



ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ ΚΡΗΤΗΣ

**ΤΜΗΜΑ ΧΗΜΙΚΩΝ ΜΗΧΑΝΙΚΩΝ ΚΑΙ
ΜΗΧΑΝΙΚΩΝ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ**

ΔΙΠΛΩΜΑΤΙΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ

**Επεξεργασία διασταλλάγματος από τον ΧΥΤΑ Χανίων
σε πιλοτικά συστήματα Τεχνητών Υγροβιότοπων με
ανακυκλωμένο HDPE και βιοεξανθράκωμα ως
πληρωτικά υλικά**

ΕΥΣΤΡΑΤΙΟΣ ΔΗΜΟΠΟΥΛΟΣ

Εξεταστική Επιτροπή:

- 1) Επίκ. Καθ. Στεφανάκης Αλέξανδρος
 - 2) Επίκ. Καθ. Γιαννής Απόστολος
 - 3) Αναπ. Καθ. Παρανυχιανάκης Νίκος
- Αναπληρωματικός: Αναπ. Καθ. Γκίκας Πέτρος

ΧΑΝΙΑ, ΦΕΒΡΟΥΑΡΙΟΣ 2022

Απαγορεύεται η αντιγραφή, αποθήκευση και διανομή της παρούσας εργασίας, εξ ολοκλήρου ή τμήματος αυτής, για εμπορικό σκοπό. Επιτρέπεται η ανατύπωση αποθήκευση για μη κερδοσκοπικό σκοπό, εκπαιδευτικού 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.

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Ο στόχος της παρούσας διπλωματικής εργασίας είναι η μελέτη και η επεξεργασία διασταλλάγματος σε πιλοτικά συστήματα τεχνητών υδροβιότοπων με ανακυκλωμένο HDPE και βιοεξανθράκωμα από κλαδέματα ελιάς ως πληρωτικά υλικά. Το φυτικό είδος που διέκρινε τα συστήματα αυτά ήταν *Phragmites australis* ή αλλιώς κοινό καλάμι. Επιλέχθηκε τεχνητός υδροβιότοπος οριζόντιας υπό-επιφανειακής ροής (TY HF). Το διαστάλλαγμα που χρησιμοποιήθηκε στους τεχνητούς υδροβιότοπους προερχόταν από τον ΧΥΤΑ, Χανίων μετά το στάδιο της κροκίδωσης.

Στα πλαίσια της παρούσας διπλωματικής εργασίας μελετήθηκαν οι συγκεντρώσεις εισροής και εκροής καθώς και η απομάκρυνση του ρυπαντικού φορτίου. Αναλύθηκαν οι φυσικοχημικές παράμετροι του pH, της ηλεκτρικής αγωγιμότητας (EC) και των βιολογικών και χημικών παραμέτρων COD, TSS, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, TP, PO₄³⁻-P καθώς και των μετάλλων και των μεταλλοειδών (B, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Mo, Mg, Al, K, Ca, Na) σε δύο συστήματα TY. Οι μετρήσεις BOD δεν πραγματοποιήθηκαν στις εκροές των δύο συστημάτων σε όλη τη διάρκεια του πειράματος, καθώς το BOD εισροής στα συστήματα κυμαινόταν σε χαμηλά επίπεδα. Επιπλέον αναλύονται οι πιθανές επιπτώσεις που έχει η μεταβολή της θερμοκρασίας του αέρα στα συστήματα TY HF στην εξατμισοδιαπνοή και στην ικανότητα απομάκρυνσης των ρύπων. Η τροφοδοσία των συστημάτων με διαστάλλαγμα καθώς και η καταγραφή των όγκων εισροής και εκροής γινόταν σε καθημερινή βάση.

Συγκρίνοντας τα αποτελέσματα που προέκυψαν από τις δύο πιλοτικές μονάδες η μονάδα με το υπόστρωμα βιοεξανθράκωματος - HDPE (PB) παρουσιάζει εξαιρετικά ποσοστά στην απομάκρυνση του αζώτου έναντι της μονάδας με το υπόστρωμα HDPE (P). Η απομάκρυνση του COD στη μονάδα PB αναμενόταν καλύτερη έναντι της μονάδας P. Στη μονάδα PB παρατηρούμε αμελητέα αύξηση του pH και της EC, έναντι της πιλοτικής μονάδας P. Γενικά το pH τείνει να ρυθμιστεί και στα δύο συστήματα, ενώ παρατηρείται ελαφριά μείωση της EC από την εισροή στην εκροή. Παρατηρείται υψηλή απομάκρυνση των στερεών και στις δύο μονάδες. Παρατηρείται ολική απομάκρυνση του BOD καθώς και του φωσφόρου στις δύο μονάδες. Η απομάκρυνση των μετάλλων και των μεταλλοειδών B, Al, Cr, Mn, Ni, Zn, Fe είναι ελάχιστα καλύτερη στη μονάδα PB σε σχέση με τη μονάδα P. Επιπλέον, η απομάκρυνση των μετάλλων και των μεταλλοειδών Mg, K, Mo, Cu, Na είναι ελάχιστα καλύτερη στη μονάδα P. Πιθανόν το βιοεξανθράκωμα δεν συνέβαλε στην απομάκρυνση των μετάλλων και των μεταλλοειδών στις δύο πιλοτικές μονάδες. Τέλος, η εξατμισοδιαπνοή είναι μεγαλύτερη στη μονάδα PB έναντι της μονάδας P, γεγονός που υποδηλώνει ότι το βιοεξανθράκωμα συνέβαλε θετικά στην ανάπτυξη του φυτικού είδους, έτσι ώστε να παράγεται μεγαλύτερη φυτική μάζα.

Μετά από την πεντάμηνη λειτουργία (σύνολο 15 δειγμάτων) των δυο συστημάτων και την ανάλυση των αποτελεσμάτων καταλήξαμε στο συμπέρασμα ότι η πιλοτική μονάδα PB παρουσιάζει καλύτερα ποσοστά απομάκρυνσης σε σχέση με την πιλοτική μονάδα P. Το βιοεξανθράκωμα έχει καταλυτικό ρόλο στην απομάκρυνση του ρυπαντικού φορτίου. Η αντικατάσταση ορισμένων διεργασιών στον χώρο του ΧΥΤΑ με συστήματα TY οριζόντιας υπό-επιφανειακής ροής και ανακυκλωμένο HDPE και βιοεξανθράκωμα ως πληρωτικά υλικά θα ήταν μια ενδιαφέρουσα υποσχόμενη εναλλακτική. Τέλος, αξίζει να σημειωθεί πως τα δύο αυτά υλικά χρησιμοποιούνται για πρώτη φορά ως υλικό υποστρώματος σε TY. Το γεγονός αυτό αποτελεί την καινοτομία της παρούσας διπλωματικής εργασίας.

ABSTRACT

The aim of this diploma thesis is to evaluate the treatment of landfill leachate in constructed wetlands pilot systems with recycled HDPE and biochar from olive prunings as substrate materials. The plant species that distinguished these systems was common reed. The selected system was a horizontal sub-surface flow constructed wetland. The landfill leachate used in the constructed wetlands was collected from the Landfill of Chania after the stage of flocculation.

In the context of this diploma thesis the inflow and outflow concentrations were examined and the removal of the pollutant load. The physicochemical parameters of pH, electrical conductivity (EC) and the biological and chemical parameters COD, TSS, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, TP, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ as well as metals and metalloids (B, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Mo, Mg, Al, K, Ca, Na) in the two systems were analyzed. BOD measurements were not performed in the outflow of the systems throughout the experiment, as the inflow BOD concentrations were low. In addition, the possible effects of air temperature on the systems on the evapotranspiration and the ability to remove polluting loads shall be analyzed. The supply of the systems with landfill leachate along with the recording of the volumes of inflow and outflow was done daily.

Comparing the results obtained from the two constructed wetlands, the constructed wetland with the biochar and HDPE (PB) shows excellent removal rates in the nitrogen pollutants compared to the constructed wetland with HDPE (P). The removal rate of COD in the constructed wetland PB was expected to be greater than constructed wetland P. In the constructed wetland PB we observe a negligible increase in pH and electrical conductivity, compared to constructed wetland P. Generally, in the constructed wetlands pH tends to be buffered, while there is a slight decrease in EC from inflow to outflow. Also, in both units high removal rates of solids were observed. Moreover, in both units total removal of BOD and phosphorus were observed. The removal of metals and metalloids B, Al, Cr, Mn, Ni, Zn, Fe is slightly better in the constructed wetland PB than in the constructed wetland P. In addition, the removal of metal and metalloids Mg, K, Mo, Cu, Na is slightly better in the constructed wetland P. Biochar probably did not contribute to the removal of metals and metalloids in the two pilot units. Also, the evapotranspiration is greater in the constructed wetland PB compared to the constructed wetland P, suggesting that the biochar has contributed positively to the development of reed, leading to a bigger plant mass production.

After a five-month operation (15 samples) of the two constructed wetlands and the analysis of the results, we concluded that the constructed wetland PB shows better rates of pollutant load removal than the constructed wetland P. Biochar plays a crucial role in pollutant load removal. The replacement of certain processes in the Landfill of Chania with horizontal sub-surface flow constructed wetlands using recycled HDPE and biochar as substrate materials would be an interesting and promising alternative solution. Finally, it is worth noting that these two substrate materials were used for the first time in constructed wetlands. This fact is the novelty of this diploma thesis.

ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Με την ολοκλήρωση της παρούσας διπλωματικής εργασίας, θα ήθελα να εκφράσω τις ευχαριστίες μου στους ανθρώπους που συνέλαβαν στην υλοποίησή της.

Αρχικά θα ήθελα να ευχαριστήσω τον επιβλέποντα καθηγητή μου κ. Στεφανάκη Αλέξανδρο για την ανάθεση αυτού του τόσο ενδιαφέροντος θέματος. Η συμμετοχή και οι υποδείξεις του στο στήσιμο της πειραματικής διάταξης έπαιξαν καθοριστικό ρόλο στην ολοκλήρωση της διπλωματικής εργασίας.

Επίσης θα ήθελα να ευχαριστήσω τους καθηγητές κ. Γιαννή Απόστολο και κ. Παρανυχιανάκη Νίκο για την αξιολόγηση της εργασίας και την συμμετοχή τους στην τριμελή εξεταστική επιτροπή.

Στη συνέχεια, θα ήθελα να ευχαριστήσω όλα τα μέλη του Εργαστηρίου Τεχνολογίας και Περιβάλλοντος της Σχολής Χημικών Μηχανικών και Μηχανικών Περιβάλλοντος του Πολυτεχνείου Κρήτης, για την υποδειγματική συνεργασία μας και την αλληλοκατανόηση. Θα ήθελα να ευχαριστήσω ιδιαιτέρως, την κα. Κουκουράκη Ελισάβετ την υπεύθυνη του Εργαστηρίου για τη βοήθεια τις γνώσεις και τις συμβουλές που μου προσέφερε απλόχερα κατά τη διάρκεια εκτέλεσης των πειραμάτων. Τον κ. Ρεγκούζα Παναγιώτη διδακτορικό φοιτητή του Πολυτεχνείου Κρήτης για τις πειραματικές αναλύσεις βιοεξανθρακώματος, για τη βοήθεια και τις συμβουλές του που έπαιξαν καθοριστικό ρόλο στην ολοκλήρωση της διπλωματικής εργασίας καθώς για τη συμμετοχή του στο στήσιμο της πειραματικής διάταξης. Επιπλέον, θα ήθελα να ευχαριστήσω την κα. Maria-Liliana Saru για τις μετρήσεις των μετάλλων στο ICP-MS.

Στη συνέχεια θα ήθελα να ευχαριστήσω την κα. Τσαμουτσόγλου Χριστίνα, υπεύθυνη της πρακτικής μου άσκησης στον ΧΥΤΑ Χανίων για τη συμπαράσταση, την κατανόηση και τις γνώσεις που μου προσέφερε απλόχερα κατά τη διάρκεια εκτέλεσης της πρακτικής άσκησης. Οι συμβουλές ήταν πολύ σημαντικές στην ολοκλήρωση της διπλωματικής εργασίας.

Ακολούθως θα ήθελα να ευχαριστήσω τον συνάδελφο μου Γιαλίδη Μίλτο για την άριστη συνεργασία, συμπαράσταση και κατανόηση που είχαμε κατά τη διάρκεια εκτέλεσης των πειραμάτων. Θα ήταν παράλειψη μου να μην ευχαριστήσω την Παλαμίδα Χρύσα φοιτήτρια της Σχολής Αρχιτεκτόνων Μηχανικών του Πολυτεχνείου Κρήτης για τη βοήθεια και τις υποδείξεις της στην κατασκευή των γραφημάτων Autocad.

Τέλος, ευχαριστώ βαθύτατα τους φίλους μου που με υποστήριξαν σε κάθε μου επιλογή και απόφαση, που έκαναν τα χρόνια αυτά των σπουδών μου ξεχωριστά αλλά κυρίως ένα μεγάλο ευχαριστώ στην οικογένεια μου, που είναι ένα ανεκτίμητο στήριγμα στη ζωή μου, που με υποστήριξαν σε κάθε επιλογή και απόφαση μου και που πίστεψαν στο πρόσωπο μου όλα αυτά τα χρόνια δίνοντας μου δύναμη να συνεχίσω.

Ευστράτιος Δημόπουλος

Χανιά, Φεβρουάριος 2022

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

ΠΕΡΙΛΗΨΗ	iii
ABSTRACT	iv
ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ	v
Κατάλογος Πινάκων	ix
Κατάλογος Διαγραμμάτων	xi
Κατάλογος Εικόνων	xii
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 1: ΕΙΣΑΓΩΓΗ-ΘΕΩΡΗΤΙΚΟ ΥΠΟΒΑΘΡΟ	1
1.1. Φυσικοί Υγροβιότοποι	1
1.2. Τεχνητοί Υγροβιότοποι	2
1.3. Ταξινόμηση των Τεχνητών Υγροβιότοπων	3
1.3.1. Τεχνητοί Υγροβιότοποι Επιφανειακής Ροής (Free Water Surface Constructed Wetlands – FWS CW)	4
1.3.2. Τεχνητοί Υγροβιότοποι Οριζόντιας Υπό-επιφανειακής Ροής (Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands – HF CWs)	6
1.3.3. Τεχνητοί Υγροβιότοποι Κατακόρυφης Υπό-επιφανειακής Ροής (Vertical Subsurface Flow Constructed Wetlands – VF CWs)	9
1.4. Παραγωγή-Σύνθεση-Επεξεργασία Διασταλλάγματος	12
1.4.1. Παραγωγή διασταλλάγματος	12
1.4.2. Σύνθεση και χαρακτηριστικά διασταλλάγματος	13
1.4.3. Μέθοδοι επεξεργασίας διασταλλάγματος	16
1.4.4. Επεξεργασία διασταλλάγματος με τεχνητούς υγροβιότοπους	17
1.5. Πληρωτικά υλικά υγροβιότοπου/Υπόστρωμα υγροβιότοπου	20
1.5.1. Πολυαιθυλένιο υψηλής πυκνότητας (HDPE)	21
1.5.2. Βιοεξανθράκωμα (Biochar)	22
1.6 Στόχος της διπλωματικής εργασίας	24
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 2: ΠΕΙΡΑΜΑΤΙΚΟ ΜΕΡΟΣ	25
2.1. Διαστάλλαγμα- ΧΥΤΑ Χανίων	25
2.2. Σχεδιασμός και περιγραφή πιλοτικών μονάδων Τεχνητών Υγροβιότοπων ..	29
2.2.1. Λειτουργία συστημάτων	36
2.2.2. Ανακυκλωμένο πολυαιθυλένιο υψηλής πυκνότητας (HDPE)	36
2.2.3. Βιοεξανθράκωμα	37
2.2.4. Βλάστηση πιλοτικών μονάδων	40
2.3. Μετεωρολογικά δεδομένα	41
2.4. Εξατμισοδιαπνοή	41
2.5. Αναλυτικές μέθοδοι	42
2.5.1. Βιοχημικός Απαιτούμενο Οξυγόνο 5 ημερών (BOD ₅)	42

