Εργασίας

Ο σκοπός της διπλωματικής εργασίας είναι η αξιολόγηση της αποτελεσματικότητας πιλοτικών οριζόντιων και κατακόρυφων μονάδων τεχνητών υδροβιότοπων (ΤΥ) στην απομάκρυνση οργανικών ρύπων και θρεπτικών συστατικών από υγρό απόβλητο τριφασικού ελαιουργείου στην περιοχή των Χανίων. Η σημασία αυτής της μελέτης έγκειται στην ανάπτυξη μιας περιβαλλοντικά φιλικότερης τεχνολογίας για τη διαχείριση ενός ιδιαίτερα ρυπογόνου αποβλήτου, το οποίο παράγεται σε μεγάλες ποσότητες στη χώρα και συμβάλλει στην υποβάθμιση της ποιότητας του περιβάλλοντος. Επιπλέον, η έρευνα διερευνά την πιθανότητα μελλοντικής επαναχρησιμοποίησης της εκροής, εφόσον αυτό κριθεί εφικτό.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 3^ο . ΠΕΙΡΑΜΑΤΙΚΟ ΜΕΡΟΣ

3.1. Πειραματική Διάταξη

3.1.1. Περιγραφή Πειραματικής Διάταξης

Η παρούσα εργασία πραγματεύεται έξι πιλοτικές μονάδες κατακόρυφης και οριζόντιας υποεπιφανειακής ροής, που επεξεργάζονται υγρό απόβλητο τριφασικού ελαιουργείου της πόλης των Χανίων. Στο πείραμα χρησιμοποιήθηκαν τέσσερις μονάδες ΤΥ οριζόντιας ροής και ορθογωνικής διατομής .



Εικόνα 3.1. Διάταξη κλινών οριζόντιας ροής.

Πίνακας 3. Χαρακτηριστικά κλινών

Δεξαμενή	Ροή	Διατομή	Πληρωτικό Υλικό	Όγκος (L)
C	Οριζόντια	Ορθογωνική	Διογκωμένη άργιλος (70%), ζεόλιθος(30%) (χωρίς φυτοκάλυψη)	188
ZL	Οριζόντια	Ορθογωνική	Ζεόλιθος (70%), διογκωμένη άργιλος (30%)	188
PB	Οριζόντια	Ορθογωνική	Ανακυκλωμένο πλαστικό (50%), βιοάνθρακας (50%)	188
P	Οριζόντια	Ορθογωνική	Πλαστικό (100%)	188
L	Κατακόρυφη	Κυκλική	Διογκωμένη άργιλος (100%)	178
LPB	Κατακόρυφη	Κυκλική	Διογκωμένη άργιλος (40%), ανακυκλωμένο πλαστικό (50%), βιοάνθρακας (10%)	178

Ο όγκος εισροής των συστημάτων επιλέχθηκε να είναι ίσος με 10 L/d). Το καθεστώς φόρτισης από (Ιούλιο έως Αύγουστο) ήταν ίσο με 1 μέρα φόρτιση και 2 μέρες ανάπαυση, ενώ από τον Αύγουστο έως την λήξη της πειραματικής περιόδου (Ιανουάριος 2025) η φόρτιση ήταν ίση με 1 μέρα φόρτιση και 1 μέρα ανάπαυσης λόγω καιρικών συνθηκών (υψηλή θερμοκρασία).



Εικόνα 3.2. Διάταξη κλινών κατακόρυφης ροής

Παρακάτω υπολογίζονται οι υδραυλικοί χρόνοι παραμονής για κάθε δεξαμενή, . Αρχικά, θα υπολογιστούν οι ωφέλιμοι όγκοι των δεξαμενών λαμβάνοντας υπόψη και το πληρωτικό υλικό της κάθε δεξαμενής και έπειτα υπολογίζεται ο υδραυλικός χρόνος σύμφωνα με τον τύπο :

$$HRT = \frac{V_{\text{δεξαμενής}}}{Q}$$

- Δεξαμενή (C) : $V_c = \text{όγκος δεξαμενής} * \text{πορώδες υλικού} = 188 \text{ L} * (0,53 * 0,70 + 0,48 * 0,30) = 96,8 \text{ L}$
 $HRT_c = \frac{V_c}{Q} = \frac{96,8}{10} = 10d$
- Δεξαμενή (ZL) : $V_{ZL} = \text{όγκος δεξαμενής} * \text{πορώδες υλικού} = 188 \text{ L} * (0,53 * 0,70 + 0,48 * 0,30) = 96,8 \text{ L}$

$$\text{HRT}_{\text{ZL}} = \frac{V_{\text{ZL}}}{Q} = \frac{96.8}{10} = 10 \text{ d}$$

- Δεξαμενή (PB) : $V_{\text{PB}} = \text{όγκος δεξαμενής} * \text{πορώδες υλικού} = 188 \text{ L} * (0.94 * 1) = 176.72 \text{ L}$

$$\text{HRT}_{\text{PB}} = \frac{V_{\text{PB}}}{Q} = \frac{176.72}{10} = 18 \text{ d}$$

- Δεξαμενή (P) : $V_{\text{P}} = \text{όγκος δεξαμενής} * \text{πορώδες υλικού} = 188 \text{ L} * (0.94 * 0.50 + 0.66 * 0.50) = 150.4 \text{ L}$

$$\text{HRT}_{\text{P}} = \frac{V_{\text{P}}}{Q} = \frac{150.4}{10} = 15 \text{ d}$$

- Δεξαμενή (L) : $V_{\text{L}} = \text{όγκος δεξαμενής} * \text{πορώδες υλικού} = 178 \text{ L} * 53\% = 94.3 \text{ L}$

$$\text{HRT}_{\text{L}} = \frac{V_{\text{L}}}{Q} = \frac{94.3}{10} = 9 \text{ d}$$

- Δεξαμενή (LPB) : $V_{\text{LPB}} = 178 (0.53 * 0.40 + 0.94 * 0.5 + 0.66 * 0.1) = 133.1 \text{ L}$

$$\text{HRT}_{\text{LPB}} = \frac{V_{\text{LPB}}}{Q} = \frac{133.1}{10} = 13 \text{ d}$$

3.1.2 Χωροθέτηση πειραματικής διάταξης και κλιματολογικά στοιχεία

Η πειραματική διάταξη έχει εγκατασταθεί στο Πολυτεχνείο Κρήτης. Πιο συγκεκριμένα οι πιλοτικές δεξαμενές τοποθετήθηκαν στον εξωτερικό χώρο της σχολής ΧΗΜΗΠΕΡ, ειδικότερα σε θερμοκήπιο, παράλληλα οι εργαστηριακές μετρήσεις διενεργήθηκαν στο Εργαστήριο Τεχνολογίας και Διαχείρισης Περιβάλλοντος της σχολής. Κατά την διάρκεια των μετρήσεων, τα δεδομένα για τις επικρατούσες κλιματικές συνθήκες αντλήθηκαν από τον μετεωρολογικό σταθμό Chania (LG25), ο οποίος βρίσκεται στην Πολυτεχνειούπολη και σε υψόμετρο 137 μέτρων σε αρκετά κοντινή απόσταση από εκεί που έχουν τοποθετηθεί οι δεξαμενές.



Εικόνα 3.3. Θερμοκήπιο της σχολής ΧΗΜΗΠΕΡ.

Η διαδικασία του παρόντος πειράματος ξεκίνησε στα μέσα Ιουλίου 2024 και έλαβε τέλος τον Ιανουάριο του 2025. Στον ακόλουθο πίνακα παρατίθενται συνοπτικά στοιχεία που αφορούν τις κλιματικές συνθήκες για εκείνη την χρονική περίοδο. Συγκεκριμένα αναφέρονται οι μέσες και μέγιστες θερμοκρασίες, οι μέσες και μέγιστες ταχύτητες του ανέμου, η μέση βροχόπτωση και η επικρατούσα διεύθυνση του ανέμου .

Πίνακας 4. Μετεωρολογικά Στοιχεία Πεδίου (<https://penteli.meteo.gr/stations/chania/>)

Μήνας	Μέση Θερμοκρασία (°C)	Μέση Μέγιστη Θερμοκρασία (°C)	Αθροιστική Βροχόπτωση (mm)	Μέση Ταχύτητα Ανέμου (km/h)	Μέγιστη Ταχύτητα Ανέμου (km/h)	Επικρατούσα Διεύθυνση Ανέμου
Ιούλιος 2024	26	32	0	12	28	ΒΑ
Αύγουστος 2024	27	33	0	12	30	ΒΑ
Σεπτέμβριος 2024	25	31	5	13	32	Β
Οκτώβριος 2024	21	26	20	14	35	ΒΔ
Νοέμβριος 2024	17	22	60	15	40	Δ
Δεκέμβριος 2024	14	18	100	16	45	Δ
Ιανουάριος 2025	13	17	120	15	42	Δ

3.1.3. Πειραματική Διαδικασία

Η πειραματική διαδικασία διήρκησε συνολικά 7 μήνες (Ιούλιος 2024 – Ιανουάριο 2025). Οι μονάδες λειτουργούσαν πριν από το συγκεκριμένο χρονικό διάστημα επομένως είχε επιτευχθεί σταθεροποίηση στην βλάστηση και στο υγρό απόβλητο αντίστοιχα, η μόνη διαφορά είναι η προσθήκη του συστήματος αερισμού. Η τροφοδοσία των δεξαμενών πραγματοποιούνταν χειρωνακτικά ανά δύο ημέρες, ακολουθώντας εναλλασσόμενο κύκλο άρδευσης και ανάπαυσης (μια μέρα φόρτιση μια μέρα ανάπαυση), με στόχο τη διατήρηση της ισορροπίας του συστήματος και τη διασφάλιση σταθερής ροής στις εκροές. Η εισροή του αποβλήτου υποβαλλόταν σε αραιώση με αναλογία 1:8 (1 μέρος ΥΑΕ και 7 μέρη νερού), προκειμένου να αποφευχθούν δυσμενείς επιπτώσεις στη φυτική ανάπτυξη. Η συγκεκριμένη αναλογία αραιώσης παρέμεινε αμετάβλητη καθ' όλη τη διάρκεια της πειραματικής διαδικασίας.



Εικόνα 3.4. Δεξαμενές που περιέχουν την αραιωμένη εισροή

Σε κάθε κύκλο ποτίσματος, καταγράφονταν οι όγκοι των εκροών, επιτρέποντας τη την εκτίμηση του υδατικού ισοζυγίου των συστημάτων. Οι δειγματοληψίες και οι εργαστηριακές αναλύσεις διεξάγονταν σε τακτά χρονικά διαστήματα, με συχνότητα 7 έως 10 ημερών, διαμορφώνοντας έτσι μια ολοκληρωμένη βάση δεδομένων. Το αραιωμένο απόβλητο αποθηκευόταν σε δύο κυκλικές δεξαμενές, ενώ η άντληση του ανεπεξέργαστου ΥΑΕ πραγματοποιούνταν από τις δεξαμενές καθίζησης, οι οποίες βρίσκονταν στον υπαίθριο χώρο του θερμοκηπίου. Η ανάλυση της αραιωμένης εισροής διενεργούνταν σε κάθε δειγματοληψία, ενώ οι μετρήσεις για το ανεπεξέργαστο απόβλητο πραγματοποιούνταν ανά δεύτερη ή τρίτη δειγματοληψία.. Ο στόχος αυτής της πρακτικής ήταν η αποφυγή συσσώρευσης μεγάλου στρώματος υποκείμενου υγρού, το οποίο θα μπορούσε να οδηγήσει σε υπέρβαση των επιθυμητών ορίων στερεών στην τροφοδοσία. Για τον λόγο αυτό, το κατώτερο στρώμα των δεξαμενών, το οποίο ήταν εμπλουτισμένο με στερεά σωματίδια, δεν διοχετευόταν στους υδροβιότοπους αλλά απορρίπτονταν κατάλληλα. Με την ολοκλήρωση της πειραματικής διαδικασίας, συγκεντρώθηκαν επαρκή δεδομένα για την εξαγωγή αξιόπιστων συμπερασμάτων σχετικά με τη λειτουργική απόδοση των τεχνητών υδροτόπων. Η ανάλυση των μετρήσεων επιτρέπει την αξιολόγηση της αποτελεσματικότητας του συστήματος στην απομάκρυνση των ανεπιθύμητων ρύπων, καθώς και τη διερεύνηση της πιθανής βελτίωσης της απόδοσής του μέσω της εφαρμογής αερισμού.

3.2. Δείγματα και Υλικά

3.2.1. Δείγμα

Το υγρό απόβλητο ελαιουργείου που χρησιμοποιήθηκε στην παρούσα πειραματική εργασία προέρχεται από τριφασικό ελαιουργείο της εταιρείας Koukakis Group, το οποίο βρίσκεται στην περιοχή Περιβόλια των Χανίων. Το απόβλητο συλλέχθηκε κατά την περίοδο παραγωγής ελαιόλαδου, από τον Οκτώβριο 2023 έως τον Ιανουάριο 2024. Το δείγμα δεν υπέστη καμία διαδικασία προ επεξεργασίας και συλλέχθηκε ολόκληρο το υγρό κλάσμα που προέκυψε από τη διαδικασία παραγωγής. Στη συνέχεια, μεταφέρθηκε στις εγκαταστάσεις του Πολυτεχνείου, όπου και αποθηκεύτηκε σε δεξαμενές χωρητικότητας 1 m³.

3.2.2. Υλικά Πλήρωσης και Βλάστηση

3.2.2.1. LECA

Η διογκωμένη άργιλος (LECA - Lightweight Expanded Clay Aggregate) αποτελεί ένα ανόργανο υλικό πλήρωσης, το οποίο παράγεται μέσω της θέρμανσης του πηλού σε θερμοκρασίες περίπου 1150°C, προκαλώντας τη διόγκωση και τη δημιουργία μικρών, πορωδών σφαιριδίων (Rawan Mlih et al., 2020). Αν και η παραγωγή της θεωρείται ενεργοβόρα, χαρακτηρίζεται από υψηλή απόδοση, καθώς 5 m³ διογκωμένης αργίλου παράγονται από μόλις 1 m³ συμβατικού πηλού (Ahmed Yusuf et al., 2020). Ένα από τα βασικά πλεονεκτήματα της LECA ως υλικό πλήρωσης είναι το ουδέτερο pH, καθώς και η ανόργανη φύση της, που την καθιστούν σταθερή και ανθεκτική στη διάβρωση. Επιπλέον, δεν διασπάται, δεν συμπιέζεται και δεν αλλοιώνεται με την πάροδο του χρόνου, καθιστώντας την κατάλληλη για μακροχρόνια χρήση σε τεχνητά υγρά συστήματα (Rawan Mlih et al., 2020). Η πορώδης φύση της επιτρέπει την αργή διάχυση του νερού, δημιουργώντας ιδανικές συνθήκες ενυδάτωσης για την ανάπτυξη της βλάστησης (Ahmed Yusuf et al., 2020). Το πορώδες της διογκωμένης αργίλου που χρησιμοποιήθηκε στο παρόν πείραμα μετρήθηκε εργαστηριακά στο 53%, γεγονός που ενισχύει την ικανότητά της να προσροφά και να αποδεσμεύει σταδιακά το νερό, εξασφαλίζοντας συνθήκες υγρασίας κατάλληλες για την ανάπτυξη μικροοργανισμών και φυτικών ειδών. Παράλληλα, η χαμηλή πυκνότητά της (300-600 kg/m³) επιτρέπει την εύκολη ενσωμάτωσή της σε τεχνητούς υγροτόπους και άλλα συστήματα επεξεργασίας λυμάτων (Rawan Mlih et al., 2020). Επιπρόσθετα, επιστημονικές μελέτες έχουν δείξει ότι η LECA συμβάλλει στην απομάκρυνση του φωσφόρου από τα λύματα, μέσω μηχανισμών φυσικοχημικής προσρόφησης και βιολογικής δέσμευσης, καθιστώντας την ένα αποτελεσματικό μέσο διαχείρισης ρυπογόνων στοιχείων σε

περιβαλλοντικά συστήματα επεξεργασίας αποβλήτων (Ahmed Yusuf et al., 2020).



Εικόνα 3. 5. Διογκωμένη άργιλος.

3.2.2.2. Ανακυκλωμένο πλαστικό (HDPE)

Το πολυαιθυλένιο υψηλής πυκνότητας (HDPE – High Density Polyethylene) αποτελεί ένα θερμοπλαστικό υλικό, το οποίο προέρχεται από την επεξεργασία πετρελαίου και χρησιμοποιείται ευρέως τόσο στη βιομηχανία όσο και σε καθημερινές εφαρμογές, όπως σωλήνες, δεξαμενές, γεωμεμβράνες και συσκευασίες τροφίμων (Lange et al., 2020). Το HDPE διακρίνεται για την υψηλή αντοχή του σε υπεριώδη ακτινοβολία (UV), τον χαμηλό κίνδυνο έκπλυσης επιβλαβών χημικών ουσιών και την εξαιρετική του ικανότητα να δρα ως φραγμός υγρασίας, χαρακτηριστικά που το καθιστούν ιδανικό ως υλικό πλήρωσης σε εξωτερικά πειράματα, όπως οι τεχνητοί υγροβιότοποι (Viklander et al., 2020). Ως θερμοπλαστικό υλικό, το HDPE καθίσταται εύπλαστο όταν υπερβεί τη θερμοκρασία υαλώδους μετάπτωσης (T_g), επιτρέποντας την αναδιαμόρφωσή του χωρίς σημαντική απώλεια των μηχανικών του ιδιοτήτων. Αυτή η ιδιότητα συμβάλλει στη δυνατότητα ανακύκλωσης του υλικού, μειώνοντας τον όγκο των πλαστικών αποβλήτων (Mastral & Berrueto, 2007). Στο πλαίσιο του πειράματος, χρησιμοποιήθηκαν δύο διαφορετικοί τύποι ανακυκλωμένου HDPE, το HX38 Biocarrier και το HX25KLL Biocarrier, που προμηθεύτηκαν από την εταιρεία Christian Stöhr GmbH & Co. KG. Το πορώδες των δύο αυτών πολυαιθυλενίων προσδιορίστηκε εργαστηριακά και ανήλθε σε 94%, γεγονός που υποδηλώνει την ικανότητά τους να διευκολύνουν τη βιοφίλμ ανάπτυξη και τη μικροβιακή δραστηριότητα, βελτιώνοντας την απομάκρυνση ρύπων σε βιοδιεργασίες τεχνητών υγροτόπων (Lange et al., 2020).



Εικόνα 3. 6. Ανακυκλωμένο πλαστικό HX25KLL Biocarrier

3.2.2.3. Βιοεξανθράκωμα

Το βιοεξανθράκωμα (biochar) που χρησιμοποιήθηκε στο παρόν πείραμα προήλθε από την πυρόλυση κλαδιών ελιάς, τα οποία συλλέχθηκαν από τις εγκαταστάσεις του Πολυτεχνείου Κρήτης. Αναφορικά με το βιοεξανθράκωμα χαρακτηρίζεται από υψηλό πορώδες, το οποίο μετρήθηκε εργαστηριακά και ανέρχεται στο 66%. Αυτή η ιδιότητα καθιστά το υλικό εξαιρετικά απορροφητικό, ενισχύοντας τη συγκράτηση νερού και την απομάκρυνση ρύπων από τα υγρά απόβλητα. Το biochar έχει αποδειχθεί ότι βελτιώνει την αποτελεσματικότητα των τεχνητών υγροβιότοπων μέσω της ενίσχυσης των φυσικοχημικών και μικροβιακών διεργασιών. Η υψηλή ειδική επιφάνειά του διευκολύνει την προσρόφηση οργανικών και ανόργανων ρύπων, όπως τα βαρέα μέταλλα, τα νιτρικά ιόντα και οι οργανικές ουσίες (Gupta et al., 2021). Επιπλέον, η πορώδης δομή του ενισχύει τη συγκράτηση νερού, βελτιώνοντας έτσι την υδραυλική απόδοση των συστημάτων επεξεργασίας λυμάτων (Prabuddha et al., 2020). Η χρήση του σε τεχνητούς υγροβιότοπους έχει φανεί ότι προάγει την ανάπτυξη μικροβιακών κοινοτήτων, οι οποίες εμπλέκονται σε σημαντικές διεργασίες βιοαποδόμησης και στη μετατροπή αζωτούχων ενώσεων (Wu et al., 2019). Επιπλέον, το biochar συμβάλλει στη σταθεροποίηση της οργανικής ύλης, μειώνοντας την εκπομπή αερίων του θερμοκηπίου και βελτιώνοντας την ποιότητα του επεξεργασμένου υγρού αποβλήτου (Lee et al., 2021).



Εικόνα 3. 7. Βιοεξανθράκωμα (biochar).

3.2.2.4. Ζεόλιθος (zeolite)

Ο ζεόλιθος διαθέτει τρισδιάστατο πλέγμα αργιλίου (Al), πυριτίου (Si) και οξυγόνου (O), σχηματίζοντας κοιλότητες και κανάλια όπου μπορούν να παγιδευτούν και να προσροφηθούν ρύποι. Οι βασικές φυσικοχημικές του ιδιότητες περιλαμβάνουν, υψηλή ικανότητα ανταλλαγής κατιόντων (CEC): Ο ζεόλιθος έχει ισχυρή ικανότητα να ανταλλάσσει ιόντα, δεσμεύοντας αμμωνιακά (NH_4^+), κατιόντα βαρέων μετάλλων και οργανικές ενώσεις, μειώνοντας έτσι τη συγκέντρωσή τους στο επεξεργασμένο νερό (Auerbach et al., 2003), αρκετά μεγάλο πορώδες και επιφάνεια προσρόφησης. Η πορώδης δομή του παρέχει μεγάλο εμβαδόν επαφής, επιτρέποντας τη φυσικοχημική και μικροβιακή απομάκρυνση των ρύπων (Chen et al., 2023). Ενώ ταυτόχρονα, σταθερότητα και ανθεκτικότητα καθώς ο ζεόλιθος είναι ανθεκτικός στη μηχανική διάβρωση και τις χημικές μεταβολές, καθιστώντας τον ιδιαίτερα ανθεκτικό στο χρόνο (Auerbach et al., 2003). Τέλος, βελτιώνει δραστικά την μικροβιακή δραστηριότητα διότι λειτουργεί ως υπόστρωμα ανάπτυξης μικροοργανισμών, οι οποίοι διαδραματίζουν κρίσιμο ρόλο στην αποικοδόμηση οργανικών ρύπων και στη νιτροποίηση-απονιτροποίηση (Wang et al., 2023). Ο ζεόλιθος χρησιμοποιείται ευρέως σε τεχνητούς υγροβιότοπους λόγω της υψηλής αποτελεσματικότητάς του στην απομάκρυνση φωσφορικών, αμμωνιακών, οργανικών ενώσεων και βαρέων μετάλλων (Xu et al., 2022). Έχει αποδειχθεί ιδιαίτερα αποτελεσματικός στην απομάκρυνση φωσφορικών (PO_4^{3-}) και αμμωνιακών (NH_4^+) μέσω ανταλλαγής ιόντων και προσρόφησης (Chen et al., 2023). Σύμφωνα με τη μελέτη των (Wang et al., 2023), η προσθήκη ζεόλιθου σε τεχνητούς υγροβιότοπους βελτίωσε σημαντικά την απομάκρυνση αζωτούχων ρύπων, μειώνοντας τη συγκέντρωσή τους στις εκροές έως και 85%. Επιπλέον, το υλικό δρα ως δεξαμενή φωσφόρου, μειώνοντας τον κίνδυνο ευτροφισμού στα επεξεργασμένα υγρά απόβλητα (Xu et al., 2022).



Εικόνα 3.8. Ζεόλιθος (zeolite).

3.2.2.5. Βλάστηση

Η επιλογή των καλαμιών *Phragmites australis* και *Arundo donax* για την εγκατάσταση των φυτών στις πειραματικές δεξαμενές βασίστηκε σε μια σειρά από οικολογικά και λειτουργικά χαρακτηριστικά που το καθιστούν ιδανικό για την εφαρμογή σε τεχνητούς υδροβιότοπους. Αρχικά για το *P. Australis*, πρόκειται για ένα πολυετές, ριζωματώδες υδρόβιο φυτό, το οποίο ανήκει στο γένος *Phragmites* και απαντάται σε υγροτοπικά περιβάλλοντα παγκοσμίως, διαδραματίζοντας κρίσιμο ρόλο στην επεξεργασία υγρών αποβλήτων (Marks et al., 1994). Ένα από τα βασικά πλεονεκτήματα του *P. Australis* είναι η μεγάλη προσαρμοστικότητά του σε διαφορετικές συνθήκες περιβάλλοντος, γεγονός που το καθιστά ανθεκτικό σε ακραία καιρικά φαινόμενα και μεταβολές του υδροχημικού καθεστώτος των συστημάτων (Milke et al., 2020). Η ευρεία γεωγραφική του κατανομή αποδεικνύει την ικανότητά του να αναπτύσσεται σε ένα μεγάλο εύρος θερμοκρασιών, αλατότητας και επιπέδων υγρασίας, επιτρέποντάς του να ευδοκimeί τόσο σε φυσικούς όσο και σε τεχνητούς υδροβιότοπους (Marks et al., 1994; Ostendorp, 1995). Ενώ ταυτόχρονα, η ταχεία ανάπτυξη και η υψηλή παραγωγή βιομάζας είναι της βασικά χαρακτηριστικά που συνέβαλαν στην επιλογή του για το παρόν πείραμα. Το *P. Australis* έχει τη δυνατότητα να αναπτύσσει εκτεταμένο ριζικό σύστημα, το οποίο βελτιώνει τη σταθερότητα του υποστρώματος και δημιουργεί ευνοϊκές συνθήκες για τη μικροβιακή δραστηριότητα, διευκολύνοντας έτσι τη βιοαποδόμιση οργανικών ρύπων (Brix, 1997). Επιπλέον, μέσω των εκκρίσεων του ριζικού του συστήματος, προάγει αερόβιες και αναερόβιες μικροβιακές διεργασίες που συμβάλλουν στην απομάκρυνση θρεπτικών συστατικών και οργανικών ενώσεων από το υγρό απόβλητο (Haslam, 1972). Ένα ακόμη σημαντικό κριτήριο επιλογής είναι το γεγονός ότι το *P. Australis* απαντάται σε τοπικούς φυσικούς υδροβιότοπους των Χανίων, γεγονός που υποδηλώνει την ικανότητά του να προσαρμόζεται της συγκεκριμένες κλιματικές και περιβαλλοντικές συνθήκες της περιοχής. Η προ υπάρχουσα παρουσία του φυτού στη συγκεκριμένη γεωγραφική περιοχή λειτουργεί ως ένδειξη της καταλληλότητάς του για το πείραμα, καθώς έχει ήδη δοκιμαστεί σε παρόμοιες συνθήκες και μπορεί να θεωρηθεί

ασφαλής επιλογή για τη διατήρηση της οικολογικής ισορροπίας του συστήματος (Ostendorp, 1995).



Εικόνα 3.9. Κοινό καλάμι *Phragmites. Australis* (*P. Australis*)

Στην συνέχεια για το είδος, *Arundo donax* έχει αξιολογηθεί ως φυτικό είδος σε διάφορα συστήματα τεχνητών υγροβιοτόπων, κυρίως οριζόντιας ροής, λόγω της υψηλής ανθεκτικότητάς του και της ικανότητάς του να συμβάλλει στην απομάκρυνση ρύπων από υγρά απόβλητα. Οι μελέτες δείχνουν ότι το *A. donax* μπορεί να σταθεροποιήσει θρεπτικά συστατικά, να δεσμεύσει βαρέα μέταλλα και να υποστηρίξει μικροβιακές διεργασίες που ενισχύουν τη βιοαποδόμιση οργανικών ρύπων και την απομάκρυνση αζωτούχων ενώσεων (Idris, 2021). Η αποτελεσματικότητά του έχει αποδειχθεί σε επεξεργασία όμβριων βιομηχανικών αποβλήτων, όπου παρουσιάζει υψηλή ικανότητα απορρόφησης και αποδόμησης βαρέων μετάλλων, οργανικών ρύπων και φωσφορικών ενώσεων, γεγονός που το καθιστά ιδιαίτερα χρήσιμο σε εφαρμογές αποκατάστασης ρυπασμένων οικοσυστημάτων (Idris et al., 2020). Επιπλέον, το *A. donax* έχει χρησιμοποιηθεί για την επεξεργασία απορριμμάτων ιχθυοκαλλιέργειας, όπου συμβάλλει στη μείωση του οργανικού φορτίου και στην ανάκτηση θρεπτικών συστατικών από τα λύματα, καθιστώντας το ιδανικό φυτό για τη βελτίωση της ποιότητας του νερού σε τεχνητούς υγροβιότοπους (Al-Snafi, 2015). Η ικανότητά του να προσαρμόζεται σε ακραίες συνθήκες ρύπανσης και να υποστηρίξει την ανάπτυξη συμβιωτικών βακτηριακών κοινοτήτων εντός των ριζικών του ζωνών το καθιστά αποτελεσματικό εργαλείο σε εφαρμογές επεξεργασίας αποβλήτων, ειδικά σε περιβάλλοντα υψηλής ρύπανσης με μεταβλητό οργανικό φορτίο.



Εικόνα 3.10. Καλάμι *Arundo donax* (*A. donax*)

3.3. Αναλυτικές Μέθοδοι

Στο πλαίσιο του πειράματος, πραγματοποιήθηκαν αναλύσεις για διάφορες φυσικοχημικές παραμέτρους, συμπεριλαμβανομένων των pH, ηλεκτρικής αγωγιμότητας (EC), χημικά απαιτούμενου οξυγόνου (COD), βιοχημικά απαιτούμενου οξυγόνου (BOD_5), ολικού αζώτου (TN), αμμωνιακού αζώτου (NH_4^+-N), νιτρικού αζώτου ($NO_3^- -N$), ολικού φωσφόρου (TP), φωσφορικών ιόντων ($PO_4^{3-} -P$), ολικών αιωρούμενων στερεών (TSS), χρώματος και ολικών φαινολών. Οι μετρήσεις αυτές πραγματοποιήθηκαν τόσο στις εκροές όσο και στην αραιωμένη εισροή, καθώς και στο ανεπεξέργαστο απόβλητο. Η αξιολόγηση των παραπάνω παραμέτρων είναι κρίσιμης σημασίας για την αποτίμηση της λειτουργικότητας των τεχνητών υδροβιοτόπων (ΤΥ) και για τον χαρακτηρισμό των εκροών, προκειμένου να διαπιστωθεί η καταλληλότητά τους για διάθεση στο περιβάλλον.

3.3.1. pH

Το pH ορίζεται ως ο αρνητικός δεκαδικός λογάριθμος της συγκέντρωσης ιόντων οξωνίου σε ένα διάλυμα. Η μέτρησή του πραγματοποιείται μέσω πεχαμέτρου CRISON microPH 2002, εξοπλισμένου με γυάλινο ηλεκτρόδιο. Πριν από κάθε μέτρηση, απαιτείται βαθμονόμηση της συσκευής, η οποία ακολουθεί συγκεκριμένο πρωτόκολλο χρησιμοποιώντας δύο ρυθμιστικά διαλύματα: ένα όξινο ($\text{pH} = 4$) και ένα ουδέτερο ($\text{pH} = 7$). Κατά τη διαδικασία μέτρησης, το ηλεκτρόδιο βυθίζεται στα δείγματα και οι τιμές pH καταγράφονται.