2.5.2. Χημικώς Απαιτούμενο Οξυγόνο (COD)	43
2.5.3. Ολικά Αιρούμενα Στερεά (TSS)	44
2.5.4. Αγωγιμότητα.....	44
2.5.5. pH	45
2.5.6. Αμμωνιακό Άζωτο (NH ₄ -N)	45
2.5.7. Νιτρικό Άζωτο (NO ₃ -N)	46
2.5.8. Νιτρώδες Άζωτο (NO ₂ -N).....	46
2.5.9. Φωσφορικά (PO ₄ ⁻³).....	47
2.5.10. Ολικός Φώσφορος (TP).....	48
2.4.11. Μέταλλα και Μεταλλοειδή	48
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 3: ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ ΚΑΙ ΣΥΖΗΤΗΣΗ	49
3.1. Αρχικός χαρακτηρισμός διασταλλάγματος	49
3.2. Χαρακτηρισμός βιοεξανθρακώματος	51
3.3. Μετρήσεις εξατμισοδιαπνοής και θερμοκρασίας στους TY.....	53
3.3.1. Επίδραση της θερμοκρασίας στην απομάκρυνση των ρύπων	53
3.3.2. Επίδραση της θερμοκρασίας στην εξατμισοδιαπνοή	53
3.4. Μετρήσεις από τους τεχνητούς υδροβιότοπους	55
3.4.1. COD	56
3.4.2. TSS	58
3.4.3. pH	60
3.4.4. Αγωγιμότητα-EC.....	62
3.4.5. NH ₄ -N.....	64
3.4.6. NO ₃ -N.....	66
3.4.7. NO ₂ -N.....	69
3.4.8. TP και PO ₄ ³⁻ P	71
3.4.9. Μέταλλα και Μεταλλοειδή	73
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 5: ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ ΚΑΙ ΠΡΟΤΑΣΕΙΣ	80
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 6: ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ.....	82
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 7: ΠΑΡΑΡΤΗΜΑΤΑ	90
ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ Ι (Μετρήσεις εισροής και εκροής στους TY)	90
Μετρήσεις COD.....	90
Μετρήσεις BOD	90
Μετρήσεις pH	91
Μετρήσεις Αγωγιμότητας.....	91
Μετρήσεις TSS.....	92
Μετρήσεις NH ₄ -N	92
Μετρήσεις NO ₃ -N	93

Μετρήσεις NO ₂ -N	93
Μετρήσεις TP	94
Μετρήσεις PO ₄ ⁻³ -P.....	94
Μετρήσεις Μετάλλων και Μεταλλοειδών	94
Μετρήσεις B	94
Μετρήσεις Mg.....	95
Μετρήσεις Al	96
Μετρήσεις K	96
Μετρήσεις Ca	97
Μετρήσεις Cr.....	97
Μετρήσεις Mn.....	98
Μετρήσεις Fe	98
Μετρήσεις Ni	99
Μετρήσεις Cu	99
Μετρήσεις Zn	100
Μετρήσεις Mo.....	100
ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ II (Μετρήσεις Εξατμισοδιαπνοής).....	101

Κατάλογος Πινάκων

Πίνακας 1: Τυπικές τιμές περιεχόμενου διασταλλάγματος από νέους και ώριμους ΧΥΤΑ (Χαβάς, 2005).	14
Πίνακας 2: Χαρακτηριστικά στραγγισμάτων σε εύρος τιμών πόλεων ή χωρών της Μεσογείου (Tatsi & Zouboulis, 2002).	15
Πίνακας 3: Ημερομηνίες προόδου πειράματος και στοιχεία κάθε περιόδου.	29
Πίνακας 4: Χαρακτηρισμός διασταλλάγματος (εισροή στους ΤΥ) ως προς το οργανικό υλικό, θρεπτικά (άζωτο, φώσφορος) και φυσικοχημικές παραμέτρους (N=15).	49
Πίνακας 5: Χαρακτηρισμός διασταλλάγματος (εισροή στους ΤΥ) ως προς μέταλλα και μεταλλοειδή.	49
Πίνακας 6: Χαρακτηριστικά ανεπεξέργαστων διασταλλαγμάτων στον ΧΥΤΑ, Χανίων (Kirmizakis et al., 2014).	50
Πίνακας 7: Χαρακτηρισμός βιοεξανθρακώματος.....	51
Πίνακας 8: Τελικά αποτελέσματα COD στους ΤΥ.	56
Πίνακας 9: Απόδοση απομάκρυνσης TSS στους ΤΥ.	58
Πίνακας 10: Τελικά αποτελέσματα pH από τους ΤΥ.	60
Πίνακας 11: Τελικά αποτελέσματα EC από τους ΤΥ.	62
Πίνακας 12: Τελικά αποτελέσματα NH ₄ -N από τους ΤΥ.	64
Πίνακας 13: Τελικά αποτελέσματα NO ₃ -N από τους ΤΥ.	66
Πίνακας 14: Τελικά αποτελέσματα NO ₂ -N από τους ΤΥ.	69
Πίνακας 15: Τελικά αποτελέσματα TP και PO ₄ ⁻³ -P από τους ΤΥ.	71
Πίνακας 16: Τελικά αποτελέσματα μετάλλων και μεταλλοειδών (B, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Mo) από τους ΤΥ.	73
Πίνακας 17: Τελικά αποτελέσματα μετάλλων και μεταλλοειδών (Mg, Al, K, Ca, Na) από τους ΤΥ.	74
Πίνακας 18: Τελικά αποτελέσματα απομακρύνσεων (%) μετάλλων και μεταλλοειδών B, Mg, Al, K, Cr, Mn από τους ΤΥ.	75
Πίνακας 19: Τελικά αποτελέσματα απομακρύνσεων (%) μετάλλων και μεταλλοειδών Ni, Cu, Mo, Zn, Fe, Na από τους ΤΥ.	75
Πίνακας 20: Αναλυτικά αποτελέσματα COD από τους ΤΥ.	90
Πίνακας 21: Μετρήσεις BOD ₅ στην εισροή των ΤΥ.	90
Πίνακας 22: Αναλυτικά αποτελέσματα pH από τους ΤΥ.	91
Πίνακας 23 : Αναλυτικά αποτελέσματα EC από τους ΤΥ.	91
Πίνακας 24: Αναλυτικά αποτελέσματα TSS από τους ΤΥ.	92
Πίνακας 25: Αναλυτικά αποτελέσματα NH ₄ -N από τους ΤΥ.	92
Πίνακας 26 : Αναλυτικά αποτελέσματα NO ₃ -N από τους ΤΥ.	93
Πίνακας 27: Αναλυτικά αποτελέσματα NO ₂ -N από τους ΤΥ.	93
Πίνακας 28: Αναλυτικά αποτελέσματα TP από τους ΤΥ.	94
Πίνακας 29: Αναλυτικά αποτελέσματα PO ₄ ⁻³ -P από τους ΤΥ.	94
Πίνακας 30: Αναλυτικά αποτελέσματα B από τους ΤΥ.	94
Πίνακας 31: Αναλυτικά αποτελέσματα Na από τους ΤΥ.	95
Πίνακας 32: Αναλυτικά αποτελέσματα Mg από τους ΤΥ.	95
Πίνακας 33: Αναλυτικά αποτελέσματα Al από τους ΤΥ.	96
Πίνακας 34: Αναλυτικά αποτελέσματα K από τους ΤΥ.	96
Πίνακας 35: Αναλυτικά αποτελέσματα Ca από τους ΤΥ.	97
Πίνακας 36: Αναλυτικά αποτελέσματα Cr από τους ΤΥ.	97
Πίνακας 37: Αναλυτικά αποτελέσματα Mn από τους ΤΥ.	98
Πίνακας 38: Αναλυτικά αποτελέσματα Fe από τους ΤΥ.	98
Πίνακας 39: Αναλυτικά αποτελέσματα Ni από τους ΤΥ.	99

Πίνακας 40: Αναλυτικά αποτελέσματα Cu από τους ΤΥ.....	99
Πίνακας 41: Αναλυτικά αποτελέσματα Zn από τους ΤΥ.....	100
Πίνακας 42: Αναλυτικά αποτελέσματα Mo από τους ΤΥ.....	100
Πίνακας 43: Αναλυτικές μετρήσεις ET για του ΤΥ.....	101

Κατάλογος Διαγραμμάτων

Διάγραμμα 1 : Διάγραμμα ημερήσιας εξατμισοδιαπνοής (L) – θερμοκρασίας (°C)...	54
Διάγραμμα 2: Διάγραμμα ημερήσιας εξατμισοδιαπνοής (mm) - θερμοκρασίας(°C)..	54
Διάγραμμα 3: Διακύμανση της συγκέντρωσης COD (mg/L) στην εισροή και την εκροή των P και PB.	57
Διάγραμμα 4: Διάγραμμα απομάκρυνσης COD (%) για P και PB.	57
Διάγραμμα 5: Διακύμανση της συγκέντρωσης TSS (mg/L) στην εισροή και την εκροή των P και PB.	59
Διάγραμμα 6: Διάγραμμα απομάκρυνσης TSS (%) για P και PB.	60
Διάγραμμα 7 : Διακύμανση pH στην εισροή και την εκροή των P και PB.	61
Διάγραμμα 8: Διακύμανση EC στην εισροή και την εκροή των P και PB.	62
Διάγραμμα 9: Διακύμανση συγκέντρωσης NH ₄ -N (mg/L) στην εισροή και την εκροή των P και PB.	65
Διάγραμμα 10: Διάγραμμα απομάκρυνσης NH ₄ -N (%) για P και PB.	65
Διάγραμμα 11: Διακύμανση της συγκέντρωσης NO ₃ -N (mg/L) στην εισροή και την εκροή των P και PB.	68
Διάγραμμα 12: Διάγραμμα απομάκρυνσης NO ₃ -N (%) για P και PB.	68
Διάγραμμα 13: Διακύμανση της συγκέντρωσης NO ₂ -N (mg/L) στην εισροή και την εκροή των P και PB.	70
Διάγραμμα 14: Διάγραμμα απομάκρυνσης NO ₂ -N (%) για P και PB.	71
Διάγραμμα 15: Διάγραμμα συγκεντρώσεων μετάλλων και μεταλλοειδών B, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Mo (ppm) στην εισροή και την εκροή των P και PB.....	73
Διάγραμμα 16: Διάγραμμα συγκεντρώσεων μετάλλων και μεταλλοειδών Mg, Al, K, Ca, Na (ppm) στην εισροή και την εκροή των P και PB.	75
Διάγραμμα 17: Διάγραμμα απομακρύνσεων (%) μετάλλων και μεταλλοειδών B, Mg, Al, K, Cr, Mn, Ni, Cu, Mo, Zn, Fe, Na στους TY.	76

Κατάλογος Εικόνων

Εικόνα 1: Φυσικός υδροβιότοπος Cobourg Peninsula, Αυστραλία (Ramsar Convention Secretariat, 2016).....	2
Εικόνα 2: Ταξινόμηση των τεχνητών υδροβιότοπων (Stefanakis et al., 2014)	4
Εικόνα 3: Τεχνητός υδροβιότοπος επιφανειακής ροής (σχηματική αναπαράσταση) (Stefanakis et al., 2014).	6
Εικόνα 4: Τεχνητός υδροβιότοπος οριζόντιας υπό-επιφανειακής ροής (σχηματική αναπαράσταση) (Stefanakis et al., 2014).	9
Εικόνα 5: Τεχνητός υδροβιότοπος κατακόρυφης υπό-επιφανειακής ροής (σχηματική αναπαράσταση) (Dotro et al., 2017).	12
Εικόνα 6: Εργοστάσιο Μηχανικής Ανακύκλωσης και Κομποστοποίησης (Ε.Μ.Α.Κ.)-Χώρος Υγειονομικής Ταφής Υπολειμμάτων (Χ.Υ.Τ.Α. Χανίων) (Ε.Μ.Α.Κ., n.d.).....	13
Εικόνα 7: Πολυαιθυλένιο υψηλής πυκνότητας (HDPE).	22
Εικόνα 8: Οφέλη από τη χρήση του βιοεξανθράκωμα στο υπόστρωμα του ΤΥ και οι αντίστοιχοι μηχανισμοί που εμπλέκονται στην ενίσχυση της απομάκρυνσης των ρύπων, της ανάπτυξης των φυτών και στον μετριασμό του φαινομένου του θερμοκηπίου (Deng et al., 2021).	23
Εικόνα 9: Διάγραμμα ροής Χ.Υ.Τ.Α- Χανίων και Σημείο δειγματοληψίας.	26
Εικόνα 10: Μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων Ε.Μ.Α.Κ.-Χ.Υ.Τ.Α (Μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων, n.d.).	26
Εικόνα 11: Δεξαμενές θρόμβωσης-συσσωμάτωσης (Μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων, n.d.).....	27
Εικόνα 12: Μονάδα φυγοκεντρικού διαχωριστήρα (Μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων, n.d.).....	28
Εικόνα 13: Μονάδα ενεργού άνθρακα (Μονάδα Επεξεργασίας Στραγγισμάτων, n.d.).	28
Εικόνα 14: (αριστερά) Εύκαμπτος σωλήνας, (δεξιά) Δύσκαμπτος σωλήνας.	30
Εικόνα 15: Υψομετρική διαφορά πυθμένα- επιφάνειας πιλοτικής μονάδας.	31
Εικόνα 16: Τομή κατ' μήκος πιλοτικής μονάδας Ρ.	32
Εικόνα 17: Τομή κατ' πλάτος πιλοτικής μονάδας Ρ.	32
Εικόνα 18: Τεχνητός υδροβιότοπος Ρ.....	33
Εικόνα 19: Τομή κατ' μήκος πιλοτικής μονάδας ΡΒ.	34
Εικόνα 20: Τομή κατ' πλάτος πιλοτικής μονάδας ΡΒ.	34
Εικόνα 21: Τεχνητός υδροβιότοπος ΡΒ.	35
Εικόνα 22: (αριστερά) HDPE- Hel-X38, (δεξιά) HDPE-HX25KLL (Christian Stöhr GmbH).	36
Εικόνα 23: Οι δυο τύποι HDPE που χρησιμοποιήθηκαν ως πληρωτικό υλικό.	37
Εικόνα 24: Κλίβανος πυρόλυσης, Linn High Therm.	38
Εικόνα 25: Το βιοεξανθράκωμα που παράχθηκε από ελιά.	38
Εικόνα 26: <i>Phragmites australis</i> (Κοινό καλάμι).	41
Εικόνα 27: Φιάλες BOD με μανόμετρα, τοποθετημένες σε σύστημα μαγνητικού αναδευτήρα (Μέτρηση και προσδιορισμός Βιοχημικώς Απαιτούμενου Οξυγόνου, n.d.).	42
Εικόνα 28: Επωαστικός κλίβανος.	43
Εικόνα 29: (αριστερά) Θερμοαντιδραστήρας, (δεξιά) Κιτ μέτρησης COD.	43
Εικόνα 30: Διάταξη διήθησης.....	44
Εικόνα 31: Όργανο μέτρησης αγωγιμότητας.....	44
Εικόνα 32: Όργανο μέτρησης pH.....	45
Εικόνα 33: Κιτ μέτρησης NH ₄ -N.....	45

Εικόνα 34: Κιτ μέτρησης $\text{NO}_3\text{-N}$	46
Εικόνα 35: Κιτ μέτρησης $\text{NO}_2\text{-N}$	47
Εικόνα 36: Φασματοφωτόμετρο ορατού-υπεριώδους.....	47
Εικόνα 37: Μάτι χώνευσης	48
Εικόνα 38: Agilent ICP-MS.....	48

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 1: ΕΙΣΑΓΩΓΗ-ΘΕΩΡΗΤΙΚΟ ΥΠΟΒΑΘΡΟ

1.1. Φυσικοί Υγροβιότοποι

Ένας από τους πιο αναγνωρισμένους και εμπεριστατωμένους ορισμούς για τους φυσικούς υγροβιότοπους δίνεται από τη σύμβαση Ramsar. Σύμφωνα με αυτήν *«υγροβιότοποι είναι φυσικές ή τεχνητές περιοχές αποτελούμενες από έλη με ποώδη βλάστηση, από μη αποκλειστικώς ομβροδίαιτα έλη με τυρφώδες υπόστρωμα, από τυρφώδεις γαίες ή από νερό. Οι περιοχές αυτές έχουν πάντα ή εποχιακά νερό το οποίο είναι στάσιμο ή τρεχούμενο, γλυκό, υφάλμυρο ή αλμυρό και περιλαμβάνουν επίσης εκείνες τις εκτάσεις που καλύπτονται από θαλασσινό νερό το βάθος του οποίου κατά τη ρηχία δεν υπερβαίνει τα έξι μέτρα. Επιπλέον, περιλαμβάνονται παραποτάμιας και παράκτιες περιοχές που γειτνιάζουν με τους υγροβιότοπους, και νησιά ή μέρη θαλάσσιων υδάτων βαθύτερα από έξι μέτρα που σε ρηχία βρίσκονται εντός του υγροβιότοπου»* (Ramsar Convention Secretariat, 2016).

Οι φυσικοί υγροβιότοποι είναι μεταβατικές περιοχές μεταξύ χερσαίων και υδρόβιων συστημάτων, που συνδυάζουν χαρακτηριστικά ξηρού και υγρού περιβάλλοντος. Μπορούν να καλυφθούν εντελώς ή μερικώς από το νερό για μεγάλες χρονικές περιόδους ή όλο το έτος. Είναι δυναμικά συστήματα, που εξελίσσονται με την πάροδο του χρόνου και αλλάζουν συνεχώς τα χαρακτηριστικά τους (Stefanakis et al., 2014). Το επίπεδο κορεσμού του νερού καθορίζει σε μεγάλο βαθμό τη φύση του εδάφους καθώς και την πανίδα και χλωρίδα που θα αναπτυχθεί στον υγροβιότοπο (Stefanakis et al., 2014). Επιπλέον, το υδρολογικό ισοζύγιο αποτελεί καίριο παράγοντα σε όλα τα συστήματα υγροβιότοπων (Χατζημπίρος, 2014).

Οι φυσικοί υγροβιότοποι αποφέρουν οικονομικά και πρωτίστως περιβαλλοντικά οφέλη στην ανθρωπότητα (Χατζημπίρος, 2014). Αποτελούν σημαντικούς ρυθμιστές των κύκλων άνθρακα (απορρόφηση διοξειδίου του άνθρακα), αζώτου και φωσφόρου (Stefanakis et al., 2014). Έχουν σημαντικό ρόλο στον υδρολογικό κύκλο διότι συντελούν στον εμπλουτισμό των υπόγειων υδροφόρων ενώ παράλληλα μειώνουν τις επιδράσεις των πλημμυρικών φαινομένων (Stefanakis et al., 2014). Επιπλέον έχουν την ικανότητα να κατακρατούν ιζήματα και άλλες ουσίες, να συμβάλουν στην αποθήκευση και απελευθέρωση θερμότητας, καθώς και στην απορρόφηση της ηλιακής ακτινοβολίας και στην ενίσχυση στην τροφικής αλυσίδας (Stefanakis et al., 2014). Πολλές επιστημονικές μελέτες έχουν δείξει ότι σε βάθος χρόνου οι υγροβιότοποι έχουν μεγαλύτερη οικονομική αξία αν παραμείνουν στη φυσική τους κατάσταση (Χατζημπίρος, 2014).

Με βάση τα επιστημονικά δεδομένα και παρατήρηση των τελευταίων δεκαετιών προκύπτει ότι τα συστήματα των φυσικών υγροβιότοπων έχουν την ικανότητα να επεξεργάζονται μέχρι ένα βαθμό διάφορα ρυπασμένα ύδατα μέσω μιας σειράς φυσικών, βιολογικών και χημικών διεργασιών, βελτιώνοντας έτσι την ποιότητα του νερού (Stefanakis et al., 2014). Επιπλέον πολλές εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων εκλύουν τα λύματα τους σε φυσικούς υγροβιότοπους παγκοσμίως. Ωστόσο, η αρχή της προστασίας του φυσικού περιβάλλοντος δεν επιτρέπει τη χρήση φυσικών υγροβιότοπων για την άμεση επεξεργασία και διάθεση λυμάτων (Stefanakis et al., 2014). Έτσι σταδιακά γεννήθηκε η ιδέα των τεχνητών υγροβιότοπων με στόχο την εκμετάλλευση των διεργασιών (φυσικών, βιολογικών και χημικών) που εμφανίζονται με φυσικό τρόπο στους φυσικούς υγροβιότοπους, με γνώμονα πάντα την προστασία του περιβάλλοντος, κάτω από ελεγχόμενες περιβαλλοντικές συνθήκες (Stefanakis et al., 2014).



Εικόνα 1: Φυσικός υγροβιότοπος Cobourg Peninsula, Αυστραλία (Ramsar Convention Secretariat, 2016).

1.2. Τεχνητοί Υγροβιότοποι

Οι τεχνητοί υγροβιότοποι (ΤΥ) είναι μια σχετικώς νέα, συνεχώς εξελισσόμενη τεχνολογία για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων, που απαρτίζεται από ένα πολύπλοκο αλλά ενιαίο σύστημα νερού, φυτών, ζώων, μικροοργανισμών και περιβάλλοντος (Davis et al., 1995). Είναι φυσικά συστήματα επεξεργασίας σχεδιασμένα για τη βελτιστοποίηση των διαφόρων διεργασιών που λαμβάνουν χώρα στο φυσικό περιβάλλον και, ως εκ τούτου, θεωρούνται φιλικές προς το περιβάλλον και βιώσιμες επιλογές για την επεξεργασία λυμάτων (Dotro et al., 2017). Μέσα από ένα ελεγχόμενο περιβάλλον αξιοποιούν στο έπακρο τις διεργασίες που λαμβάνουν χώρα στους φυσικούς υγροβιότοπους. Σε σύγκριση με άλλες τεχνολογίες επεξεργασίας λυμάτων, οι τεχνητοί υγροβιότοποι έχουν χαμηλές απαιτήσεις λειτουργίας και συντήρησης, ενώ παράλληλα δεν επηρεάζονται τόσο πολύ από τις διακυμάνσεις των εισροών (Dotro et al., 2017; Stefanakis, 2019; Vymazal, 2014).

Οι ΤΥ μπορούν να επεξεργαστούν αποτελεσματικά τα ακατέργαστα, πρωτογενή, δευτερογενή ή τριτογενή επεξεργασμένα λύματα και πολλούς τύπους αστικών, γεωργικών και βιομηχανικών λυμάτων (Dotro et al., 2017). Πιο συγκεκριμένα, μπορούν να επεξεργαστούν οικιακά - αστικά λύματα, αγροτο-βιομηχανικά λύματα, λύματα από ανθρακωρυχεία, λύματα διυλιστηρίων πετρελαίου, κομπόστ και διασταλλάγματος από χώρους υγειονομικής ταφής, απορρίψεις από ιχθυοκαλλιέργειες, βιομηχανικά λύματα χαρτοπολτού και χαρτοβιομηχανίας, λύματα από κλωστοϋφαντουργικά εργοστάσια, λύματα που προκύπτουν από την επεξεργασία θαλασσινών, αφυδάτωση ιλύος κ.λπ. (Davis et al., 1995; Nielsen & Stefanakis, 2020; Stefanakis, 2018). Οι ΤΥ έχουν πολυάριθμες εφαρμογές, πολλαπλά περιβαλλοντικά και οικονομικά πλεονεκτήματα. Ορισμένα από αυτά τα συστήματα έχουν σχεδιαστεί με κύριο στόχο την επεξεργασία λυμάτων, ενώ άλλα έχουν σχεδιαστεί με γνώμονα τη λειτουργία πολλαπλών χρήσεων, όπως η χρήση επεξεργασμένων λυμάτων ως πηγή νερού για τη δημιουργία και αποκατάσταση βιότοπων άγριας ζωής, για επαναχρησιμοποίηση και άρδευση στη γεωργία ή την περιβαλλοντική αναβάθμιση (Vymazal, 2014; Stefanakis, 2019). Τέλος, τα συστήματα αυτά μπορούν να λειτουργήσουν ως εγκαταστάσεις διαχείρισης υδάτων, αστικά καταφύγια άγριας ζωής, σταθμοί αναψυχής ή εκπαίδευσης, και περιοχές οικολογικής τέχνης (Stefanakis, 2019).

1.3. Ταξινόμηση των Τεχνητών Υδροβιότοπων

Οι ΤΥ ανάλογα με τη λειτουργία και το σκοπό τους διακρίνονται στους ακόλουθους τομείς εφαρμογής (Stefanakis et al., 2014; Stefanakis, 2020; Sundaravadivel & Vigneswaran, 2001):

- *Τεχνητοί υδροβιότοποι που λειτουργούν ως οικότοποι* : τα συστήματα αυτά έχουν σχεδιαστεί με γνώμονα τη δημιουργία οικοτόπων άγριας ζωής, ενώ παράλληλα αναδεικνύουν πολλαπλά οικολογικά οφέλη όπως η προσέλκυση ζώων και η διαχείριση-επεξεργασία ρυπασμένων υδάτων. Επιπλέον, η δημιουργία τέτοιων υδροβιότοπων βοηθάει στη διατήρηση της τοπικής χλωρίδας και πανίδας. Σε αυτήν την κατηγορία ανήκουν λίμνες, έλη, βάλτοι και υδροβιότοποι που έχουν νερό ανάλογα με τις εποχιακές διακυμάνσεις.
- *Τεχνητοί υδροβιότοποι για τον έλεγχο πλημμυρών*: τα συστήματα αυτά λειτουργούν για τη συλλογή του νερού κατά τη διάρκεια πλημμυρικών φαινομένων, ενώ παράλληλα συμβάλλουν στη βέλτιστη διαχείριση των όμβριων υδάτων στις αστικές περιοχές.
- *Τεχνητοί υδροβιότοποι που λειτουργούν ως υδατοκαλλιέργειες* για την παραγωγή τροφίμων.
- *Τεχνητοί υδροβιότοποι επεξεργασίας λυμάτων*: τα συστήματα αυτά είναι σχεδιασμένα για τη διαχείριση και την επεξεργασία λυμάτων διαφορετικής προέλευσης με στόχο τη βελτίωση της ποιότητας των υδάτων.

Σύμφωνα με τον Vymazal (2014) μια άλλη συνήθης κατηγοριοποίηση των ΤΥ γίνεται με βάση την υδρολογία του συστήματος, την ανάπτυξη των μακρόφυτων και τη διεύθυνση της ροής. Διαφορετικοί τύποι ΤΥ μπορούν να συνδυαστούν μεταξύ τους στα λεγόμενα υβριδικά συστήματα για να αξιοποιηθούν στο έπακρο όλα τα ειδικά πλεονεκτήματα των διαφορετικών τύπων υδροβιότοπων (Vymazal, 2014).

Οι ΤΥ χωρίζονται σε δύο μεγάλες κατηγορίες με βάση τα υδραυλικά χαρακτηριστικά του συστήματος: σε τεχνητούς υδροβιότοπους ελεύθερης επιφάνειας (Free Water Surface Systems- FWS CWs) και τεχνητούς υδροβιότοπους υπό-επιφανειακής ή υπόγειας ροής (Subsurface Flow - SF CWs) (Stefanakis et al., 2014; Vymazal, 2014).

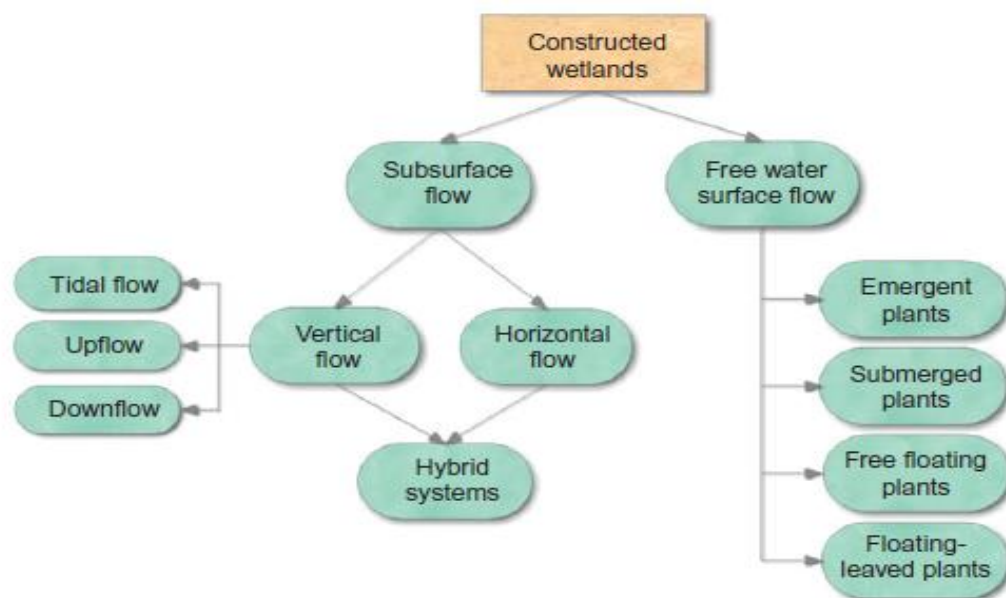
Οι ΤΥ ελεύθερης επιφάνειας, είναι συστήματα πυκνής φυτοκάλυψης, όπου το νερό ρέει πάνω από το μέσο του υποστρώματος (Stefanakis et al., 2018). Χρησιμοποιούνται ως επί το πλείστον στην τριτοβάθμια επεξεργασία λυμάτων (Dotro et al., 2017) και σε εξειδικευμένες βιομηχανικές εφαρμογές (Stefanakis et al., 2018; Stefanakis, 2020b)

Οι ΤΥ υπό-επιφανειακής ή υπόγειας ροής χωρίζονται σε οριζόντιας (Horizontal Flow – HF CWs) και κατακόρυφης ροής (Vertical Flow- VF CWs) ανάλογα με τη διεύθυνση της ροής του νερού (Stefanakis et al., 2014). Για την αποφυγή έμφραξης του πορώδους μέσου, οι υδροβιότοποι οριζόντιας (HF CWs) και κατακόρυφης ροής (VF CWs) χρησιμοποιούνται για τη δευτεροβάθμια επεξεργασία λυμάτων (Stefanakis et al., 2014, Vymazal, 2010). Στους υδροβιότοπους αυτούς η στάθμη του νερού διατηρείται κάτω από την επιφάνεια του πορώδους μέσου, όπως άμμος ή χαλίκι (Dotro et al., 2017; Stefanakis et al., 2014). Αξίζει να σημειωθεί πως οι υδροβιότοποι κατακόρυφης ροής μπορούν να χρησιμοποιηθούν με μεγάλη επιτυχία και για την επεξεργασία ακατέργαστων λυμάτων με ειδική διαμόρφωση (Dotro et al., 2017; Stefanakis et al., 2014). Αυτού του τύπου τα συστήματα είναι γνωστά ως υδροβιότοποι γαλλικού τύπου (French system VF), και αποτελούν μια μορφή υβριδικού συστήματος που παρέχει ολοκληρωμένη επεξεργασία και αφυδάτωση ιλύος και επεξεργασία λυμάτων σε ένα ενιαίο σύστημα και, ως εκ τούτου, μειώνουν το κόστος κατασκευής, καθώς δεν απαιτείται πρωτοβάθμια επεξεργασία λυμάτων (πχ. δεξαμενή καθίζησης). (Al-Wahaibi et al., 2021; Dotro et al., 2017; Stefanakis et al., 2014; Stefanakis, 2020; Vymazal, 2010).

Τέλος, μια από τις βασικότερες παραμέτρους του συστήματος των ΤΥ είναι η βλάστηση. Τα φυτά που χρησιμοποιούνται στους τεχνητούς υδροβιότοπους είναι κατά κύριο λόγο τα ίδια

φυτά που υπάρχουν και στους φυσικούς υδροβιότοπους. Τα φυτά των υδροβιότοπων είναι συνήθως μακρόφυτα που αναπτύσσονται σε ημικορεσμένες ή πλήρως κορεσμένες συνθήκες (Stefanakis et al., 2014). Τα μακρόφυτα που χρησιμοποιούνται πρέπει να τηρούν ορισμένα κριτήρια: α) να μπορούν να προσαρμοστούν στις τοπικές οικολογικές συνθήκες (χλωρίδα και πανίδα), β) να έχουν την ικανότητα να επιβιώσουν στις τοπικές κλιματολογικές συνθήκες, γ) να έχουν ανθεκτικότητα στους ρύπους που υπάρχουν στα λύματα (οργανικά, άζωτο, φώσφορος, βαρέα μέταλλα κ.λπ.) με ταυτόχρονη ικανότητα απομάκρυνσης των ρύπων αυτών, δ) να προσαρμόζονται εύκολα στο τοπικό περιβάλλον του τεχνητού υδροβιότοπου και να παρουσιάζουν ταχεία ανάπτυξη και εξάπλωση, και ε) η προμήθεια των φυτών να γίνεται με ευκολία (Tanner, 1996).

Η βλάστηση σε ένα τεχνητό υδροβιότοπο μπορεί να αποτελείται από αναδυόμενα υδρόβια μακρόφυτα, βυθισμένα υδρόβια μακρόφυτα, επιπλέοντα μακρόφυτα και ελεύθερα επιπλέοντα φυτά (Brix & Schierup, 1989; Stefanakis, 2020; Vymazal, 2010). Κατόπιν, με βάση τη βλάστηση προκύπτουν και τρεις τύποι ΤΥ: πλωτοί τεχνητοί υδροβιότοποι (floating treatment wetlands - FTWs), υδροβιότοποι αναδυόμενων μακρόφυτων και υδροβιότοποι βυθισμένων μακρόφυτων (Brix & Schierup, 1989; Stefanakis et al., 2014; Stefanakis, 2020; Vymazal, 2010). Οι ΤΥ με αναδυόμενα υδρόβια μακρόφυτα είναι οι πιο διαδεδομένοι (Vymazal, 2010). Παρακάτω γίνεται μια εμπειριστατωμένη ανάλυση των σημαντικότερων τύπων ΤΥ που αναφέρθηκαν παραπάνω.