3.3.2. Ηλεκτρική Αγωγιμότητα

Η ηλεκτρική αγωγιμότητα (EC) εκφράζει την ικανότητα ενός διαλύματος να μεταφέρει ηλεκτρικό ρεύμα, με μονάδα μέτρησης το mS/cm . Για τις πειραματικές μετρήσεις χρησιμοποιείται αγωγιμόμετρο CRISON microCM 2202. Η διαδικασία περιλαμβάνει την τοποθέτηση του ηλεκτροδίου στο δείγμα, ενώ η αντίστοιχη τιμή εμφανίζεται στην οθόνη της συσκευής.

3.3.3. Χημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο (COD)

Στο πλαίσιο της παρούσας πειραματικής διαδικασίας, πραγματοποιήθηκε η μέτρηση της συνολικής ποσότητας οξυγόνου που απαιτείται για την πλήρη χημική οξείδωση των οργανικών ενώσεων ενός δείγματος. Για τον προσδιορισμό του COD, χρησιμοποιήθηκαν δύο COD Vario Tube Tests με διαφορετικά εύρη συγκεντρώσεων: 0-15000 mg/L και 0-1500 mg/L , ανάλογα με το οργανικό φορτίο κι τα επίπεδα απομάκρυνσης των εκροών. Όπως θα αναλυθεί στη συνέχεια, τόσο τα αραιωμένα () όσο και τα ανεπεξέργαστα () υγρά απόβλητα ελαιοτριβείου (OMWW) εμφανίζουν σημαντικά υψηλότερες συγκεντρώσεις COD σε σύγκριση με τις εκροές. Για το πρώτο kit (εύρος 0-15000 mg/L), λαμβάνονται 0.2 mL από κάθε δείγμα, τα οποία προστίθενται σε προκαθορισμένα φιαλίδια, ανακινούνται και στη συνέχεια τοποθετούνται στον θερμοαντιδραστήρα για χώνευση στους 148°C για 2 ώρες. Στο δεύτερο kit (εύρος 0-1500 mg/L), ακολουθείται παρόμοια διαδικασία, με τη διαφορά ότι χρησιμοποιούνται 3 mL δείγματος αντί των 0.2 mL. Μετά την ολοκλήρωση της χώνευσης, τα φιαλίδια αφήνονται να αποκτήσουν θερμοκρασία περιβάλλοντος, προκειμένου να σταθεροποιηθεί η μέτρηση. Η απορρόφηση των δειγμάτων καταγράφεται σε μήκος κύματος $\lambda = 610 \text{ nm}$ μέσω φασματοφωτομέτρου SHIMADZU UV-1202 μονής δέσμης, αφού πρώτα έχει πραγματοποιηθεί μηδενισμός με τυφλό διάλυμα. Τέλος, οι συγκεντρώσεις COD των δειγμάτων υπολογίζονται με τη χρήση καμπύλης βαθμονόμησης, η οποία παρατίθεται στο **Παράρτημα Α**.

3.3.4. Βιοχημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο (BOD₅)

Ο προσδιορισμός του BOD₅ πραγματοποιείται με τη χρήση πιεζομετρικών φιαλών Velp, Aqualytic και Oxi-Top της WTW, όγκου 500 mL. Το pH των δειγμάτων πρέπει να κυμαίνεται μεταξύ 6.5 και 7.5 μονάδων για να θεωρούνται κατάλληλα προς ανάλυση. Ο όγκος του δείγματος προσαρμόζεται ανάλογα με την αναμενόμενη συγκέντρωση BOD₅, σύμφωνα με τις προδιαγραφές του κατασκευαστή. Για τη δέσμευση του CO₂ που παράγεται κατά τη βιολογική διάσπαση, προστίθενται σφαιρίδια υδροξειδίου του

καλίου (KOH) σε ειδική θήκη σιλικόνης. Οι φιάλες σφραγίζονται αεροστεγώς με αισθητήρα πίεσης και τοποθετούνται σε βάσεις που εξασφαλίζουν συνεχή ανάδευση μέσω ενσωματωμένου μαγνήτη. Οι μετρήσεις πραγματοποιούνται σε σταθερή θερμοκρασία 20°C, με συνολική διάρκεια πέντε ημερών.

3.3.5. Ολικό Άζωτο (TN)

Η ανάλυση του ολικού αζώτου γίνεται με τη χρήση του kit Nitrogen (total) Cell Test 1.14763.0001 (εύρος: 10-150 mg/L N) της Supelco. Στα έτοιμα φιαλίδια προστίθενται 10 mL αραιωμένου δείγματος και, μετά από θερμική επεξεργασία στους 120°C για 1 ώρα, τα δείγματα αφήνονται να ψυχθούν. Στη συνέχεια, λαμβάνονται 1 mL από κάθε χωνευμένο φιαλίδιο και 1 mL αντιδραστηρίου από το kit, ενώ οι μετρήσεις πραγματοποιούνται μέσω φασματοφωτομέτρου Merck Nova 60.

3.3.6. Αμμωνιακό Άζωτο (NH₄⁺- N)

Για τον ποσοτικό προσδιορισμό του αζώτου υπό τη μορφή αμμωνιακών ιόντων (NH₄⁺- N) χρησιμοποιείται το kit Ammonium Test 1.00683.0001 (εύρος: 2.0-150 mg/L). Το φασματοφωτόμετρο μηδενίζεται με τυφλό διάλυμα, ενώ προηγείται ανάδευση των δειγμάτων σε Vortex. Η απορρόφηση μετράται στα 690 nm μέσω φασματοφωτομέτρου SHIMADZU UV-1202. Οι τελικές συγκεντρώσεις υπολογίζονται με βάση την καμπύλη βαθμονόμησης του **Παράρτημα Α**.

3.3.7. Νιτρικό Άζωτο (NO₃⁻- N)

Η ανάλυση του νιτρικού αζώτου (NO₃⁻- N) πραγματοποιείται μέσω της φασματοφωτομετρικής μεθόδου Standard test NANOCOLOR Nitrate. Οι απορροφήσεις καταγράφονται στα 365 nm μέσω φασματοφωτομέτρου SHIMADZU UV-1202. Η συγκέντρωση των δειγμάτων καθορίζεται βάσει της καμπύλης βαθμονόμησης του **Παράρτηματος Α**.

3.3.8. Ολικός Φώσφορος (TP)

Για την ποσοτικοποίηση του ολικού φωσφόρου, απαιτούνται 25 mL αρχικού διαλύματος που έχει αναδευθεί επαρκώς, μαζί με 5 mL πυκνού νιτρικού οξέος (HNO₃) και 1 mL θειικού οξέος (H₂SO₄), τα οποία χωνεύονται εντός απαγωγού. Μετά την χώνευση των διαλυμάτων, το pH τους ρυθμίζεται μεταξύ 6.5 και 7.5 με τα κατάλληλα διαλύματα και στη συνέχεια, πραγματοποιείται μικροδιήθηση χρησιμοποιώντας φίλτρο πόρων 0.45 μm ως τα 25 mL. Για τη μέτρηση του ολικού φωσφόρου, προστίθενται 4 mL combined reagent σε 25 mL δείγματος, καθώς και στο τυφλό διάλυμα, το οποίο χρησιμοποιείται για τη βαθμονόμηση του φασματοφωτομέτρου SHIMADZU UV-1601 για μήκος κύματος λ = 880 nm.

Η σύνθεση του combined reagent περιλαμβάνει τα εξής διαλύματα:

- 50 mL H₂SO₄ 5N (70 mL πυκνού H₂SO₄ σε 500 mL απιονισμένου νερού).
- 5 mL Potassium antimonyl tartrate (0.2743 g διαλυμένα σε 100 mL απιονισμένου νερού).

- 15 mL Ammonium molybdate (10 g διαλυμένα σε 250 mL απιονισμένου νερού).
- 30 mL Ascorbic acid (0.88 g διαλυμένα σε 50 mL απιονισμένου νερού).

Τέλος, οι συγκεντρώσεις των δειγμάτων προσδιορίζονται μέσω καμπυλών βαθμονόμησης, οι οποίες παρουσιάζονται στο Παράρτημα Α.

3.3.9. Φωσφορικά (PO_4^{3-} - P)

Η ανάλυση των φωσφορικών πραγματοποιείται με την ίδια μέθοδο όπως και στον ολικό φώσφορο (TP), με τη διαφορά ότι εξετάζεται το διαλυτό κλάσμα του δείγματος μετά από διήθηση.

3.3.10. Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (TSS)

Για τον προσδιορισμό της συγκέντρωσης των ολικών αιωρούμενων στερεών (TSS) σε ένα διάλυμα, απαιτείται η χρήση φίλτρων GF/C, τα οποία έχουν τη δυνατότητα να συγκρατούν στερεά σωματίδια με διάμετρο μεγαλύτερη από 1 μm . Πριν από τη χρήση τους, τα φίλτρα ζυγίζονται με ακρίβεια 10^{-4} g σε αναλυτικό ζυγό. Στη συνέχεια, το δείγμα υποβάλλεται σε έντονη ανάδευση ώστε να διασφαλιστεί η ομοιόμορφη κατανομή των αιωρούμενων στερεών και λαμβάνονται οι απαραίτητες ποσότητες για τη διαδικασία διήθησης μέσω των προαναφερθέντων φίλτρων. Μετά την ολοκλήρωση της διήθησης, το φίλτρο τοποθετείται σε φούρνο, όπου παραμένει για περίπου 1 ώρα σε θερμοκρασία 100°C , προκειμένου να ξηρανθεί πλήρως και να ψυχθεί πριν την εκ νέου ζύγισή του.

Οι συγκεντρώσεις TSS υπολογίζονται βάσει του τύπου:

$$[\text{TSS}] = \frac{W_{\text{φίλτρου,τελικό}} - W_{\text{φίλτρου,αρχικό}}}{V_{\text{διηθήματος}}} \times 100$$

Το διήθημα συλλέγεται σε ποτήρι ζέσεως και στη συνέχεια υποβάλλεται σε μικροδιήθηση μέσω φίλτρου πόρων 0.45 μm , προκειμένου να απομακρυνθούν τυχόν εναπομείναντα σωματίδια.

3.3.11. Προσδιορισμός Χρώματος

Η μέτρηση του χρώματος πραγματοποιήθηκε στα διαλυτά δείγματα μέσω φασματοφωτομετρικής ανάλυσης, με απορρόφηση σε μήκος κύματος $\lambda = 410 \text{ nm}$, χρησιμοποιώντας φασματοφωτόμετρο SHIMADZU UV-1202 μονής δέσμης και κυψελίδα με μήκος διαδρομής 2.5 cm. Η μονάδα μέτρησης του χρώματος είναι το True Colour Unit (T.C.U.). Για τη μετατροπή των μετρήσεων σε True Colour Units, χρησιμοποιήθηκε διάλυμα αναφοράς με συγκέντρωση 100 mg/L Pt, το οποίο περιείχε 1.246 g πλατίνας, 1 g κοβαλτίου και 100 mL πυκνού HCl σε 1 L απιονισμένου νερού. Τέλος, οι συγκεντρώσεις των δειγμάτων προσδιορίστηκαν μέσω της καμπύλης βαθμονόμησης, η οποία παρουσιάζεται στο **Παράρτημα Α**.

3.3.12. Ολικές Φαινόλες

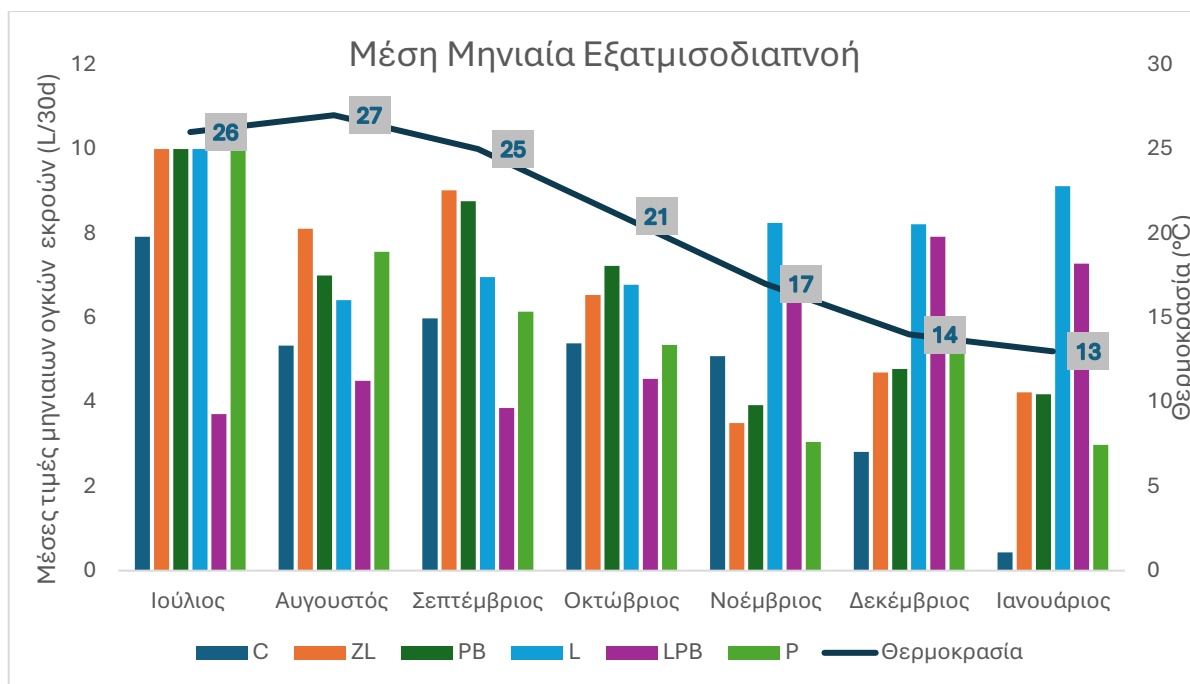
Η καμπύλη βαθμονόμησης για τον προσδιορισμό των ολικών φαινολών κατασκευάζεται με τη χρήση προτύπου διαλύματος, το οποίο περιέχει 0.125 g γαλλικού

οξέος διαλυμένου σε 2.5 mL αιθανόλης και συμπληρώνεται με απιονισμένο νερό έως τα 25 mL. Η ποσοτικοποίηση των φαινολών πραγματοποιείται σύμφωνα με τη μέθοδο Folin–Ciocalteu. Για την ανάλυση, λαμβάνονται 40 μ L από το διηθημένο δείγμα (με χρήση φίλτρου 0.45 μ m) και τοποθετούνται σε δοκιμαστικό σωλήνα, όπου προστίθενται 200 μ L αντιδραστηρίου Follin και 3.15 mL νερού. Μετά από έντονη ανάδευση σε Vortex, το δείγμα αφήνεται να σταθεροποιηθεί για περίπου 2 λεπτά. Στη συνέχεια, προστίθενται 600 μ L ανθρακικού νατρίου (Na_2CO_3) και ακολουθεί νέα ανάδευση. Ακολουθείται στάδιο επώασης διάρκειας 1 ώρας, κατά το οποίο το διάλυμα παραμένει σε ηρεμία. Η μέτρηση της απορρόφησης πραγματοποιείται σε μήκος κύματος 765 nm με τη χρήση φασματοφωτομέτρου διπλής δέσμης SHIMADZU UV-1601, αφού προηγουμένως έχει μηδενιστεί με τυφλό διάλυμα απιονισμένου νερού. Οι καμπύλες βαθμονόμησης που χρησιμοποιούνται για τον υπολογισμό των συγκεντρώσεων των φαινολών παρουσιάζονται στο **Παράρτημα Α**.

Κεφάλαιο 4ο : Αποτελέσματα και Συζήτηση

4.1. Υδρολογικό Ισοζύγιο

Το υδρολογικό ισοζύγιο αποτελεί θεμελιώδη έννοια της υδρολογίας με βάσει την οποία περιγράφεται η ισορροπία των εισροών και των εκροών του νερού σε μια συγκεκριμένη περιοχή (Shiklomanov & Sokolon, 1983). Στην συγκεκριμένη περίπτωση το υδρολογικό ισοζύγιο εκφράζεται μέσω της μέσης μηνιαίας εξατμισοδιαπνοής. Συγκεκριμένα αναφέρεται στο σύνολο των διεργασιών μέσω των οποίων το νερό μετατρέπεται από υγρή ή στερεή φάση σε υδρατμούς και επιστρέφει στην ατμόσφαιρα. Οι παράγοντες που μπορούν να επηρεάσουν άμεσα την εξατμισοδιαπνοή είναι η ηλιακή ακτινοβολία, η θερμοκρασία, η σχετική υγρασία του αέρα, η ταχύτητα του ανέμου, το γεωγραφικό πλάτος, καθώς και τα χαρακτηριστικά της βλάστησης και του εδάφους (Dingman, 1994). Παρακάτω παρουσιάζονται οι μέσες μηνιαίες εξατμισοδιαπνοές για τα συστήματα κατά τη διάρκεια του πειράματος.



Διάγραμμα 1. Διάγραμμα μέσης μηνιαίας εξατμισοδιαπνοής για τις έξι μονάδες (C, ZL, PB, P, L, LPB)

Η μέση μηνιαία εξατμισοδιαπνοή των δεξαμενών, όπως απεικονίζεται στο παραπάνω διάγραμμα, παρουσιάζει σαφή εποχιακή διακύμανση που σχετίζεται στενά με τη μεταβολή της θερμοκρασίας. Συγκεκριμένα, κατά τους θερινούς μήνες (Ιούλιος–Σεπτέμβριος), καταγράφονται οι υψηλότερες τιμές εξατμισοδιαπνοής, με κορύφωση τον Αύγουστο, όταν η μέση θερμοκρασία φτάνει τους 27°C. Οι δεξαμενές ZL, PB και L εμφανίζουν τη μεγαλύτερη απώλεια υγρασίας αυτή την περίοδο, ξεπερνώντας τα 10 L/d. Αυτό είναι αναμενόμενο, καθώς οι υψηλές θερμοκρασίες αυξάνουν τον ρυθμό εξάτμισης και ενισχύουν τη διαπνοή των φυτών (Vymazal, 2007). Από τον Οκτώβριο και μετά, παρατηρείται σταδιακή μείωση τόσο της θερμοκρασίας όσο και της εξατμισοδιαπνοής, με τις χαμηλότερες τιμές να καταγράφονται τον Ιανουάριο (μέση θερμοκρασία 13°C). Οι δεξαμενές LPB και L διατηρούν σχετικά υψηλούς ρυθμούς εξατμισοδιαπνοής ακόμη και τους χειμερινούς μήνες, γεγονός που μπορεί να αποδοθεί στο σύστημα κατακόρυφης ροής. Αντίθετα, η δεξαμενή C, η οποία δεν περιλαμβάνει φυτοκάλυψη, παρουσιάζει σταθερά χαμηλότερες τιμές εξατμισοδιαπνοής καθ' όλη τη διάρκεια του εξαμήνου. Το γεγονός αυτό ενισχύει τον ρόλο της φυτοκάλυψης στη συνολική απώλεια νερού μέσω διαπνοής, καθώς τα φυτά αυξάνουν την επιφάνεια απελευθέρωσης υγρασίας στο σύστημα (Stefanakis, 2022). Ενδιαφέρον παρουσιάζει και η συμπεριφορά της δεξαμενής LPB, η οποία από τον Νοέμβριο έως τον Ιανουάριο εμφανίζει τις υψηλότερες τιμές μεταξύ των δεξαμενών, παρότι οι περιβαλλοντικές συνθήκες είναι λιγότερο ευνοϊκές για εξάτμιση. Αυτό πιθανότατα οφείλεται στη συνέργεια biochar–φυτοκάλυψης, η οποία διατηρεί ενεργό τον μικροβιακό μεταβολισμό και τη βιολογική δραστηριότητα στο σύστημα, ενισχύοντας έτσι τις απώλειες μέσω της διαπνοής (Rossmann et al., 2014). Συνοψίζοντας, η εποχικότητα και η παρουσία φυτοκάλυψης αποτελούν τους σημαντικότερους παράγοντες που επηρεάζουν την εξατμισοδιαπνοή στις δεξαμενές. Η συμβολή της θερμοκρασίας είναι άμεσα ορατή κατά τους θερινούς μήνες, ενώ ο ρόλος της φυτοκάλυψης γίνεται εμφανής ιδιαίτερα κατά την ψυχρή περίοδο, όταν οι διαφορές μεταξύ δεξαμενών με και χωρίς φυτά είναι πιο έντονες.

4.2. Φυσικοχημικές Αναλύσεις

4.2.1. Χαρακτηρισμός εισροής

Όπως αναφέρεται και στην εισαγωγή το υγρό απόβλητο που χρησιμοποιήθηκε κατά την διαδικασία του πειράματος δεν υπέστη καμία επεξεργασία. Το δείγμα αποτελείται από όλα τα υγρά της έκπλυσης και τα υγρά της παραγωγής. Παρακάτω παρατίθεται ο πίνακας με τα χαρακτηριστικά των παραμέτρων της ανεπεξεργαστης εισροής πριν υποστεί αραίωση και διατεθεί στους ΤΥ.

Πίνακας 5. Αποτελέσματα μετρήσεων για το μη αραιωμένο δείγμα

Παράμετρος	Μέσες τιμές	[ελάχιστη-μέγιστη]
pH	4.9 ± 0.5	[3.9-5.7]
EC	9.7 ± 1.4	[7.9-11.5]
COD (mg/L)	17414.8 ± 4005	[13093.3-22826.7]
BOD ₅ (mg O ₂ /L)	5083.3 ± 2339.6	[2200-7800]
TN (mg/L)	34 ± 15	[14-56]
NO ₃ ⁻ – N (mg/L)	14.2 ± 3.2	[11.1-20]
PO ₄ ⁻³ – P (mg/L)	75.8 ± 21.4	[45.7-117.4]
TP (mg/L)	112.5 ± 42.1	[51.6-167.3]
Total phenols (mg GAE/L)	1917.3 ± 778.5	[1418.9-3288]
Color (T.C.U)	7061.4 ± 2729	[966-2790]
NH ₄ ⁺ – N (mg/L)	1.4 ± 0.8	[1-2.9]
TSS (mg/L)	565.8 ± 102.8	[447-775]

4.2.2. Χαρακτηρισμός Εκροών

4.2.2.1. pH

Σύμφωνα με την (ΦΕΚ 192/Β/14-3-1997), η οποία αφορά τα γενικά όρια εκπομπών υγρών αποβλήτων στο περιβάλλον, το αποδεκτό εύρος του pH για επεξεργασμένα υγρά απόβλητα είναι από 6.5 έως 9.5. Αυτό το όριο εξασφαλίζει ότι τα απόβλητα που απορρίπτονται στο υδάτινο περιβάλλον δεν θα προκαλέσουν αρνητικές επιπτώσεις στα οικοσυστήματα και στη δημόσια υγεία.

Πίνακας 6. Αποτελέσματα Μετρήσεων για το pH

pH	Μέση Τιμή	[ελάχιστη- μέγιστη]
Αραιωμένη εισροή (1:8)	6.3± 0.9	[4.8-7.6]
C	7.5± 0.2	[7.2-7.8]
ZL	7.5 ± 0.5	[7 -8.7]
PB	8.1 ± 0.6	[7.6-9.2]
P	8 ± 0.4	[7.4 - 8.6]
L	8.2 ± 0.3	[7.7-8.6]
LPB	8.1 ± 0.3	[7.7-8.5]

Σχολιασμός (οριζόντιες κλίνες) :

Η αρχική εισροή του αραιωμένου αποβλήτου ελαιοτριβείου παρουσίασε όξινο χαρακτήρα, με μέση τιμή pH 6.3 ± 0.9 , κυμαινόμενη από 4.8 έως 7.6. Αυτό το εύρος τιμών επιβεβαιώνει τον όξινο χαρακτήρα των αποβλήτων ελαιοτριβείου λόγω της υψηλής συγκέντρωσης οργανικών οξέων και φαινολικών ενώσεων (Karellakis et al., 2012). Συγκεκριμένα για τις δεξαμενές οριζόντιας ροής, το pH αυξήθηκε σημαντικά, προσεγγίζοντας πιο ουδέτερες έως ελαφρώς αλκαλικές τιμές. Στη δεξαμενή C, η οποία είναι πληρωμένη με LECA και ζεόλιθο χωρίς φυτοκάλυψη, η μέση τιμή του pH ήταν 7.5 ± 0.2 , γεγονός που υποδηλώνει τη ρυθμιστική δράση αυτών των ανόργανων υλικών, καθώς ο ζεόλιθος είναι γνωστός για την ικανότητά του να απορροφά και να ανταλλάσσει ιόντα (Stefanakis, 2022). Στη δεξαμενή ZL, η οποία περιέχει ζεόλιθο και LECA, αλλά με φυτοκάλυψη από *P. australis* και *A. donax*, η μέση τιμή ήταν 7.5 ± 0.5 , υποδεικνύοντας μια ελαφρώς χαμηλότερη τιμή σε σχέση με την C, πιθανώς λόγω της βιολογικής δράσης των φυτών, που μέσω των ριζικών εκκρίσεων μπορούν να επηρεάσουν τη χημεία του υποστρώματος (Herounim et al., 2011). Η δεξαμενή PB, η οποία περιέχει ανακυκλωμένο πλαστικό και biochar, παρουσίασε την υψηλότερη μέση τιμή pH, 8.1 ± 0.6 , γεγονός που αποδίδεται στην αλκαλική φύση του biochar, το οποίο μπορεί να αυξήσει την αλκαλικότητα του υγρού μέσω της απελευθέρωσης ανθρακικών ενώσεων (Stefanakis, 2022). Η δεξαμενή P, που είναι πληρωμένη αποκλειστικά με

πλαστικό, παρουσίασε μέση τιμή pH 8.0 ± 0.4 , αρκετά κοντά στην PB, επιβεβαιώνοντας ότι το πλαστικό δεν έχει ιδιαίτερη ρυθμιστική ικανότητα στο pH. Ωστόσο, η απουσία υλικών όπως ο ζεόλιθος ή το biochar ενδέχεται να έχει περιορίσει τη διακύμανση του pH μέσω των μηχανισμών δέσμευσης και ανταλλαγής ιόντων (Mayes, 2011). Συνολικά, οι δεξαμενές οριζόντιας ροής κατάφεραν να εξισορροπήσουν το pH προς πιο ουδέτερες ή ελαφρώς αλκαλικές τιμές (Kapellakis et al., 2012). Ειδικότερα, η παρουσία του biochar φαίνεται να επηρεάζει σημαντικά την αύξηση του pH, ενώ ο ζεόλιθος και η φυτοκάλυψη συμβάλλουν στη σταθεροποίησή του σε ουδέτερα επίπεδα (Stefanakis, 2022). Συμπερασματικά, η επιλογή των πληρωτικών υλικών έχει καθοριστικό ρόλο στη σταθεροποίηση του pH.

Σχολιασμός (κατακόρυφες κλίνες) :

Αναλύοντας επίσης τις τιμές του pH για τις δεξαμενές κατακόρυφης ροής L και LPB, παρατηρούμε ότι οι μέσες τιμές του pH κυμαίνονται στα 8.2 ± 0.3 και 8.1 ± 0.3 , αντίστοιχα. Αυτές οι τιμές υποδεικνύουν ένα αλκαλικό περιβάλλον, το οποίο είναι υψηλότερο από το pH της αραιωμένης εισροής (6.3 ± 0.9). Η αύξηση αυτή μπορεί να αποδοθεί στη φύση των πληρωτικών υλικών, καθώς η LECA έχει αλκαλικές ιδιότητες και μπορεί να επηρεάσει τη σταθερότητα του pH μέσω της απελευθέρωσης ιόντων ασβεστίου και μαγνησίου (Stefanakis, 2022). Παρόμοια, η παρουσία biochar στη δεξαμενή LPB ενδέχεται να έχει επιφέρει αλλαγές στο pH λόγω της ικανότητάς του να ρυθμίζει το όξινο ή αλκαλικό περιβάλλον μέσω της ιοντοανταλλαγής και της προσρόφησης ανιόντων και κατιόντων (Kapellakis et al., 2012). Η τάση σταθερότητας του pH, όπως αποτυπώνεται στο διάγραμμα, υποδηλώνει ότι το σύστημα είναι σε θέση να ρυθμίζει αποτελεσματικά τις διακυμάνσεις που προκύπτουν από την εισροή των λυμάτων. Σύμφωνα με τη βιβλιογραφία, τα τεχνητά υγρά συστήματα τείνουν να διατηρούν το pH τους μέσω μικροβιακών διεργασιών όπως η νιτροποίηση και η απονιτροποίηση, που μεταβάλλουν τη συγκέντρωση ανόργανου άνθρακα και επηρεάζουν τη χημική ισορροπία του νερού (Herounim et al., 2011). Επιπλέον, η παρουσία βλάστησης στις δεξαμενές συμβάλλει στη ρύθμιση του pH μέσω της πρόσληψης θρεπτικών συστατικών και της αποβολής εκκρίσεων από τις ρίζες που μπορούν να επηρεάσουν την ισορροπία των ανθρακικών και των οξέων στο σύστημα (Mayes, 2014). Συγκριτικά, η δεξαμενή L παρουσίασε ελαφρώς υψηλότερο pH σε σχέση με την LPB, γεγονός που πιθανώς οφείλεται στη μεγαλύτερη επιρροή της LECA, καθώς δεν υπάρχει προσθήκη biochar, το οποίο μπορεί να συμβάλει στην εξισορρόπηση του pH μέσω της προσρόφησης ανιόντων και οργανικών οξέων (Stefanakis et al., 2014). Συνολικά, η αλκαλικότητα των εξεταζόμενων δεξαμενών υποδηλώνει ότι τα συστήματα αυτά διαθέτουν μηχανισμούς ικανότητας ρύθμισης του pH, πιθανώς λόγω των πληρωτικών υλικών και της μικροβιακής δραστηριότητας.