Εικόνα 2: Ταξινόμηση των τεχνητών υδροβιότοπων (Stefanakis et al., 2014)

1.3.1. Τεχνητοί Υδροβιότοποι Επιφανειακής Ροής (Free Water Surface Constructed Wetlands – FWS CW)

Γενικά στοιχεία και εφαρμογές

Οι τεχνητοί υδροβιότοποι επιφανειακής ροής είναι από τους πρώτους τύπους ΤΥ που εφαρμόστηκαν ποτέ, δεδομένου ότι μιμούνται σε μεγάλο βαθμό το υδρολογικό καθεστώς των φυσικών υδροβιότοπων καθώς και τις διεργασίες καθαρισμού του νερού που λαμβάνουν χώρα σε αυτούς (Kadlec et al., 2000). Στους υδροβιότοπους επιφανειακής ροής, το νερό ρέει

πάνω από την επιφάνεια του εδάφους/υποστρώματος από ένα σημείο εισόδου προς ένα σημείο εξόδου, ενώ σε μερικές περιπτώσεις ο όγκος του νερού αποβάλλεται από το σύστημα εξαιτίας της εξατμισοδιαπνοής και της διήθησης εντός του υδροβιότοπου (Dotro et al., 2017; Kadlec et al., 2000). Οι υδροβιότοποι FWS εφαρμόζονται συνήθως ως στάδιο καθαρισμού δευτεροβάθμιας εκροής, όπως από συστήματα ενεργού ιλύος αλλά και για την επεξεργασία διαφόρων βιομηχανικών και αγροτοβιομηχανικών λυμάτων, εξειδικευμένων βιομηχανικών εκροών, καθώς και για την επεξεργασία της επιφανειακής απορροής των όμβριων υδάτων (Stefanakis et al., 2018; Stefanakis & Headley, 2019). Επιπλέον λόγω του σχετικά χαμηλού κόστους ανά μονάδα επιφάνειας, μπορούν να εφαρμοστούν με ευκολία σε περιπτώσεις που ο όγκος ροής είναι μεγάλος καθώς και σε ρύπους χαμηλής συγκέντρωσης (Dotro et al., 2017). Αξίζει να σημειωθεί πως στις εφαρμογές επεξεργασίας οικιακών και αστικών λυμάτων, θεωρούνται τριτοβάθμια επεξεργασία καθώς βρίσκονται συνήθως κατάντη άλλων μονάδων (Dotro et al., 2017). Τέλος, σημαντικό ρόλο στον σχεδιασμό του συστήματος έχουν οι παράμετροι της αισθητικής και του περιβάλλοντος (Dotro et al., 2017).

Δομή και χαρακτηριστικά του υδροβιότοπου

Η δομή ενός υδροβιότοπου FWS εξαρτάται κατά κύριο λόγο από την εφαρμογή που θα έχει. Ο υδροβιότοπος μπορεί να καλύπτεται πλήρως ή μερικώς από βλάστηση ενώ τα φυτά μπορεί να είναι σε ευθεία ή όχι, με σταθερό ή μεταβλητό βάθος, ενώ η βλάστηση μπορεί να είναι αναδυόμενη, βυθισμένη ή να επιπλέει (Dotro et al., 2017). Τέλος, μπορεί ποικίλουν σε μέγεθος από λίγα τετραγωνικά μέτρα έως πολλά τετραγωνικά χιλιόμετρα (Dotro et al., 2017; Stefanakis et al., 2018).

Ένας τεχνητός υδροβιότοπος FWS αποτελείται από μια ρηχή λεκάνη, εδαφικό υλικό ή άλλο μέσο για τη στήριξη των ριζών της βλάστησης, και μια δομή ελέγχου των υδάτων που διατηρεί το βάθος νερού σε σχετικά ρηχά επίπεδα (Dotro et al., 2017). Σύμφωνα με τους Dotro et al. (2017) η ρηχή λεκάνη περιέχει στρώμα εδάφους πάχους 30-40cm στο οποίο φυτεύονται μακρόφυτα. Τα πιο συνηθισμένα είδη φυτών που χρησιμοποιούνται είναι αυτά των γενών *Typha* sp (ψαθί), *Phragmites* sp (κοινό καλάμι), *Scirpus* sp, *Juncus* sp (βούρλα) και *Carex* sp (Αγγελάκης et al., n.d.). Το κάτω μέρος της λεκάνης καλύπτεται από γεω-ύφασμα/γεω-μεμβράνη ή πηλό για την αποφυγή στράγγισης των λυμάτων στον υπόγειο υδροφόρο (Dotro et al., 2017). Επιπλέον, εφόσον υπάρχει ελεύθερη επιφάνεια, το νερό εκτίθεται στην ατμόσφαιρα και την ηλιακή ακτινοβολία (Stefanakis, 2018). Στους υδροβιότοπους αυτούς, το ανώτερο στρώμα της επιφάνειας του νερού είναι σχετικά αερόβιο ενώ τα βαθύτερα στρώματα και το υπόστρωμα είναι συνήθως αναερόβια (Dotro et al., 2017). Το νερό ρέει οριζόντια αλλά μπορεί να ακολουθεί μαιανδρική διαδρομή από την είσοδο στην έξοδο με πολύ χαμηλή ταχύτητα (Dotro et al., 2017; Stefanakis, 2018). Η ροή επιτυγχάνεται μέσω των μίσχων και των ριζωμάτων του φυτού και έρχεται σε επαφή με το ανώτερο στρώμα του εδάφους, τα διάφορα μέρη του φυτού και του βιοφίλμ, το οποίο επιτρέπει την απομάκρυνση των ρύπων μέσω διαφόρων φυσικών, βιολογικών και χημικών διεργασιών (Αγγελάκης et al., n.d.; Dotro et al., 2017; Stefanakis, 2018).

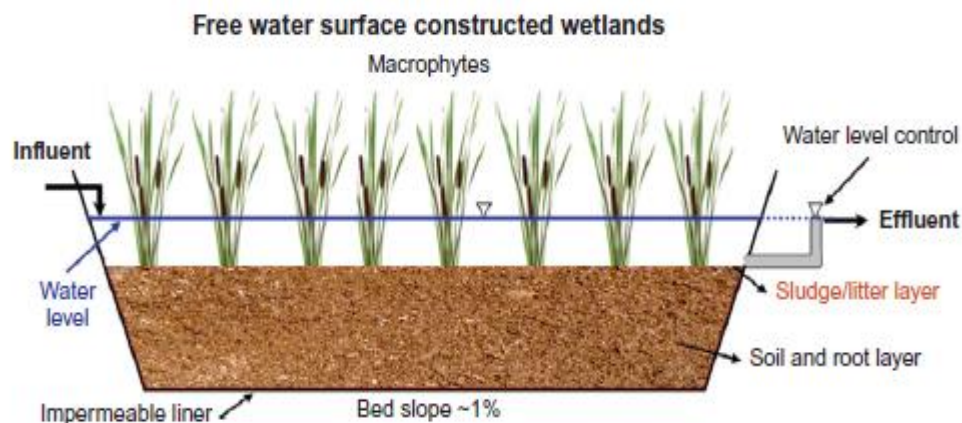
Διεργασίες απομάκρυνσης

Τα συστήματα αυτά έχουν καλή απόδοση στην απομάκρυνση των στερεών (TSS), η οποία οφείλεται κυρίως στη καθίζηση και διήθηση και διενεργείται, σε μικρές αποστάσεις από το σημείο εισροής του αποβλήτου στο σύστημα, ενώ υπάρχει και καλή απομάκρυνση του βιοχημικά απαιτούμενου οξυγόνου (BOD) (Αγγελάκης et al., n.d.; Stefanakis, 2018). Η απομάκρυνση αζώτου (N) θεωρείται σχετικώς ικανοποιητική και οφείλεται, κυρίως, στις διεργασίες νιτροποίησης και απονιτροποίησης και λιγότερο στην πρόσληψη του από τα φυτά, ενώ η απομάκρυνση του φωσφόρου (P) είναι περιορισμένη, εξαιτίας της περιορισμένης επαφής του αποβλήτου με το έδαφος (Αγγελάκης et al., n.d.; Stefanakis, 2018). Σημαντικό

ρόλο έχει η ταχύτητα εφαρμογής του οργανικού φορτίου καθώς και ο χρόνος παραμονής (Αγγελάκης et al., n.d.; Stefanakis, 2018). Στα συστήματα FWS επιτυγχάνεται περιορισμένη απομάκρυνση μετάλλων, που οφείλεται στην περιορισμένη επαφή με το υπόστρωμα και στις αναερόβιες συνθήκες που επικρατούν σε αυτό (Αγγελάκης et al., n.d.; Stefanakis, 2018).

Πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα

Τα πλεονεκτήματα των υδροβιότοπων αυτών είναι ότι το αρχικό κεφάλαιο και το κόστος λειτουργίας τους είναι ιδιαίτερα χαμηλά και ότι η κατασκευή, η λειτουργία και η συντήρησή τους είναι απλές (Davis et al., 1995). Το κύριο μειονέκτημα των συστημάτων αυτών είναι ότι απαιτούν γενικά μεγαλύτερη έκταση γης από τα άλλα συστήματα (Davis et al., 1995; Stefanakis et al., 2014).



Εικόνα 3: Τεχνητός υδροβιότοπος επιφανειακής ροής (σχηματική αναπαράσταση) (Stefanakis et al., 2014).

1.3.2. Τεχνητοί Υδροβιότοποι Οριζόντιας Υπό-επιφανειακής Ροής (Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands – HF CWs)

Γενικά στοιχεία και εφαρμογές

Οι τεχνητοί υδροβιότοποι οριζόντιας υπό- επιφανειακής ροής αποτελούνται από μια στεγανοποιημένη λεκάνη πορώδους υποστρώματος όπως χαλίκι, ορυκτά, άμμος καθώς και άλλα υλικά (Davis et al., 1995). Το σύστημα σχεδιάζεται με σκοπό η στάθμη του νερού να παραμένει λίγα εκατοστά κάτω από την επιφάνεια του υποστρώματος (Davis et al., 1995; Kadlec et al., 2000). Τα λύματα τροφοδοτούνται στην εισροή και ρέουν αργά μέσω του πορώδους μέσου κάτω από την επιφάνεια της κλίνης ακολουθώντας οριζόντια διεύθυνση μέχρι να φτάσουν στη ζώνη εκροής, όπου συλλέγονται και απορρίπτονται (Davis et al., 1995). Τα λύματα έρχονται σε επαφή με αερόβιες, ανοξικές και αναερόβιες ζώνες, όπου οι αερόβιες ζώνες βρίσκονται γύρω από τις ρίζες και τα ριζώματα και διαρρέουν οξυγόνο στο υπόστρωμα (Kadlec et al., 2000). Κατά τη διέλευση των λυμάτων μέσω της ριζόσφαιρας γίνεται ο καθαρισμός τους κυρίως με μικροβιολογική αποικοδόμηση, αλλά και με φυσικές και χημικές διεργασίες (Kadlec et al., 2000). Εξαιτίας των υδραυλικών περιορισμών που επιβάλλονται από το υπόστρωμα, οι υδροβιότοποι HF είναι κατάλληλη για λύματα με σχετικά χαμηλές συγκεντρώσεις στερεών και υπό σχετικά ομοιόμορφες συνθήκες ροής (Davis et al., 1995; Kadlec et al., 2000).

Χρησιμοποιούνται κατά κύριο λόγο για δευτεροβάθμια επεξεργασία λυμάτων, όπου και καθίσταται απαραίτητη η προ-επεξεργασία τους με γνώμονα τη βέλτιστη απόδοση του συστήματος (Vymazal & Krörfelová, 2008). Επιπλέον μπορούν να χρησιμοποιηθούν και στην τριτοβάθμια επεξεργασία αστικών λυμάτων καθώς και στην επεξεργασία βιομηχανικών λυμάτων, γεωργικών λυμάτων, στην έκπλυση χώρων υγειονομικής ταφής, στα μολυσμένα ύδατα ποταμών και λιμνών, στην επεξεργασία διασταλλάγματος κλπ. (Dotro et al., 2017; Marzo et al., 2019).

Επιπλέον, οι υγροβιότοποι αυτού του τύπου μπορούν να χρησιμοποιηθούν τόσο σε ψυχρά όσο και σε τροπικά κλίματα (Wang et al., 2006; Zhang et al., 2014). Σε περιοχές με θερμό κλίμα είναι συνηθέστερο οι υγροβιότοποι αυτοί να βρίσκονται μετά από σηπτικές δεξαμενές, αναερόβιους αντιδραστήρες Anaerobic baffled reactor (ABR) και αντιδραστήρες Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) (Dotro et al., 2017; Gholipour & Stefanakis, 2021).

Δομή και χαρακτηριστικά του υγροβιότοπου

Σε έναν τυπικό υγροβιότοπο HF, το πληρωτικό υλικό (συνήθως χαλίκι) της κλίνης είναι κορεσμένο, ενώ η βλάστηση που συναντάμε κατά κύριο λόγο είναι αναδυόμενη (Dotro et al., 2017; Vymazal et al., 2006). Το νερό εισέρχεται στο σύστημα επεξεργασίας από το ένα άκρο, ρέει μέσω του πληρωτικού υλικού, και συλλέγεται στο αντίθετο άκρο της κλίνης πριν απορριφθεί, ενώ η ροή γίνεται οριζόντια κατά μήκος της κλίνης κάτω από την επιφάνεια του υποστρώματος μέσω των πόρων του πορώδους μέσου και τις ρίζες των φυτών (Dotro et al., 2017; Vymazal et al., 2006). Ένας ρυθμιζόμενος αγωγός ανόδου βρίσκεται έξω από το σύστημα του υγροβιότοπου με στόχο τον έλεγχο της στάθμης του νερού μέσα στο πληρωτικό υλικό (Dotro et al., 2017). Επιπλέον σύμφωνα με τους Dotro et al. (2017) η κλίνη είναι μονωμένη από το γύρω έδαφος με συνδυασμό πλαστικής μεμβράνης και γεω-υφάσματος. Εφόσον το σύστημα έχει σχεδιαστεί σωστά, δεν είναι ορατή επιφανειακή ροή και η στάθμη του νερού θα πρέπει να βρίσκεται 5-10 cm κάτω από την επιφάνεια του υποστρώματος (Dotro et al., 2017; Vymazal et al., 2006).

Στους TY HF, το βάθος του χαλικιού είναι γενικά 0.4 έως 0.7 m και η στάθμη του νερού διατηρείται από 5 - 10 cm κάτω από την επιφάνεια, ενώ σε εφαρμογές τριτοβάθμιας επεξεργασίας, το βάθος της λεκάνης μπορεί και να ξεπεράσει το 1.0 m, εκ των οποίων περίπου 0.60 m γεμίζουν με πληρωτικό υλικό (Dotro et al., 2017). Επιπλέον, τα συστήματα HF κατασκευάζονται συνήθως με κλίση 1% για να διευκολυνθεί η αποστράγγιση της κλίνης (Dotro et al., 2017).

Για την κατασκευή αυτού του είδους υγροβιότοπου ακολουθούμε ορισμένες κατευθυντήριες γραμμές σχετικά με τους κύριους παράγοντες που επηρεάζουν τη συνολική απόδοση του συστήματος. Πιο συγκεκριμένα, οι παράγοντες αυτοί αφορούν το υλικό του φίλτρου, την κατανομή του λύματος στην κλίνη και τις διαδικασίες επεξεργασίας ανάντη καθώς και των ποσοστών φόρτισης (Marzo et al., 2019).

Το υλικό του φίλτρου είναι η βασικότερη παράμετρος σχεδιασμού του συστήματος, καθώς ευνοεί την ανάπτυξη του βιοφίλμ και τη δημιουργία ριζών των αναδυόμενων φυτών και γενικότερα της βλάστησης που θα έχει το σύστημα (Marzo et al., 2019). Επιπλέον συμβάλει στον επαρκή υδραυλικό χρόνο παραμονής των λυμάτων στο σύστημα, ενώ πολλές φορές μπορεί να αντιδράσει με συγκεκριμένους ρύπους όπως ο φώσφορος ή τα μέταλλα (Αγγελάκης et al., n.d.; Marzo et al., 2019). Τα υποστρώματα που συνήθως χρησιμοποιούνται είναι άμμος, διάφορα άλλα χονδρόκοκκα, συνθετικά ή άλλα αδρανή υλικά καθώς και διάφορα είδη κομπόστ (Αγγελάκης et al., n.d.; Marzo et al., 2019). Το βασικό υλικό είναι το χαλίκι με μεγέθη 8-16 mm για την κύρια στρώση και 50–200 mm για τις ζώνες εισόδου

και εξόδου, ενώ το χώμα δεν χρησιμοποιείται εξαιτίας της χαμηλής υδραυλικής αγωγιμότητάς που έχει (Αγγελάκης et al., n.d.; Marzo et al., 2019).