4.2.2.2. Ηλεκτρική Αγωγιμότητα (EC)

Πίνακας 7. Αποτελέσματα Μετρήσεων της Ηλεκτρικής Αγωγιμότητας (EC)

Ηλεκτρική Αγωγιμότητα (EC)	Μέση Τιμή (mS/cm)	[ελάχιστη- μέγιστη]
Αραιωμένη εισροή (1:8)	1.7 ± 0.3	[1 -2.1]
C	1.6 ± 0.4	[1.2 - 2.3]
ZL	1.9 ± 0.4	[1.2 - 2.4]
PB	2.6 ± 0.6	[1.5 - 3.2]
P	2.3 ± 0.9	[1.1 - 3.4]
L	4.2 ± 0.9	[2.5 - 5.6]
LPB	2.4 ± 0.3	[2 - 2.9]

Σχολιασμός (οριζόντιες κλίνες) :

Η ηλεκτρική αγωγιμότητα (EC) αποτελεί σημαντικό δείκτη για την εκτίμηση της συγκέντρωσης διαλυμένων αλάτων στο νερό και επηρεάζει τη συνολική απόδοση των τεχνητών υδροβιότοπων. Σύμφωνα με τα δεδομένα που παρουσιάζονται στον πίνακα 4.3, η αραιωμένη εισροή παρουσιάζει μέση τιμή ηλεκτρικής αγωγιμότητας 1.7 ± 0.3 mS/cm, με εύρος τιμών από 1.0 έως 2.1 mS/cm, ενώ οι εκροές από τις διάφορες δεξαμενές εμφανίζουν διαφοροποιήσεις ανάλογα με τη σύνθεση του πληρωτικού υλικού και την παρουσία φυτικής κάλυψης. Η δεξαμενή C, η οποία περιέχει μόνο LECA και ζεόλιθο, παρουσιάζει τη χαμηλότερη ηλεκτρική αγωγιμότητα (1.6 ± 0.4 mS/cm, [1.2 – 2.3]), γεγονός που μπορεί να αποδοθεί στη χαμηλή διάλυση αλάτων από τα υλικά αυτά. Αντίθετα, η δεξαμενή PB, που περιέχει biochar και ανακυκλωμένο πλαστικό, καταγράφει την υψηλότερη τιμή (2.6 ± 0.6 mS/cm, [1.5 – 3.2]), υποδηλώνοντας πιθανή έκπλυση ιόντων ή αυξημένη διαλυτότητα οργανικών ενώσεων που προέρχονται από το biochar. Οι δεξαμενές ZL και P καταγράφουν ενδιάμεσες τιμές (1.9 ± 0.4 mS/cm και 2.3 ± 0.9 mS/cm αντίστοιχα), με τη ZL να παρουσιάζει σχετικά χαμηλότερη αγωγιμότητα λόγω της παρουσίας του ζεόλιθου, ο οποίος έχει την ικανότητα να δεσμεύει ιόντα και να βελτιώνει την ποιότητα του νερού. Οι διακυμάνσεις που παρατηρούνται υποδεικνύουν ότι οι τιμές της ηλεκτρικής αγωγιμότητας επηρεάζονται από τις εποχικές μεταβολές και πιθανώς από τη συσσώρευση σωματιδίων στο σύστημα. Η αύξηση της αγωγιμότητας σε ορισμένες χρονικές στιγμές μπορεί να αποδοθεί στην αυξημένη έκπλυση ιόντων από τα πληρωτικά υλικά λόγω υψηλότερων ρυθμών ροής ή έντονων βροχοπτώσεων (Wang et al., 2022). Επιπλέον, η φυτική κάλυψη, που απαντάται στις δεξαμενές ZL, PB και P, έχει συμβάλει στη μείωση της ηλεκτρικής αγωγιμότητας μέσω της απορρόφησης ανόργανων στοιχείων από τα φυτά, ενώ η απουσία φυτών στη C πιθανώς συνετέλεσε στη διατήρηση πιο σταθερών τιμών αγωγιμότητας (Herounim et al., 2011). Συνολικά, οι διαφοροποιήσεις στις τιμές ηλεκτρικής αγωγιμότητας επιβεβαιώνουν τη σημασία της σύνθεσης του πληρωτικού υλικού και της παρουσίας φυτών στη ρύθμιση της αγωγιμότητας των εκροών των τεχνητών υδροβιότοπων.

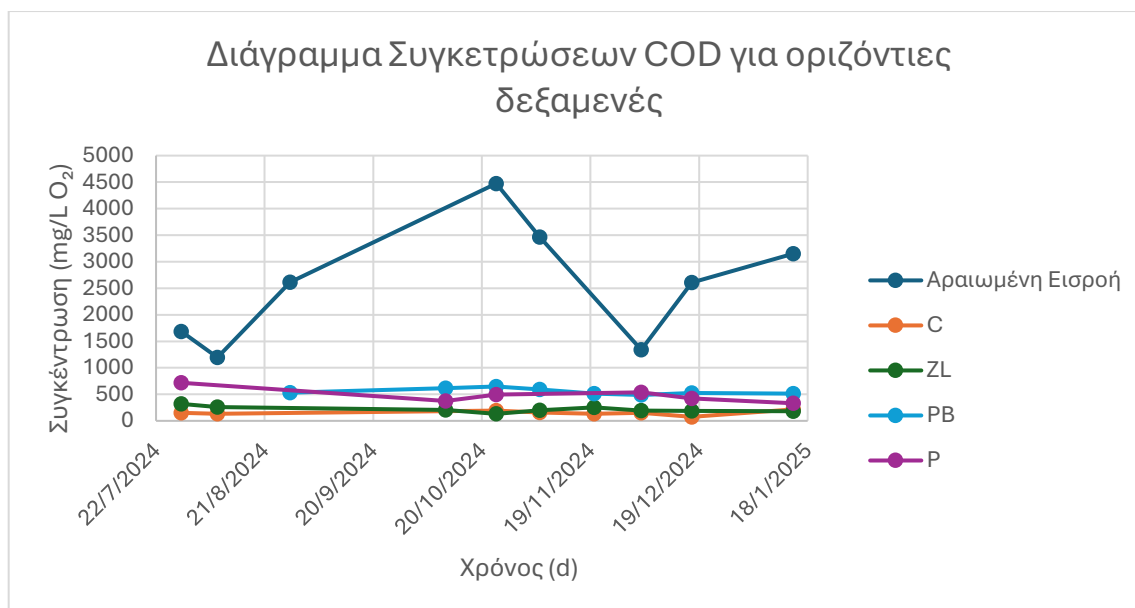
Σχολιασμός (κατακόρυφες κλίνες) :

Σύμφωνα με τις τιμές ηλεκτρικής αγωγιμότητας (EC) που παρατίθενται στον πίνακα 4.3, οι κατακόρυφες δεξαμενές L και LPB εμφανίζουν διαφορετικές τάσεις ως προς την αγωγιμότητα του επεξεργασμένου υγρού αποβλήτου. Συγκεκριμένα, η δεξαμενή L παρουσιάζει τη μεγαλύτερη μέση τιμή ηλεκτρικής αγωγιμότητας (4.2 ± 0.9 mS/cm, [2.5 – 5.6]), ενώ η δεξαμενή LPB καταγράφει χαμηλότερη τιμή (2.4 ± 0.3 mS/cm, [2.0 – 2.9]). Η υψηλή τιμή ηλεκτρικής αγωγιμότητας στη δεξαμενή L συνδέεται με την παρουσία της LECA, η οποία, σύμφωνα με τη βιβλιογραφία, μπορεί να συμβάλλει στη συσσώρευση διαλυμένων αλάτων στο υδατικό περιβάλλον λόγω της χαμηλής ικανότητας ανταλλαγής ιόντων και της δυνατότητας απορρόφησης ορισμένων ανόργανων ενώσεων (Stefanakis, 2022). Αντιθέτως, η χαμηλότερη τιμή της ηλεκτρικής αγωγιμότητας στη δεξαμενή LPB οφείλεται στη συνδυασμένη παρουσία biochar, πλαστικού και LECA, υλικά που μπορούν να επιδρούν στη συγκράτηση και απομάκρυνση διαλυμένων αλάτων μέσω φυσικοχημικών μηχανισμών, όπως η προσρόφηση και η ανταλλαγή ιόντων (Herounim et al., 2011). Ειδικότερα, το biochar έχει αναφερθεί ως εξαιρετικό μέσο απορρόφησης οργανικών και ανόργανων ρύπων, συμβάλλοντας στην εν μέρει απομάκρυνση ηλεκτρικά φορτισμένων ιόντων (Jiajun Wang et al., 2022). Οι διακυμάνσεις των τιμών καταδεικνύουν ότι, παρά τις διαφοροποιήσεις μεταξύ των δεξαμενών, η ηλεκτρική αγωγιμότητα παραμένει σε σχετικά σταθερά επίπεδα μετά τις αρχικές μεταβολές κατά την έναρξη του πειράματος. Η διαφορά μεταξύ των δύο συστημάτων μπορεί επίσης να σχετίζεται με την κατακόρυφη ροή, η οποία έχει βρεθεί ότι επιδρά διαφορετικά στην ηλεκτρική αγωγιμότητα σε σχέση με τα οριζόντια συστήματα λόγω αυξημένης κατακράτησης σωματιδίων και πιθανών διαδικασιών καθίζησης (Stefanakis et al., 2014).

4.2.2.3. Χημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο (COD)

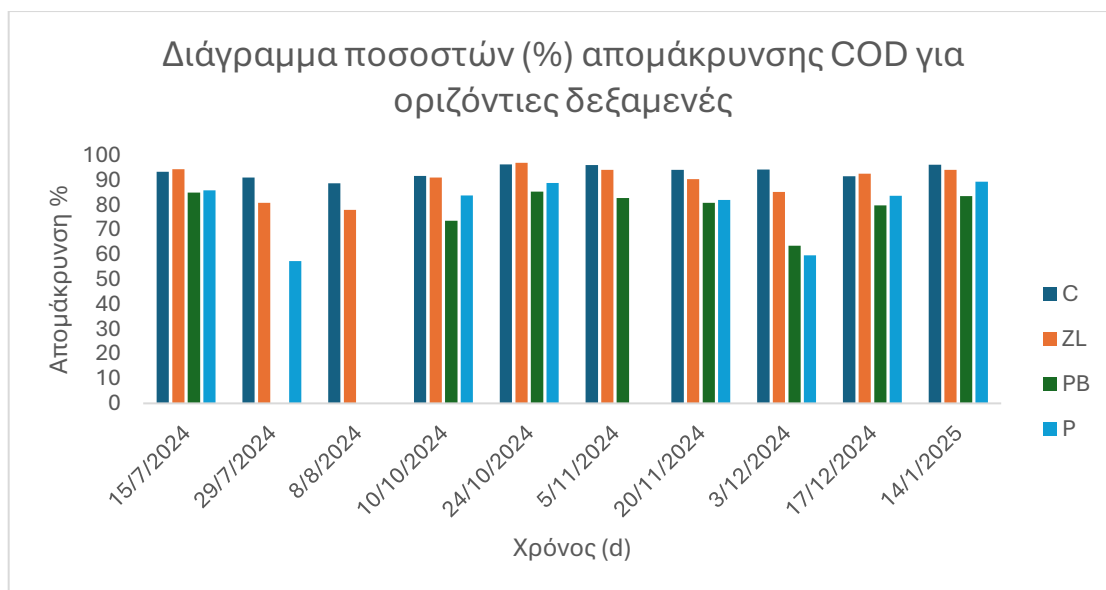
Πίνακας 8. Αποτελέσματα Μετρήσεων COD

COD	Μέση Τιμή	[ελάχιστη-μέγιστη]	Μέση τιμή απομάκρυνσης (%)	Εύρος τιμών απομάκρυνσης (%)
Αραιωμένη εισροή (1:8)	2528.8 ± 953.1	[1195.6-4473.3]	-	-
C	147.5 ± 38.4	[76-216]	93.4 ± 2.6	[88.8 - 96.5]
ZL	206.5 ± 59.6	[132-320]	89.9 ± 6.2	[78.1- 97]
PB	529.3 ± 88.9	[488-648]	79.4 ± 6.9	[63.6 - 85.5]
P	460.6 ± 130.5	[332-718]	78.9 ± 12.5	[57.4 - 89.5]
L	420.1 ± 164.7	[284-700]	79.9 ± 17	[47.8 - 92]
LPB	343.1 ± 103.4	[242-580]	85.4 ± 8.5	[72.4-94.4]



Διάγραμμα 2. Διάγραμμα COD για τις μονάδες (Αραιωμένης Εισροής, C, ZL, PB, P)

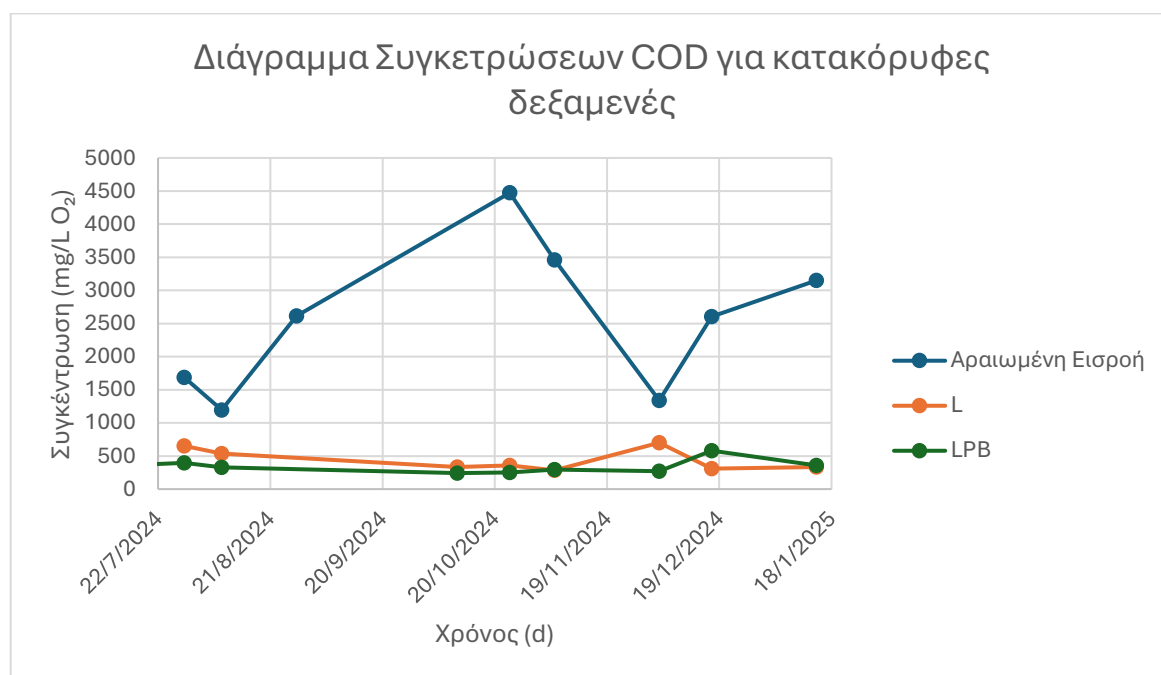
Οι μετρήσεις του COD στις δεξαμενές οριζόντιας ροής (C, ZL, PB, P) παρουσιάζουν σημαντικές διαφοροποιήσεις στις τιμές των συγκεντρώσεων, γεγονός που αποδίδεται στη σύνθεση του υποστρώματος και την παρουσία των φυτών. Η αραιωμένη εισροή εμφανίζει ιδιαίτερα υψηλή τιμή COD ($2528.8 \pm 953.1 \text{ mg/L}$), λόγω της υψηλής οργανικής φόρτισης των υγρών αποβλήτων ελαιοτριβείου. Η δεξαμενή C, η οποία περιέχει LECA και ζεόλιθο χωρίς την παρουσία φυτών, αποδίδει τη χαμηλότερη συγκέντρωση COD ($147.5 \pm 38.4 \text{ mg/L}$), γεγονός που υποδηλώνει ότι το υπόστρωμα συμβάλλει στην κατακράτηση οργανικών ρύπων (Kadlec & Wallace, 2009). Η δεξαμενή ZL, η οποία περιέχει LECA και ζεόλιθο και P. Australis και A. Donax, παρουσίασε ελαφρώς υψηλότερη συγκέντρωση COD ($206.5 \pm 59.6 \text{ mg/L}$), πιθανόν λόγω της ενίσχυσης των μικροβιακών βιολογικών διεργασιών, καθώς και της έκλυσης οργανικών ενώσεων από τη ριζόσφαιρα των φυτών (Vymazal, 2011). Η δεξαμενή PB, που περιέχει biochar και ανακυκλωμένο πλαστικό, καταγράφει ακόμα υψηλότερη συγκέντρωση COD ($529.3 \pm 88.9 \text{ mg/L}$), η οποία εν μέρει μπορεί να οφείλεται στην έκπλυση οργανικών ενώσεων από το biochar, ειδικά σε περιπτώσεις μη πλήρους ενεργοποίησής του ή σταδιακού κορεσμού του συστήματος (Wu et al., 2014). Αντίστοιχα, η δεξαμενή P, η οποία περιέχει μόνο πλαστικό ως υπόστρωμα, εμφανίζει συγκέντρωση COD $460.6 \pm 130.5 \text{ mg/L}$, πιθανόν λόγω του χαμηλού ρυθμού βιοαποδόμησης και της μειωμένης ικανότητας κατακράτησης οργανικών ενώσεων από το πλαστικό σε σχέση με άλλα υλικά όπως το LECA (Brisson & Chazarenc, 2009).



Διάγραμμα 3. Διάγραμμα απομάκρυνσης COD (%) για τις μονάδες (C, ZL, PB,P)

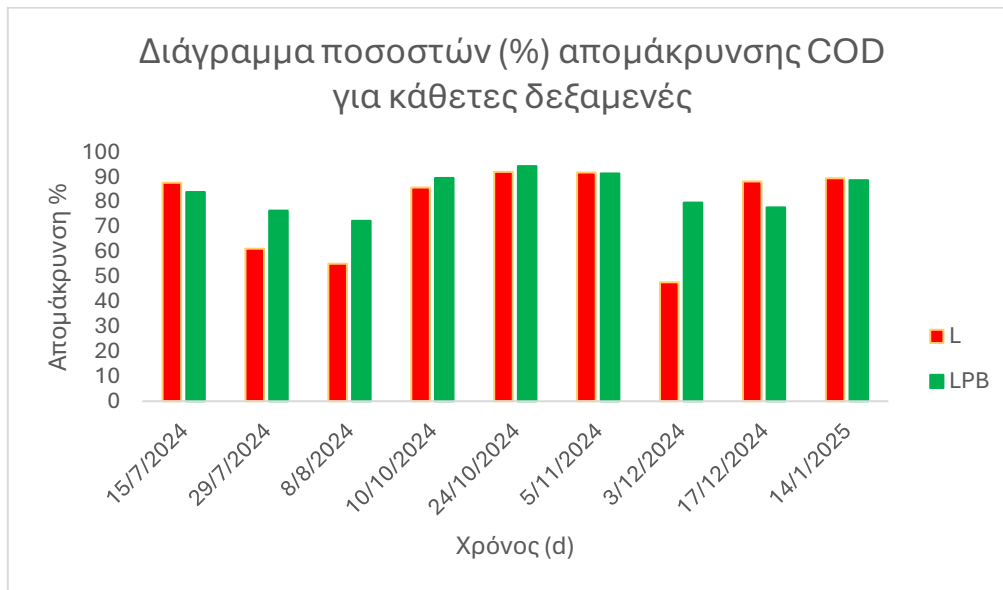
Η απομάκρυνση του COD στις οριζόντιες δεξαμενές διαφέρει σημαντικά, επηρεαζόμενη κυρίως από τη σύσταση του υποστρώματος και την παρουσία του φυτοκόλυψης (*P. australis* και *A. donax*). Όπως καταγράφεται στο Διάγραμμα 4.6, οι τιμές απομάκρυνσης παραμένουν γενικά υψηλές, ωστόσο παρατηρούνται διακυμάνσεις μεταξύ των συστημάτων. Η δεξαμενή C, η οποία περιλαμβάνει μόνο LECA και ζεόλιθο χωρίς φυτά, παρουσιάζει τη μεγαλύτερη μέση απομάκρυνση COD ($93.4 \pm 2.6\%$), γεγονός που αποδίδεται στην ικανότητα των δύο υλικών να προσροφούν οργανικούς ρύπους και να ενισχύουν την κατακράτηση μέσω φυσικοχημικών μηχανισμών, χωρίς όμως την παρουσία μικροβιακής ή φυτικής δραστηριότητας (Stefanakis et al., 2014). Αντίθετα, η δεξαμενή ZL, που συνδυάζει τα ίδια υλικά με φυτοκάλυψη από *P. australis* και *A. donax*, εμφανίζει ελαφρώς μικρότερη μέση απομάκρυνση ($89.9 \pm 6.2\%$), γεγονός που μπορεί να οφείλεται σε βιοαποικοδομητικές διεργασίες στη ριζόσφαιρα που μεταβάλλουν τις ισορροπίες προσρόφησης. Ωστόσο, η συνδυαστική παρουσία LECA και *P. australis* και *A. donax* αυξάνει τη μικροβιακή δραστηριότητα και την αερόβια αποικοδόμηση (Stefanakis et al., 2014), βελτιώνοντας τη μακροπρόθεσμη σταθερότητα του συστήματος. Η δεξαμενή PB, η οποία περιλαμβάνει ανακυκλωμένο πλαστικό και biochar, παρουσιάζει επίσης ικανοποιητική απομάκρυνση ($79.4 \pm 6.9\%$). Το biochar, γνωστό για την υψηλή ειδική του επιφάνεια και τη δυνατότητα προσρόφησης οργανικών ενώσεων, λειτουργεί ως αποδοτικό μέσο κατακράτησης του COD. Επιπλέον, το υλικό αυτό δημιουργεί μικρο-οικοτόπους ευνοϊκούς για την ανάπτυξη αερόβιων μικροοργανισμών, ενισχύοντας τη βιοαποδόμηση (Stasinakis et al., 2014). Ωστόσο, η παρουσία του πλαστικού, αν και προσφέρει δομή στο σύστημα, δεν προσφέρει συγκρίσιμη ικανότητα προσρόφησης, γεγονός που μπορεί να εξηγεί τη χαμηλότερη μέση τιμή σε σύγκριση με τις δεξαμενές C και ZL. Η δεξαμενή P, η οποία αποτελείται μόνο από ανακυκλωμένο πλαστικό χωρίς τη συνεισφορά του biochar, εμφανίζει τη χαμηλότερη μέση απομάκρυνση ($78.9 \pm 12.5\%$), γεγονός που αποδίδεται στην περιορισμένη ικανότητα προσρόφησης του πλαστικού. Παρότι το υλικό αυτό παρέχει κατάλληλο υπόστρωμα για μικροοργανισμούς, η έλλειψη συνδυαστικής δράσης με υλικά υψηλής προσροφητικής ικανότητας όπως το biochar ή ο ζεόλιθος περιορίζει τη συνολική απόδοση.

Συγκρίνοντας τις μονάδες επεξεργασίας, προκύπτει ότι η δεξαμενή C εμφανίζει την υψηλότερη αποδοτικότητα απομάκρυνσης του COD, γεγονός που καταδεικνύει τη σημασία της παρουσίας ισχυρών προσροφητικών υλικών, ακόμα και χωρίς την ύπαρξη φυτοκάλυψης. Αντίθετα, η P, παρά τη φυτοκάλυψη, αποδεικνύεται λιγότερο αποτελεσματική λόγω της περιορισμένης προσροφητικής ικανότητας του πληρωτικού υλικού.



Διάγραμμα 4. Διάγραμμα COD για τις (Αραιωμένη Εισροή, L, LPB)

Η ανάλυση των συγκεντρώσεων COD στις κατακόρυφες δεξαμενές L και LPB αναδεικνύει διαφορές που σχετίζονται με τη σύνθεση των πληρωτικών υλικών και την παρουσία της φυτοκάλυψης. Η δεξαμενή L, η οποία περιέχει μόνο LECA και καλάμια, παρουσίασε μέση συγκέντρωση COD 420.1 ± 164.7 mg/L. Η τιμή αυτή αποδίδεται στη μεγάλη πορώδη επιφάνεια του υλικού, η οποία ενισχύει τη φυσική δέσμευση των οργανικών ενώσεων και τη μικροβιακή δραστηριότητα που αναπτύσσεται στη ριζόσφαιρα των φυτών. Η παρουσία του *P. australis* και *A. donax* συμβάλλει σημαντικά στη μείωση του COD μέσω της παραγωγής ριζικών εκκρίσεων και της ενίσχυσης των αερόβιων μικροοργανισμών (Kadlec & Wallace, 2009· Vymazal, 2011). Αντίθετα, η δεξαμενή LPB, η οποία περιλαμβάνει σύνθετο υπόστρωμα από LECA, biochar και ανακυκλωμένο πλαστικό, παρουσίασε χαμηλότερη μέση συγκέντρωση COD (343.1 ± 103.4 mg/L). Το biochar ενισχύει σημαντικά τη δέσμευση των οργανικών ενώσεων χάρη στη μεγάλη του ειδική επιφάνεια και τη σταθερή χημική του δομή, λειτουργώντας ως μέσο προσρόφησης και αποδόμησης. Η συνέργεια των υλικών αυτών δημιουργεί ευνοϊκές συνθήκες για την κατακράτηση και τη μικροβιακή επεξεργασία του οργανικού φορτίου, ενώ η παρουσία του *P. australis* και *A. donax* επιδρά συμπληρωματικά, ενισχύοντας τη λειτουργία της δεξαμενής (Wu, 2014; Vymazal, 2011). Συνολικά, η χαμηλότερη συγκέντρωση COD στην LPB υποδηλώνει αυξημένη ικανότητα του σύνθετου υποστρώματος να διαχειρίζεται το οργανικό φορτίο, γεγονός που ενισχύεται από τη συνεργατική δράση του biochar και της φυτοκάλυψης.



Διάγραμμα 5. Διάγραμμα απομάκρυνσης COD (%) για τις μονάδες (PL, LPB)

Η απομάκρυνση του COD στις δύο δεξαμενές κατακόρυφης ροής (L και LPB), όπως φαίνεται στο παραπάνω διάγραμμα, παρουσιάζει αρκετά ικανοποιητική απόδοση, με ποσοστά που κυμαίνονται σε υψηλά επίπεδα, επιβεβαιώνοντας την αποτελεσματικότητα των συστημάτων επεξεργασίας. Συγκεκριμένα, σύμφωνα με τα δεδομένα του Πίνακα 4.4, η μέση απομάκρυνση COD στη δεξαμενή LPB ανέρχεται σε $85.4 \pm 8.5\%$, ενώ στη δεξαμενή L είναι $79.9 \pm 17\%$. Η δεξαμενή LPB, η οποία αποτελείται από συνδυασμό biochar, LECA και ανακυκλωμένου πλαστικού, υπερτερεί ελαφρώς ως προς την απομάκρυνση COD σε σχέση με τη δεξαμενή L, η οποία περιέχει αποκλειστικά LECA. Η αυξημένη απόδοση της LPB μπορεί να αποδοθεί στη συνεργατική δράση των πληρωτικών υλικών. Το biochar είναι γνωστό για την υψηλή προσροφητική του ικανότητα και τη λειτουργία του ως μέσο κατακράτησης οργανικών ενώσεων, ενώ η παρουσία του ανακυκλωμένου πλαστικού ενδέχεται να δημιουργεί μικρό-περιβάλλοντα κατάλληλα για την ανάπτυξη μικροβιακών κοινοτήτων, ενισχύοντας τη βιοαποδόμιση των ρύπων (Stefanakis et al., 2014). Επιπλέον, η χρήση LECA στις δύο δεξαμενές έχει συσχετιστεί με τη βελτίωση της οξυγόνωσης του υποστρώματος και τη στήριξη της μικροβιακής δραστηριότητας (Stefanakis, Akrotas & Tsihrintzis, 2014). Αντίθετα, η δεξαμενή L, αν και παρουσιάζει επίσης ικανοποιητική απόδοση, φαίνεται να είναι ελαφρώς λιγότερο αποδοτική, πιθανότατα λόγω της απουσίας συνδυαστικών πληρωτικών υλικών. Παρόλα αυτά, μπορεί η ύπαρξη των *P. australis* και *A. donax* να μην έχει κυρίαρχο ρόλο στην αποτελεσματικότητα της απομάκρυνσης, όμως συνεισφέρει σε μεγάλο βαθμό, ενισχύοντας τη μικροβιακή αποικοδόμηση και βελτιώνοντας τη γενική λειτουργία του συστήματος. Συνολικά, και τα δύο κατακόρυφα συστήματα επιβεβαιώνουν τη βιωσιμότητά τους για την απομάκρυνση οργανικών ρύπων από τα υγρά απόβλητα ελαιοτριβείου, αξιοποιώντας τη συνέργεια φυσικών, προσροφητικών και βιολογικών μηχανισμών.

4.2.2.4. Βιοχημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο (BOD₅)

Πίνακας 9. Αποτελέσματα Μετρήσεων BOD₅

BOD ₅	Μέση Τιμή (mg/L)	[ελάχιστη-μέγιστη]	Μέση τιμή απομάκρυνσης (%)	Εύρος τιμών απομάκρυνσης (%)
Αραιωμένη εισροή (1:8)	1240.4 ± 554.3	[440-2240]	-	-
C	15.5 ± 12.9	[5 - 47]	98.4 ± 0.9	[97.5 - 99.5]
ZL	33.8 ± 17.1	[14.1- 69]	96.1 ± 3.2	[90.1- 98.2]
PB	51.2 ± 8.2	[34.3 - 60]	95.4 ± 2.1	[91.7 – 97.2]
P	66.1 ± 27.3	[23.1-105]	93.9 ± 3.5	[87.6 – 97.7]
L	49.4 ± 27.9	[11.3 -100]	94.5 ± 3.3	[90.4 - 99]
LPB	41.3 ± 36.9	[6.3-105]	96.4 ± 3.1	[94.6 – 99.3]

Σχολιασμός (οριζόντιες κλίνες) :

Οι τιμές που παρουσιάζονται στον πίνακα υποδεικνύουν ότι η μέση συγκέντρωση του BOD₅ στις εκροές των δεξαμενών είναι σημαντικά χαμηλότερη σε σχέση με την εισροή, γεγονός που επιβεβαιώνει την αποδοτικότητα των τεχνητών υγροβιοτόπων (Stefanakis et al., 2014). Η δεξαμενή C, η οποία περιέχει LECA και ζεόλιθο χωρίς φυτοκάλυψη, εμφάνισε τη χαμηλότερη συγκέντρωση BOD₅ (15.5 ± 12.9 mg/L), με ποσοστά απομάκρυνσης που κυμαίνονται από 97.5 έως 99.5%. Αυτή η υψηλή αποδοτικότητα πιθανώς οφείλεται στην προσροφητική ικανότητα του ζεόλιθου, καθώς και στη μικροβιακή δραστηριότητα που αναπτύσσεται στα υλικά πλήρωσης (Akratos & Tsihrintzis, 2007). Η δεξαμενή ZL, που περιλαμβάνει ζεόλιθο και LECA, παρουσίασε μέση τιμή BOD₅ 33.8 ± 17.1 mg/L, με ποσοστά απομάκρυνσης μεταξύ 90.1% και 98.2%. Η παρουσία του φυτού *P. australis* και *A. donax* μπορεί να ενισχύει τη βιοαποικοδόμηση μέσω της απελευθέρωσης οξυγόνου στο υπόστρωμα, αλλά από τα παραπάνω αποτελέσματα είναι εμφανές ότι δεν βοηθάει δραστικά το σύστημα (Stefanakis & Tsihrintzis, 2012). Η δεξαμενή PB, που περιλαμβάνει ανακυκλωμένο πλαστικό και biochar, εμφάνισε υψηλότερες συγκεντρώσεις BOD₅ (51.2 ± 8.2 mg/L) με ποσοστά απομάκρυνσης που κυμαίνονται από 91.7% έως 97.2%. Το biochar συμβάλλει στην απομάκρυνση οργανικών ρύπων μέσω προσρόφησης και μικροβιακής αποικοδόμησης, ενώ η παρουσία του φυτού επιταχύνει τις διεργασίες αυτές (Álvarez et al., 2018). Τέλος, η δεξαμενή P, η οποία περιέχει αποκλειστικά πλαστικό ως υλικό πλήρωσης, παρουσίασε τη χαμηλότερη απόδοση με μέση τιμή BOD₅ 66.1 ± 27.3 mg/L και ποσοστά απομάκρυνσης μεταξύ 85.5% και 98.1%. Η μικρότερη αποδοτικότητα μπορεί να αποδοθεί στη χαμηλή ικανότητα του πλαστικού να συγκρατεί οργανικούς ρύπους σε σύγκριση με τα άλλα υποστρώματα (Stefanakis, 2021). Τα αποτελέσματα υποδεικνύουν ότι η χρήση ζεόλιθου και biochar συμβάλλει σημαντικά στην απομάκρυνση οργανικών ρύπων, ενώ η παρουσία του *P. australis* και

A. donax ενισχύει τις διεργασίες βιοαποικοδόμησης, λειτουργώντας συμπληρωματικά χωρίς να έχει βασικό ρόλο για την αποτελεσματικότητα της απομάκρυνσης (Wu et al., 2019).

Σχολιασμός (κατακόρυφες κλίνες) :

Όπως προκύπτει από τον Πίνακα 4.5, η απομάκρυνση του BOD₅ στις κατακόρυφες δεξαμενές L και LPB εμφανίζει υψηλές τιμές. Οι υψηλές συγκεντρώσεις οργανικού φορτίου στην αραιωμένη εισροή (1240.4 ± 554.3 mg/L) μειώνονται σημαντικά στις εκροές, γεγονός που υποδηλώνει τη συμβολή κυρίως των πληρωτικών υλικών, ενώ και η φυτοκάλυψη βοηθάει σε ένα επίπεδο, στη διαδικασία επεξεργασίας. Συγκεκριμένα, η δεξαμενή L, η οποία περιέχει LECA και P. Australis και A. Donax, παρουσιάζει μέση συγκέντρωση BOD₅ 49.4 ± 27.9 mg/L, με ποσοστά απομάκρυνσης που κυμαίνονται μεταξύ 90.4% και 99.4%. Αντίστοιχα, η δεξαμενή LPB, η οποία περιέχει πλαστικό, LECA και biochar, εμφανίζει ελαφρώς χαμηλότερη μέση τιμή BOD₅ στις εκροές (41.3 ± 36.9 mg/L), με ποσοστά απομάκρυνσης που κυμαίνονται από 94.6% έως 99.3%. Οι μικρές διακυμάνσεις στα ποσοστά απομάκρυνσης μεταξύ των δύο συστημάτων πιθανώς οφείλονται στις διαφορετικές ιδιότητες των πληρωτικών υλικών. Το biochar που περιέχεται στη δεξαμενή LPB αποτελεί υλικό με υψηλή ικανότητα προσρόφησης, η οποία μπορεί να ενισχύει την κατακράτηση οργανικών ενώσεων και να προάγει τη μικροβιακή δραστηριότητα που διασπά το BOD₅ (Stefanakis et al., 2014). Ωστόσο, η παρουσία LECA και φυτοκάλυψης στη δεξαμενή L ενδέχεται να συνεισφέρει στη βελτίωση των συνθηκών αερισμού και στην ενίσχυση της βιολογικής απόδοσης του οργανικού φορτίου μέσω των φυτών (Tsihrintzis et al., 2014). Αξίζει επίσης να αναφερθεί η σημασία των κλιματικών συνθηκών και των μεταβολών θερμοκρασίας στη διαφοροποίηση των αποδόσεων, καθώς το πείραμα πραγματοποιήθηκε τους καλοκαιρινούς μήνες και επικρατούσε αυξημένη ξηρασία, κάτι το οποίο αποτέλεσε τον λόγο για την αλλαγή στη στρατηγική της φόρτισης. Συμπερασματικά, και οι δύο δεξαμενές κατακόρυφης ροής παρουσίασαν ικανοποιητικά ποσοστά απομάκρυνσης του BOD₅, αποδεικνύοντας τη χρησιμότητά τους στην επεξεργασία υγρών αποβλήτων. Η LPB παρουσίασε ελαφρώς μεγαλύτερη μείωση στις τελικές συγκεντρώσεις, ενώ η δεξαμενή L λειτούργησε ως εξίσου αποτελεσματική λύση. Τα αποτελέσματα αναδεικνύουν ότι η επιλογή των πληρωτικών υλικών μπορεί να επηρεάσει άμεσα τη διατήρηση σταθερών συνθηκών για τη μικροβιακή δραστηριότητα και τις αερόβιες διεργασίες που οδηγούν στην αποδόμηση του οργανικού φορτίου (Stefanakis et al., 2014; Tsihrintzis et al., 2014).

4.2.2.5. Ολικό άζωτο (TN)

Πίνακας 10. Αποτελέσματα Μετρήσεων TN

TN	Μέση Τιμή	[ελάχιστη- μέγιστη]
Αραιωμένη εισροή (1:8)	10 ± 5	[5-20]
C	6 ± 1	[5-9]
ZL	7 ± 4	[4-14]
PB	10 ± 3	[6-13]
P	11 ± 7	[5-20]
L	11 ± 7	[5-23]
LPB	8 ± 4	[5-15]

Σχολιασμός (οριζόντιες κλίνες) :

Η απομάκρυνση του TN στις μονάδες Τεχνητών Υγροβιότοπων (ΤΥ) επιτυγχάνεται μέσω διαφόρων φυσικοχημικών και βιολογικών διεργασιών, όπως νιτροποίηση, απονιτροποίηση, φυτική πρόσληψη και προσρόφηση στα υποστρώματα (Lee et al., 2009; Stefanakis et al., 2014). Η χαμηλότερη μέση τιμή TN καταγράφεται στη δεξαμενή C (6.0 ± 1.0 mg/L), ενώ η υψηλότερη στις δεξαμενές P και L (11.0 ± 7.0 mg/L), δηλαδή ίση ή και υψηλότερη από την τιμή της αραιωμένης εισροής (10.0 ± 5.0 mg/L). Το εύρημα αυτό υποδηλώνει μειωμένη ικανότητα απομάκρυνσης του TN σε ορισμένες μονάδες, πιθανόν λόγω της σύνθεσης των πληρωτικών υλικών ή/και της παρουσίας φυτικής κάλυψης. Η δεξαμενή C, η οποία δεν περιλαμβάνει φυτοκάλυψη αλλά περιέχει LECA και ζεόλιθο, εμφανίζει τη μεγαλύτερη αποδοτικότητα ως προς τη μείωση του TN. Η παρουσία του ζεόλιθου ενισχύει τη δέσμευση αμμωνιακών ιόντων μέσω ιοντοανταλλαγής, ενώ η LECA προσφέρει επιφάνειες για ανάπτυξη μικροχλωρίδας με ικανότητα μετατροπής του αμμωνιακού σε μοριακό άζωτο μέσω νιτροποίησης και απονιτροποίησης (Stefanakis et al., 2014). Στη δεξαμενή ZL, όπου συνυπάρχουν ζεόλιθος, LECA και τα δύο είδη φυτών (*P. australis* και *A. donax*), παρατηρείται ελαφρώς υψηλότερη μέση τιμή TN (7.0 ± 4.0 mg/L), η οποία μπορεί να αποδοθεί σε επιπλέον βιολογικές διεργασίες που σχετίζονται με τις ριζικές εκκρίσεις των φυτών και τη μικροβιακή δραστηριότητα στη ριζόσφαιρα (Lee et al., 2009). Αντίθετα, η δεξαμενή PB, παρά την παρουσία biochar, παρουσιάζει μέση τιμή TN ίση με αυτή της εισροής (10.0 ± 3.0 mg/L), υποδηλώνοντας ότι το πληρωτικό αυτό δεν συνέβαλε ουσιαστικά στην απομάκρυνση του ολικού αζώτου. Το αποτέλεσμα αυτό ενδέχεται να οφείλεται στην έλλειψη επαρκούς οργανικής ύλης που μπορεί να διασπαστεί εύκολα ή στη χαμηλή διαθεσιμότητα των απαραίτητων ιόντων, στοιχεία που είναι κρίσιμα για την ολοκλήρωση της απονιτροποίησης από τους μικροοργανισμούς. Η χαμηλότερη απόδοση καταγράφεται στη δεξαμενή P, η οποία περιέχει μόνο πλαστικό ως πληρωτικό υλικό. Παρά την παρουσία φυτοκάλυψης με *P. australis* και *A. donax*, η μέση τιμή TN φτάνει τα 11.0 ± 7.0 mg/L, υπερβαίνοντας ακόμη και αυτή της εισροής.

Το γεγονός αυτό ενδεχομένως σχετίζεται με τη χαμηλή προσροφητική ικανότητα του υλικού, αλλά και με την ανεπαρκή δραστηριοποίηση μικροβιακών μηχανισμών (Stefanakis et al., 2016). Συμπερασματικά, οι συγκεντρώσεις TN δείχνουν ότι η παρουσία ζεόλιθου και η απουσία πλαστικών υλικών συνδέονται με μεγαλύτερη αποδοτικότητα, ενώ οι δεξαμενές με biochar και φυτοκάλυψη εμφανίζουν ενδιάμεσα αποτελέσματα, επηρεαζόμενα πιθανώς από τη διαθεσιμότητα άνθρακα και τις περιβαλλοντικές συνθήκες κατά την περίοδο λειτουργίας.

Σχολιασμός (κατακόρυφες κλίνες) :

Η απομάκρυνση του ολικού αζώτου (Total Nitrogen, TN) στις κατακόρυφες δεξαμενές τεχνητών υδροβιοτόπων αποτελεί μία σύνθετη διαδικασία, η οποία επηρεάζεται από μια σειρά βιοχημικών διεργασιών, όπως η νιτροποίηση, η απονιτροποίηση, η αμμωνιοποίηση και η προσρόφηση στο υπόστρωμα των δεξαμενών. Όπως προκύπτει από τον Πίνακα 4.6, οι συγκεντρώσεις TN στις κατακόρυφες δεξαμενές L και LPB κυμαίνονται μεταξύ 11 ± 7 mg/L και 8 ± 4 mg/L αντίστοιχα. Η δεξαμενή LPB εμφανίζει σαφώς χαμηλότερη τιμή TN σε σύγκριση με τη L, γεγονός που υποδηλώνει πιο αποτελεσματική απομάκρυνση του ολικού αζώτου. Η βελτιωμένη απόδοση της LPB πιθανόν σχετίζεται με τη συνέργεια των υλικών biochar, LECA και πλαστικού, τα οποία αυξάνουν την προσροφητική ικανότητα και ενισχύουν τη μικροβιακή δραστηριότητα για τη δέσμευση και μετατροπή του αζώτου (Lee et al., 2009; Stefanakis et al., 2014). Το biochar, ειδικότερα, έχει συνδεθεί με την ενίσχυση της απονιτροποίησης λόγω των πόρων του και της ικανότητας συγκράτησης αμμωνιακών ιόντων (Wu et al., 2019). Παράλληλα, η παρουσία του φυτού *P. australis* και *A. donax* μπορεί να συνέβαλε μέσω ριζικών εκκρίσεων στην υποστήριξη των αερόβιων και αναερόβιων διεργασιών (Stefanakis et al., 2014). Αντίθετα, η δεξαμενή L, η οποία περιλαμβάνει μόνο LECA και φυτοκάλυψη, παρουσιάζει υψηλότερη συγκέντρωση TN. Παρότι η παρουσία της *P. australis* και *A. donax* ενισχύει τις βιολογικές διεργασίες, η απουσία επιπλέον προσροφητικών υλικών όπως το biochar ενδέχεται να περιορίζει την αποδοτικότητα του συστήματος όσον αφορά τη δέσμευση του αζώτου. Το LECA διαθέτει ορισμένες επιφάνειες ανάπτυξης μικροοργανισμών, αλλά η προσροφητική του ικανότητα είναι περιορισμένη (Stefanakis et al., 2014). Συμπερασματικά, η χαμηλότερη συγκέντρωση TN στη δεξαμενή LPB υποδηλώνει πιο αποτελεσματική λειτουργία σε σχέση με τη δεξαμενή L, γεγονός που πιθανόν οφείλεται στον συνδυασμό των πληρωτικών υλικών καθώς ευνοεί τις συνθήκες για αποτελεσματικότερη νιτροποίηση-απονιτροποίηση.

4.2.2.6. Αμμωνιακό Άζωτο (NH₄⁺- N)

Πίνακας 11. Αποτελέσματα Μετρήσεων NH₄⁺- N

NH₄⁺- N	Μέση Τιμή	[ελάχιστη- μέγιστη]
Αραιωμένη εισροή (1:8)	1.20 ± 0.45	[1-2.1]
C	1.34 ± 0.56	[1-2.4]
ZL	1.54 ± 0.86	[1-3.1]
PB	1.40 ± 0.66	[1 - 2.4]
P	1.48 ± 1	[1-3.3]
L	1.25 ± 0.6	[1-2.4]
LPB	1.23 ± 0.19	[1 – 1.5]

Σχολιασμός (οριζόντιες κλίνες) :

Το αμμωνιακό άζωτο (NH₄⁺-N) αποτελεί βασικό δείκτη της ποιότητας των εκροών στις εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων, καθώς σχετίζεται άμεσα με τη διαδικασία της νιτροποίησης και την αποτελεσματικότητα των τεχνητών υδροβιοτόπων στη μείωση του αζωτούχου φορτίου. Οι συγκεντρώσεις NH₄⁺-N στις εκροές των δεξαμενών παρουσίασαν διακυμάνσεις κατά τη διάρκεια της πειραματικής περιόδου, με αξιοσημείωτη αύξηση κατά τους χειμερινούς μήνες (Δεκέμβριο–Ιανουάριο), γεγονός που υποδηλώνει πιθανή επίδραση της θερμοκρασίας, η οποία επιβραδύνει τη δράση των νιτροποιητικών βακτηρίων και συνεπώς μειώνει τη μετατροπή του NH₄⁺-N σε NO₃⁻. Παράλληλα, η αυξημένη βροχόπτωση μεταβάλλει δραστικά τον όγκο των εισροών στις δεξαμενές, επηρεάζοντας τον χρόνο παραμονής του αποβλήτου και τη σταθερότητα των βιοχημικών διεργασιών. Η μείωση της θερμοκρασίας επηρεάζει αρνητικά τόσο τη νιτροποίηση όσο και την πρόσληψη αζώτου από τα φυτά, με αποτέλεσμα τη συσσώρευση NH₄⁺-N στις εκροές. Συγκεκριμένα, οι δεξαμενές στις οποίες υπήρχε βλάστηση, και συγκεκριμένα οι ZL, PB και P, εμφάνισαν σχετικά χαμηλότερες συγκεντρώσεις NH₄⁺-N , γεγονός που μπορεί να αποδοθεί στη δράση των φυτών *P. australis* και *A. donax*. Τα φυτά διαδραματίζουν καθοριστικό ρόλο στη μετατροπή του αμμωνιακού αζώτου, καθώς προάγουν τη νιτροποίηση μέσω της οξυγόνωσης του υποστρώματος για την ανάπτυξη νιτροποιητικών βακτηρίων (Jamieson et al., 2003). Επιπλέον, η παρουσία του biochar στη δεξαμενή PB ενδέχεται να συνέβαλε στη συγκράτηση αμμωνιακών ιόντων μέσω μηχανισμών προσρόφησης, μειώνοντας έτσι τις συγκεντρώσεις στις εκροές (Stefanakis, 2022). Αντίθετα, η δεξαμενή C, η οποία δεν περιείχε φυτοκάλυψη, παρουσίασε τις υψηλότερες συγκεντρώσεις NH₄⁺-N. Η έλλειψη φυτών πιθανώς οδήγησε σε χαμηλότερη απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου λόγω μειωμένης οξυγόνωσης του

υποστρώματος, με αποτέλεσμα την περιορισμένη μετατροπή του NH_4^+ σε NO_3^- μέσω της νιτροποίησης. Η αλληλεπίδραση του υποστρώματος με το νερό μπορεί επίσης να έχει επηρεάσει τη συγκράτηση αμμωνιακών ενώσεων, με τη LECA να διαθέτει περιορισμένη ικανότητα προσρόφησης (Jamieson et al., 2003).

Σχολιασμός (κατακόρυφες κλίνες) :

Οι πιλοτικές δεξαμενές κατακόρυφης ροής L και LPB, που τροφοδοτήθηκαν με αραιωμένα λύματα ελαιοτριβείου, παρουσίασαν χαμηλές αλλά μετρήσιμες συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου στις εκροές. Συγκεκριμένα, η δεξαμενή L εμφάνισε μέση συγκέντρωση NH_4^+-N περίπου 1.23 mg/L, ενώ η δεξαμενή LPB είχε ελαφρώς υψηλότερη μέση τιμή 1.48 mg/L και ευρύτερο εύρος. Τα δεδομένα υποδεικνύουν ότι η μονάδα LPB παρουσίασε μεγαλύτερες διακυμάνσεις και περιστασιακά αυξημένες τιμές NH_4^+-N σε σχέση με τη L. Η διαφορά αυτή μπορεί να αποδοθεί στη σύσταση του υποστρώματος: η L διαθέτει υψηλό πορώδες που ευνοεί τη συγκράτηση αμμωνιακών ιόντων και τη δραστηριότητα νιτροποίησης, ενώ η LPB, αν και περιέχει biochar που δρα προσροφητικά δεσμεύοντας ανόργανα ιόντα (Min et al., 2011), περιλαμβάνει και μεγάλο ποσοστό αδρανούς πλαστικού υλικού. Το πλαστικό δεν παρέχει επιπλέον επιφάνεια ή θρεπτικά για μικροβιακές διεργασίες, με αποτέλεσμα η LPB να έχει συγκριτικά μικρότερο ενεργό πορώδες για *Nitrosomonas*, *Nitrobacter* και άλλους νιτροποιητές (Stefanakis et al., 2014). Επιπλέον, το biochar της LPB πιθανώς προσρόφησε αρχικά μέρος του αμμωνίου, αλλά στη συνέχεια, καθώς κορέστηκε ή καθώς διασπάστηκε οργανικό υλικό προσροφημένο σε αυτό, μπορεί να απελευθέρωσε αμμωνιακό άζωτο πίσω στο υδατικό διάλυμα. Αυτό θα μπορούσε να εξηγήσει τις υψηλότερες μέγιστες τιμές NH_4^+-N στην LPB σε σύγκριση με την L. Επιπλέον, η αύξηση του αμμωνιακού αζώτου κατά τους χειμερινούς μήνες μπορεί να αποδοθεί σε πολλούς παράγοντες. Πρωτίστως, η πτώση της θερμοκρασίας επιβραδύνει τον ρυθμό νιτροποίησης, καθώς τα νιτροποιητικά βακτήρια είναι ευαίσθητα στο ψύχος· η αποδοτικότητα της μετατροπής NH_4^+ σε NO_3^- μειώνεται σημαντικά σε χαμηλές θερμοκρασίες (Jamieson et al., 2003). Επιπλέον, το κοινό καλάμι που έχει φυτευτεί στις δεξαμενές (*P. australis* και *A. donax*) εισέρχεται σε χειμέρα νάρκη αυτή την περίοδο, περιορίζοντας τόσο την άμεση πρόσληψη αμμωνίου από τα φυτά όσο και τον αερισμό του ριζικού τους συστήματος. Αυτό σημαίνει ότι το οξυγόνο που διαχέεται μέσω των ριζών μειώνεται, δημιουργώντας συνθήκες λιγότερο ευνοϊκές για αερόβιες διεργασίες όπως η νιτροποίηση (Stefanakis et al., 2014). Τέλος, το υπόστρωμα στις κατακόρυφες κλίνες, που κατά τους καλοκαιρινούς μήνες βρίσκεται εναλλάξ σε ξηρή και υγρή κατάσταση εξασφαλίζοντας υψηλές συγκεντρώσεις οξυγόνου, κατά τον χειμώνα παραμένει περισσότερο κορεσμένο λόγω μειωμένης εξατμισοδιαπνοής. Οι αυξημένες βροχοπτώσεις στη διάρκεια του χειμώνα ενδέχεται επίσης να συμβάλουν έμμεσα: ακόμη κι αν οι δεξαμενές βρίσκονται σε θερμοκήπιο, η υψηλή υγρασία και πιθανή εισροή νερού μειώνουν τη συγκέντρωση του λύματος και μειώνουν τον χρόνο παραμονής του αποβλήτου στο σύστημα. Το αποτέλεσμα είναι λιγότερος διαθέσιμος χρόνος για τις μικροβιακές μετατροπές και εντονότερες ανοξικές συνθήκες. Συμπερασματικά, οι συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου στις δύο δεξαμενές παρέμειναν χαμηλές λόγω της χαμηλής αρχικής φόρτισης αζώτου του αραιωμένου OMW, με τη δεξαμενή L να επιτυγχάνει σχεδόν σταθερότερη απομάκρυνση NH_4^+-N σε σχέση με την LPB. Οι διακυμάνσεις που παρατηρήθηκαν μπορούν να εξηγηθούν από τη διαφοροποίηση του υποστρώματος (πορώδες LECA έναντι μίγματος με biochar) και κυρίως από τους περιβαλλοντικούς παράγοντες του χειμώνα (χαμηλή θερμοκρασία, υψηλή υγρασία/βροχόπτωση) που ανέκοψαν τη νιτροποίηση.

4.2.2.7. Νιτρικό Αζώτο (NO₃⁻- N)

Πίνακας 12. Αποτελέσματα Μετρήσεων NO₃⁻-N

NO ₃ ⁻ -N	Μέση Τιμή	[ελάχιστη- μέγιστη]
Αραιωμένη εισροή (1:8)	1.5 ± 0.5	[1-2.5]
C	1.2 ± 0.5	[1-2.27]
ZL	1.1 ± 0.2	[1-1.64]
PB	2.63 ± 0.4	[2.1-3.2]
P	2.47 ± 1.1	[1 – 4.5]
L	2.21 ± 0.9	[1-3.7]
LPB	1.32 ± 0.3	[1-1.72]

Σχολιασμός (οριζόντιες κλίνες) :

Όπως προκύπτει από τον Πίνακα 4.7, η μέση συγκέντρωση στην αραιωμένη εισροή είναι 1.5 ± 0.5 mg/L. Στις εκροές των δεξαμενών παρατηρούνται τιμές που κυμαίνονται από 1.1 mg/L (ZL) έως 2.63 mg/L (PB), υποδηλώνοντας διαφορετική δυναμική απομάκρυνσης του νιτρικού αζώτου ανάλογα με τη σύνθεση και τη λειτουργία κάθε συστήματος. Η δεξαμενή ZL, η οποία συνδυάζει LECA και ζεόλιθο μαζί με φυτοκάλυψη (*P. australis* και *A. donax*), παρουσιάζει τη χαμηλότερη συγκέντρωση NO₃⁻-N (1.1 ± 0.2 mg/L). Το αποτέλεσμα αυτό είναι σύμφωνο με προηγούμενες μελέτες, σύμφωνα με τις οποίες ο ζεόλιθος έχει τη δυνατότητα προσρόφησης αμμωνιακού αζώτου, το οποίο μετατρέπεται σταδιακά μέσω νιτροποίησης και μετέπειτα απονιτροποίησης (Mitsch et al., 2012). Επιπλέον, η σταδιακή αναγέννηση του ζεόλιθου μέσω βιολογικών διεργασιών επιτρέπει τη συνεχή απομάκρυνση αζώτου, ενώ η παρουσία φυτών ενισχύει την απονιτροποίηση παρέχοντας άνθρακα από τις ριζικές εκκρίσεις και δημιουργώντας αναερόβιες συνθήκες στο σύστημα (Han et al., 2021). Αντίθετα, η δεξαμενή PB εμφανίζει τη μέγιστη συγκέντρωση NO₃⁻-N (2.63 ± 0.4 mg/L). Η αυξημένη αυτή τιμή μπορεί να σχετίζεται με την ανεπαρκή απονιτροποίηση, εξαιτίας της χαμηλής προσροφητικής ικανότητας του biochar σε σχέση με τον ζεόλιθο. Αν και το biochar έχει αποδειχθεί ότι συμβάλλει στην απομάκρυνση οργανικού φορτίου και την ανάπτυξη μικροβιακών κοινοτήτων (Stasinakis et al., 2014), εντούτοις η συμβολή του στην προσρόφηση NO₃⁻-N είναι περιορισμένη, οδηγώντας σε συσσώρευση νιτρικών στα εξερχόμενα (Jamieson et al., 2003). Η δεξαμενή P, με αποκλειστικά πλαστικό ως πληρωτικό υλικό και φυτοκάλυψη (*P. australis* και *A. donax*), παρουσιάζει επίσης υψηλή συγκέντρωση (2.47 ± 1.1 mg/L). Το αποτέλεσμα αυτό πιθανώς οφείλεται στην περιορισμένη προσροφητική ικανότητα του πλαστικού και τη μη επαρκή δημιουργία

αναερόβιων συνθηκών για την απονιτροποίηση, παρά την παρουσία βλάστησης. Αν και τα φυτά δύνανται να προσλάβουν μέρος των νιτρικών, η απουσία προσροφητικού μέσου με καταλυτική δράση, όπως ο ζεόλιθος, ενδέχεται να μειώνει τη συνολική αποτελεσματικότητα του συστήματος (Kadlec & Wallace, 2009). Η δεξαμενή C, η οποία δεν διαθέτει φυτοκάλυψη και περιέχει μόνο LECA και ζεόλιθο, καταγράφει συγκέντρωση $1.2 \pm 0.5 \text{ mg/L}$, χαμηλότερη από αυτή της εισροής. Η αποδοτικότητα της απομάκρυνσης αποδίδεται στην προσροφητική ικανότητα του ζεόλιθου (Stefanakis, 2022). Συμπερασματικά, η παρουσία ζεόλιθου φαίνεται να είναι καταλυτικής σημασίας για τη μείωση των συγκεντρώσεων $\text{NO}_3^- - \text{N}$, κυρίως μέσω της προσρόφησης του αμμωνιακού αζώτου και της έμμεσης ενίσχυσης της απονιτροποίησης. Η φυτοκάλυψη λειτουργεί συμπληρωματικά, ενισχύοντας τη βιολογική αποδόμηση των νιτρικών σε αναερόβιες συνθήκες. Αντιθέτως, πληρωτικά υλικά όπως το biochar ή το πλαστικό παρουσιάζουν περιορισμένη αποτελεσματικότητα ως προς την απομάκρυνση $\text{NO}_3^- - \text{N}$, επιβεβαιώνοντας τον κρίσιμο ρόλο του κατάλληλου υλικού για τη διαχείριση του αζώτου σε συστήματα τεχνητών υδροβιότοπων (Mitsch et al., 2012; Jamieson et al., 2003; Han et al., 2021; Stefanakis, 2022).

Σχολιασμός (κατακόρυφες κλίνες) :

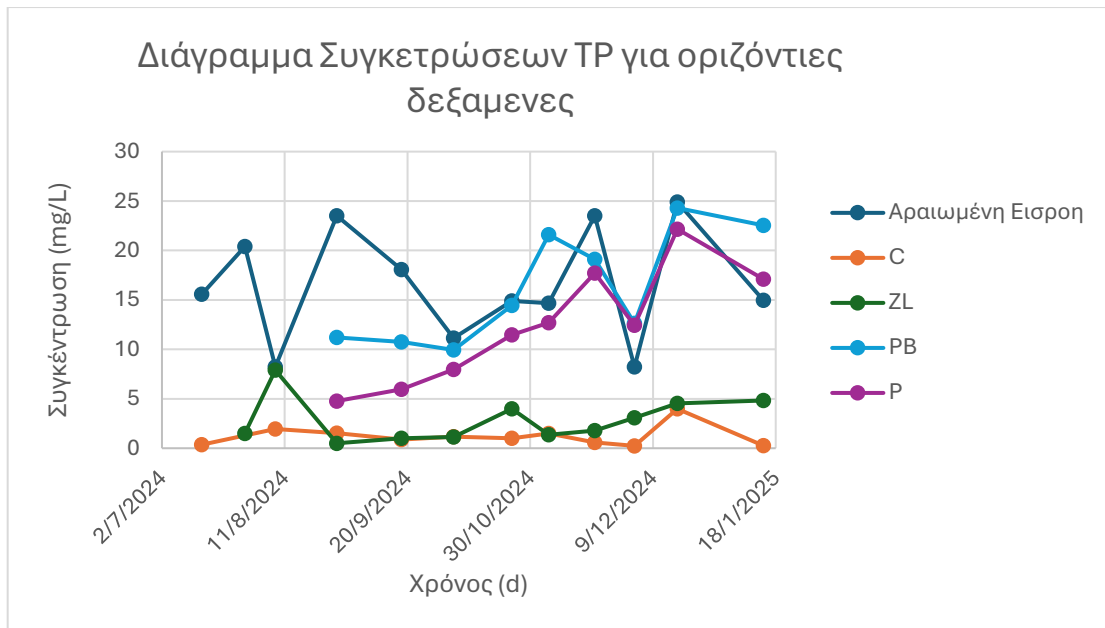
Από τον Πίνακα 4.7, οι μέσες συγκεντρώσεις $\text{NO}_3^- - \text{N}$ στις εκροές των δύο μονάδων είναι $2.21 \pm 0.9 \text{ mg/L}$ για τη δεξαμενή L και $1.32 \pm 0.3 \text{ mg/L}$ για τη LPB. Η χαμηλότερη συγκέντρωση που καταγράφεται στη μονάδα LPB υποδηλώνει αυξημένη αποτελεσματικότητα στη μετατροπή του αμμωνιακού αζώτου μέσω νιτροποίησης και απονιτροποίησης, γεγονός που μπορεί να αποδοθεί στη συνδυασμένη δράση των πληρωτικών υλικών (LECA, πλαστικό και biochar), καθώς και της φυτοκάλυψης. Το biochar έχει αποδειχθεί αποτελεσματικό στην προσρόφηση οργανικών ρύπων και στην ενίσχυση των μικροβιακών διεργασιών που σχετίζονται με την απονιτροποίηση, ενώ η παρουσία LECA προσφέρει υψηλή επιφάνεια για την προσρόφηση αμμωνιακού αζώτου και τη σταδιακή μετατροπή του σε νιτρικά μέσω νιτροποίησης (Kapellakis et al., 2012; Herounim et al., 2011; Stefanakis et al., 2014). Η χρήση φυτικής κάλυψης με είδη όπως το *P. australis* και *A. donax* ενισχύει περαιτέρω τη διαδικασία απονιτροποίησης, καθώς μέσω της ριζικής οξυγόνωσης υποστηρίζεται η ανάπτυξη νιτροποιητικών και απονιτροποιητικών βακτηρίων, ενώ η απορρόφηση θρεπτικών από τα φυτά μειώνει τη συγκέντρωση των νιτρικών στις εκροές (Vymazal, 2007; Kadlec & Wallace, 2009). Αναφορικά με τη δράση του biochar, τονίζεται ότι η αυξημένη αποτελεσματικότητά του στις κατακόρυφες δεξαμενές σε σύγκριση με τις οριζόντιες μονάδες μπορεί να αποδοθεί κυρίως στη διαφορετική υδραυλική συμπεριφορά των δύο συστημάτων. Στα συστήματα κατακόρυφης ροής, η κατεύθυνση της ροής του αποβλήτου προς τα κάτω ευνοεί τον καλύτερο κορεσμό του υποστρώματος, εξασφαλίζοντας συνεχή επαφή του νερού με τα πληρωτικά υλικά, συμπεριλαμβανομένου του biochar, γεγονός που ενισχύει τη διαδικασία προσρόφησης και υποστηρίζει αποτελεσματικότερη μικροβιακή δραστηριότητα (Stefanakis et al., 2014; Stefanakis, 2022). Αντίθετα, στις οριζόντιες δεξαμενές, η περιορισμένη επαφή του νερού με τα πληρωτικά υλικά λόγω της οριζόντιας ροής και της δημιουργίας ζωνών βραδείας κυκλοφορίας μπορεί να μειώσει τη δυνατότητα του biochar να λειτουργήσει ως ενεργός φορέας απορρόφησης και βιοχημικών διεργασιών (Kapellakis et al., 2012). Επιπλέον, η σταδιακή αεριοποίηση που επιτυγχάνεται στις κατακόρυφες μονάδες δημιουργεί εναλλαγές οξειδωτικών και αναερόβιων ζωνών που είναι ιδανικές για τη νιτροποίηση και την απονιτροποίηση, διεργασίες στις οποίες το biochar διαδραματίζει κρίσιμο ρόλο ως υπόστρωμα και ρυθμιστής των μικροβιακών κοινοτήτων (Herounim et al., 2011; Stasinakis et al., 2014). Αντίθετα, η δεξαμενή L εμφανίζει υψηλότερες συγκεντρώσεις $\text{NO}_3^- - \text{N}$, κάτι που μπορεί να αποδοθεί στο ότι το υπόστρωμα αποτελείται αποκλειστικά από LECA και δεν περιλαμβάνει πληρωτικά υλικά με

ενισχυμένη ικανότητα προσρόφησης ή καταλυτική δράση, όπως το biochar. Παρόλο που η παρουσία φυτών ενισχύει τη μικροβιακή δραστηριότητα, η έλλειψη συμπληρωματικών υλικών ενδιάμεσης προσρόφησης ενδέχεται να περιορίζει τη συνολική αποτελεσματικότητα του συστήματος ως προς την απομάκρυνση των νιτρικών (Stefanakis, 2022). Οι διακυμάνσεις μεταξύ των δύο δεξαμενών επιβεβαιώνουν τη σημασία του κατάλληλου συνδυασμού πληρωτικών υλικών και βλάστησης για την επίτευξη σταθερών και χαμηλών συγκεντρώσεων νιτρικών. Η ύπαρξη biochar και πλαστικού σε συνδυασμό με τη LECA φαίνεται να συμβάλλει καθοριστικά στην ενίσχυση της απονιτροποίησης μέσω μικροβιακής δραστηριότητας και σταδιακής αποδέσμευσης αζώτου (Stasinakis et al., 2014; Jamieson et al., 2003). Επιπλέον, η κατακόρυφη ροή, η οποία διευκολύνει την κατερχόμενη κίνηση του νερού και συνεπώς τον καλύτερο διαχωρισμό ανοξικών και αερόβιων ζωνών, ενισχύει την αποτελεσματικότητα των διεργασιών απομάκρυνσης του αζώτου (Stefanakis, 2022). Τέλος, εξίσου σημαντικές είναι και οι θερμοκρασιακές μεταβολές, αφού οι μέγιστες τιμές των συγκεντρώσεων NO_3^- -N παρατηρούνται Σεπτέμβριο – Οκτώβριο, γεγονός που ενδέχεται να συνδέεται με τη μειωμένη βιολογική δραστηριότητα λόγω των αλλαγών στις θερμοκρασίες του νερού και τη μεταβολή της βακτηριακής κοινότητας (Jamieson et al., 2003).