Η φόρτιση του συστήματος με λύματα γίνεται κατά μήκος του πλάτους της κλίνης με επιφανειακές σωληνώσεις, ενώ απαραίτητη προϋπόθεση για την καλή λειτουργία του συστήματος είναι ο καθαρισμός όλων των επιμέρους δομών του (Langergraber et al., 2019). Επιπλέον, οι ταχύτητες ροής από τις ανάντη διεργασίες μπορεί να ποικίλλουν καθημερινά με αποτέλεσμα την καθίζηση των σωματιδίων που βρίσκονται στα λύματα μέσα στους σωλήνες ή τις κοιλότητες, για αυτό τον λόγο χρησιμοποιούνται χονδροειδείς πέτρες με σκοπό την ομοιόμορφη κατανομή της ροής συναρτήσει του βάθους (Akratos & Tsihrintzis, 2007; Langergraber et al., 2019). Επιπλέον, για να έχουμε ομοιόμορφη ροή στο σύστημα τα λύματα πρέπει να τροφοδοτούνται μέσω ενός οριζόντιου διάτρητου σωλήνα που θα καλύπτει ολόκληρο το πλάτος της κλίνης (Langergraber et al., 2019).

Διεργασίες απομάκρυνσης

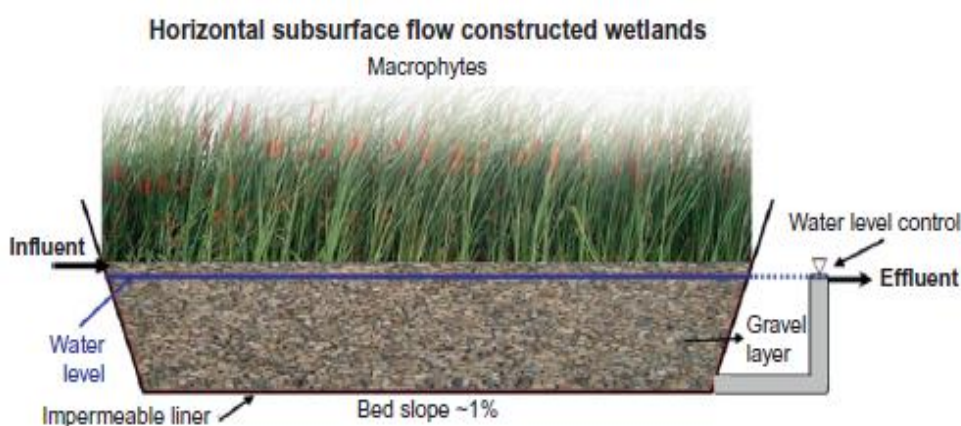
Η επεξεργασία του αποβλήτου γίνεται με φυσικές, χημικές και βιολογικές διεργασίες στο πορώδες μέσο και στην επιφάνεια των ριζών (Dotro et al., 2017). Σύμφωνα με τους Dotro et al. (2017) οι TY HF είναι αποτελεσματικότεροι στην απομάκρυνση της οργανικής ύλης (BOD και COD) καθώς και στην απομάκρυνση των ολικών αιωρούμενων στερεών (TSS). Η απομάκρυνση TSS και BOD γίνεται μέσω διήθησης, καθίζησης και αποδόμησης από αερόβιους και αναερόβιους μικροοργανισμούς, αντίστοιχα (Αγγελάκης et al., n.d.). Η απομάκρυνση του αζώτου διενεργείται με τους μηχανισμούς νιτροποίησης και απονιτροποίησης. Η απομάκρυνση του ολικού αζώτου (TN) στα συστήματα αυτά είναι περιορισμένη, εξαιτίας της έλλειψης αερόβιων συνθηκών με αποτέλεσμα να μην δημιουργούνται οι ιδανικές συνθήκες για τη διαδικασία της νιτροποίησης, ωστόσο οι υγρότοποι HF μπορεί να είναι αποτελεσματικότεροι στην απονιτροποίηση υπό την προϋπόθεση ότι υπάρχει επαρκής ποσότητα οργανικής ύλης (Αγγελάκης et al., n.d.; Dotro et al., 2017; Marzo et al., 2019). Η απομάκρυνση του φωσφόρου και των μετάλλων στα συστήματα αυτά εξαρτάται από τις φυσικοχημικές ιδιότητες του χρησιμοποιούμενου υποστρώματος με αποτέλεσμα να μην είναι ιδιαίτερα αποτελεσματική καθώς αυτή οφείλεται κατά κύριο λόγο στην προσρόφηση πάνω στο υπόστρωμα (Dotro et al., 2017; Marzo et al., 2019). Τέλος, η απομάκρυνση των παθογόνων εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από τη δομή του υποστρώματος και την ταχύτητα ροής (Αγγελάκης et al., n.d.; Dotro et al., 2017; Marzo et al., 2019). Στις διεργασίες απομάκρυνσης σημαντικό ρόλο εκτός από το πορώδες υλικό έχει και η βλάστηση που θα αναπτυχθεί στο σύστημα, καθώς φυτά με βαθύτερα και πυκνότερα ριζικά συστήματα συμβάλλουν αποδοτικότερα στις διεργασίες απομάκρυνσης (Dotro et al., 2017; Marzo et al., 2019).

Πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα

Τα πλεονεκτήματα των TY υπόγειας ροής είναι η μεγάλη αντοχή στις χαμηλές θερμοκρασίες, η ελαχιστοποίηση των παρασίτων και των δυσάρεστων οσμών και επιπλέον η μεγάλη δυνατότητα απορρόφησης ουσιών ανά μονάδα επιφάνειας σε σχέση με τα συστήματα επιφανειακής ροής (Davis et al., 1995; Luederitz et al., 2001). Αυτό οφείλεται σύμφωνα με τους Davis et al. (1995) στο πορώδες μέσο που παρέχει επαρκή επιφάνεια για να εκτελεστούν οι διεργασίες από ότι στα συστήματα ελεύθερης επιφάνειας, με αποτέλεσμα οι φυσικοχημικές διεργασίες να εκτελούνται ταχύτερα στους υγροβιότοπους υπόγειας ροής και άρα μπορούν να έχουν μικρότερη έκταση σε σχέση με του υγροβιότοπους ελεύθερης ροής για τον ίδιο όγκο λυμάτων. Τέτοια συστήματα λειτουργούν πχ σε πάρκα, προσφέροντας ενδιαίτηματα σε πολλά ζώα και αισθητική στο περιβάλλον, ενώ έχουν και μεγάλο κύκλο ζωής (Davis et al., 1995). Τέλος, είναι δυνατές οι μεγάλες αποστάσεις ροής, η νιτροποίηση, η

απονιτροποίηση καθώς και η απομάκρυνση χουμικών οξέων αζώτου και φωσφόρου (Luederitz et al., 2001).

Τα μειονεκτήματα αυτών των συστημάτων είναι ότι είναι πιο ακριβά στην κατασκευή, για αυτό και κατασκευάζονται συχνά για σχετικά μικρές ροές ενώ απαιτούν μεγαλύτερη έκταση κατασκευής σε σχέση με τους υδροβιότοπους κατακόρυφης υπό-επιφανειακής ροής, αλλά μικρότερη από τους τεχνητούς υδροβιότοπους ελεύθερης επιφανειακής ροής (Davis et al., 1995; Luederitz et al., 2001). Έτσι καθοριστικό ρόλο παίζει ο προσεκτικός υπολογισμός της υδραυλικής τους συστήματος, με απώτερο σκοπό τη βέλτιστη τροφοδοσία του με οξυγόνου (Davis et al., 1995; Luederitz et al., 2001). Επιπλέον το κόστος συντήρησης και επισκευής είναι σχετικά υψηλό από ότι στους υδροβιότοπους FWS (Davis et al., 1995). Τέλος, μπορεί να παρατηρηθεί έμφραξη του πορώδους μέσου καθώς και ανεπιθύμητη επιφανειακή ροή, εφόσον δεν έχει γίνει σωστός σχεδιασμός και/ή κατασκευή (Davis et al., 1995; Luederitz et al., 2001).



Εικόνα 4: Τεχνητός υδροβιότοπος οριζόντιας υπό-επιφανειακής ροής (σχηματική αναπαράσταση) (Stefanakis et al., 2014).

1.3.3. Τεχνητοί Υδροβιότοποι Κατακόρυφης Υπό-επιφανειακής Ροής (Vertical Subsurface Flow Constructed Wetlands – VF CWs)

Γενικά στοιχεία και εφαρμογές

Οι ΤΥ VF χρησιμοποιούνται κατά κύριο λόγο στη δευτεροβάθμια και τριτοβάθμια επεξεργασία αστικών και οικιακών λυμάτων (Stefanakis et al., 2014). Εξαιτίας της υψηλής αποτελεσματικότητας που έχει η διεργασία της νιτροποίησης, αυτοί οι τύποι υδροβιότοπων χρησιμοποιούνται και στην επεξεργασία άλλων τύπων λυμάτων με υψηλή συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου και οργανικού άνθρακα, όπως διασταλλάγματος που προέρχονται από χώρους υγειονομικής ταφής, λύματα που προκύπτουν από την επεξεργασία τροφών καθώς και άλλα γεωργοβιομηχανικά λύματα όπως λύματα ελαιοτριβείων, λύματα από γαλακτοκομική εκμετάλλευση και λύματα ζωικής εκμετάλλευσης (Kadlec & Wallace, 2009; Stefanakis et al., 2014). Επιπλέον, οι υδροβιότοποι VF χρησιμοποιούνται συχνά και ως μέρος υβριδικών συστημάτων για διαφόρους τύπους λυμάτων (Vymazal & Kröpfelová, 2008). Υπάρχει ένας μεγάλος αριθμός από διαφορετικούς τύπους υδροβιότοπων κατακόρυφης υπό-επιφανειακής ροής, όπως οι ΤΥ VF με φόρτιση του λύματος κατά διαστήματα (Downflow VF CWs), του γαλλικού τύπου που επεξεργάζονται ακατέργαστα λύματα (French System), οι VF CWs με επανακυκλοφορία, οι τεχνητοί υδροβιότοποι με παλιρροϊκή ροή (Tidal Flow CWs), οι

τεχνητοί υδροβιότοποι κορεσμένης κατακόρυφης ανοδικής ροής (Saturated Vertical Upflow CWs), οι τεχνητοί υδροβιότοποι κορεσμένης καθοδικής ροής (Saturated Vertical Downflow CWs) και το ενοποιημένο σύστημα κατακόρυφης υπό-επιφανειακής ροής (Integrated VF CWs) (Stefanakis et al., 2014). Τα συστήματα αυτά χρησιμοποιούνται κατά κύριο λόγο σε Ευρωπαϊκές χώρες όπως η Αυστρία, η Δανία, η Γαλλία, η Γερμανία και το Ηνωμένο Βασίλειο (Vymazal, 2008).

Δομή και χαρακτηριστικά του υδροβιότοπου

Ένας τεχνητός υδροβιότοπος κατακόρυφης υπό-επιφανειακής ροής αποτελείται από μια κλίνη όπου το πορώδες μέσω (άμμος, χαλίκι κ.λπ.) έχει τον ρόλο του φίλτρου, ενώ παράλληλα το μεγαλύτερο μέρος του συστήματος καλύπτεται από συγκεκριμένο είδος φυτού (Dotro et al., 2017; Stefanakis et al., 2014). Το είδος των φυτών που χρησιμοποιείται κατά κύριο λόγο είναι τα αναδυόμενα μακρόφυτα, και πιο συγκεκριμένα το κοινό καλάμι (*Phragmites australis*) (Maiga et al., 2019; Stefanakis et al., 2014). Τα λύματα ρίχνονται στον υδροβιότοπο με συγκεκριμένη δοσολογία είτε κάτω από την επιφάνεια είτε συνηθέστερα πάνω στην επιφάνεια (από το πάνω μέρος του συστήματος), χρησιμοποιώντας ένα μηχανικό σύστημα δοσολογίας (Dotro et al., 2017). Η πρωτοβάθμια εκροή φορτίζεται στον υδροβιότοπο κατά διαστήματα στην επιφάνεια του φίλτρου μέσω ενός συστήματος σωληνώσεων και η μεγάλη ποσότητα νερού που προκύπτει από τη φόρτιση προκαλεί την ομοιόμορφη κατανομή της εισροής στην επιφάνεια του συστήματος, ενώ το νερό διαπερνά το υπόστρωμα και στη συνέχεια αποστραγγίζεται σταδιακά και συλλέγεται από ένα δίκτυο αποστράγγισης στη βάση του φίλτρου (Dotro et al., 2017). Μεταξύ των φορτίσεων, το οξυγόνο εισέρχεται εκ νέου στους πόρους του πορώδους μέσου, μεταφέροντας οξυγόνο στην κλίνη με αποτέλεσμα τη διατήρηση των αερόβιων συνθηκών (Stefanakis et al., 2014). Η κλίνη μονώνεται με συνδυασμό πλαστικής μεμβράνης και γεω-υφάσματος (Dotro et al., 2017; Stefanakis et al., 2014). Η αποστράγγιση γίνεται από το κάτω μέρος της κλίνης (κλίση 1-3%), όπου το βάθος της κυμαίνεται από 0.6 έως 1.2 m, και εξαρτάται από τον τύπο των φυτών που θα χρησιμοποιηθούν όσο και τον τύπο ροής που θα έχει το σύστημα (Dotro et al., 2017; Obarska-Pempkowiak et al., 2015).

Αξίζει να σημειωθεί πως σε χώρες στις οποίες οι νόμοι δεν επιτρέπουν τη διάθεση των λυμάτων στην επιφάνεια του υδροβιότοπου λόγω πιθανής επαφής με τον άνθρωπο και σε περιοχές με πολύ ψυχρά κλίματα, τα συστήματα δοσολογίας λυμάτων είναι μονωμένα με ένα στρώμα χαλικιού ή οργανικού λιπάσματος (Dotro et al., 2017).

Τέλος, οι κυριότεροι παράγοντες που επηρεάζουν την απόδοση του συστήματος είναι: το υλικό του φίλτρου του κύριου στρώματος, η φόρτιση του συστήματος (διάστημα φόρτωσης, όγκος των δόσεων, περίοδοι ανάπαυσης), το ποσοστό φόρτισης (υδραυλικοί και οργανικοί ρυθμοί φόρτισης) και οι σωλήνες διανομής (αριθμός οπών στους σωλήνες διανομής) (Stefanakis & Tsihrintzis, 2012; Stefanakis et al., 2014).

Διεργασίες απομάκρυνσης

Ένα από τα κυριότερα στοιχεία αυτών των συστημάτων είναι η υψηλή ικανότητα μεταφοράς οξυγόνου (oxygen transfer capacity - OTC) στο σώμα του υδροβιότοπου, με αποτέλεσμα να υπάρχει μεγάλη αποτελεσματικότητα στη διαδικασία της νιτροποίησης (Cooper, 1999). Εξαιτίας αυτού υπάρχει πολύ καλή απομάκρυνση του BOD₅ του COD, ενώ μπορούν να απομακρύνουν και κάποια βακτήρια (Cooper, 1999). Κατά τη διαδικασία της νιτροποίησης έχουμε πολύ καλή απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου (NH₄-N), εξαιτίας της υψηλής οξυγόνωσης του συστήματος, ενώ η απομάκρυνση του νιτρικού αζώτου (NO₃-N) είναι χαμηλή εξαιτίας της μειωμένης αποτελεσματικότητας που έχει η διαδικασία της

απονιτροποίησης σε αερόβιο περιβάλλον (αύξηση $\text{NO}_3\text{-N}$ στην εκροή του συστήματος) (Al-Wahaibi et al., 2021; Vymazal, 2007).