4.2.2.8. Ολικός Φώσφορος (TP)

Πίνακας 13. Αποτελέσματα Μετρήσεων TP

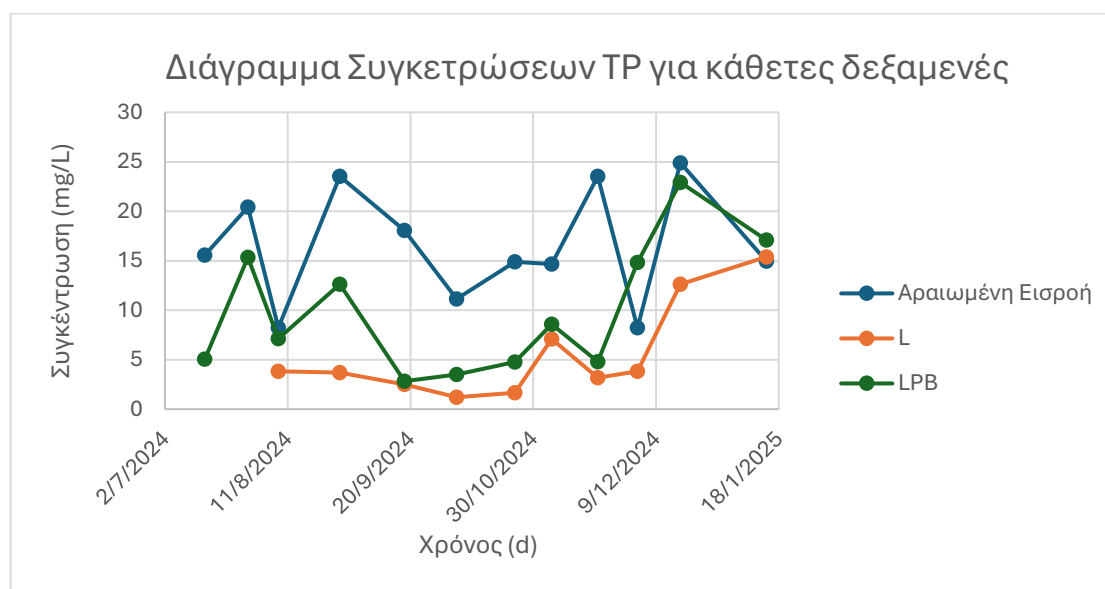
TP	Μέση Τιμή	[ελάχιστη-μέγιστη]	Μέση τιμή απομάκρυνσης (%)	Εύρος τιμών απομάκρυνσης (%)
Αραιωμένη εισροή (1:8)	16.5 ± 5.7	[14.9 -23.5]	-	-
C	1.2 ± 1.1	[0.3 - 4]	91.6 ± 6.9	[76.2 – 98.2]
ZL	2.9 ± 2.3	[0.50-7.9]	82.5 ± 12.5	[62.4 – 97.9]
PB	16.3± 5.6	[10.8 - 24.3]	29.7 ± 17.3	[9.5 – 52.3]
P	12.5 ± 5.8	[4.8- 22.2]	43 ± 20.8	[23.1-79.7]
L	5.5 ± 4.8	[1.7 - 15.4]	67.9 ± 19.8	[38.2 – 89.1]
LPB	10 ± 6.5	[2.8 - 22.9]	53.5 ± 23.7	[13.5 – 84.3]



Διάγραμμα 6. Διάγραμμα συγκεντρώσεων TP για τις μονάδες (Αραιωμένη Εισροή, C, ZL,PB, P)

Οι καταγεγραμμένες μέσες τιμές συγκεντρώσεων TP κυμαίνονται από 1.2 ± 1.1 mg/L (δεξαμενή C) έως 16.3 ± 5.6 mg/L (PB), αποκαλύπτοντας αξιοσημείωτες διαφοροποιήσεις στην αποδοτικότητα των υποστρωμάτων αναφορικά με την απομάκρυνση του φωσφόρου. Στη δεξαμενή C, η οποία περιλαμβάνει ως πληρωτικά υλικά LECA και ζεόλιθο, χωρίς παρουσία φυτικής κάλυψης, καταγράφηκε η χαμηλότερη συγκέντρωση TP. Η μειωμένη τιμή μπορεί να αποδοθεί στην υψηλή ικανότητα προσρόφησης του ζεόλιθου, μέσω μηχανισμών ιοντοανταλλαγής και καταλυτικής απορρόφησης, αλλά και στη πορώδη φύση του LECA, όπου αυξάνει την ικανότητα παγίδευσης φωσφορικών (Drizo et al., 2002; Kapellakis et al., 2012). Αντίθετα, η δεξαμενή PB παρουσίασε την υψηλότερη συγκέντρωση φωσφόρου (16.3 ± 5.6 mg/L), γεγονός που μπορεί να αποδοθεί στο περιορισμένο δυναμικό δέσμευσης φωσφορικών από τα υλικά πλήρωσης, όπως το ανακυκλωμένο πλαστικό και το biochar. Αν και το biochar είναι γνωστό για τη μεγάλη ειδική επιφάνεια και τη συμβολή του στην απομάκρυνση οργανικών και αζωτούχων ενώσεων, η ικανότητά του να συγκρατεί φωσφορικά φαίνεται να φθίνει όταν αλληλεπιδρά με το πλαστικό και δεν υποστηρίζεται από συμπληρωματικά προσροφητικά υλικά, όπως ο ζεόλιθος (Stefanakis et al., 2014). Η δεξαμενή ZL, η οποία συνδυάζει ζεόλιθο και LECA και φυτοκάλυψη (P. Australis και A. Donax), παρουσιάζει συγκέντρωση TP 2.9 ± 2.3 mg/L. Παρότι υψηλότερη από εκείνη της C, η τιμή αυτή είναι ενδεικτική της συνεργιστικής δράσης του ζεόλιθου με τη φυτοκάλυψη, καθώς τα φυτά συμβάλλουν κυρίως στην απορρόφηση αζωτούχων παραμέτρων και λιγότερο στην κατακράτηση φωσφόρου (Stefanakis, 2022). Η δεξαμενή P, η οποία περιλαμβάνει αποκλειστικά ανακυκλωμένο πλαστικό ως πληρωτικό υλικό και φυτοκάλυψη (P. Australis και A. Donax), εμφανίζει σχετικά υψηλή μέση συγκέντρωση TP (12.5 ± 5.8 mg/L), υποδεικνύοντας περιορισμένη απομάκρυνση φωσφόρου. Η μειωμένη αποτελεσματικότητα αποδίδεται κυρίως στο γεγονός ότι το πλαστικό δεν διαθέτει εγγενή ικανότητα προσρόφησης φωσφορικών, ενώ η συμβολή της φυτικής κάλυψης στην απομάκρυνση φωσφόρου θεωρείται περιορισμένη σε οριζόντιας ροής συστήματα, καθώς δεν διευκολύνεται η καταβύθιση ή η χημική καθίζηση (Vymazal, 2007; Stefanakis et al., 2022). Τέλος, αξίζει να σημειωθεί ότι οι περιβαλλοντικές συνθήκες, όπως η θερμοκρασία και η υγρασία, πιθανόν να επηρέασαν τη διακύμανση των τιμών φωσφόρου κατά τη διάρκεια της πειραματικής περιόδου. Όπως αναφέρεται στη βιβλιογραφία, η αυξημένη θερμοκρασία

μπορεί να ενισχύσει τις βιολογικές διεργασίες αλλά παράλληλα επιταχύνει και τη διαλυτοποίηση του φωσφόρου από τα στερεά, γεγονός που ενδέχεται να οδηγήσει σε αυξημένες συγκεντρώσεις στις εκροές (Kapellakis et al., 2012; Stefanakis et al., 2014). Επιπλέον, οι περιοδικές αυξομειώσεις στις εισροές και η ασταθής υδραυλική φόρτιση των δεξαμενών είναι δυνατόν να επηρεάσαν τη σταθερότητα των διεργασιών καθίζησης ή δέσμευσης του φωσφόρου.



Διάγραμμα 7. Διάγραμμα συγκεντρώσεων TP για τις μονάδες (Αραιωμένη Εισροή, L, LPB)

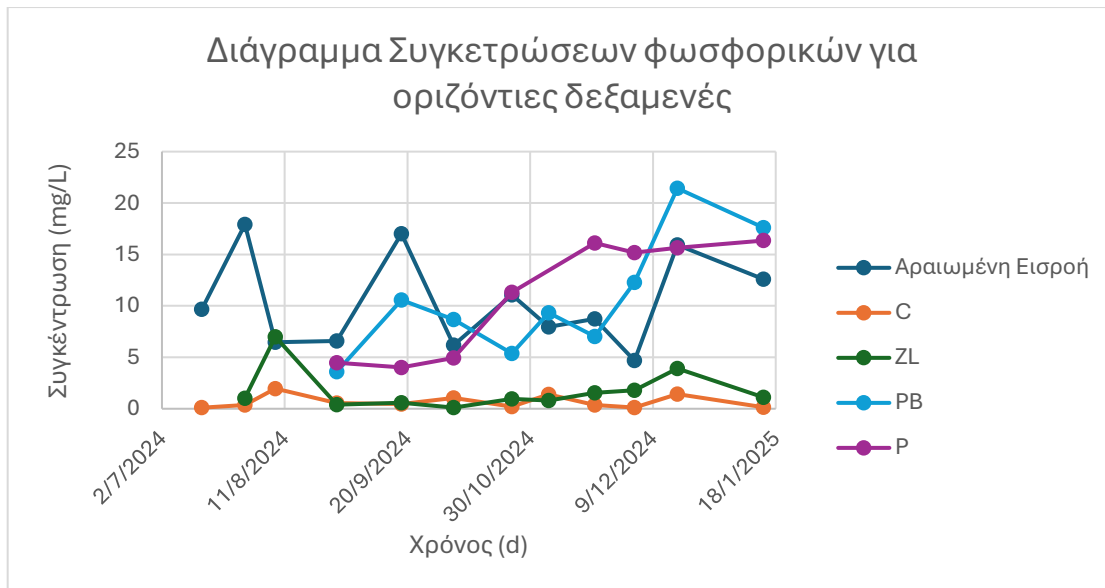
Οι συγκεντρώσεις του ολικού φωσφόρου (Total Phosphorus – TP) στις δύο κατακόρυφες δεξαμενές (L και LPB) παρουσιάζουν αξιοσημείωτες διακυμάνσεις καθ' όλη τη διάρκεια της περιόδου παρακολούθησης. Σύμφωνα με τον Πίνακα 4.8, η μέση τιμή TP στη δεξαμενή L είναι 5.5 ± 4.8 mg/L, ενώ στη δεξαμενή LPB φτάνει τα 10.0 ± 6.5 mg/L. Οι συγκεντρώσεις κυμαίνονται από 1.7 έως 15.4 mg/L για τη δεξαμενή L και από 2.8 έως 22.9 mg/L για τη δεξαμενή LPB. Οι τιμές αυτές επιβεβαιώνουν πως η απομάκρυνση του φωσφόρου δεν ήταν ιδιαίτερα αποτελεσματική, με μέσες τιμές απομάκρυνσης $67.9 \pm 19.8\%$ για τη L και $53.5 \pm 23.7\%$ για τη LPB, ποσοστά αρκετά χαμηλότερα σε σχέση με άλλες παραμέτρους όπως το BOD₅ ή το COD. Η μειωμένη απόδοση απομάκρυνσης TP οφείλεται σε διάφορους παράγοντες, κυρίως στη φύση των πληρωτικών υλικών και στις περιορισμένες δυνατότητες των βιολογικών μηχανισμών δέσμευσης φωσφόρου. Η δεξαμενή LPB, παρά την παρουσία biochar, υλικού με γνωστή ικανότητα προσρόφησης οργανικών ρύπων, παρουσιάζει υψηλότερες συγκεντρώσεις TP. Το γεγονός αυτό ενδέχεται να σχετίζεται με την απελευθέρωση δεσμευμένων φωσφορικών ιόντων από την επιφάνεια του biochar υπό μεταβαλλόμενες περιβαλλοντικές συνθήκες (Stefanakis, 2022; Vymazal, 2014). Παράλληλα, η προσθήκη πλαστικού στη LPB δεν ενισχύει την απομάκρυνση φωσφόρου, καθώς το υλικό αυτό δεν διαθέτει ενεργές προσροφητικές ιδιότητες. Αντίθετα, η δεξαμενή L, η οποία περιέχει μόνο LECA ως πληρωτικό υλικό, παρουσιάζει σαφώς χαμηλότερες συγκεντρώσεις φωσφόρου. Η LECA έχει τεκμηριωμένα ικανότητες προσρόφησης μέσω των επιφανειακών ενεργών θέσεων της, δρώντας αποτελεσματικά ως μέσο κατακράτησης φωσφορικών (Kadlec, 2014). Παρόλα αυτά,

ακόμη και στην περίπτωση της L, η απόδοση απομάκρυνσης δεν υπήρξε εξαιρετικά υψηλή, πιθανώς λόγω του κορεσμού των προσροφητικών επιφανειών ή της έκπλυσης φωσφόρου λόγω αυξημένων βροχοπτώσεων και υδραυλικών φορτίσεων κατά την περίοδο φθινοπώρου-χειμώνα. Επιπλέον, οι περιβαλλοντικές καιρικές συνθήκες ενδέχεται να έπαιξαν ρόλο στη χαμηλότερη απόδοση. Σύμφωνα με τη βιβλιογραφία, οι χαμηλές θερμοκρασίες περιορίζουν τη βιοαποδόμιση και επηρεάζουν τη σταθερότητα των μικροβιακών κοινοτήτων, ενώ οι υψηλές υγρασίες και οι ισχυρές βροχοπτώσεις προωθούν την έκπλυση φωσφορικών από το υπόστρωμα, επιβαρύνοντας τις τελικές συγκεντρώσεις στις εκροές (Kapellakis et al., 2012; Vymazal, 2014). Συνολικά, η απομάκρυνση φωσφόρου στις κατακόρυφες δεξαμενές αποδεικνύεται λιγότερο αποδοτική σε σύγκριση με άλλες παραμέτρους, υποδεικνύοντας την ανάγκη για ενίσχυση του συστήματος με υλικά υψηλής προσροφητικότητας ή άλλες τεχνικές ενίσχυσης.

4.2.2.9. Φωσφορικά Ιόντα ($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$)

Πίνακας 14. Αποτελέσματα Μετρήσεων $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$

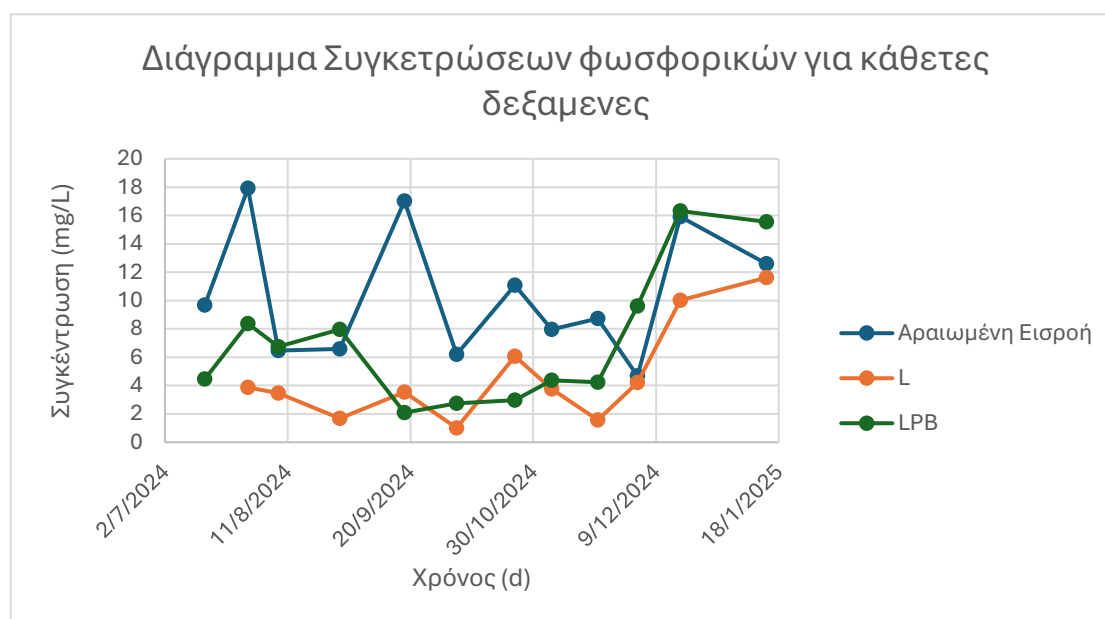
$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$	Μέση Τιμή	[ελάχιστη- μέγιστη]	Μέση τιμή απομάκρυνσης (%)	Εύρος τιμών απομάκρυνσης (%)
Αραιωμένη εισροή (1:8)	10.40 ± 4.5	[6.6 – 17.9]	-	-
C	0.7 ± 0.6	[0.1 – 1.4]	91.9 ± 8.3	[69.4 - 98.7]
ZL	1.7 ± 2	[0.4 – 3.9]	90 ± 7.2	[79.4 - 99.4]
PB	10.7 ± 5.7	[3.6 – 21.4]	<50	-
P	10.5 ± 5.5	[4 – 16.4]	<50	-
L	4.6 ± 3.4	[1.6 - 11.6]	72.4 ± 14.3	[51.8 - 94.1]
LPB	7.1 ± 4.8	[2.1 – 16.3]	63.4 ± 11.7	[52 - 83.8]



Διάγραμμα 8. Διάγραμμα συγκεντρώσεων $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ για τις μονάδες (Αραιωμένη Εισροή, C, ZL, PB, P)

Η αραιωμένη εισροή παρουσιάζει μέση τιμή φωσφορικών $10.40 \pm 4.5 \text{ mg/L}$, με τιμές που κυμαίνονται από 6.6 έως 17.9 mg/L. Στη δεξαμενή C παρατηρείται συγκέντρωση μόλις $0.7 \pm 0.6 \text{ mg/L}$, γεγονός που υποδηλώνει υψηλή ικανότητα συγκράτησης φωσφορικών. Αυτή η απόδοση σχετίζεται με την αποτελεσματικότητα του ζεόλιθου και της LECA στο να δεσμεύουν φωσφορικά ιόντα μέσω προσρόφησης και ιοντοανταλλαγής, ειδικά υπό συνθήκες υψηλής οξυγόνωσης (Stefanakis, 2022). Αντίστοιχα χαμηλή συγκέντρωση παρουσιάζει και η δεξαμενή ZL ($1.7 \pm 2 \text{ mg/L}$), υπογραμμίζοντας την αποτελεσματικότητα του ζεόλιθου σε συνδυασμό με τη φυτική κάλυψη που βοηθά επιπλέον στην απορρόφηση θρεπτικών συστατικών (Herounim et al., 2011; Vymazal, 2011). Από την άλλη, οι δεξαμενές PB και P εμφανίζουν αρκετά υψηλότερες συγκεντρώσεις, $10.7 \pm 5.7 \text{ mg/L}$ και $10.5 \pm 5.5 \text{ mg/L}$ αντίστοιχα, που είναι παρόμοιες με την αραιωμένη εισροή. Οι υψηλές τιμές υποδεικνύουν περιορισμένη αποτελεσματικότητα στην απομάκρυνση των φωσφορικών. Στη δεξαμενή PB, η περιορισμένη ικανότητα του biochar στη δέσμευση φωσφορικών καθώς και η αδυναμία του ανακυκλωμένου πλαστικού να συμβάλλει ενεργά στη συγκράτηση θρεπτικών στοιχείων οδηγούν στις αυξημένες συγκεντρώσεις (Stefanakis, 2022). Ομοίως, στη δεξαμενή P, η αποκλειστική χρήση πλαστικού ως υλικού πλήρωσης, χωρίς προσροφητικές ιδιότητες, δεν μπορεί να περιορίσει τις υψηλές συγκεντρώσεις φωσφορικών (Kadlec, 2014). Η απομάκρυνση των φωσφορικών δεν ήταν ιδιαίτερα αποτελεσματική για τις δεξαμενές PB και P, γεγονός που μπορεί να οφείλεται στον τύπο των πληρωτικών υλικών, που είτε έχουν περιορισμένη ή καθόλου ικανότητα προσρόφησης των φωσφορικών. Επιπρόσθετα, οι περιβαλλοντικές συνθήκες, όπως η θερμοκρασία και οι μεταβολές της υδραυλικής φόρτισης, ενδέχεται να έχουν επιδενώσει την απόδοση των συστημάτων λόγω της μειωμένης βιολογικής δραστηριότητας και της περιορισμένης βιοδιαθεσιμότητας των θρεπτικών (Kadlec, 2014; Vymazal, 2011). Συμπερασματικά, η υψηλή αποτελεσματικότητα στην απομάκρυνση φωσφορικών παρατηρείται όταν γίνεται χρήση ζεόλιθου και LECA λόγω των προσροφητικών τους ιδιοτήτων και σε συνδυασμό με φυτοκάλυψη από *P. australis* και *A. donax*. Αντίθετα, η χρήση biochar και πλαστικού δεν οδηγεί σε σημαντική μείωση των φωσφορικών, κάτι που υποδηλώνει την ανάγκη επιλογής

κατάλληλων υλικών που να διαθέτουν υψηλή ικανότητα προσρόφησης για την αποτελεσματική λειτουργία των τεχνητών υγροβιότοπων (Stefanakis, 2022; Herounim et al., 2011; Kadlec, 2014; Vymazal, 2011).



Διάγραμμα 9. Διάγραμμα συγκεντρώσεων $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ για τις μονάδες (Αραιωμένη Εισροή, L, LPB)

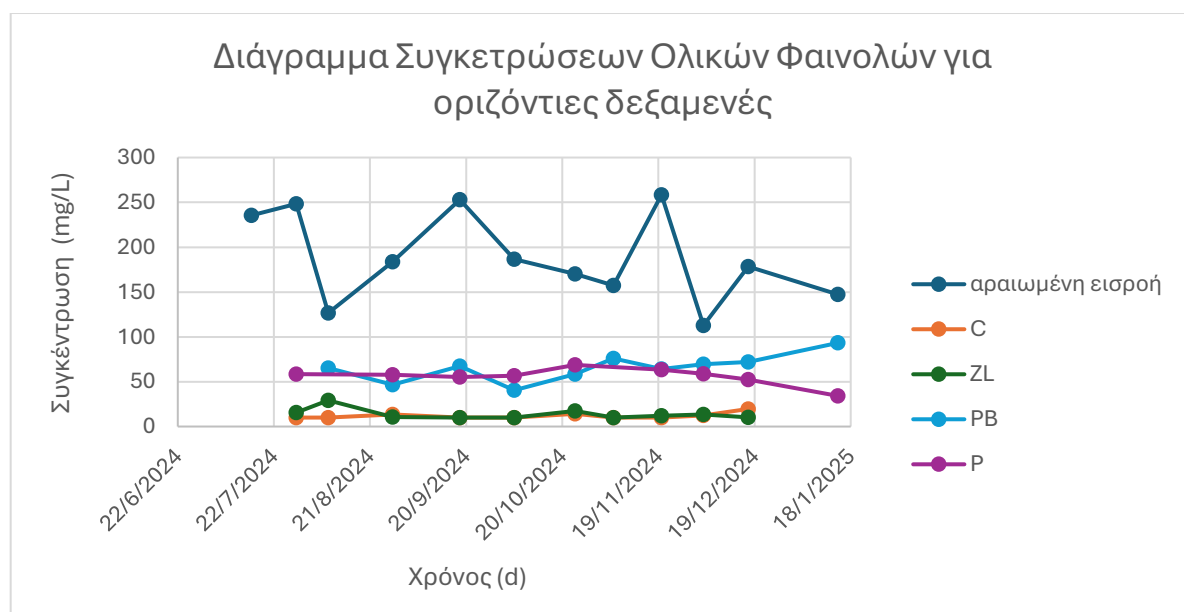
Η μέση τιμή συγκέντρωσης των φωσφορικών ιόντων στη δεξαμενή L είναι 4.6 ± 3.4 mg/L, ενώ στη δεξαμενή LPB είναι 7.1 ± 4.8 mg/L. Η μέγιστη συγκέντρωση στη δεξαμενή L φτάνει τα 11.61 mg/L, ενώ στη δεξαμενή LPB τα 16.3 mg/L. Οι συγκεκριμένες τιμές υποδεικνύουν ότι η δεξαμενή LPB εμφανίζει μεγαλύτερες συγκεντρώσεις φωσφορικών συγκριτικά με τη δεξαμενή L, καταδεικνύοντας μειωμένη αποτελεσματικότητα στην απομάκρυνση του φωσφόρου. Οι διαφορές στις συγκεντρώσεις αυτές μπορούν να αποδοθούν κυρίως στη σύσταση των πληρωτικών υλικών. Συγκεκριμένα, η δεξαμενή L περιέχει LECA, που λόγω της υψηλής ειδικής επιφάνειας και του πορώδους της ευνοεί τη σταθερή προσρόφηση των φωσφορικών μέσω φυσικοχημικών μηχανισμών, όπως η κατακρήμνιση και η ανταλλαγή ιόντων (Kadlec, 2014). Αντίθετα, η δεξαμενή LPB, η οποία περιέχει συνδυασμό από πλαστικό, LECA και biochar, εμφανίζει μειωμένη απόδοση στην απομάκρυνση των φωσφορικών. Παρά το γεγονός ότι το biochar χαρακτηρίζεται από υψηλή ικανότητα αρχικής προσρόφησης φωσφορικών λόγω της μεγάλης ειδικής επιφάνειάς του, μπορεί ωστόσο να απελευθερώσει δεσμευμένα φωσφορικά ιόντα, ιδιαίτερα όταν υπάρξουν μεταβολές στις συνθήκες pH και θερμοκρασίας κατά τη διάρκεια της περιόδου παρακολούθησης (Gupta et al., 2021; Lee et al., 2021). Επιπλέον, το ανακυκλωμένο πλαστικό στη δεξαμενή LPB δεν διαθέτει την ικανότητα προσρόφησης φωσφορικών, γεγονός που περιορίζει ακόμη περισσότερο τη συνολική αποδοτικότητα του συστήματος. Οι χαμηλότερες θερμοκρασίες και οι διακυμάνσεις κατά τους φθινοπωρινούς και χειμερινούς μήνες ενδεχομένως να επηρέασαν αρνητικά την αποδοτικότητα απομάκρυνσης των φωσφορικών λόγω της μειωμένης μικροβιακής δραστηριότητας και των περιορισμένων βιοχημικών διεργασιών (Vymazal, 2011; Kadlec, 2014). Συμπερασματικά, η δεξαμενή L με LECA και φυτοκάλυψη με *P. Australis* και *A. donax* εμφανίζει μεγαλύτερη σταθερότητα και αποτελεσματικότητα στις συγκεντρώσεις και την απομάκρυνση φωσφορικών, ενώ η δεξαμενή LPB με biochar παρουσιάζει μειωμένη και λιγότερο σταθερή απόδοση, κυρίως λόγω της δυνατότητας

αποδέσμευσης φωσφορικών κάτω από μεταβαλλόμενες περιβαλλοντικές συνθήκες. Συνεπώς, ο κατάλληλος συνδυασμός και η επιλογή πληρωτικών υλικών είναι καθοριστικής σημασίας για την επιτυχημένη απομάκρυνση και σταθεροποίηση των φωσφορικών ιόντων στους τεχνητούς υδροβιότοπους (Gupta et al., 2021; Kadlec, 2014; Lee et al., 2021; Vymazal, 2011).