Όπως και στα υπόλοιπα συστήματα που αναφέρθηκαν, έτσι και σε αυτό έχουμε σχετικά χαμηλή απομάκρυνση φωσφόρου. Οι κύριοι μηχανισμοί απομάκρυνσης του φωσφόρου στο σύστημα αυτό είναι η προσρόφηση και η χημική καθίζηση και είναι αποτελεσματικές όπου τα λύματα έρχονται σε επαφή με το διηθητικό μέσο (Vymazal, 2007). Αυτό σημαίνει ότι οι υδροβιότοποι υπό-επιφανειακής ροής έχουν μεγαλύτερο δυναμικό στην απομάκρυνση του φωσφόρου σε σχέση με του υδροβιότοπους επιφανειακής ροής μέσω αυτών των μηχανισμών (Vymazal, 2007). Πιο συγκεκριμένα, σε TY VF επειδή τα λύματα τροφοδοτούνται σταδιακά μπορεί να μην είναι τόσο αποτελεσματική η απομάκρυνση του φωσφόρου επειδή η οξυγόνωση της κλίνης μπορεί να προκαλέσει εκρόφηση που συνεπάγεται την απελευθέρωση φωσφόρου (Vymazal, 2007). Επιπλέον, τα υλικά που χρησιμοποιούνται σε αυτούς του υδροβιότοπους δηλαδή, χαλίκι ή θρυμματισμένος βράχος, συμβάλουν κατασταλτικά στη διεργασία της προσρόφησης και της καθίζησης (Vymazal, 2007). Η χρήση ειδικών πετρωμάτων με συγκεκριμένες ιδιότητες, όπως πχ βωξίτης και ζεόλιθος, έχει βρεθεί ότι μπορεί να ενισχύσει την απομάκρυνση φωσφόρου (Stefanakis & Tsihrintzis, 2012b).

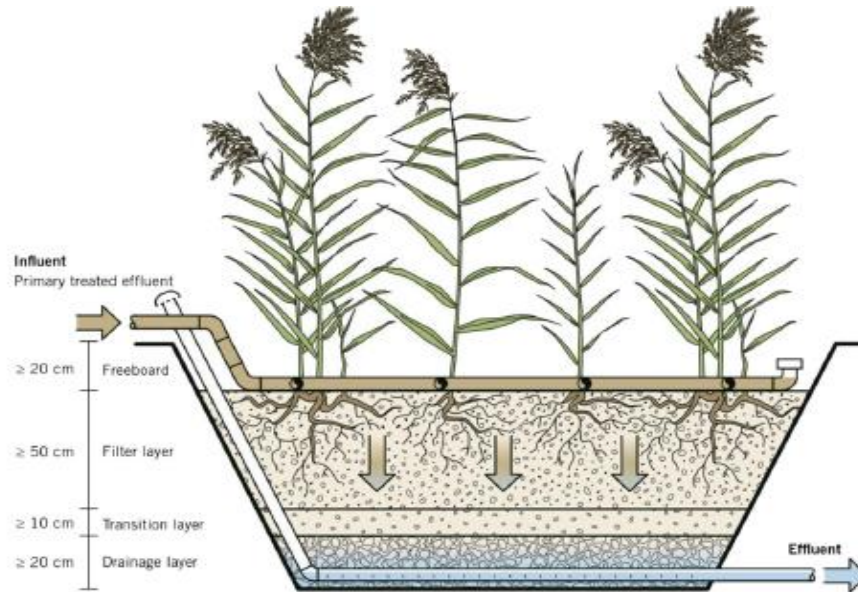
Το μεγαλύτερο μέρος στερεών που βρίσκονται στα λύματα διηθούνται και καθιζάνουν εντός των πρώτων μέτρων πέρα από τη ζώνη εισόδου (Stefanakis et al., 2014). Η συσσώρευση διαλυμένων αιωρούμενων στερεών αποτελεί μείζον πρόβλημα στην καλή απόδοση του υδροβιότοπου, καθώς υπάρχει μεγάλη πιθανότητα φραγής του συστήματος από τα στερεά (Stefanakis et al., 2014). Η σταδιακή συσσώρευση στερεών είναι ίσως η κύρια παράμετρος που επηρεάζει την καλή λειτουργία του υποστρώματος (Stefanakis et al., 2014). Τα στερεά συσσωρεύονται στην κορυφή της κλίνης δημιουργώντας ένα στρώμα λάσπης καθώς και μέσα στους πόρους του υποστρώματος και στην επιφάνεια των κόκκων του πορώδους μέσου (Stefanakis et al., 2014; Vymazal et al., 1998). Σε TY VF, η σταδιακή φόρτωση και η εφαρμογή των περιόδων ανάπαυσης μεταξύ των φορτίσεων επιτρέπουν τον καλό αερισμό της κλίνης και την οξείδωση των συσσωρευμένων οργανικών στερεών, γεγονός που εμποδίζει επίσης το φράξιμο του υποστρώματος της κλίνης (Stefanakis et al., 2014). Η πλειονότητα των καθιζάνων στερεών μπορεί να απομακρύνεται σε μονάδα προεπεξεργασίας πριν από την απόρριψη των λυμάτων στο σύστημα (Vymazal et al., 1998). Τα ανόργανα και αιωρούμενα στερεά απομακρύνονται με φυσικές διεργασίες. Ο κύριος μηχανισμός απομάκρυνσης των ολικών αιωρούμενων στερεών (TSS) σε TY VF είναι η καθίζηση και η διήθηση. Καθώς τα λύματα στραγγίζονται κατακόρυφα, διέρχονται μέσα από τους πόρους των υποστρωμάτων, με αποτέλεσμα η ταχύτητα του ρεύματος του νερού να μειωθεί και τα στερεά να παγιδεύονται μέσα στους πόρους είτε μηχανικά είτε με προσρόφηση (Kadlec & Wallace, 2009).

Πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα

Το κυριότερο πλεονέκτημα του TY VF είναι η ικανότητα μεταφοράς υψηλών ποσοτήτων οξυγόνου στο εσωτερικό του υδροβιότοπου, ειδικότερα όταν το σύστημα λειτουργεί με σταδιακή φόρτιση (Luederitz et al., 2001). Η καλή οξυγόνωση του συστήματος λειτουργεί ευεργετικά στη διαδικασία της νιτροποίησης (Cooper, 1999). Επιπλέον έχει μικρότερες απαιτήσεις σε έκταση (έως $2 \text{ m}^2/\text{p.e.}$) σε σύγκριση με τους TY HF (συνήθως $3\text{-}5 \text{ m}^2/\text{p.e.}$), γεγονός που συνεπάγεται χαμηλότερο κόστος κατασκευής (Stefanakis et al., 2014). Τέλος, το σύστημα αυτό διακρίνεται για τη σχετικά απλή υδραυλική του, καθώς και για τα υψηλά επίπεδα επεξεργασίας των λυμάτων από την αρχή λειτουργίας του (Cooper, 1999; Stefanakis et al., 2014).

Στον αντίποδα, το βασικότερο μειονέκτημα του συστήματος αυτού είναι η περιορισμένη απονιτροποίηση. Νέοι σχεδιασμοί όμως που έχουν αναπτυχθεί τα τελευταία χρόνια και

τροποποιήσεις και βελτιώσεις στη λειτουργία, όπως πχ η διατήρηση μιας στάθμης νερού εντός του υποστρώματος, έχουν αυξήσει τα επίπεδα και της απονιτροποίησης (Al-Wahaibi et al., 2021). Επιπλέον, συναντάμε βραχύς αποστάσεις ροής καθώς και σχετικά υψηλές τεχνικές απαιτήσεις (Luederitz et al., 2001).



Εικόνα 5: Τεχνητός υδροβιότοπος κατακόρυφης υπό-επιφανειακής ροής (σχηματική αναπαράσταση) (Dotro et al., 2017).

1.4. Παραγωγή-Σύνθεση-Επεξεργασία Διασταλλάγματος

1.4.1. Παραγωγή διασταλλάγματος

Στράγγισμα ή διαστάλλαγμα είναι το ρυπασμένο υποπροϊόν υγρής σύστασης που εξάγεται από την αποσύνθεση των αστικών στερεών αποβλήτων εξαιτίας των φυσικών, χημικών και βιολογικών διεργασιών που λαμβάνουν χώρα και σχηματίζονται σε Χώρους Υγειονομικής Ταφής (ΧΥΤ) (Χαβάς, 2005; Youcai, 2018;). Εκτός όμως από τη διάσπαση των απορριμμάτων, το διαστάλλαγμα προέρχεται και από εξωτερικές πηγές όπως τις βροχοπτώσεις, την επιφανειακή απορροή και τα υπόγεια ύδατα τα οποία εισέρχονται στο σωρό των αποβλήτων καθώς και από την υγρασία που περιέχεται στα ίδια τα απόβλητα (Χαβάς, 2005; Headley & Esser, 2019). Η ποσότητα του διασταλλάγματος που πρόκειται να παραχθεί εξαρτάται από τους ακόλουθους παράγοντες: ατμοσφαιρικά κατακρημνίσματα, γεωμορφολογία της περιοχής που βρίσκεται ο ΧΥΤ, διείσδυση υπόγειου νερού και επιφανειακού νερού, σύνθεση των αποβλήτων και περιεχόμενη υγρασία, προ-επεξεργασία απορριμμάτων, σχεδιασμός καλύμματος του ΧΥΤ, το βάθος που βρίσκονται τα απορρίμματα μέσα στον ΧΥΤ, κλιματικές διακυμάνσεις, παραγωγή αερίων και πυκνότητα απορριμμάτων (Χαβάς, 2005). Καθώς το υγρό διαπερνά τη σωρό των αποβλήτων διαλύεται και εγκλωβίζει διαλυτούς και σωματιδιακούς ρύπους από τα απόβλητα, συνδράμοντας παράλληλα στην αποσύνθεση και την απελευθέρωση βιοαποδομήσιμων ουσιών (Headley & Esser, 2019). Το διαστάλλαγμα περιέχει συνήθως διάφορους τοξικούς οργανικούς ρύπους, βαρέα μέταλλα,

αζωτούχες ενώσεις αμμωνίας καθώς και άλλα συστατικά (Youcai, 2018). Η σύνθεση του διασταλλάγματος σχετίζεται με ορισμένους παράγοντες, όπως τη σύνθεση των αποβλήτων που εναποτίθενται στον ΧΥΤ, την τοποθεσία, τις εποχιακές διακυμάνσεις, την ηλικία και το σχεδιασμό των δομών του ΧΥΤ, τους τρόπους λειτουργίας των σταθμών μεταφοράς, τις πρακτικές που εφαρμόζονται για τη διαχείριση κλειστών και ανοιχτών ΧΥΤ (Χαβάς, 2005). Ειδικότερα σε νέους ΧΥΤ η παραγωγή γίνεται με σχετικά χαμηλούς ρυθμούς και αυξάνεται με την πάροδο του χρόνου όσο τοποθετούνται απορρίμματα και ολοένα μεγαλύτερες εκτάσεις εκτίθενται στα ατμοσφαιρικά κατακρημνίσματα (Χαβάς, 2005; Headley & Esser, 2019). Η παραγωγή διασταλλάγματος έχει τη μέγιστη τιμή της λίγο πριν το κλείσιμο και στη συνέχεια παρουσιάζει μια σημαντική πτώση με την τοποθέτηση του τελικού καλύμματος (Headley & Esser, 2019). Η ποσότητα και η ποιότητα του διασταλλάγματος εξαρτώνται σε μεγάλο βαθμό από το είδος των απόβλητων και τη βροχή (Χαβάς, 2005). Μπορεί να περιέχει βαρέα μέταλλα, όπως Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn και Hg, και τοξικές οργανικές ουσίες (Youcai, 2018). Αξίζει να σημειωθεί πως, η ποσότητα του διασταλλάγματος πρέπει να είναι μικρότερη από το 20-30% των αποβλήτων που πρόκειται να τοποθετηθούν καθημερινά στον ΧΥΤ (Χαβάς, 2005; Headley & Esser, 2019). Η προσεκτική διαχείριση της ταφής των αποβλήτων είναι πολύ σημαντική για τη μείωση της ποσότητας του διασταλλάγματος (Χαβάς, 2005; Headley & Esser, 2019).

Οι πιο διαδεδομένες μέθοδοι επεξεργασίας διασταλλάγματος είναι βιολογικές και φυσικοχημικές διεργασίες, οι οποίες διαθέτουν ικανότητες διαφορικής απομάκρυνσης για πολλούς ρύπους (Youcai, 2018). Τα λύματα πρέπει να πληρούν τα πρότυπα απόρριψης ή να ανακυκλώνονται εντός των μονάδων αποτέφρωσης χωρίς απόρριψη στο περιβάλλον. Το διαστάλλαγμα είναι απαραίτητο να υποβληθεί σε κατάλληλη επεξεργασία προτού εναποτεθεί σε υδάτινους αποδέκτες ή να ανακυκλωθεί με τη χρήση ολοκληρωμένων διεργασιών επεξεργασίας διασταλλάγματος (Youcai, 2018).



Εικόνα 6: Εργοστάσιο Μηχανικής Ανακύκλωσης και Κομποστοποίησης (Ε.Μ.Α.Κ.)- Χώρος Υγειονομικής Ταφής Υπολειμμάτων (Χ.Υ.Τ.Α. Χανίων) (Ε.Μ.Α.Κ., n.d.).

1.4.2. Σύνθεση και χαρακτηριστικά διασταλλάγματος

Οι ιδιότητες του διασταλλάγματος κατηγοριοποιούνται σε φυσικές, χημικές και βιολογικές. Σύμφωνα με τους Jinadasa et al. (2018) οι φυσικές ιδιότητες περιλαμβάνουν την αγωγιμότητα, την περιεκτικότητα σε στερεά, τη θερμοκρασία, τη θολερότητα, το χρώμα και την πυκνότητα, ενώ οι χημικές ιδιότητες διακρίνονται σε δύο επιμέρους κατηγορίες, των

ανόργανων και των οργανικών συστατικών. Το pH, τα χλωρίδια, η αλκαλικότητα, τα νιτρικά, τα μέταλλα, τα αέρια, τα φωσφορικά, τα αμμωνιακά είναι μεταξύ των ανόργανων συστατικών, ενώ οι υδατάνθρακες, οι πρωτεΐνες, το λάδι και το λίπος είναι μεταξύ των οργανικών χημικών συστατικών (Jinadasa et al., 2018). Οι μικροοργανισμοί και τα παθογόνα είναι μεταξύ των βιολογικών συστατικών (Jinadasa et al., 2018).

Η ποσότητα των οργανικών ρύπων στο διαστάλλαγμα μπορεί να μετρηθεί με βάση το βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνο πέντε ημερών (BOD_5), το χημικά απαιτούμενο οξυγόνο (COD), τον συνολικό οργανικό άνθρακα (TOC), τον ανόργανο άνθρακα (IC) και τον συνολικό άνθρακα (TC) (Χαβάς, 2005; Tchobanoglous & Kreith, 2002). Η ποιότητα του διασταλλάγματος ορίζεται επίσης με βάση το διαλυμένο οξυγόνο (DO), το pH, το δυναμικό μείωσης οξειδωσης (ORP), την ηλεκτρική αγωγιμότητα (EC), τα αιωρούμενα στερεά, το ολικό άζωτο (TN) και τον ολικό φώσφορο (TP) (Tchobanoglous & Kreith, 2002). Η κυριότερη επιβάρυνση του διασταλλάγματος προκύπτει από τις οργανικές ουσίες όπου και είναι το βασικότερο κριτήριο για την εκτίμηση της ποιότητάς του, άρα το BOD_5 , το COD, το TOC είναι οι βασικές παράμετροι και εξαρτώνται από την ηλικία της εγκατάστασης, το είδος της εφαρμοσμένης συμπίεσης και τη σύνθεση των αποβλήτων (Jinadasa et al., 2018; Tchobanoglous & Kreith, 2002; Wojciechowska et al., 2010). Το διαστάλλαγμα διακρίνεται για τις υψηλές συγκεντρώσεις σε ειδικούς ρύπους όπως πολυκυκλικοί αρωματικοί υδρογονάνθρακες PAH, απορροφήσιμα οργανικά αλογόνα AOX, πολυχλωριωμένα διφαινύλια PCB καθώς και πολύ υψηλές συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου και COD (Tchobanoglous & Kreith, 2002; Wojciechowska et al., 2010). Η χημική σύνθεση του διασταλλάγματος ποικίλλει σημαντικά ανάλογα με την ηλικία του ΧΥΤ (Χαβάς, 2005). Το διαστάλλαγμα που παράγεται στην όξινη φάση έχει χαμηλό pH και υψηλή συγκέντρωση BOD_5 , COD, TOC, θρεπτικών και βαρέων μετάλλων, ενώ το διαστάλλαγμα που παράγεται στη φάση της μεθανογένεσης έχει υψηλότερο pH (6.5-7.5) και πολύ χαμηλές συγκεντρώσεις BOD_5 , COD, TOC, θρεπτικών και βαρέων μετάλλων (Jinadasa et al., 2018; Tchobanoglous & Kreith, 2002; Wojciechowska et al., 2010). Το pH εξαρτάται όχι μόνον από τις συγκεντρώσεις των λιπαρών οξέων, αλλά και από τη μερική πίεση του CO_2 στο εσωτερικό του ΧΥΤ (Wojciechowska et al., 2010). Η βιοαποικοδομησιμότητα του διασταλλάγματος εξαρτάται και από τον χρόνο (Tchobanoglous & Kreith, 2002; Wojciechowska et al., 2010).