4.2.2.10. Ολικές Φαινόλες

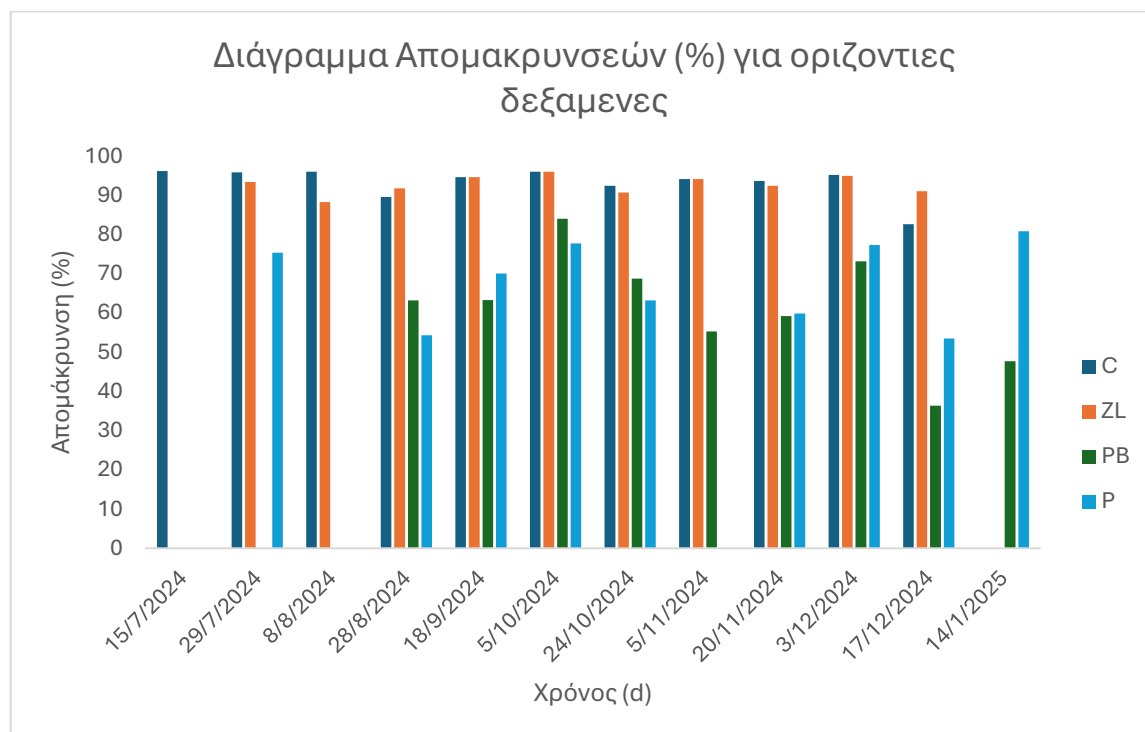
Πίνακας 15. Αποτελέσματα Μετρήσεων ολικών φαινολών

Ολικές Φαινόλες	Μέση Τιμή	[ελάχιστη- μέγιστη]	Μέση τιμή απομάκρυνσης (%)	Εύρος τιμών απομάκρυνσης (%)
Αραιωμένη εισροή (1:8)	188.2 ± 50	[112.8 - 258.4]	-	-
C	12 ± 3.1	[10 - 19.6]	93.1 ± 2.7	[89 - 96]
ZL	13.8 ± 6	[10 - 29.2]	92.7 ± 2.3	[88.2 - 96]
PB	65.3 ± 14.8	[40.5 - 93.3]	64.1 ± 13.5	[36.3 - 84]
P	56.1 ± 9.5	[34.2 - 68.7]	66.4 ± 10	[53.5 - 77.7]
L	37.3 ± 16.4	[16.9 – 62.8]	78.5± 11	[55.7 - 93.5]
LPB	29 ± 13.1	[10.5 – 57.4]	83.5 ± 11.4	[54.6 - 95.2]



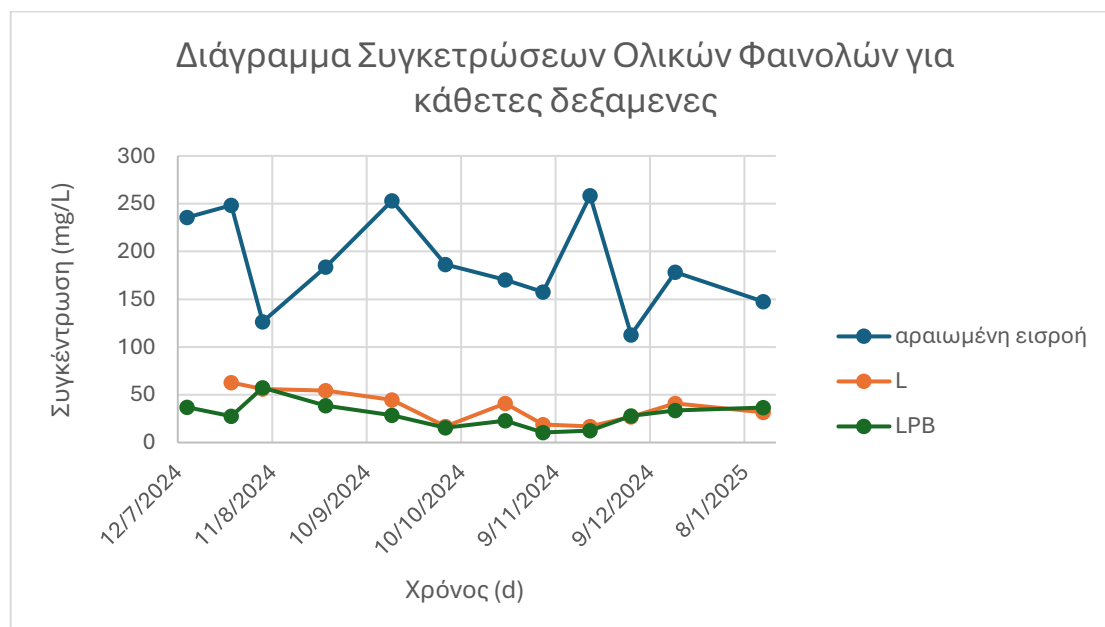
Διάγραμμα 10. Διάγραμμα συγκεντρώσεων ολικών φαινολών για τις μονάδες (Αραιωμένη Εισροή, C, ZL,PB, P)

Σύμφωνα με τον πίνακα 4.10 και το διάγραμμα 4.26, η υψηλότερη συγκέντρωση ολικών φαινολών παρατηρείται στη δεξαμενή PB, η οποία περιέχει ανακυκλωμένο πλαστικό και biochar, με μέση τιμή 65.3 ± 14.8 mg/L και εύρος τιμών από 40.5 έως 93.3 mg/L. η αυξημένη συγκέντρωση σε αυτή την περίπτωση αποδίδεται κυρίως στο γεγονός ότι το biochar, παρόλο που είναι αποτελεσματικό στην προσρόφηση οργανικών ουσιών, σε συνδυασμό αποκλειστικά με το πλαστικό, ενδέχεται να αποδεσμεύει οργανικά φορτία και φαινολικές ενώσεις κατά τη διάσπαση, ιδιαίτερα υπό οξειδωτικές συνθήκες (rossmann et al., 2014). η δεξαμενή P, η οποία περιέχει πλαστικό ως πληρωτικό υλικό και έχει φυτευτεί με μίγμα *P. australis* και *A. donax*, εμφανίζει συγκέντρωση 56.1 ± 9.5 mg/L με εύρος από 34.2 έως 68.7 mg/L. η σχετικά υψηλή συγκέντρωση μπορεί να αποδοθεί στην περιορισμένη ικανότητα του πλαστικού να συγκρατεί οργανικές ενώσεις, ενώ η φυτοκάλυψη συνεισφέρει μερικώς στη μείωση μέσω των μικροβιακών διεργασιών και της αποδόμησης οργανικών ρύπων (stasinakis et al., 2008). η δεξαμενή ZL, η οποία περιέχει ζεόλιθο και LECA, εμφανίζει σημαντικά χαμηλότερη συγκέντρωση ολικών φαινολών, με μέση τιμή 13.8 ± 6 mg/L και εύρος από 10 έως 29.2 mg/L. η χαμηλή συγκέντρωση οφείλεται στην απορροφητική ικανότητα του ζεόλιθου και της LECA, τα οποία συμβάλλουν στην απομάκρυνση οργανικών φορτίων μέσω προσρόφησης και ανταλλαγής ιόντων (kapellakis et al., 2012). η δεξαμενή C, που περιέχει μόνο LECA και ζεόλιθο χωρίς φυτοκάλυψη, εμφανίζει τη χαμηλότερη συγκέντρωση ολικών φαινολών με μέση τιμή 12 ± 3.1 mg/L και εύρος από 10 έως 19.6 mg/L. η υψηλή αποδοτικότητα στη μείωση των φαινολικών συγκεντρώσεων σχετίζεται με τη δράση του ζεόλιθου και της LECA, που προσροφούν τις φαινολικές ενώσεις, καθώς και με τη σταθερότητα των φυσικοχημικών συνθηκών που επικρατούν στο σύστημα (nymazal, 2007).



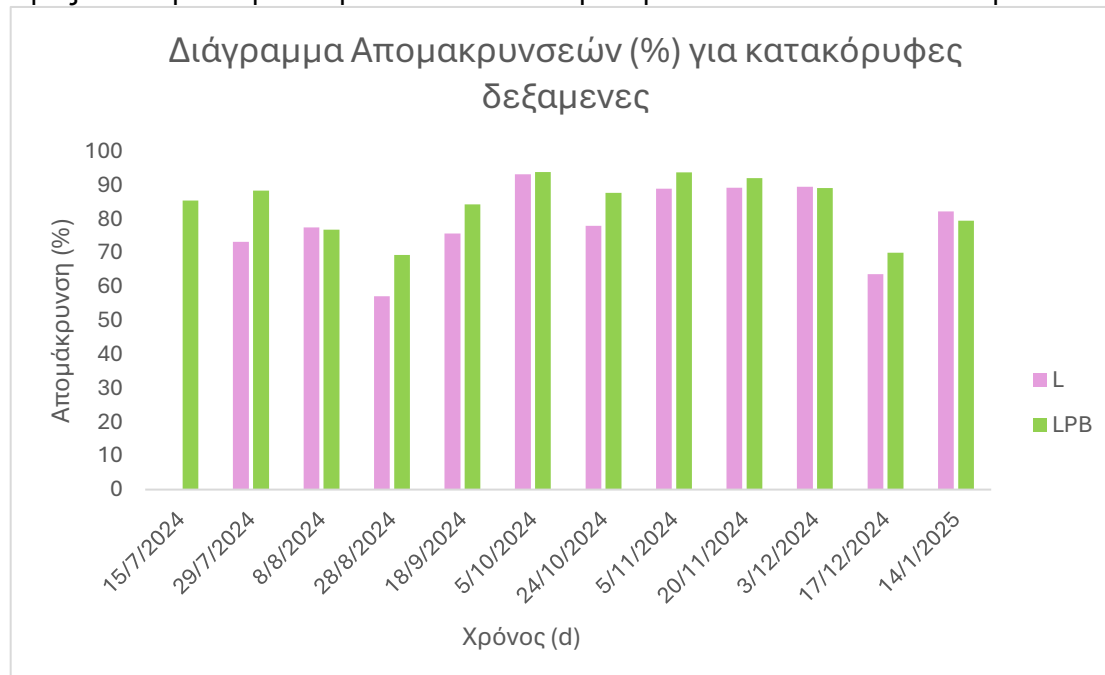
Διάγραμμα 11. Διάγραμμα απομάκρυνσης ολικών φαινολών (%) για τις μονάδες (C,ZL,PB,P)

Η ανάλυση των δεδομένων από τον Πίνακα 4.10 δείχνει ότι η δεξαμενή C, η οποία περιέχει LECA και ζεόλιθο χωρίς φυτοκάλυψη, παρουσιάζει τη μεγαλύτερη απομάκρυνση ολικών φαινολών με μέση τιμή $93.1 \pm 2.7\%$, ακολουθούμενη από τη δεξαμενή ZL με μέση τιμή $92.7 \pm 2.3\%$. Η δεξαμενή P, η οποία περιέχει πλαστικό και διαθέτει φυτοκάλυψη με μείγμα *P. australis* και *A. donax*, εμφανίζει σημαντικά χαμηλότερη απομάκρυνση της τάξης του $66.4 \pm 10\%$. Τέλος, η δεξαμενή PB, η οποία περιέχει ανακυκλωμένο πλαστικό και biochar, παρουσιάζει τη χαμηλότερη απομάκρυνση με μέση τιμή $64.1 \pm 13.5\%$. Οι υψηλές τιμές απομάκρυνσης στις δεξαμενές C και ZL μπορούν να αποδοθούν στην ικανότητα των πληρωτικών υλικών (ζεόλιθος και LECA) να δεσμεύουν και να απορροφούν φαινολικές ενώσεις, ενισχυόμενες από την παρουσία υψηλής επιφάνειας επαφής και μικροπορωδών δομών. Ο ζεόλιθος είναι γνωστός για τις ισχυρές προσροφητικές του ικανότητες και την ικανότητα ανταλλαγής ιόντων, καθιστώντας τον αποτελεσματικό στην απομάκρυνση οργανικών ενώσεων (Stefanakis, 2022). Επιπλέον, οι διεργασίες οξείδωσης και βιοδιάσπασης στις ριζικές ζώνες των φυτών, ιδιαίτερα στα συστήματα με ζεόλιθο και φυτοκάλυψη, ενισχύουν την απομάκρυνση (Kapellakis et al., 2012). Στη δεξαμενή PB, η παρουσία biochar, αν και θεωρείται ευνοϊκή για την προσρόφηση οργανικών ενώσεων λόγω της πορώδους δομής του, δεν φαίνεται να προσφέρει σημαντική ενίσχυση στην απομάκρυνση ολικών φαινολών συγκριτικά με τις άλλες δεξαμενές. Αυτό μπορεί να αποδοθεί είτε σε κορεσμό του biochar με άλλα οργανικά φορτία είτε στην ανεπαρκή ανάπτυξη των μικροβιακών κοινοτήτων που συμβάλλουν στη βιοδιάσπαση των φαινολών, καθώς επίσης και στην αλληλεπίδρασή του με το πλαστικό, το οποίο μπορεί να παρεμποδίζει τη δράση του (Rossmann et al., 2014). Η χαμηλότερη αποτελεσματικότητα του πλαστικού μπορεί να αποδοθεί στην περιορισμένη ικανότητα προσρόφησης και στην περιορισμένη επιφάνεια επαφής σε σχέση με τα άλλα πληρωτικά υλικά. Η ανάλυση των δεδομένων δείχνει ότι η επιλογή του πληρωτικού έχει καθοριστικό ρόλο στην απομάκρυνση των ολικών φαινολών.



Διάγραμμα 12. Διάγραμμα συγκεντρώσεων ολικών φαινολών για τις μονάδες (Αραιωμένη Εισροή, L, LPB)

Οι μέσες τιμές συγκέντρωσης για τη δεξαμενή L ανέρχονται σε 37.3 ± 16.4 mg/L, ενώ για τη δεξαμενή LPB η συγκέντρωση είναι μικρότερη και κυμαίνεται στα 29 ± 13.1 mg/L. Οι τιμές αυτές υποδεικνύουν την ύπαρξη αποτελεσματικής απομάκρυνσης των φαινολών, σε σχέση με την αραιωμένη εισροή που έχει μέση τιμή 188.2 ± 50 mg/L. Η παρουσία biochar σε συνδυασμό με το LECA στη δεξαμενή LPB αποτελεί την κατάλληλη μίξη πληρωτικών υλικών, καθώς συμβάλλει σημαντικά στη μείωση των ολικών φαινολών. Η πορώδης δομή τους προσδίδει εξαιρετικές ιδιότητες προσρόφησης, ενώ ενισχύει τις μικροβιακές διεργασίες αποδόμησης οργανικών ρύπων (Rossmann et al., 2022). Επιπλέον, η υψηλή ειδική επιφάνεια του biochar και του LECA αντίστοιχα ενισχύει την ικανότητα απομάκρυνσης των φαινολών, επιτρέποντας την καλύτερη διατήρηση των συγκεντρώσεων σε χαμηλά επίπεδα (Stasinakis et al., 2008). Αντιθέτως, η δεξαμενή L, η οποία περιέχει αποκλειστικά LECA, παρουσιάζει υψηλότερες συγκεντρώσεις ολικών φαινολών, γεγονός που μπορεί να δικαιολογηθεί διότι το LECA έχει μικρότερη ικανότητα προσρόφησης και κατακράτησης οργανικών ενώσεων σε σχέση με το biochar. Επομένως, η πλήρωση αποκλειστικά με LECA δεν είναι τόσο αποτελεσματική (Vymazal, 2007). Η αποτελεσματικότητα των κατακόρυφων δεξαμενών εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από το πληρωτικό υλικό, με το biochar να αποδεικνύεται ανώτερο σε σχέση με το LECA ως προς τη μείωση των συγκεντρώσεων ολικών φαινολών.



Διάγραμμα 13. Διάγραμμα απομάκρυνσης total phenols (%) για τις μονάδες (L, LPB)

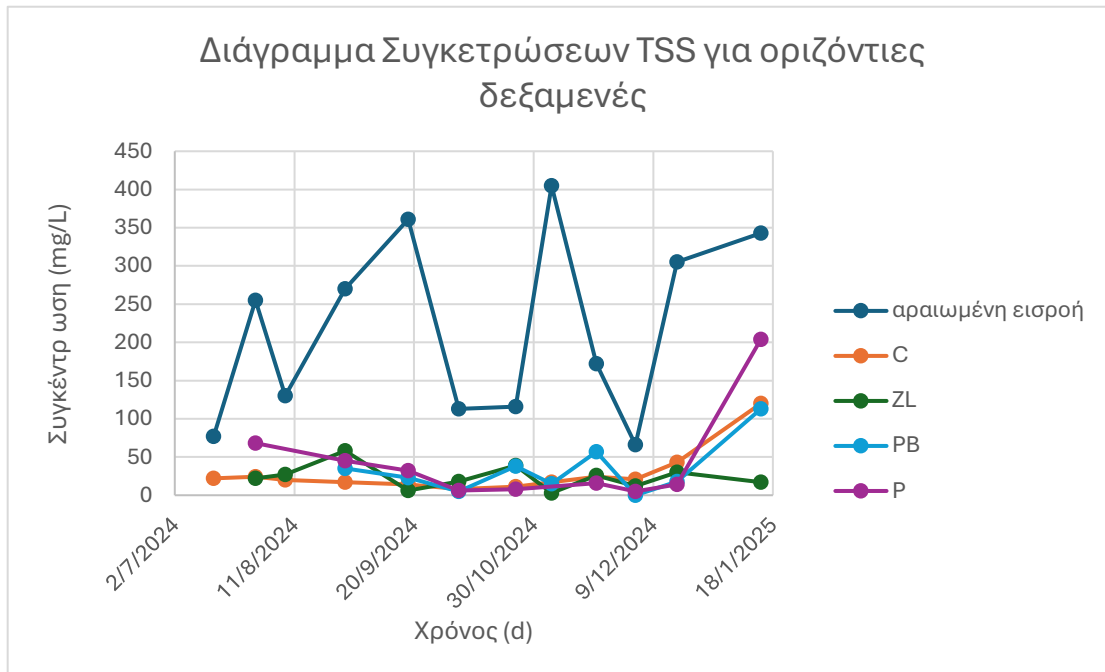
Σύμφωνα με τα αποτελέσματα του Πίνακα 4.10 και το Διάγραμμα 4.29, η μέση απομάκρυνση των ολικών φαινολών στη δεξαμενή L ανέρχεται στο $78.5 \pm 11\%$ με εύρος τιμών απομάκρυνσης από 55.7% έως 93.5%, ενώ στη δεξαμενή LPB φτάνει το $83.5 \pm 11.4\%$ με εύρος τιμών από 54.6% έως 95.2%. Η υψηλότερη απομάκρυνση που παρατηρείται στη δεξαμενή LPB μπορεί να αποδοθεί στην αποτελεσματικότητα του biochar που περιέχει, το οποίο ενισχύει την απομάκρυνση μέσω της προσρόφησης και της σταθεροποίησης των φαινολικών ενώσεων (Rossmann et al., 2014). Η υψηλή ειδική επιφάνεια του biochar προσδίδει αυξημένη ικανότητα δέσμευσης των φαινολών, ενώ η παρουσία πλαστικού και LECA βελτιώνει την κατακράτηση και απομάκρυνση των ρύπων. Η δεξαμενή L παρουσιάζει ελαφρώς χαμηλότερη απομάκρυνση σε σχέση με την LPB, γεγονός που αποδίδεται στη διαφορετική σύνθεση του πληρωτικού υλικού.

Η LECA σε συνδυασμό με τη φυτοκάλυψη (*P. australis* και *A. Donax*) παρέχει ικανοποιητική απομάκρυνση μέσω της προσρόφησης και της βιοαποδόμησης από τα μικροβιακά συστήματα που αναπτύσσονται στη ριζόσφαιρα (Vymazal, 2007). Ωστόσο, η αποτελεσματικότητα των διεργασιών αυτών είναι ελαφρώς περιορισμένη σε σύγκριση με τα συστήματα που περιέχουν biochar. Οι διακυμάνσεις στις τιμές απομάκρυνσης οφείλονται σε μεταβολές στις περιβαλλοντικές συνθήκες, όπως η θερμοκρασία και η ποιότητα των εισροών, καθώς και στη σταδιακή κορεσμό των προσροφητικών επιφανειών του biochar και της LECA, οι οποίες περιορίζουν την αποδοτικότητα σε μακροχρόνια χρήση (Stasinakis et al., 2014). Η υψηλότερη σταθερότητα που παρατηρείται στις απομακρύνσεις της δεξαμενής LPB υποδηλώνει ότι η συνέργεια μεταξύ biochar και φυτοκάλυψης ενισχύει την κατακράτηση των φαινολών και διατηρεί υψηλά ποσοστά απομάκρυνσης ακόμα και σε περιόδους αυξημένων συγκεντρώσεων εισροής.

4.2.2.11. Ολικά αιωρούμενα στερεά (TSS)

Πίνακας 16. Αποτελέσματα Μετρήσεων ολικών αιωρούμενων στερεών (TSS).

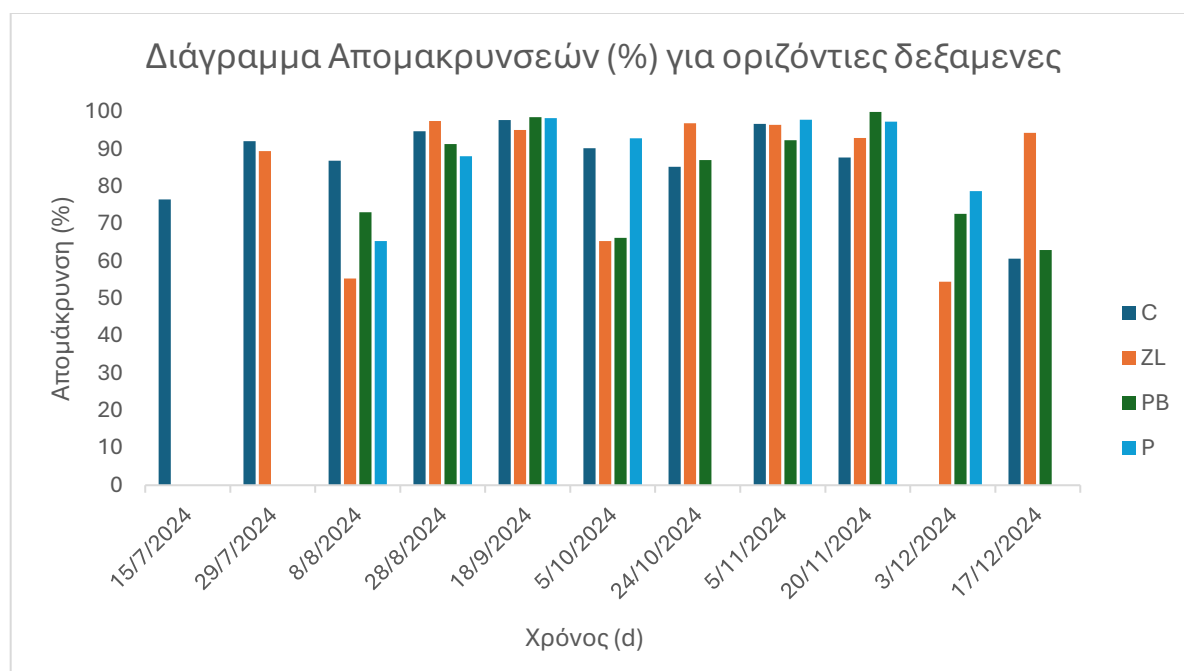
TSS	Μέση Τιμή	[ελάχιστη- μέγιστη]	Μέση τιμή απομάκρυνσης (%)	Εύρος τιμών απομάκρυνσης (%)
Αραιωμένη εισροή (1:8)	217.8 ± 119.5	[66-405]	-	-
C	28.4 ± 30.1	[8-120]	87 ± 9.8	[68.2 – 96.1]
ZL	23.5 ± 15.6	[3-58]	84.9 ± 10.3	[66.4 – 99.3]
PB	33.8 ± 34.5	[0-113]	84.4 ± 14	[66.9 – 96.3]
P	44.2 ± 63.5	[5-204]	88.4 ± 7.6	[73.3 – 94.7]
L	21.6 ± 20.2	[6-66]	85.9 ± 14.5	[49.2– 97]
LPB	35.8 ± 28.7	[8-88]	82.6 ± 9.9	[65.5 – 93.1]



Διάγραμμα 14. Διάγραμμα συγκεντρώσεων TSS για τις μονάδες (Αραιωμένη Εισροή, C, ZL, PB, P)

Η αραιωμένη εισροή (1:8) παρουσιάζει μέση τιμή συγκέντρωσης TSS ίση με 217.8 ± 119.5 mg/L, με εύρος τιμών από 66 έως 405 mg/L, γεγονός που καταδεικνύει την υψηλή επιβάρυνση του εισερχόμενου λύματος με αιωρούμενα στερεά. Στη δεξαμενή C, η οποία περιέχει LECA και ζεόλιθο χωρίς φυτοκάλυψη, η μέση τιμή συγκέντρωσης TSS ανέρχεται σε 28.4 ± 30.1 mg/L, με εύρος τιμών από 8 έως 120 mg/L. Η χαμηλή συγκέντρωση TSS στην εν λόγω δεξαμενή μπορεί να αποδοθεί στην ικανότητα προσρόφησης και παγίδευσης αιωρούμενων σωματιδίων από τη LECA και τον ζεόλιθο, καθώς και στην απουσία φυτοκάλυψης που θα μπορούσε να αναστείλει την καθίζηση. Στη δεξαμενή ZL, η οποία περιέχει ζεόλιθο και LECA με φυτοκάλυψη μίγματος P. Australis και A. Donax, η μέση τιμή συγκέντρωσης TSS ανέρχεται σε 23.5 ± 15.6 mg/L με εύρος τιμών από 3 έως 58 mg/L. Η δεξαμενή PB, η οποία περιέχει ανακυκλωμένο πλαστικό και biochar, παρουσιάζει μέση τιμή συγκέντρωσης TSS ίση με 33.8 ± 34.5 mg/L, με εύρος τιμών από 0 έως 113 mg/L. Η παρουσία του biochar, το οποίο έχει υψηλό πορώδες και ικανότητα κατακράτησης σωματιδίων, μπορεί να συμβάλλει στη συγκράτηση των αιωρούμενων στερεών. Στη δεξαμενή P, η οποία περιέχει πλαστικό με φυτοκάλυψη, η μέση τιμή συγκέντρωσης TSS ανέρχεται σε 44.2 ± 63.5 mg/L, με εύρος τιμών από 5 έως 204 mg/L. Η αυξημένη τιμή TSS ενδεχομένως σχετίζεται με τη λιγότερο αποτελεσματική κατακράτηση στερεών από το πλαστικό, καθώς και με την ανάδευση που προκαλείται από τις ρίζες των φυτών. Οι διακυμάνσεις στις συγκεντρώσεις των TSS μπορούν να αποδοθούν κυρίως στις ιδιότητες των πληρωτικών υλικών. Η σημαντική διηθητική ικανότητα του ζεόλιθου και της LECA βοηθά στη μείωση των αιωρούμενων στερεών (TSS), επειδή αυτά τα υλικά διαθέτουν πορώδη δομή και μεγάλο ειδικό εμβαδόν επιφάνειας. Έτσι, δρουν ως φίλτρα που παγιδεύουν τα αιωρούμενα στερεά και μειώνουν τη συγκέντρωσή τους στο νερό. Η διηθητική δράση αυτών των υλικών εμποδίζει τη διέλευση των αιωρούμενων σωματιδίων, τα οποία είτε κατακρατούνται στη δομή τους είτε καθιζάνουν ευκολότερα,

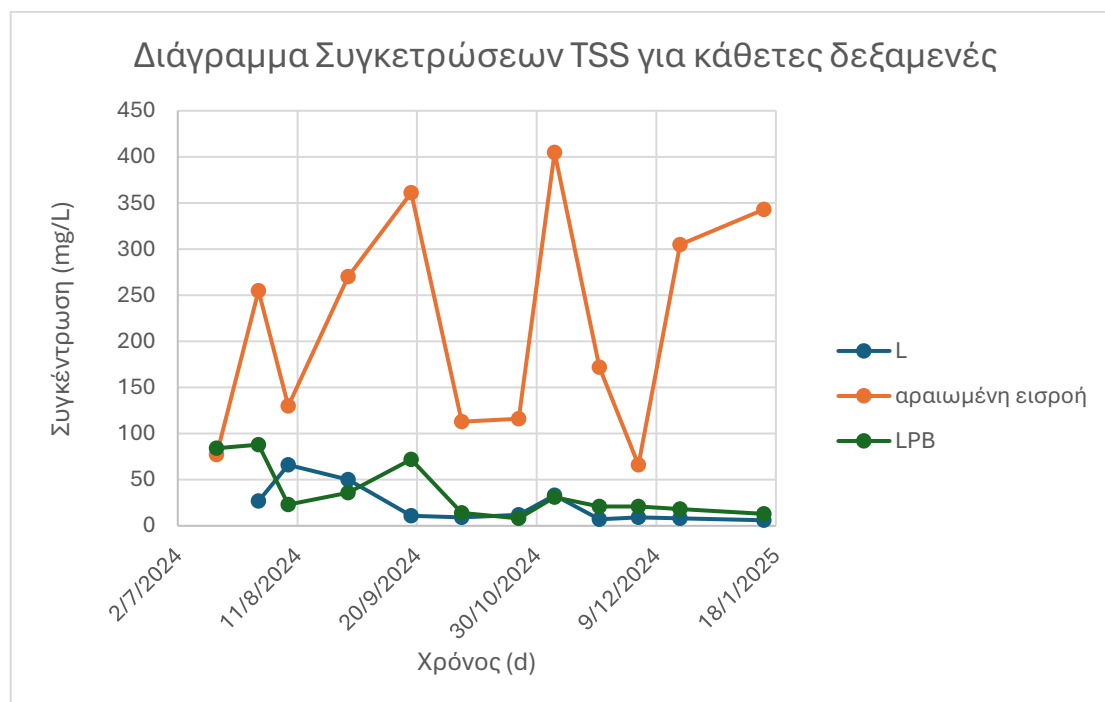
με αποτέλεσμα τη βελτιωμένη ποιότητα του επεξεργασμένου νερού όσον αφορά τα TSS (Stefanakis, 2022; Vymazal, 2014).