Οι μεγάλες διακυμάνσεις τόσο στην ποιοτική όσο και στην ποσοτική σύσταση του διασταλλάγματος, οφείλονται κατά κύριο λόγο στις αλληλεπιδράσεις μεταξύ του υδατικού ισοζυγίου και της βιολογικής αποσύνθεσης στα αστικά απόβλητα (Χαβάς, 2005). Αξίζει να σημειωθεί πως λόγω της μεταβλητότητας των χαρακτηριστικών του διασταλλάγματος, ο σχεδιασμός των συστημάτων επεξεργασίας είναι περίπλοκος (Tchobanoglous & Kreith, 2002). Έτσι, το σύστημα που θα χρησιμοποιούνταν για επεξεργασία διασταλλάγματος σε νέο ΧΥΤ ενδεχομένως να διέφερε από αυτό για παλαιό ΧΥΤ (Χαβάς, 2005; Tchobanoglous & Kreith, 2002). Τυπικές τιμές των χαρακτηριστικών των διασταλλαγμάτων δίνονται στον Πίνακα 1 που ακολουθεί:

Πίνακας 1: Τυπικές τιμές περιεχόμενου διασταλλάγματος από νέους και ώριμους ΧΥΤΑ (Χαβάς, 2005).

Συστατικά		Νέοι ΧΥΤΑ (< 2 ετών)		Ωριμοί ΧΥΤΑ (>10 ετών)
	Μονάδα	Διακύμανση	Τυπική Τιμή	Διακύμανση
BOD_5	mg/L	2000 - 30000	10000	100 – 200
TOC	mg/L	1500 - 20000	6000	80 – 160

COD	mg/L	3000 - 60000	18000	100 – 500
Ολικά αιωρούμενα στερεά	mg/L	200 - 2000	500	100 – 400
Οργανικό Άζωτο	mg/L	10 - 800	200	80 – 120
Αμμωνιακό Άζωτο	mg/L	10 - 800	200	20 - 40
Νιτρικά	mg/L	5 - 40	25	5 – 10
Ολικός φώσφορος	mg/L	5 - 100	30	5 – 10
Ορθοφωσφορικά	mg/L	4 - 80	20	4 – 8
Αλκαλικότητα σαν CaCO ₃	mg/L	1000 - 10000	3000	200 - 1000
pH		4.5 – 7.5	6	6.6 – 7.5
Ολική σκληρότητα σαν CaCO ₃	mg/L	300 - 10000	3500	200 – 500
Cu	mg/L	200 - 3000	1000	100 – 400
Mg	mg/L	50 - 1500	250	50 – 200
K	mg/L	200 - 1000	300	50 – 400
Na	mg/L	200 - 2500	500	100 – 200
Cl	mg/L	200-3000	500	100-400
Θειικά άλατα	mg/L	50-1000	300	20-50
Ολικός Σίδηρος	mg/L	50-1200	60	20-200

Στον Πίνακα 2 παρουσιάζονται τιμές παραμέτρων διασταλλάγματος από αναλύσεις που έγιναν σε ΧΥΤΑ στον Ελλαδικό χώρο καθώς και στη Γαλλία, Ισπανία. Αξίζει να σημειωθεί πως οι τιμές παρουσιάζουν διακυμάνσεις από τις τιμές της διεθνούς βιβλιογραφίας λόγω της διαφορετικής σύστασης των απορριμμάτων καθώς και του διαφορετικού κλίματος που επικρατεί στην Ελλάδα.

Πίνακας 2: Χαρακτηριστικά στραγγισμάτων σε εύρος τιμών πόλεων ή χωρών της Μεσογείου (Tatsi & Zouboulis, 2002).

Παράμετρος	ΧΥΤΑ Γαλλίας	ΧΥΤΑ Ισπανίας	ΧΥΤΑ Αθήνας	ΧΥΤΑ Πάτρας	ΧΥΤΑ Θεσσαλονίκης	
					Παλιός	Νέος
pH	5.2–8.6	6.1–8.7	8–8.5		7.3–8.8	4.9–6.7
Αγωγιμότητα	3.2–82.1	0.7–17.6			6.2–34.0	23.0–35.5
Θολρότητα		0.1–670			76–1150	1100–2700
Χρώμα (μανάδες PtCo)			2720–9375		955–15142	6250–20000
Αλκαλικότητα	5–250		1100–3500		923–8070	3540–26200
TS			9000–19600		3100–18000	32100–77000
DS			8740–19250		3800–21800	31200–76000
SS		0–1870	90–470	105–1220	10–5900	400–1900
Cl [–]	611–72400	12–5010	760–2350		1162–9209	580–10100
N-NH ₄	22–3300	0.04–1431	474–3870	784–2744	39–1750	1400–10250
TKN	46–3400	11–1420			370–1800	2023–10558
Ολικός P		0–17	5–15	14.4–24.9	1.27–19.9	1.6–655
COD	400–73300	15–7950	3000–8810	3940–22930	685–15000	44000–115000
BOD ₅	30–3470	2–1920	450–1150		50–4200	9500–80795
N-NO ₃ [–]		0.1–184	14–91	2.5–300	10–840	

SO ₄ ²⁻	3–9170	0.4–712	70–350	55–500	400–2500	
Fe	0–65	0.1–176	5–22.2		0.11–25.0	146–160
Mn		0.02–14.6			0.05–0.42	13.22–16.2
Zn	0–2.5	0.02–4.4		0.012–0.145	0.07–0.20	1.2–36.0
Cr		0.02–1.08	0.7–2.84	0.045–0.235	0.20–0.20	0.01–3.7
Cu		0.02–0.58	0.09–0.28	0.098–0.356	0.10–0.53	0.18–6.0
Ni		0.2–0.98	0.67–1.35	0.056–0.903	0.08–5.1	0.20–7.8
Cd		0.02–0.22		0.015–0.079	Μη ανιχνεύσιμο	0.02–6.5
Pb		0.02–1.84		0.098–0.467	Μη ανιχνεύσιμο	0.23–2.1
Ca ²⁺	15–7280	9.1–616			3.8–138	1727–3324
Mg ²⁺	0–343	11–183	85.2–140		0.02–193	285–443

1.4.3. Μέθοδοι επεξεργασίας διασταλλάγματος

Η διαχείριση του διασταλλάγματος είναι ιδιαίτερη και σε πολλές περιπτώσεις η σύσταση του δημιουργεί σημαντικά προβλήματα τόσο στον ΧΥΤ τόσο και στο περιβάλλον (Χαβάς, 2005). Ένα από τα σημαντικότερα περιβαλλοντικά προβλήματα που μπορεί να προκύψει από τη μη ορθή διαχείριση και επεξεργασία του διασταλλάγματος είναι ο ευτροφισμός, που επηρεάζει τους υδρόβιους οργανισμούς, και προκαλείται από την αμμωνία και από τις ποσότητες των θρεπτικών, βαρέων μετάλλων ή οργανικών ενώσεων που υπάρχουν στο διαστάλλαγμα (Lanrona & Koumanova, 2010; Tchobanoglous & Kreith, 2002). Κατά κύριο λόγο, οι συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου δημιουργούν μακροπρόθεσμα περιβαλλοντικά προβλήματα. Επιπλέον, μπορεί να υπάρξει ρύπανση του υδροφόρου ορίζοντα και των επιφανειακών υδάτων (Χαβάς, 2005). Επειδή, τα χαρακτηριστικά κάθε περιοχής είναι πολλά και διαφορετικά συνεπάγεται ότι η βέλτιστη επιλογή διάθεσης για μια περιοχή ενδέχεται να είναι αναποτελεσματική σε κάποια άλλη (Χαβάς, 2005; Tchobanoglous & Kreith, 2002).

Για να αποφευχθεί η συσσώρευση μεγάλης ποσότητας διασταλλάγματος εντός του χώρου υγειονομικής ταφής, που θα έχει ως αποτέλεσμα τη δημιουργία αναερόβιων συνθηκών και την επιβάρυνση του συστήματος επένδυσης του ΧΥΤ με αυξανόμενο φορτίο, το διαστάλλαγμα πρέπει να εξάγεται τακτικά από τον ΧΥΤ ή να οδηγείται σε υδάτινους αποδέκτες (Headley & Esser, 2019). Έτσι, η διαχείριση του διασταλλάγματος πρέπει να γίνεται με βάση την καταλληλότερη μέθοδο επεξεργασίας και διάθεσης. Οι ΧΥΤΑ τείνουν να παράγουν ποσότητες διασταλλάγματος για πολλές δεκαετίες, ακόμη και μετά το κλείσιμο τους. Η συνεχής παραγωγή διασταλλάγματος συνεχίζεται από όλους του μη στεγανούς ΧΥΤ, γεγονός που αντιπροσωπεύει τη μεγάλη πλειονότητα των υφιστάμενων παλαιών ΧΥΤ (Headley & Esser, 2019).

Για την ορθή επεξεργασία του διασταλλάγματος που συλλέγεται στους ΧΥΤΑ, έχουν χρησιμοποιηθεί διάφορες εφαρμογές: αφαίρεση από τον ΧΥΤΑ του ανεπεξέργαστου διασταλλάγματος, ανακύκλωση παραγόμενου διασταλλάγματος, φυσικοχημική επεξεργασία, εκφύσηση αμμωνίας, οξείδωση με υποχλωριώδες άλας, βιολογική επεξεργασία, προσρόφηση σε ενεργό άνθρακα, εξάτμιση του διασταλλάγματος, επεξεργασία από ακολουθούμενη διάθεση σταγονιδίων, αερόβιες διαδικασίες, επεξεργασία με τεχνητούς υγροβιότοπους, σύστημα δεξαμενών εναλλασσόμενης λειτουργίας, αναερόβια επεξεργασία, εδαφική επεξεργασία και απόρριψη σε αστικά δίκτυα συλλογής λυμάτων (Χαβάς, 2005). Τέλος, θα να πρέπει να εξετάζεται και η πιθανότητα η εφαρμογή μιας μεθόδου για την εξυγίανση του διασταλλάγματος να έχει δευτερεύουσες επιπτώσεις στο περιβάλλον, όπως αέρια ρύπανση (Χαβάς, 2005; Tchobanoglous & Kreith, 2002).

1.4.4. Επεξεργασία διασταλλάγματος με τεχνητούς υγροβιότοπους

Οι ΤΥ έχουν αρχίσει να έχουν συχνή εφαρμογή τα τελευταία χρόνια ως συστήματα επεξεργασίας διασταλλάγματος, λόγω της υψηλής απόδοσής και του μειωμένου κόστους λειτουργίας και συντήρησης που έχουν σε βάθος χρόνου. Επιπλέον, οι χαμηλές απαιτήσεις λειτουργίας των συστημάτων αυτών έχουν σημαντικό ρόλο σε κλειστούς ΧΥΤ, όπου δεν υπάρχουν δραστηριότητες παραγωγής εσόδων και προσωπικό για τη λειτουργία της μονάδας (Headley & Esser, 2019). Γι' αυτό οι ΤΥ μπορούν να αποτελέσουν μια εναλλακτική λύση στην επεξεργασία διασταλλάγματος σε ΧΥΤΑ είτε ως τριτοβάθμιο σύστημα είτε ως ανεξάρτητο σύστημα (Bulc, 2006; Obarska-Pempkowiak et al., 2015)

Στόχοι σχεδιασμού συστήματος

Σύμφωνα με τους Headley & Esser (2019) οι ΤΥ επεξεργασίας διασταλλάγματος σχεδιάζονται με πρωταρχικό στόχο την απομάκρυνση του ολικού αζώτου Kjeldahl-TKN (οργανικό N και αμμωνιακό N) και της οργανικής ύλης (BOD_5 και COD), που αποτελούν τους σημαντικότερους ρύπους στο διαστάλλαγμα. Το επίπεδο απομάκρυνσης αυτών των ρύπων θα εξαρτηθεί σε μεγάλο βαθμό από τον τελικό αποδέκτη. Πιο συγκριμένα:

- Απόρριψη του διασταλλάγματος στον πλησιέστερο υπόνομο, με απαίτηση μείωσης του TKN και BOD_5 ή COD σε συγκεντρώσεις παρόμοιες με τα ακατέργαστα αστικά λύματα. Σε ορισμένες περιπτώσεις, πρέπει να ληφθεί υπόψη η αλατότητα, ο φώσφορος και τα βαρέα μέταλλα (Headley & Esser, 2019).
- Για επαναχρησιμοποίηση, το BOD_5 πρέπει να υπάρχει σε χαμηλές συγκεντρώσεις, ενώ το απαιτούμενο επίπεδο απομάκρυνσης θρεπτικών ουσιών θα εξαρτηθεί από τον χαρακτήρα που θα έχει η επαναχρησιμοποίηση και/ή άρδευση (Headley & Esser, 2019).
- Απόρριψη σε υδάτινο αποδέκτη, που διέπτετε από αυστηρά περιβαλλοντικά πρότυπα μείωσης βλαβερών ρύπων για την αποφυγή ευτροφισμού και άλλων περιβαλλοντικών προβλημάτων (Headley & Esser, 2019).

Σύμφωνα με τους Headley & Esser (2019) τα συστήματα αυτά σχεδιάζονται με ορίζοντα λειτουργίας αρκετών δεκαετιών με αποτέλεσμα το χαμηλό λειτουργικό κόστος (ελαχιστοποίηση της χρήσης ηλεκτρικού-μηχανικού εξοπλισμού που απαιτεί συντήρηση και αντικατάσταση π.χ. αντλίες) να αποτελεί συγκριτικό πλεονέκτημα. Τέλος, τα συστήματα αυτά σχεδιάζονται με γνώμονα την αυτόνομη λειτουργία (απαιτούν σχετικά μικρή προσοχή από τον χειριστή) (Headley & Esser, 2019).

Απαιτούμενες διεργασίες και ο τύπος τεχνητού υγροβιότοπου που θα χρησιμοποιηθεί

Οι ΤΥ με σχετικά υψηλούς ρυθμούς μεταφοράς οξυγόνου χρησιμοποιούνται ευρέως στα αρχικά στάδια επεξεργασίας, καθώς δημιουργούνται ευνοϊκές συνθήκες για τις οξειδωτικές διεργασίες με αποτέλεσμα τη βέλτιστη απομάκρυνση του TKN ενώ παράλληλα υπάρχει απομάκρυνση του BOD_5 , των υδρογονανθράκων και ορισμένων ξενοβιοτικών οργανικών ενώσεων (Headley & Esser, 2019). Τα συστήματα που εφαρμόζονται σε τέτοιες περιπτώσεις είναι οι υγροβιότοποι VF, οι υγροβιότοποι υπόγειας ροής με σύστημα αερισμού (οριζόντιας ή κατακόρυφης ροής) και σπανιότερα υγροβιότοποι FWS (πρέπει οι συγκεντρώσεις των ρύπων στην εισροή να είναι χαμηλές) (Headley & Esser, 2019).

Εάν απαιτείται ολική απομάκρυνση N, τότε ο σχεδιασμός του συστήματος θα πρέπει να περιλαμβάνει και τη διαδικασία της απονιτροποίησης. Η απονιτροποίηση απαιτεί αναερόβιες συνθήκες, καθώς και διαθέσιμη πηγή οργανικού άνθρακα. Τα συστήματα που

χρησιμοποιούνται σε αυτήν την περίπτωση είναι οι υδροβιότοποι FWS (η αναδυόμενη βλάστηση αποτελεί πηγή οργανικού άνθρακα) και οι υδροβιότοποι HF (προάγουν αναερόβιες συνθήκες) (Headley & Esser, 2019).

Σε ορισμένες περιπτώσεις γίνεται ανακυκλοφορία των επεξεργασμένων λυμάτων πίσω στην είσοδο του συστήματος με σκοπό την αραίωση των συγκεντρώσεων ορισμένων ρύπων που βρίσκονται στο διαστάλλαγμα καθώς και για να ευνοηθεί τόσο η διαδικασία της απονιτροποίησης με τη χρήση του οργανικού άνθρακα που μπορεί να βρίσκεται στο ακατέργαστο διαστάλλαγμα όσο και η διαδικασία της νιτροποίησης με την παροχή μέρους της αλκαλικότητας που προέρχεται από τη διαδικασία της απονιτροποίησης (Headley & Esser, 2019).