Διάγραμμα 15. Διάγραμμα απομάκρυνσης TSS (%) για τις μονάδες (C,ZL,PB,P)

Από τα δεδομένα που παρουσιάζονται παραπάνω, παρατηρείται ότι η δεξαμενή C παρουσιάζει τη μεγαλύτερη απομάκρυνση με μέση τιμή $87 \pm 9.8\%$ και εύρος τιμών $[68.2 - 96.1\%]$. Η υψηλή απόδοση στη συγκεκριμένη δεξαμενή αποδίδεται στην ικανότητα του ζεόλιθου να συγκρατεί σωματίδια και αιωρούμενα στερεά, λόγω των υψηλών πορωδών χαρακτηριστικών του και της ικανότητας ανταλλαγής ιόντων (Vymazal, 2007). Η δεξαμενή ZL εμφανίζει επίσης υψηλή απομάκρυνση με μέση τιμή $84.9 \pm 10.3\%$ και εύρος τιμών $[66.4 - 99.3\%]$. Το υψηλό ποσοστό απομάκρυνσης αποδίδεται στις ιδιότητες του ζεόλιθου, οι οποίες αναφέρονται και παραπάνω (Stefanakis, 2022). Η δεξαμενή PB παρουσιάζει μέση απομάκρυνση $84.4 \pm 14\%$ με εύρος τιμών $[66.9 - 96.3\%]$, που είναι ένα αρκετά ικανοποιητικό ποσοστό. Το biochar ενισχύει τη συγκράτηση σωματιδίων χάρη στη μεγάλη ειδική επιφάνεια και την ικανότητα προσρόφησης οργανικών και ανόργανων ρύπων (Rossmann et al., 2014). Ωστόσο, οι διακυμάνσεις στα ποσοστά απομάκρυνσης μπορεί να αποδοθούν στην περιορισμένη σταθερότητα των πλαστικών σωματιδίων, τα οποία ενδέχεται να αποσπώνται λόγω των μεταβολών της ροής (Kapellakis et al., 2012). Η δεξαμενή P (πλαστικό) παρουσιάζει τη μεγαλύτερη απομάκρυνση με μέση τιμή $88.4 \pm 7.6\%$ και εύρος τιμών $[73.3 - 94.7\%]$. Η χρήση πλαστικού χωρίς πρόσθετα υλικά με υψηλή ικανότητα συγκράτησης σωματιδίων φαίνεται να περιορίζει την αποδοτικότητα απομάκρυνσης. Η διακύμανση των ποσοστών απομάκρυνσης αποδίδεται σε μεταβολές της παροχής και των χαρακτηριστικών των εισροών, καθώς και στην παρουσία φυτοκόλυσης και πληρωτικών υλικών με διαφορετικές φυσικοχημικές ιδιότητες. Η παρουσία βλάστησης, αν και συμβάλλει εν μέρει στην απομάκρυνση μέσω της δημιουργίας μικροβιακών κοινοτήτων στις ρίζες, δεν αρκεί για να επιτύχει σημαντική βελτίωση στα επίπεδα απομάκρυνσης χωρίς τα κατάλληλα πληρωτικά

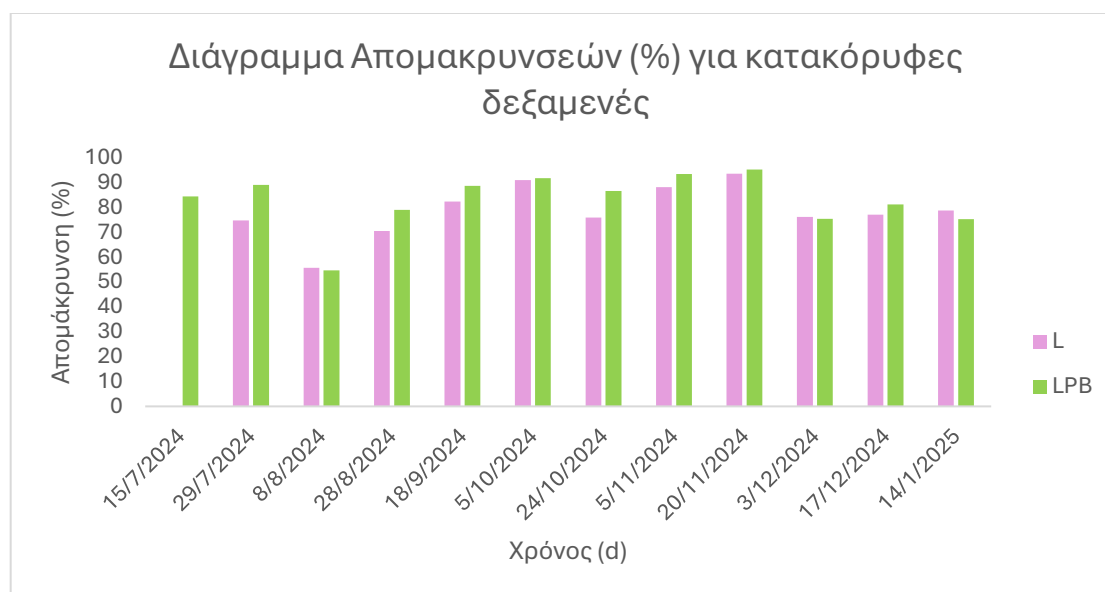
υλικά (Herounim et al., 2011). Συμπερασματικά, οι δεξαμενές που περιέχουν ζεόλιθο (C και ZL) φαίνεται να υπερέχουν ως προς την απομάκρυνση των TSS, κυρίως λόγω των προσροφητικών ιδιοτήτων του υλικού. Η χρήση biochar και πλαστικού υλικού στην PB αποδίδει σχετικά καλά, ενώ η χρήση μόνο πλαστικού (P) παρουσιάζει επίσης υψηλά ποσοστά απομάκρυνσης, τονίζοντας τη σημασία των πληρωτικών υλικών υψηλής πορώδους και της βιολογικής δραστηριότητας (Vymazal, 2007; Stefanakis, 2022).



Διάγραμμα 16. Διάγραμμα συγκεντρώσεων ολικών φαινολών για τις μονάδες (Αραιωμένη Εισροή, L, LPB)

Η δεξαμενή L, πληρωμένη αποκλειστικά με LECA και φυτοκάλυψη *P. australis* και *A. Donax*, καταγράφει τις χαμηλότερες συγκεντρώσεις TSS, με μέση τιμή 21.6 ± 20.2 mg/L και εύρος τιμών 6–66 mg/L. Η αποδοτικότητα αυτής της δεξαμενής αποδίδεται στην παρουσία της φυτοκάλυψης, η οποία βελτιώνει τη διήθηση και την καθίζηση των στερεών σωματιδίων λόγω της ανάπτυξης ριζών και της βελτίωσης της συνοχής του υποστρώματος. Η δεξαμενή LPB, η οποία περιέχει πλαστικό, LECA, biochar και φυτοκάλυψη με τα ίδια φυτά, παρουσιάζει υψηλότερη συγκέντρωση TSS σε σχέση με τη δεξαμενή L, με μέση τιμή 35.8 ± 28.7 mg/L και εύρος τιμών 8–88 mg/L. Η παρουσία biochar συμβάλλει σε υψηλότερη συγκράτηση αιωρούμενων στερεών λόγω της αυξημένης επιφάνειας και της απορροφητικής ικανότητας, ωστόσο η διατήρηση των σωματιδίων μπορεί να προάγει τη συσσώρευση αιωρούμενων σωματιδίων και μικροβιακής βιομάζας, γεγονός που ενδεχομένως να προκαλεί προσωρινή αύξηση των TSS στις εκροές, ενώ ταυτόχρονα το πλαστικό δεν προσφέρει καμία ενίσχυση σχετικά με την απομάκρυνση των στερεών λόγω των περιορισμένων ιδιοτήτων του (Rossmann et al., 2014). Αναφορικά με τις διακυμάνσεις των τιμών TSS στο διάγραμμα, παρατηρούνται αυξομειώσεις, οι οποίες σχετίζονται κυρίως με διακυμάνσεις στην

ποιότητα της εισόδου των λυμάτων, καθώς και με ενδεχόμενες μεταβολές στις περιβαλλοντικές συνθήκες (όπως οι βροχοπτώσεις), οι οποίες ενισχύουν τη διαρροή σωματιδίων στις δεξαμενές επεξεργασίας. Η παρουσία της φυτοκάλυψης στις δεξαμενές L και LPB συμβάλλει στη σταθεροποίηση των αιωρούμενων στερεών λόγω της φυσικής κατακράτησης και της καθίζησης σωματιδίων μέσω του πυκνού ριζικού συστήματος (Vymazal, 2007). Συμπερασματικά, η δεξαμενή L παρουσιάζει την καλύτερη αποδοτικότητα στην απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών, ενώ η δεξαμενή LPB εμφανίζει μικρότερη απόδοση πιθανώς λόγω της συσσώρευσης βιομάζας στο biochar. Η ενίσχυση της φυσικοχημικής διεργασίας μέσω της φυτοκάλυψης φαίνεται να αποτελεί σημαντικό παράγοντα για τη βελτίωση της ποιότητας των εκροών.



Διάγραμμα 17. Διάγραμμα απομάκρυνσης TSS (%) για τις μονάδες (L, LPB)

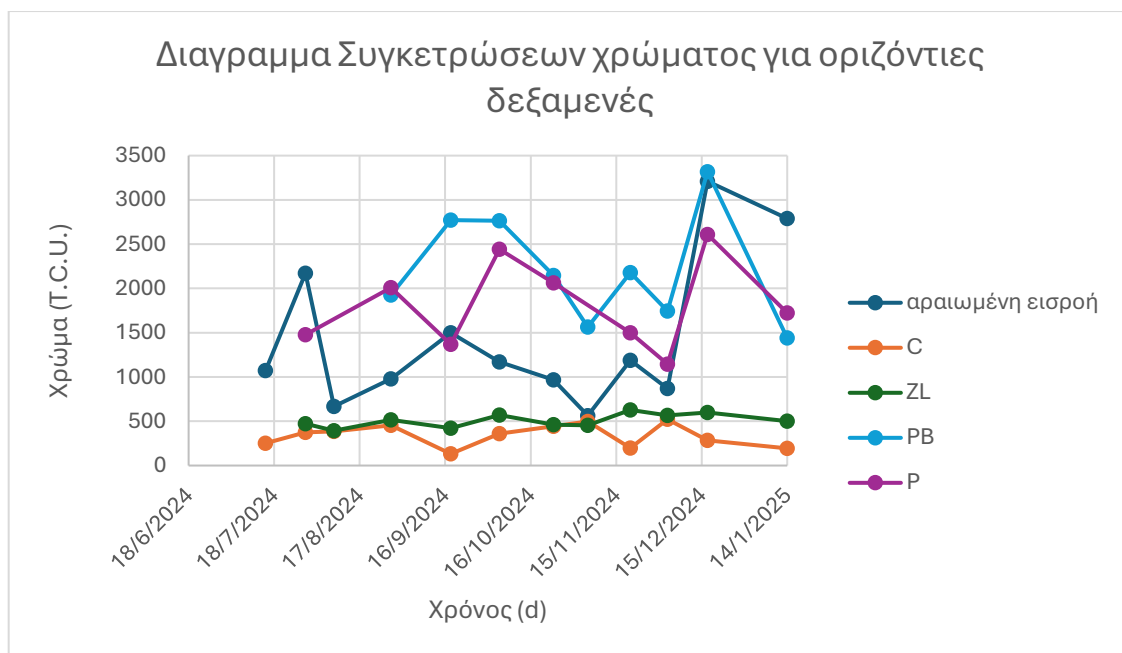
Η απομάκρυνση των ολικών αιωρούμενων στερεών (TSS) στις εκροές των δεξαμενών L και LPB παρουσιάζει αρκετά ικανοποιητικά ποσοστά, όπως φαίνεται από τον πίνακα και το διάγραμμα. Συγκεκριμένα, η μέση τιμή απομάκρυνσης για τη δεξαμενή L είναι $85.9 \pm 14.5\%$ με εύρος τιμών απομάκρυνσης 49.2 - 97%, ενώ για τη δεξαμενή LPB η μέση απομάκρυνση είναι $82.6 \pm 9.9\%$ με εύρος 65.5 - 93.1%. Οι τιμές αυτές υποδεικνύουν ότι και οι δύο δεξαμενές επιτυγχάνουν υψηλή αποτελεσματικότητα στην απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών, γεγονός που οφείλεται τόσο στη χρήση των πληρωτικών υλικών. Η δεξαμενή LPB, η οποία περιέχει πλαστικό, LECA και biochar, φαίνεται να επιτυγχάνει ελαφρώς χαμηλότερη απόδοση σε σχέση με τη δεξαμενή L, διότι η χρήση του πλαστικού ως πληρωτικό υλικό δεν ενισχύει την απομάκρυνση και δεν δρα συνεργατικά με τα υπόλοιπα υλικά πλήρωσης τα οποία χαρακτηρίζονται για το υψηλό πορώδες τους και επακόλουθα τα υψηλά ποσοστά απορρόφησής τους. Η δεξαμενή L, αν και στερείται biochar, αξιοποιεί τη LECA για τη μείωση των TSS. Η υψηλή αποδοτικότητα της LECA οφείλεται στη δομή της, που προάγει τη διήθηση και τη φυσική καθίζηση των στερεών. Η φυτοκάλυψη ενισχύει την απόδοση προσφέροντας επιπλέον επιφάνειες πρόσφυσης για μικροβιακές αποικίες και μηχανική σύλληψη των στερεών από τις ρίζες. Οι διακυμάνσεις στα ποσοστά απομάκρυνσης μπορεί να αποδοθούν σε διάφορους παράγοντες, όπως η ποικιλία των αιωρούμενων σωματιδίων στα εισερχόμενα λύματα, η διακύμανση της παροχής και των συνθηκών λειτουργίας

του συστήματος αερισμού, καθώς και οι διαφοροποιήσεις στη βιομάζα και την ανάπτυξη των φυτών κατά τη διάρκεια της μελέτης. Η συνολική αποδοτικότητα των συστημάτων αυτών επιβεβαιώνει τη σημαντική συμβολή τόσο των πληρωτικών υλικών όσο και της φυτοκάλυψης στη μείωση των αιωρούμενων στερεών από τα λύματα ελαιοτριβείου, όπως έχει αναφερθεί και σε προηγούμενες μελέτες. Η χρήση biochar ειδικότερα έχει αποδειχθεί ευεργετική για την απομάκρυνση των TSS σε συστήματα TY (Rossmann et al., 2014; Vymazal, 2007), ενώ η εφαρμογή LECA σε συνδυασμό με φυτικά συστήματα έχει επιβεβαιώσει τη συμβολή της στη βελτίωση της ποιότητας του νερού (Kapellakis et al., 2012; Stefanakis, 2022).

4.2.2.12. Χρώμα

Πίνακας 17. Αποτελέσματα Μετρήσεων Χρώματος

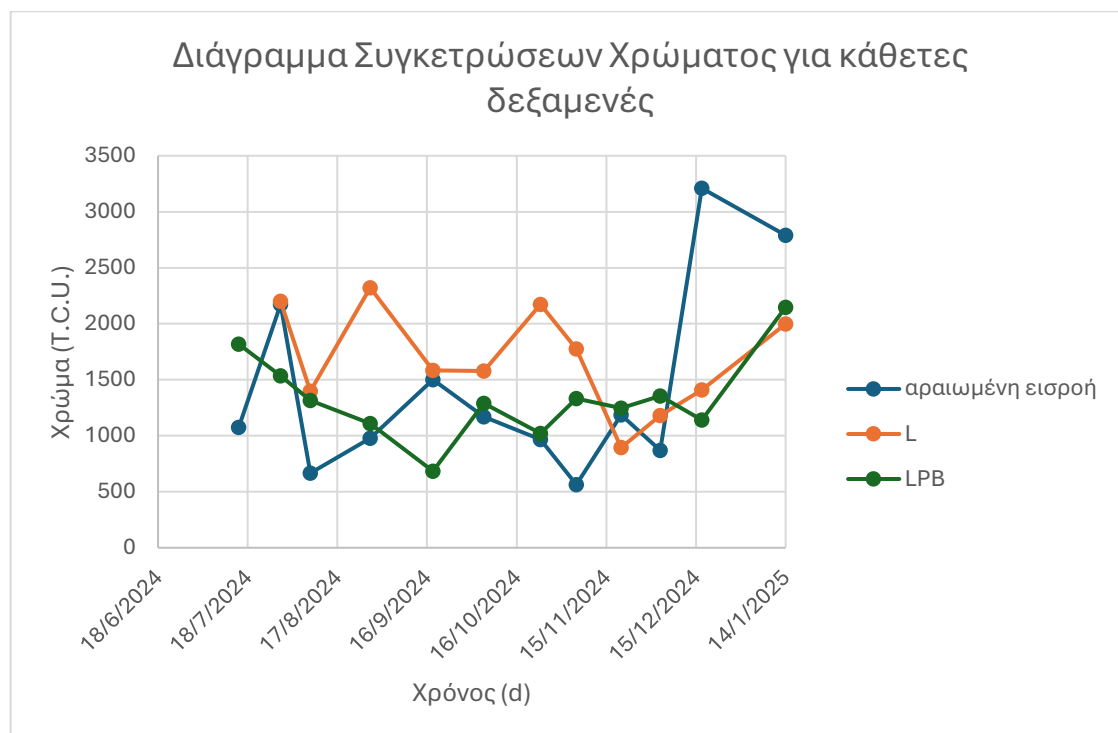
Χρώμα (TCU)	Μέση Τιμή	[ελάχιστη- μέγιστη]
Αραιωμένη εισροή (1:8)	1429 ± 847.1	[966-2790]
C	341.5 ± 128	[132-456]
ZL	508 ± 75.3	[422-628]
PB	2206.7 ± 628.6	[1440-2772]
P	1815.3 ± 499.4	[1368-2064]
L	1683.3 ± 455.5	[894-2322]



Διάγραμμα 18. Διάγραμμα Χρώματος για τις μονάδες (Αραιωμένη Εισροή, C, ZL,PB, P)

Η συγκέντρωση του χρώματος (TCU) στις εκροές των δεξαμενών παρουσιάζει σημαντικές διακυμάνσεις, ανάλογα με το είδος της δεξαμενής και τα υλικά πληρώσεως που χρησιμοποιήθηκαν. Από τα δεδομένα του πίνακα 4.12 και του διαγράμματος 4.33, παρατηρείται ότι οι μέσες τιμές του χρώματος στις εκροές διαφέρουν σημαντικά μεταξύ των δεξαμενών. Η αραιωμένη εισροή (1:8) παρουσίασε μέση τιμή 1429 ± 847.1 TCU, με εύρος τιμών από 966 έως 2790 TCU. Οι δεξαμενές C και ZL, οι οποίες διαθέτουν LECA και ζεόλιθο, είχαν τις χαμηλότερες μέσες συγκεντρώσεις χρώματος, με τιμές 341.5 ± 128 TCU και 508 ± 75.3 TCU αντίστοιχα. Αντίθετα, οι δεξαμενές PB και P, οι οποίες περιέχουν ανακυκλωμένο πλαστικό και biochar (PB) και αποκλειστικά πλαστικό (P) αντίστοιχα, παρουσιάζουν σημαντικά υψηλότερες συγκεντρώσεις χρώματος στις εκροές τους. Συγκεκριμένα, η μέση τιμή χρώματος στην εκροή της δεξαμενής PB είναι 2206.7 ± 628.6 TCU, ενώ στη δεξαμενή P είναι 1815.3 ± 499.4 TCU. Αυτές οι αυξημένες τιμές χρώματος πιθανώς οφείλονται στην παρουσία οργανικών ενώσεων και χρωστικών ουσιών που δεν απομακρύνονται αποτελεσματικά από τα συγκεκριμένα πληρωτικά υλικά, ιδίως το biochar, το οποίο έχει την τάση να συγκρατεί οργανικές ενώσεις που συνεισφέρουν στο χρώμα του αποβλήτου (Wu et al., 2019). Στις δεξαμενές οριζόντιας ροής, η δεξαμενή ZL με LECA και ζεόλιθο δείχνει τη μικρότερη συγκέντρωση χρώματος (508 ± 75.3 TCU), γεγονός που υποδεικνύει την αποτελεσματική προσρόφηση και απομάκρυνση χρωστικών ουσιών μέσω των φυσικοχημικών διεργασιών προσρόφησης και ανταλλαγής ιόντων στον ζεόλιθο (Stefanakis, 2022). Η δεξαμενή C, η οποία περιέχει μόνο LECA και ζεόλιθο χωρίς φυτοκάλυψη, επίσης καταφέρνει να διατηρήσει χαμηλές συγκεντρώσεις χρώματος λόγω των φυσικοχημικών ιδιοτήτων των υλικών πληρώσεως, οι οποίες προάγουν την απομάκρυνση οργανικών ενώσεων. Συμπερασματικά, οι δεξαμενές που βασίζονται σε ζεόλιθο και LECA (ZL και C) εμφανίζουν σαφώς καλύτερες επιδόσεις στην απομάκρυνση του χρώματος από τις δεξαμενές που περιέχουν biochar και πλαστικό (PB και P). Η αποτελεσματικότητα του ζεόλιθου οφείλεται κυρίως στην υψηλή ικανότητα ανταλλαγής ιόντων και την προσρόφηση ανόργανων και οργανικών χρωστικών ουσιών, ενώ η παρουσία πλαστικού φαίνεται να μειώνει την αποδοτικότητα απομάκρυνσης χρώματος λόγω της χαμηλής προσροφητικής ικανότητας και της

συσσώρευσης οργανικών ενώσεων στις επιφάνειές του (Kapellakis et al., 2012; Stefanakis et al., 2022).



Διάγραμμα 19. Διάγραμμα χρώματος για τις μονάδες (Αραιωμένη Εισροή, L, LPB)

Η συγκέντρωση του χρώματος (TCU) στις εκροές των δεξαμενών L και LPB παρουσιάζει διακυμάνσεις που σχετίζονται με τα διαφορετικά πληρωτικά υλικά και τις συνθήκες λειτουργίας των κατακόρυφων δεξαμενών. Σύμφωνα με τον πίνακα 4.12, η μέση τιμή του χρώματος στις εκροές της δεξαμενής L είναι 1683.3 ± 455.5 TCU, ενώ για τη δεξαμενή LPB η μέση τιμή ανέρχεται στα 1333 ± 376.2 TCU. Οι μέγιστες τιμές για την L είναι 2322 TCU και για την LPB 2148 TCU, ενώ οι ελάχιστες τιμές είναι 894 TCU και 684 TCU, αντίστοιχα. Το υψηλό επίπεδο χρώματος στη δεξαμενή L μπορεί να αποδοθεί στην αυξημένη συγκράτηση οργανικών ουσιών από το LECA και στη συσσώρευση φαινολικών ενώσεων από τα απόβλητα ελαιολιβεύου. Η υψηλή πορώδης επιφάνεια του LECA ευνοεί τη συγκράτηση χρωμοφόρων ουσιών, ενώ η αερόβια αποδόμηση ενδέχεται να μην είναι επαρκής για την πλήρη αποχρωματοποίηση (Kapellakis et al., 2012). Αντίθετα, η δεξαμενή LPB παρουσιάζει χαμηλότερες τιμές συγκέντρωσης χρώματος, γεγονός που μπορεί να αποδοθεί στην παρουσία biochar και πλαστικού, τα οποία ενισχύουν την απορρόφηση και την προσρόφηση οργανικών ρύπων, συμπεριλαμβανομένων των χρωμοφόρων ενώσεων. Το biochar, με την υψηλή ειδική επιφάνεια και το πορώδες του, παρέχει ένα περιβάλλον αυξημένης μικροβιακής δραστηριότητας και απορρόφησης, μειώνοντας έτσι τη συγκέντρωση του χρώματος (Wu et al., 2019). Ωστόσο, παρατηρούνται διακυμάνσεις στη συγκέντρωση χρώματος κατά τη διάρκεια του πειράματος, οι οποίες σχετίζονται με αλλαγές στη σύνθεση των αποβλήτων και στη μικροβιακή δραστηριότητα εντός των συστημάτων (Herounim et al., 2011). Συμπερασματικά, η δεξαμενή LPB εμφανίζει σαφώς καλύτερη απομάκρυνση του χρώματος συγκριτικά με την L, κυρίως λόγω της παρουσίας του biochar και της πλαστικής δομής, που ενισχύουν την απορρόφηση των χρωμοφόρων ουσιών.'

Κεφάλαιο 5ο : Συμπεράσματα και Προτάσεις

5.1. Συμπεράσματα

Η συγκριτική αξιολόγηση των συστημάτων τεχνητών υδροβιότοπων ανέδειξε ως πιο αποδοτική τη δεξαμενή C, οριζόντιας ροής, η οποία περιέχει LECA και ζεόλιθο χωρίς φυτική κάλυψη. Η δεξαμενή αυτή παρουσίασε τις υψηλότερες τιμές απομάκρυνσης οργανικών ρύπων (COD και BOD₅), φωσφόρου (TP) και ολικού αζώτου (TN), αποδεικνύοντας τη μεγάλη προσροφητική ικανότητα του ζεόλιθου και του LECA. Αν και η φυτοκάλυψη ενισχύει τη βιολογική δράση και τη σταθεροποίηση των συστημάτων, τα αποτελέσματα δείχνουν πως η απουσία της στη C δεν επηρέασε αρνητικά την αποδοτικότητα, γεγονός που υπογραμμίζει τη σημασία της σωστής επιλογής πληρωτικών υλικών. Από την άλλη, τα κατακόρυφης ροής συστήματα, ειδικά η δεξαμενή LPB, παρουσίασαν επίσης ιδιαίτερα ικανοποιητικές αποδόσεις, με σταθερή απομάκρυνση COD, BOD₅ και TN, γεγονός που αποδίδεται στον συνδυασμό biochar, LECA και πλαστικού, σε συνέργεια με φυτοκάλυψη. Η κατακόρυφη ροή ενισχύει τις διεργασίες νιτροποίησης και απονιτροποίησης λόγω εναλλαγών μεταξύ αερόβιων και αναερόβιων ζωνών, προσφέροντας ένα δυναμικό περιβάλλον για μικροβιακή δραστηριότητα. Το biochar, ειδικά σε συνδυασμό με LECA, εμφανίζεται ως ιδιαίτερα αποτελεσματικό υλικό λόγω της υψηλής προσροφητικής του ικανότητας, της σταθερότητάς του και της ικανότητάς του να ενισχύει τη βιοαποδόμιση. Αντιθέτως, το ανακυκλωμένο πλαστικό αποδείχθηκε λιγότερο αποδοτικό ως πληρωτικό υλικό, παρουσιάζοντας χαμηλή προσροφητική ικανότητα και συμβάλλοντας ελάχιστα στη μείωση ρύπων, παρότι υποστηρίζει τη δομή του υποστρώματος. Συνολικά, η βιβλιογραφία επιβεβαιώνει πως τα υλικά με υψηλή ειδική επιφάνεια (όπως ο ζεόλιθος και το biochar) και η υδραυλική δομή των συστημάτων αποτελούν τους κρίσιμους παράγοντες για τη βέλτιστη απόδοση, ενώ η επιλογή μεταξύ οριζόντιας ή κατακόρυφης ροής εξαρτάται από τους επιδιωκόμενους στόχους και τις περιβαλλοντικές συνθήκες λειτουργίας του συστήματος. Όσον αφορά το pH, παρατηρήθηκε γενικά μια τάση σταθεροποίησης προς ουδέτερες ή ελαφρώς αλκαλικές τιμές, τόσο στις δεξαμενές οριζόντιας όσο και κατακόρυφης ροής. Αυτό αποδίδεται κυρίως στη δράση πληρωτικών υλικών όπως ο ζεόλιθος και το biochar, τα οποία διαθέτουν ιοντοανταλλακτικές και ρυθμιστικές ιδιότητες, καθώς και στην παρουσία φυτών, που μέσω ριζικών εκκρίσεων και μικροβιακής δράσης συμβάλλουν στη ρύθμιση της χημικής ισορροπίας του υποστρώματος. Το pH διατηρήθηκε εντός των αποδεκτών ορίων για διάθεση, χωρίς σημαντικές διακυμάνσεις κατά τη διάρκεια της πειραματικής περιόδου, γεγονός που υποδηλώνει καλή χημική σταθερότητα του συστήματος. Αντίστοιχα, η ηλεκτρική αγωγιμότητα (EC) εμφάνισε διακυμάνσεις σε μικρό βαθμό, επηρεαζόμενη κυρίως από τα πληρωτικά υλικά και τις εποχικές συνθήκες. Οι τιμές EC παρέμειναν σχετικά σταθερές στις περισσότερες μονάδες, με μικρές αυξομειώσεις λόγω πιθανής έκπλυσης ιόντων κατά τις περιόδους έντονης βροχόπτωσης ή διαφοροποιήσεων στη ροή. Υλικά όπως το biochar και LECA φαίνεται να συμβάλλουν σε αυξημένη συγκράτηση αλάτων, ενώ ο ζεόλιθος ενισχύει τη δέσμευση ανιόντων, οδηγώντας σε συνολικά σταθεροποιημένο προφίλ αγωγιμότητας. Συμπερασματικά, και οι δύο δείκτες (pH και EC) διατηρήθηκαν εντός ορίων, καταδεικνύοντας την ικανότητα των συστημάτων να λειτουργούν υπό σταθερές χημικές συνθήκες. Συνοψίζοντας από τα παραπάνω η συνολική απόδοση των συστημάτων αναδεικνύει τη δυνατότητα αξιοποίησής τους ως αποτελεσματικές και βιώσιμες τεχνολογίες για την επεξεργασία βιομηχανικών υγρών αποβλήτων, ιδιαίτερα όταν αυτά χαρακτηρίζονται από υψηλό οργανικό και θρεπτικό φορτίο. Η σε βάθος κατανόηση του ρόλου των πληρωτικών υλικών και της φυτοκάλυψης, σε συνδυασμό με τη βελτιστοποίηση των συνθηκών υδραυλικής ροής

και αερισμού, μπορεί να συμβάλει καθοριστικά στη μεγιστοποίηση της αποδοτικότητας των συστημάτων. Επιπλέον, η διερεύνηση της μακροχρόνιας λειτουργικής σταθερότητας και της αντοχής των υλικών σε πραγματικές συνθήκες αποτελεί απαραίτητο βήμα για την ευρύτερη εφαρμογή τους, ενισχύοντας τον ρόλο των τεχνητών υγροβιότοπων ως βιώσιμων λύσεων στη διαχείριση αποβλήτων σε βιομηχανική κλίμακα.

5.2. Προτάσεις

Στην συνέχεια παρουσιάζονται μερικές προτάσεις με στόχο την περαιτέρω βελτίωση της απόδοσης των συστημάτων τεχνητών υγροβιότοπων μπορεί να επιτευχθεί με στενευμένες και πρακτικά εφαρμόσιμες παρεμβάσεις. Μια από τις πιο άμεσες ενέργειες είναι η προσθήκη ζεόλιθου σε δεξαμενές που εμφανίζουν μειωμένη αποδοτικότητα, όπως αυτές με αποκλειστική χρήση πλαστικού. Ο ζεόλιθος είναι ένα φυσικό πορώδες ορυκτό με ισχυρές ιοντοανταλλακτικές ιδιότητες, που βοηθά σημαντικά στη δέσμευση αμμωνιακών και φωσφορικών ιόντων, βελτιώνοντας έτσι την ποιότητα των εκροών (Kadlec & Wallace, 2009· Stefanakis et al., 2014). Επιπλέον, το biochar, το οποίο χρησιμοποιήθηκε ήδη σε κάποιες δεξαμενές, θα μπορούσε να ενεργοποιηθεί προκαταρκτικά πριν την εφαρμογή του. Η ενεργοποίηση αυτή, δηλαδή το «μούλιασμα» του υλικού σε αραιό διάλυμα θρεπτικών, μειώνει την αρχική έκπλυση οργανικών ενώσεων, κάνοντας το biochar πιο σταθερό και αποτελεσματικό ως προσροφητικό μέσο από την πρώτη στιγμή λειτουργίας (Wu et al., 2014· Herounim et al., 2011). Μια άλλη σημαντική παρέμβαση αφορά τη βελτίωση της οξυγόνωσης του συστήματος, κυρίως στις κατακόρυφες μονάδες, με την εγκατάσταση απλών συστημάτων χαμηλής έντασης αερισμού. Αυτά μπορεί να είναι παθητικά ή να λειτουργούν διακοπτόμενα με τη βοήθεια μικρών ηλιακών ή ηλεκτρικών διαχυτών αέρα. Η παρουσία οξυγόνου είναι κρίσιμη για τη λειτουργία των νιτροποιητικών και απονιτροποιητικών βακτηρίων, ιδιαίτερα κατά τη διάρκεια των χειμερινών μηνών, όπου οι θερμοκρασίες πέφτουν και η μικροβιακή δραστηριότητα μειώνεται (Jamieson et al., 2003· Vymazal, 2007). Παράλληλα, η εναλλασσόμενη φόρτιση (batch feeding) στις κατακόρυφες κλίνες, δηλαδή η παροχή των αποβλήτων σε διαστήματα και όχι συνεχώς, μπορεί να ενισχύσει τον αερισμό του υποστρώματος και να δημιουργήσει εναλλαγές μεταξύ αερόβιων και αναερόβιων συνθηκών, οι οποίες είναι απαραίτητες για την πλήρη αποικοδόμηση των οργανικών ενώσεων (Stefanakis et al., 2014· Tsihrintzis et al., 2012). Επιπλέον, η διεύρυνση της βιοποικιλότητας των φυτικών ειδών, με την εισαγωγή τρίτου είδους όπως *Typha* ή *Juncus*, θα μπορούσε να ενισχύσει τη συνολική σταθερότητα του συστήματος, καθώς διαφορετικά φυτά προσφέρουν ποικιλία ριζικών δομών και εκκρίσεων, υποστηρίζοντας τη μικροβιακή κοινότητα με διαφορετικούς τρόπους (Vymazal, 2011· Kadlec & Wallace, 2009). Παράλληλα, η υβριδική λειτουργία των δεξαμενών, δηλαδή ο συνδυασμός κατακόρυφης και οριζόντιας ροής σε σειρά (π.χ. πρώτα κατακόρυφη για απομάκρυνση COD και στη συνέχεια οριζόντια για νιτρικά και φωσφορικά), μπορεί να συνδυάσει τα πλεονεκτήματα των δύο συστημάτων σε ένα ενιαίο κύκλο επεξεργασίας (Stefanakis, 2022· Mitsch et al., 2012).

ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ:

Διαδίκτυο:

- <https://penteli.meteo.gr/stations/chania/>

1. Akratos, C. S., & Tsihrintzis, V. A. (2007). Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 29(2), 173-191. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.06.013>
2. Chiavola, A., Farina, R., & Stoller, M. (2014). Olive mill wastewater treatment by combined membrane processes. *Desalination and Water Treatment*, 52(4-6), 1475-1480. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.801395>
3. Kadlec, R. H., & Knight, R. L. (1996). *Treatment Wetlands*. CRC Press.
4. Kalogerakis, N. (2013). Olive mill wastewater management: A review of conventional and alternative treatment methods. *Science of the Total Environment*, 461-462, 29-41. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.04.021>
5. Massi, C. (2015). Advances in olive mill wastewater treatment: Sustainable approaches and environmental impact assessment. *Journal of Environmental Science and Engineering*, 9(4), 567-580.
6. Paraskeva, P., & Diamadopoulos, E. (2006). Technologies for olive mill wastewater (OMW) treatment: A review. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 81(9), 1475-1485. <https://doi.org/10.1002/jctb.1553>
7. Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 380(1-3), 48-65. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>
8. Yang, L., Chang, H. T., & Huang, M. (2001). Nutrient removal in gravel- and soil-based wetland microcosms with and without vegetation. *Ecological Engineering*, 18(1), 91-105. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(01\)00072-5](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(01)00072-5)
9. Jaradat, A., Alatrash, M., Qasaimeh, A., & Halalsheh, M. (2018). The use of constructed wetlands for olive mill wastewater treatment. *Environmental Technology & Innovation*, 10, 303-311. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2018.03.006>
10. Ελληνική Στατιστική Αρχή (ΕΛΣΤΑΤ). (2009). Στατιστικά στοιχεία ελαιοπαραγωγής στην Ελλάδα.
11. National Research Council. (1995). *Wetlands: Characteristics and Boundaries*. National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/4766>
12. Phillips, P. (1995). The Role of Wetlands in Water Quality Improvement. *Environmental Science & Technology*, 29(1), 123-131.
13. Shiklomanov, I. A., & Sokolov, A. A. (1983). Methods for Water Quality Assessment in Natural and Constructed Wetlands. *Hydrological Sciences Journal*, 28(4), 367-384.
14. Stefanakis, A. (2000). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Hot and Arid Climates. *Environmental Engineering Journal*, 15(2), 89-105.
15. Phillips, P. (1995). Constructed Wetlands: An Alternative for Wastewater Treatment. *Water Environment Research*, 67(4), 789-796.
16. Shiklomanov, I. A., & Sokolov, A. A. (1983). Methods of Wastewater Treatment by Natural Systems. *Hydrological Processes*, 5(2), 221-228.
17. Stefanakis, A. I., Akratos, C. S., & Tsihrintzis, V. A. (2014). *Vertical Flow Constructed Wetlands—Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment*. Elsevier.
18. Stefanakis, A. I. (2018). *Constructed wetlands for wastewater treatment in hot and arid climates*. Springer.
19. Gikas, P., Tsihrintzis, V. A., Akratos, C. S., & Papadakis, N. (2018). Vertical flow constructed wetlands: Design and operation practices in Mediterranean climates. *Ecological Engineering*, 119, 48-58.
20. Kadlec, R. H., & Wallace, S. D. (2009). *Treatment Wetlands* (2nd ed.). CRC Press.

21. Riggio, A., La Rosa, D., & Tricoli, D. (2018). The role of vegetation in constructed wetlands: Case studies from the Mediterranean region. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(1), 23-34.
22. Tanner, C. C. (1996). Plants for constructed wetland treatment systems—a comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecological Engineering*, 7(1), 59-83.
23. Stefanakis, A. I. (2019). Constructed Wetlands: Description and Benefits of an Eco-Tech Water Treatment System. In *Constructed Wetlands for Industrial Wastewater Treatment* (pp. 1-28). Wiley.
24. Mlih, R., Ouazzani, N., & Mandi, L. (2020). Effect of Substrate Media on the Performance of Constructed Wetlands Treating Raw Wastewater in Arid and Semi-Arid Regions: A Comparative Study. *Environmental Technology*, 41(13), 1674-1685.
25. Gupta, S., Kua, H. W., & Low, J. S. C. (2020). Use of Biochar as a Filler Material in Concrete for Enhancing Resistance to Chloride-Induced Corrosion of Steel Reinforcement. *Construction and Building Materials*, 247, 118497.
26. García, J., Rousseau, D. P. L., Morató, J., Lesage, E., Matamoros, V., & Bayona, J. M. (2010). Contaminant Removal Processes in Subsurface-Flow Constructed Wetlands: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 40(7), 561-661.
27. Sygouni, V., et al. (2019). Treatment and valorization of olive mill wastewater: A comprehensive review. *Journal of Environmental Management*, 243, 167–175.
28. Kapellakis, I. E., Paranychianakis, N. V., Tsagarakis, K. P., & Angelakis, A. N. (2008). Treatment of olive mill wastewater with constructed wetlands. *Water*, 4(1), 260-271.
29. Mlih, R., Bydalek, F., Klumpp, E., Yaghi, N., Bol, R., & Wenk, J. (2020). Light-expanded clay aggregate (LECA) as a substrate in constructed wetlands—A review. *Ecological Engineering*, 148, 105783.
30. Johansson, L. (1997). The use of LECA (light expanded clay aggregates) for the removal of phosphorus from wastewater. *Water Science and Technology*, 35(5), 87–93.
31. Lange, J., Viklander, M., & Marsalek, J. (2020). Assessment of the effectiveness of different stormwater treatment systems: A review of field and laboratory studies. *Water Research*, 182, 115-129.
32. Viklander, M., Marsalek, J., & Malmquist, P. A. (2020). Field performance of stormwater treatment systems in cold climates. *Journal of Environmental Engineering*, 146(7), 1-15.
33. Mastral, A. M., & Berrueco, C. (2007). Thermal and catalytic pyrolysis of polyethylene. *Fuel Processing Technology*, 88(3), 337-344.
34. Prabuddha, S., et al. (2020). Impact of biochar on soil physical, chemical, and biological properties. *USDA Forest Service Research Paper*.
35. Wu, H., et al. (2019). Nano-biochar: recent progress, challenges, and opportunities for sustainable agriculture. *Frontiers in Microbiology*, 10, 1214870.
36. Lee, Y., et al. (2021). Advancing modified biochar for sustainable agriculture. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 1324533.
37. Haslam, S. M. (1972). Biological Flora of the British Isles: *P. Australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. *Journal of Ecology*, 60(2), 585-610.
38. Marks, M., Lapin, B., & Randall, J. (1994). *P. Australis* (*P. communis*): Threats, management, and monitoring. *Natural Areas Journal*, 14(4), 285-294.
39. Milke, M. W., Park, J. H., & Li, X. (2020). Performance of constructed wetlands for the removal of contaminants from wastewater: A review. *Environmental Pollution*, 259, 113841.

40. Ostendorp, W. (1995). The life cycle of reeds (*P. Australis*) and its applications in reed management. *Aquatic Botany*, 52(1-2), 29-71.
41. Idris, M. (2021). The use of *Arundo donax* in constructed wetlands: Evaluation of resilience and pollutant removal capacity. *Journal of Environmental Management*, 289, 112582.
42. Idris, M., Johnson, S., & Green, T. (2020). Heavy metal and organic pollutant removal from wastewater using *Arundo donax*. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(32), 40478–40490.
43. Al-Snafi, A. E. (2015). Application of *Arundo donax* in constructed wetlands for aquaculture wastewater treatment. *International Journal of Phytoremediation*, 17(8), 789–801.
44. Dingman, S. L. (1994). *Physical Hydrology*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice Hall.
45. Kapellakis, I. E., Paranychianakis, N. V., Tsagarakis, K. P., & Angelakis, A. N. (2012). Treatment of olive mill wastewater with constructed wetlands. *Water*, 4(1), 260-271.
46. Stefanakis, A. (Ed.). (2022). *Constructed wetlands for wastewater treatment in hot and arid climates*. Cham: Springer.
47. Herouvim, E., Akratos, C. S., Tekerlekopoulou, A., & Vayenas, D. V. (2011). Treatment of olive mill wastewater in pilot-scale vertical flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 37(6), 931-939.
48. Mayes, W. M. (2011). Wetland treatment at extremes of pH: A review. *Ecological Engineering*, 122, 25-34.
49. Wang, J., et al. (2022). Efficient removal mechanism of an electrical conductivity-enhanced constructed wetlands under particle accumulated conditions. *Environmental Science & Technology*, 56(4), 2004-2015.
50. Wu, S., Wallace, S., Brix, H., Kusch, P., Kirui, W. K., Masi, F., & Dong, R. (2014). Treatment of industrial wastewater by constructed wetlands: Performance, operation, and maintenance. *Science of the Total Environment*, 466-467, 673-684.
51. Brisson, J., & Chazarenc, F. (2009). Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: Should we pay more attention to macrophyte species selection? *Science of the Total Environment*, 407(13), 3923-3930.
52. Stefanakis, A., & Tsihrintzis, V. A. (2014). *Vertical Flow Constructed Wetlands—Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment*. Elsevier.
53. Akratos, C. S., & Tsihrintzis, V. A. (2007). Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 29(2), 173-191.
54. Stefanakis, A., & Tsihrintzis, V. A. (2012). The role of plants in constructed wetlands for wastewater treatment. *Environmental Science and Pollution Research*, 19(2), 463-473.
55. Álvarez, J. A., Ruiz, I., & Soto, M. (2018). Performance of constructed wetlands for treating livestock wastewater under different climatic conditions. *Science of the Total Environment*, 616-617, 224-232.
56. Lee, C.-G., Fletcher, T. D., & Sun, G. (2009). Nitrogen removal in constructed wetlands systems. *Ecological Engineering*, 35(11), 1549–1557.
57. Chang-gyun Lee (2015). Performance of constructed wetlands in the treatment of aerated coffee processing wastewater: Removal of nutrients and phenolic compounds. *Water Research*, 70(1), 66-78.
58. Jamieson, R. C., Gordon, R. J., Sharples, K. E., Stratton, G. W., & Madani, A. (2003). Movement and persistence of fecal bacteria in agricultural soils and subsurface drainage water: A review. *Canadian Biosystems Engineering*, 45(1), 1-14.

59. Han, Z., Li, J., Wang, X., & Zhang, B. (2021). Enhanced nitrogen removal from wastewater by utilizing biochar-based constructed wetlands: Mechanisms and performance evaluation. *Environmental Science and Technology*, 55(5), 2875-2883.
60. Mitsch, W. J., Zhang, L., Anderson, C. J., Altor, A. E., & Hernandez, M. E. (2012). Creating wetlands: Primary succession, water quality changes, and self-design over 15 years. *Bioscience*, 62(3), 237-250.
61. Rossmann, M., et al. (2014). Performance of constructed wetlands in the treatment of aerated coffee processing wastewater: Removal of nutrients and phenolic compounds. *Journal of Environmental Management*, 134, 100-109.
62. Stasinakis, A. S., et al. (2014). Removal of total phenols from olive-mill wastewater using an agricultural by-product, olive pomace. *Water Research*, 58, 41-50.
63. Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2015). *Wetlands* (5th ed.). John Wiley & Sons.
64. Vymazal, J. (2010). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25(5), 478-490. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.03.010>
65. Brix, H. (2017). Constructed Wetlands for Water Treatment: New Developments. *Water*, 9(6), 397. <https://doi.org/10.3390/w9060397>
66. Abou-Elela, S. I., Golinielli, G., Abou-Taleb, E. M., & Hellal, M. S. (2013). Municipal wastewater treatment in horizontal and vertical flows constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 61, 460-468. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.10.018>
67. Haghshenas-Adarmanabadi, A., Mainali, G., & Zheng, Y. (2020). Performance of vertical flow constructed wetlands for treating domestic wastewater: A systematic review and meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 739, 139957. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139957>
68. Jamieson, R. C., Gordon, R. J., Sharples, K. E., Stratton, G. W., & Madani, A. (2003). Movement and persistence of fecal bacteria in agricultural soils and subsurface drainage water: A review. *Canadian Biosystems Engineering*, 45(1), 1-14.
69. Han, Z., Li, J., Wang, X., & Zhang, B. (2021). Enhanced nitrogen removal from wastewater by utilizing biochar-based constructed wetlands: Mechanisms and performance evaluation. *Environmental Science and Technology*, 55(5), 2875-2883.
70. Mitsch, W. J., Zhang, L., Anderson, C. J., Altor, A. E., & Hernandez, M. E. (2012). Creating wetlands: Primary succession, water quality changes, and self-design over 15 years. *Bioscience*, 62(3), 237-250.

NΟΜΟΘΕΣΙΑ

1. **ΦΕΚ Β/1275**
Ελληνική Δημοκρατία. (2012). *Κοινή Υπουργική Απόφαση Φ.15/4187/266/2012 - Διαχείριση υγρών αποβλήτων ελαιοτριβείων*. Φύλλο Εφημερίδας της Κυβερνήσεως (ΦΕΚ Β/1275).
2. **ΦΕΚ Β/3924**
Ελληνική Δημοκρατία. (2016). *Κοινή Υπουργική Απόφαση 127402/1487/Φ15/1-12-2016 - Τροποποίηση ΚΥΑ Φ.15/4187/266/2012 σχετικά με τη διαχείριση υγρών αποβλήτων ελαιοτριβείων*. Φύλλο Εφημερίδας της Κυβερνήσεως (ΦΕΚ Β/3924).
3. **ΦΕΚ Β/354**
Ελληνική Δημοκρατία. (2011). *Κοινή Υπουργική Απόφαση 145116/2011 -*

Επαναχρησιμοποίηση υγρών αποβλήτων για άρδευση και εμπλουτισμό υπογείων υδάτων. Φύλλο Εφημερίδας της Κυβερνήσεως (ΦΕΚ Β/354).

4. **ΦΕΚ 382/2-7-1979**

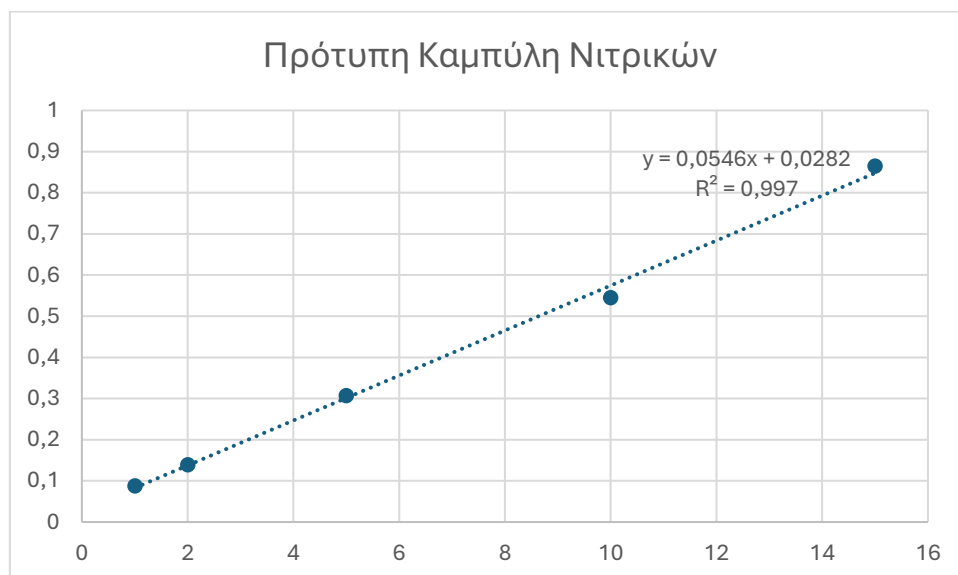
Ελληνική Δημοκρατία. (1979). Κοινή Υπουργική Απόφαση 179182/656 - Ορισμός ποιοτικών παραμέτρων τακτικής εξέτασης για τα ελαιοτριβεία (BOD₅, COD, pH, χρώμα, έλαια, αιωρούμενα στερεά). Φύλλο Εφημερίδας της Κυβερνήσεως (ΦΕΚ 382/2-7-1979).

5. **ΕΛΙΝΥΑΕ (Ελληνικό Ινστιτούτο Υγιεινής και Ασφάλειας της Εργασίας)**

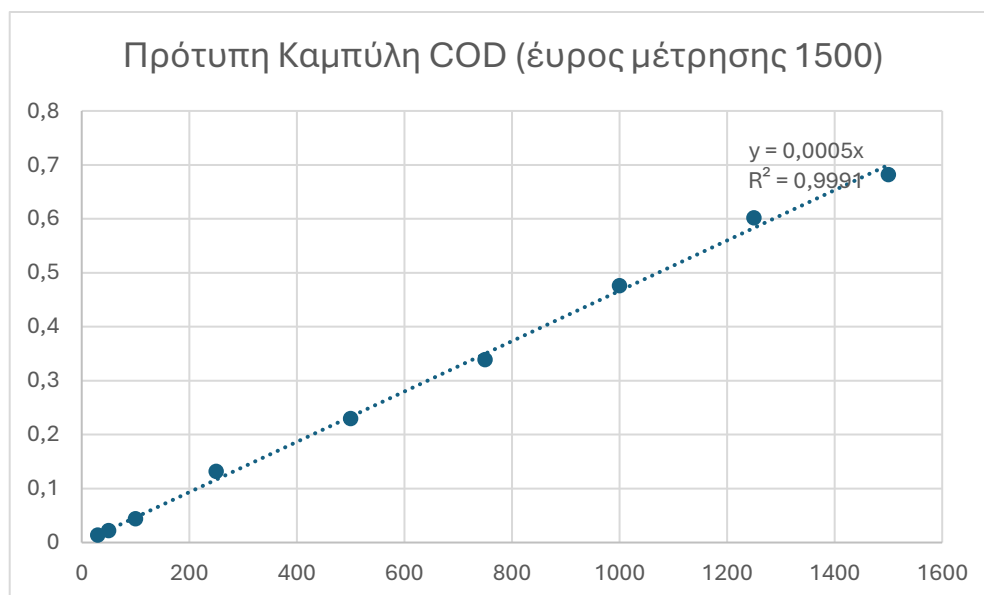
ΕΛΙΝΥΑΕ. (n.d.). Οριακές τιμές εκροών για διάφορους αποδέκτες σύμφωνα με ΚΥΑ 179182/656, ΦΕΚ 582/2-7-1979. Ανακτήθηκε από <https://www.elinyae.gr>

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ Α

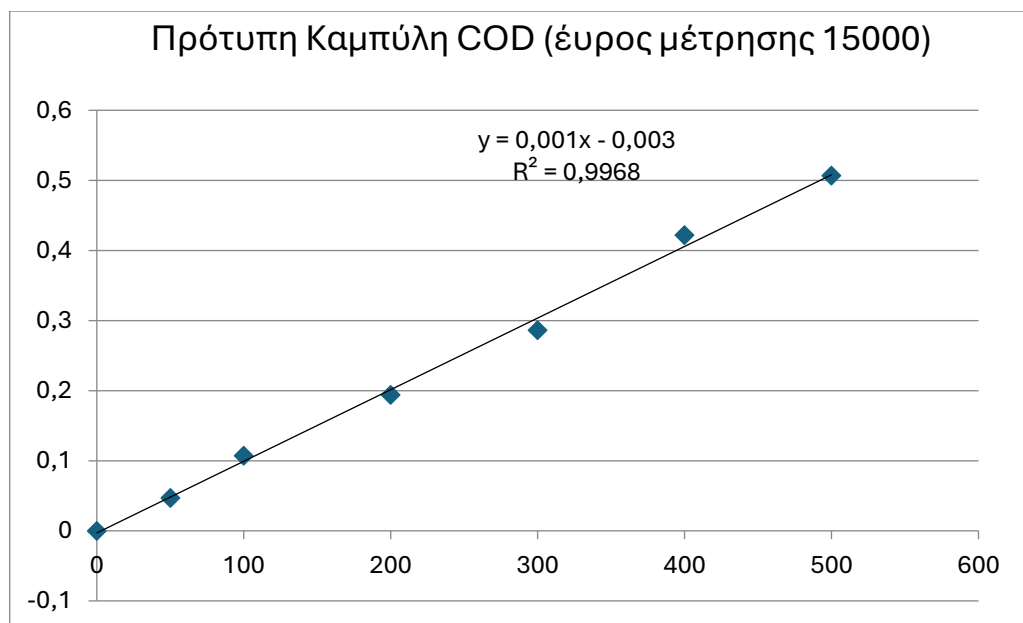
1. Πρότυπη Καμπύλη Νιτρικών



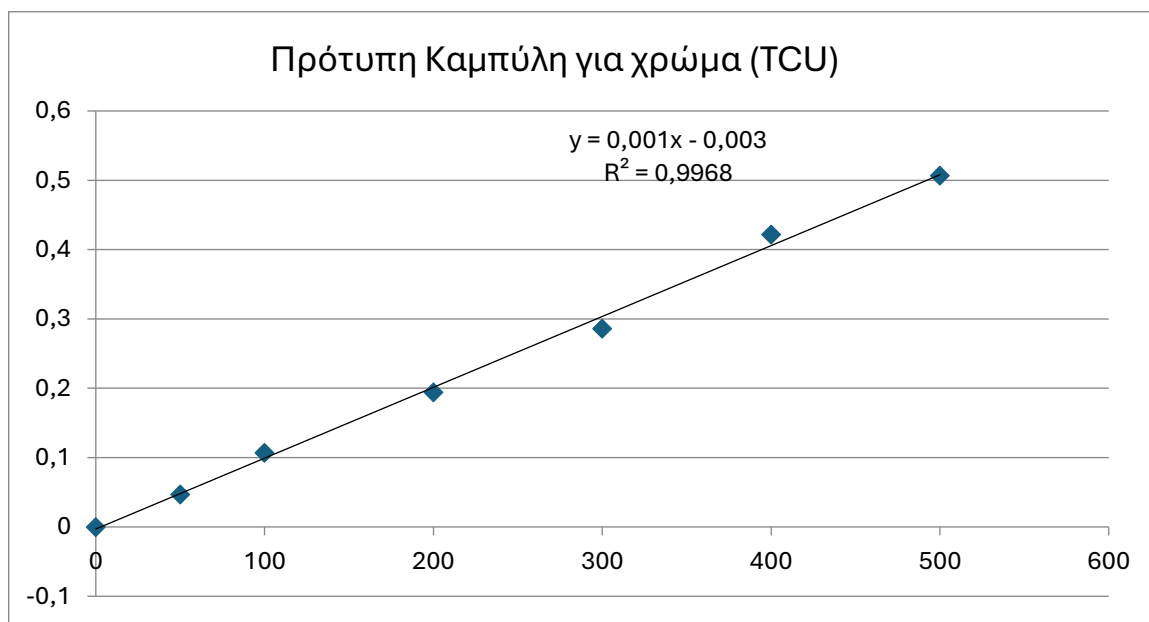
2. Πρότυπη Καμπύλη COD για 1500 mg/L



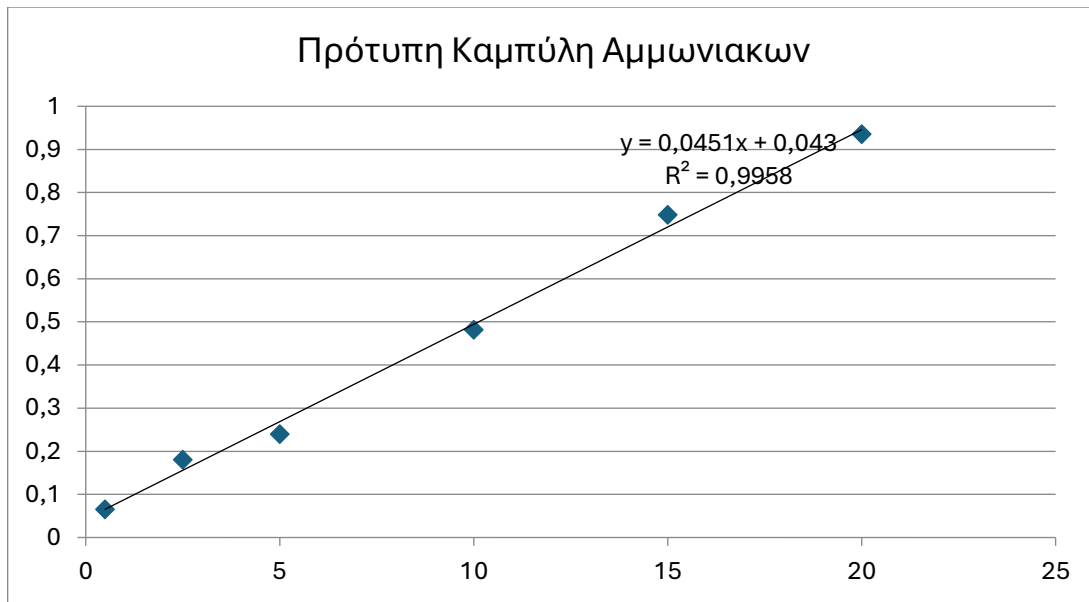
3. Πρότυπη Καμπύλη COD για 15000 mg/L.



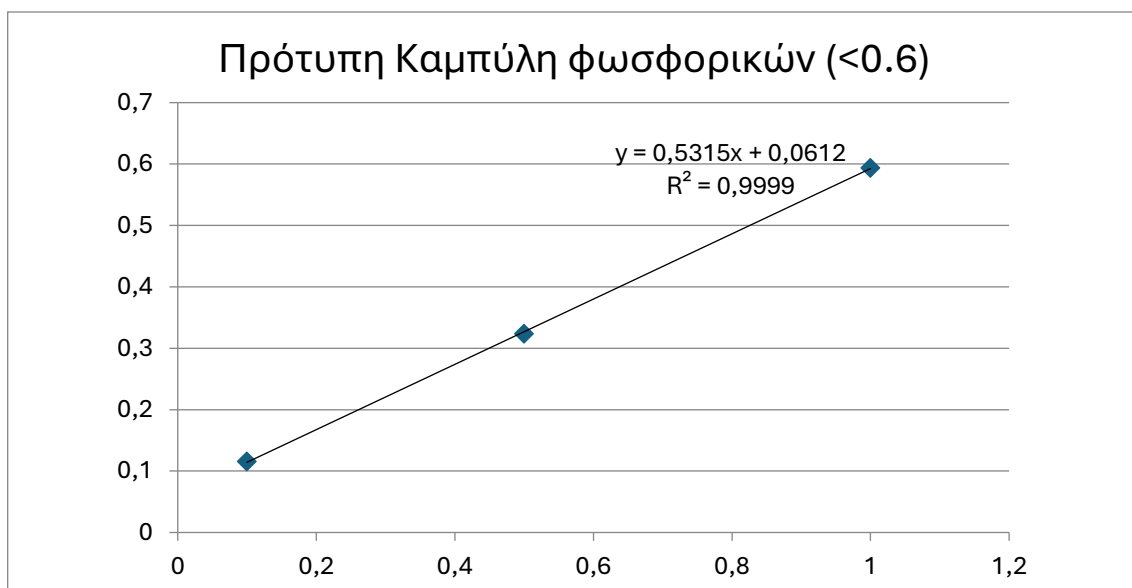
4. Πρότυπη Καμπύλη για χρώμα TCU.



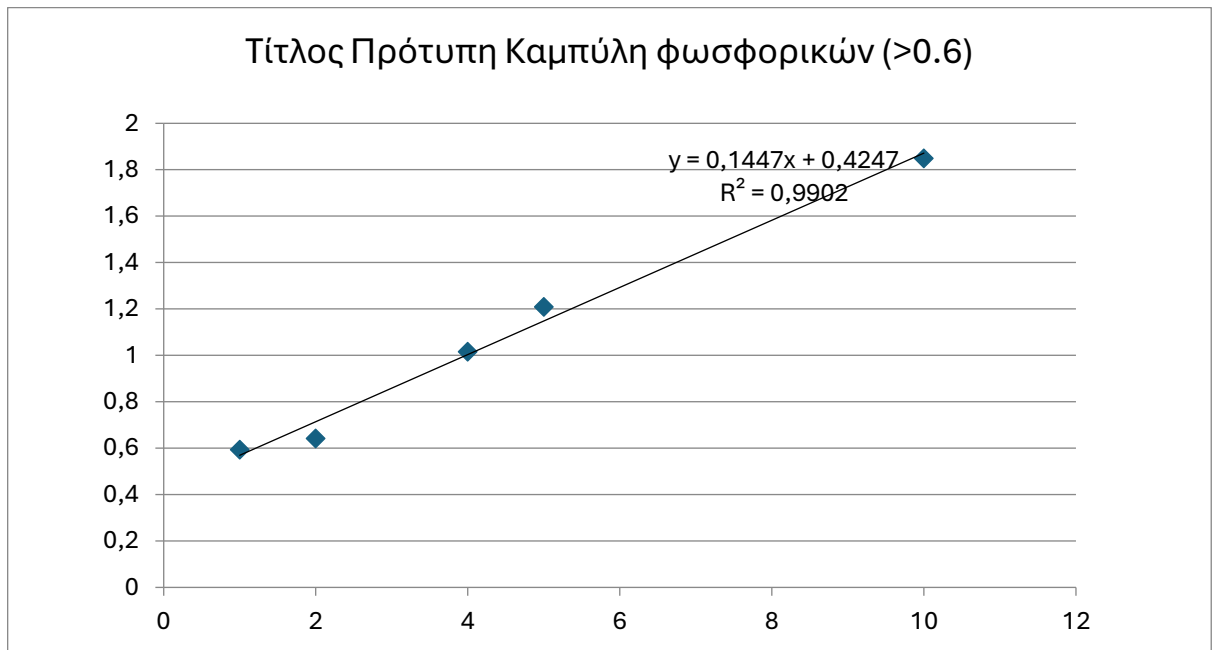
5. Πρότυπη Καμπύλη για αμμωνιακά.



6. Πρότυπη Καμπύλη για φωσφορικά (καμπύλη για απορροφήσεις < 0.6).



7. Πρότυπη Καμπύλη για φωσφορικά (καμπύλη για απορροφήσεις > 0.6).



8. Πρότυπη Καμπύλη για φαινόλες