Η προ-επεξεργασία του διασταλλάγματος είναι απαραίτητη πριν την είσοδο του στο σύστημα. Το στάδιο προ-επεξεργασίας περιλαμβάνει συνήθως λεκάνες καθίζησης (Lanrona & Koumanova, 2010). Επιπλέον, στα συστήματα HF και FWS ως στάδιο προ-επεξεργασίας χρησιμοποιούνται και διυλιστήρια διαβροχής (trickling filters - TF), δεξαμενές αερισμού και σιπτικές δεξαμενές (Stefanakis et al., 2014). Αυτές οι τεχνικές προ-επεξεργασίας είναι απαραίτητες όχι μόνο για την απομάκρυνση των στερεών αλλά και για την απομάκρυνση ενός μέρους του οργανικού φορτίου καθώς και του αζώτου προκειμένου να μειωθεί η τοξικότητα για τα φυτά (Stefanakis et al., 2014).

Ειδικές παράμετροι κατά τη διάρκεια του σχεδιασμού και της κατασκευής

Οι βασικές παράμετροι που πρέπει να λαμβάνονται υπόψη κατά το σχεδιασμό και την κατασκευή ενός τέτοιου συστήματος σύμφωνα με τους Headley & Esser (2019) είναι οι εξής:

- **Ποιότητα διασταλλάγματος.** Η ποιότητα του εξαρτάται από τον ΧΥΤΑ και τη διάρκεια ζωής του. Ο τύπος και η συγκέντρωση των ρύπων εξαρτώνται από τον τύπο των αποβλήτων που εναποτίθενται στον ΧΥΤΑ και την αποτελεσματικότητα με την οποία εμποδίζεται η είσοδος νερού σε αυτόν. Η βλάστηση του υδροβιότου μπορεί να επηρεαστεί αρνητικά εάν δεν δοθεί ιδιαίτερη προσοχή στην αλατότητα καθώς και στις συγκεντρώσεις νατρίου, χλωρίου, βορίου, σιδήρου, μαγγανίου, αλουμινίου, στροντίου και ψευδαργύρου. Τέλος, οι κυριότερες παράμετροι ποιότητας του διασταλλάγματος είναι το TKN, BOD₅, COD, TSS, TP, υδρογονάνθρακες και βαρέα μέταλλα που αναφέρθηκαν παραπάνω (Headley & Esser, 2019).
- **Χαρακτηριστικά του ΧΥΤΑ.** Οι συγκεντρώσεις των ρύπων και ο ρυθμός ροής θα επηρεαστούν σε μεγάλο βαθμό από τα χαρακτηριστικά του ΧΥΤΑ. Επιπλέον, η συγκέντρωση του αμμωνιακού N και η βιοαποικοδομησιμότητα των οργανικών στο διαστάλλαγμα θα επηρεαστεί από την ηλικία του ΧΥΤΑ και τα είδη των αποβλήτων που εναποτίθενται εκεί. Στο σχεδιασμό του συστήματος πρέπει να λάβουμε υπόψη και τα επικίνδυνα απόβλητα (PCB, βαρέα μέταλλα, φαρμακευτικά προϊόντα και άλλα). Η διάρκεια ζωής του συστήματος επεξεργασίας διασταλλάγματος καθώς και η δυναμική της παραγωγής του, εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από το προσδόκιμο ζωής και του σχεδίου διαχείρισης του ΧΥΤΑ. Τέλος τα τεχνικά και κατασκευαστικά χαρακτηριστικά του ΧΥΤΑ (π.χ. καλή επένδυση για μόνωση από τα υπόγεια ύδατα) θα επηρεάσουν την ποσότητα των υπόγειων και των όμβριων υδάτων, και κατ' επέκταση τον όγκο και τη συγκέντρωση του διασταλλάγματος (Headley & Esser, 2019).
- **Αναλογίες BOD/COD.** Ο λόγος BOD/COD εξαρτάται από την ωρίμανση του ΧΥΤΑ, και κυμαίνεται περίπου από 0.8 σε νέους ΧΥΤΑ έως και κάτω από 0.1 σε παλαιούς ΧΥΤΑ. Αυτό μπορεί να αποτελέσει μείζον ζήτημα σε παλιούς και ώριμους ΧΥΤΑ, όπου οι συγκεντρώσεις BOD είναι πολύ χαμηλές, ενώ οι συγκεντρώσεις του COD στην εκροή να παραμείνουν σχετικά υψηλές. Για αυτό τον λόγο πρέπει να γίνει σωστή επιλογή του συστήματος

επεξεργασίας οργανικών (δεν ενδείκνυται η βιολογική επεξεργασία), ειδικότερα εάν υπάρχουν αυστηρά πρότυπα απόρριψης (Headley & Esser, 2019).

- *Απαίτηση οξυγόνου για τις διεργασίες.* Για την απομάκρυνση του οργανικού φορτίου καθώς και για τη διεργασία της νιτροποίησης είναι απαραίτητη συγκεκριμένη ποσότητα οξυγόνου. Η απαίτηση σε οξυγόνο εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από τον τύπο και το μέγεθος του υγροβιότοπου που θα χρησιμοποιηθεί (Headley & Esser, 2019).
- *Συγκεντρώσεις αμμωνιακών ιόντων, τοξικότητα και «αναστολή» λειτουργίας βακτηρίων.* Τα προβλήματα τοξικότητας στα φυτά ενός υγροβιότοπου (για αυτό πρέπει να επιλέγονται φυτά που είναι ανθεκτικά στην τοξικότητα από αμμωνία) καθώς και η «αναστολή» λειτουργίας των νιτροποιητικών βακτηρίων συμβαίνουν όταν η συγκέντρωση του αμμωνιακού-N στην εισροή είναι μεγαλύτερη από 300 mg/L. Μια στρατηγική για τη μείωση της τοξικότητας κάτω από συγκεκριμένα όρια είναι η ανακυκλοφορία της επεξεργασμένης εκροής στην είσοδο η οποία μπορεί να αναμιχθεί με το διαστάλλαγμα της εισροής. Το μέγεθος του υγροβιότοπου καθώς και ο αριθμός των υδραυλικών εξαρτημάτων που θα χρησιμοποιηθούν στο σύστημα, εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από τα ποσοστά ανακυκλοφορίας που θέλουμε να πετύχουμε (Headley & Esser, 2019).
- *Τιμές νιτροποίησης και ισορροπία αλκαλικότητας.* Είναι απαραίτητο να εξετάζεται το ισοζύγιο μάζας της αλκαλικότητας, συγκρίνοντας τη μάζα αλκαλικότητας στο διαστάλλαγμα με εκείνη που απαιτείται για την απομάκρυνση αμμωνιακού-N μέσω νιτροποίησης. Σε πολλές περιπτώσεις, δεν μπορούμε να πετύχουμε υψηλά ποσοστά απομάκρυνσης μέσω της διαδικασίας της νιτροποίησης, εξαιτίας της μειωμένης αλκαλικότητας που έχει το διαστάλλαγμα. Η ανακυκλοφορία του επεξεργασμένου διασταλλάγματος μετά τη διαδικασία της απονιτροποίησης, η χρήση πλούσιων σε αλκαλικότητα υποστρωμάτων στους υγροβιότοπους (π.χ. ασβεστόλιθος) καθώς και η προσθήκη ουσιών για τη ρύθμιση της αλκαλικότητας (π.χ. καυστική σόδα) είναι στρατηγικές για την ύπαρξη ισορροπίας της αλκαλικότητας στο σύστημα (Headley & Esser, 2019).
- *Συγκεντρώσεις σιδήρου και έμφραξη του πορώδους μέσου.* Όταν συγκεντρώσεις διάφορων μορφών σιδήρου εκτεθούν σε αερόβιες συνθήκες (διαδικασία νιτροποίησης) μπορεί να δημιουργηθούν προβλήματα έμφραξης του πορώδους μέσου. Για αυτό είναι απαραίτητο ένα στάδιο προ-επεξεργασίας με σκοπό να αφαιρεθεί το μεγαλύτερο μέρος αυτού του σιδήρου όπως με αερισμό και καθίζηση (Headley & Esser, 2019).
- *Κατακρήμνιση ανθρακικού ασβεστίου και έμφραξη του πορώδους μέσου.* Το διαστάλλαγμα μπορεί να περιέχει υψηλές συγκεντρώσεις διαλυμένου ασβεστίου ή μαγνησίου καθώς και υψηλό pH. Έτσι κατά τη διάρκεια της κατακρήμνισης των ανθρακικών αλάτων ασβεστίου ή/και μαγνησίου υπάρχει σοβαρό ενδεχόμενο έμφραξης του πορώδους μέσου. Αξίζει να σημειωθεί πως ο κίνδυνος αυτός παρατηρείται κυρίως σε νεότερους ΧΥΤΑ με σημαντική βιολογική δραστηριότητα που έρχονται σε επαφή με υποστρώματα ασβεστόλιθου. Για την απομάκρυνση του σιδήρου είναι απαραίτητο ένα στάδιο προ-επεξεργασίας με σκοπό να αφαιρεθεί το μεγαλύτερο μέρος αυτού του σιδήρου όπως με αερισμό και καθίζηση (Headley & Esser, 2019).
- *Κλιματολογικές συνθήκες και το ισοζύγιο νερού.* Όπως αναφέρθηκε και προηγουμένως, η ποσότητα του διασταλλάγματος που θα παραχθεί επηρεάζεται σε μεγάλο βαθμό από τις βροχοπτώσεις που διεισδύουν στον ΧΥΤΑ καθώς και από το κλίμα που επικρατεί στην ευρύτερη περιοχή. Στα ψυχρά κλίματα πρέπει να δοθεί ιδιαίτερη έμφαση στην επιλογή του συστήματος τεχνητού υγροβιότοπου που θα χρησιμοποιηθεί καθώς και στην εξωτερική μόνωση του υγροβιότοπου και των σωληνώσεων του συστήματος. Το στρώμα μόνωσης ελαχιστοποιεί την απώλεια ενέργειας του συστήματος, καθιστώντας τους τεχνητούς υγροβιότοπους υπόγειας ροής μια βιώσιμη εναλλακτική λύση σε ψυχρά κλίματα παρά τις αντίξοες κλιματολογικές συνθήκες. Σε χαμηλές θερμοκρασίες, βιολογικές διαδικασίες όπως η νιτροποίηση και η απονιτροποίηση εκτελούνται με αργότερους ρυθμούς οι οποίες και πρέπει

να ληφθούν υπόψη κατά το σχεδιασμό του συστήματος. Επιπλέον, εάν η επιφάνεια του τεχνητού υδροβιότοπου είναι σχετικά μεγάλη τότε μπορεί να προκύψουν ζητήματα στο υδατικό ισοζύγιο του συστήματος σε ακραίες κλιματολογικές συνθήκες όπως σε άνυδρα και τροπικά κλίματα. Ως εκ τούτου, είναι σημαντικό να καταρτιστεί το ισοζύγιο νερού, ώστε να μην προκύψουν ζητήματα κατά το σχεδιασμό και τη λειτουργία του συστήματος (Headley & Esser, 2019; Nivala et al., 2007).

- **Επιλογή φυτών.** Η επιλογή της βλάστησης εξαρτάται από το κλίμα της περιοχής καθώς και από τις υδρολογικές συνθήκες του τεχνητού υδροβιότοπου που υιοθετείται. Τα φυτά που θα επιλεγθούν θα πρέπει να είναι ανθεκτικά στα ειδικά χαρακτηριστικά ποιότητας του διασταλλάγματος, καθώς ορισμένα διασταλλάγματα περιέχουν σημαντικές συγκεντρώσεις αλάτων, βορίου και άλλων δυνητικά τοξικών στοιχείων που μπορούν να δημιουργήσουν προβλήματα στη βλάστηση του υδροβιότοπου μακροπρόθεσμα (Headley & Esser, 2019). Τα φυτά που χρησιμοποιούνται στα συστήματα αυτά είναι κατά κύριο λόγο τα κοινά καλάμια (*P. Australis*). Άλλα είδη φυτών που χρησιμοποιούνται είναι *Phalaris* sp., *Scirpus* sp., *Typha angustifolia*, *Typha latifolia*, *Solidagorigida*, *Rumex crispus*, *Cirsium vulgare*, *Urticadioica*, *Salix* sp., *Cannabis sativa* και *Carex acutiformis*. Όλα τα παραπάνω φυτικά είδη είναι ανθεκτικά σε σχετικά υψηλά επίπεδα τοξικότητας (Stefanakis et al. 2014).
- **Εύφλεκτα και τοξικά αέρια.** Οι ΧΥΤΑ καθώς και τα διασταλλάγματα που παράγουν εκπέμπουν σημαντικές ποσότητες εύφλεκτων και δυνητικά τοξικών αερίων, όπως το μεθάνιο και το υδρόθειο. Έτσι, πρέπει να γίνονται έλεγχοι κατά τη διάρκεια του σχεδιασμού, της κατασκευής και κατά τη διάρκεια λειτουργίας του συστήματος για την ελαχιστοποίηση συσσώρευσης αυτών των αερίων σε επικίνδυνα επίπεδα. Στα συστήματα τεχνητών υδροβιότοπων πρέπει να γίνεται έλεγχος στις αντλίες που λειτουργούν με απομακρυσμένο αεροσυμπιεστή καθώς και στα φρεάτια ειδικά στην είσοδο και στα στάδια ενδιάμεσης επεξεργασίας ή κατά την εκροή των υδροβιότοπων HF όπου πρέπει να υπάρχει επαρκής αερισμός ώστε να αποφευχθεί η συσσώρευση μεθανίου και υδρόθειου (Headley & Esser, 2019).

1.5. Πληρωτικά υλικά υδροβιότοπου/Υπόστρωμα υδροβιότοπου

Η επιλογή του υποστρώματος είναι μια από τις σημαντικότερες παραμέτρους στα συστήματα ΤΥ, καθώς σε αυτά πραγματοποιείται το μεγαλύτερο μέρος των φυσικών, χημικών και βιολογικών αντιδράσεων (Yang et al., 2018). Για παράδειγμα, η επιλογή του κατάλληλου μεγέθους κόκκων χαλικιού είναι υψίστης σημασίας για την αποφυγή προβλημάτων έμφραξης του συστήματος λόγω ακατάλληλου πορώδους ή υψηλών υδραυλικών φορτίων (Stefanakis, 2019). Αξίζει να σημειωθεί, πως το χαλίκι χρησιμοποιείται συχνά ως υπόστρωμα σε ΤΥ λόγω του σχετικά χαμηλού κόστους και της υψηλής υδραυλικής διαπερατότητας. Ωστόσο, παρατηρείται μειωμένη απόδοση των ΤΥ στην επεξεργασία λυμάτων που έχουν ως πληρωτικό υλικό το χαλίκι λόγω των χαμηλών δυνατοτήτων που έχουν τα υποστρώματα αυτά στον εγκλωβισμό ρύπων και των μικροοργανισμών (Deng et al., 2021).

Τα υποστρώματα συνδράμουν στην απομάκρυνση ορισμένων ρύπων από το νερό μέσω διαφόρων διεργασιών (π.χ. προσρόφηση, κατακρήμνιση, μικροβιακή αποικοδόμηση, ιοντοαλλαγή), ενώ παράλληλα βοηθούν στην ανάπτυξη των υδροβιότοπων και στη δημιουργία-προσκόλληση του βιοφίλμ (Wang et al., 2020; Wu et al., 2015). Επιπλέον, τα φυτά στο στρώμα του υποστρώματος λειτουργούν ευεργετικά στις διεργασίες διήθησης και σε διάφορες διαδικασίες μετασχηματισμού/ απομάκρυνσης. Τα υποστρώματα που χρησιμοποιούνται στα συστήματα ΤΥ αποτελούνται από φυσικά υλικά (π.χ. ορυκτά, πετρώματα και εδάφη), συνθετικά υλικά (π.χ. συνθετικούς ζεόλιθους, ενεργό άνθρακα) και βιομηχανικά υποπροϊόντα (π.χ. υψικαμίνους) (Stefanakis et al., 2014; Stefanakis, 2019). Ως εκ τούτου, η σωστή επιλογή των υλικών των υποστρωμάτων στους ΤΥ έχει μεγάλη σημασία

για τη βελτίωση της ικανότητας αποικοδόμησης των ρύπων στο σύστημα (Wang et al., 2018). Τέλος, η επιλογή των κατάλληλων υποστρωμάτων είναι πολύ σημαντική για τη δημιουργία συστημάτων ΤΥ με βάση το βιοφίλμ και θα πρέπει να λαμβάνει υπόψη το κόστος του υποστρώματος, την ικανότητα απομάκρυνσης ρύπων, την προσβασιμότητα, τη διαπερατότητα και τη βιωσιμότητα (Deng et al., 2021).

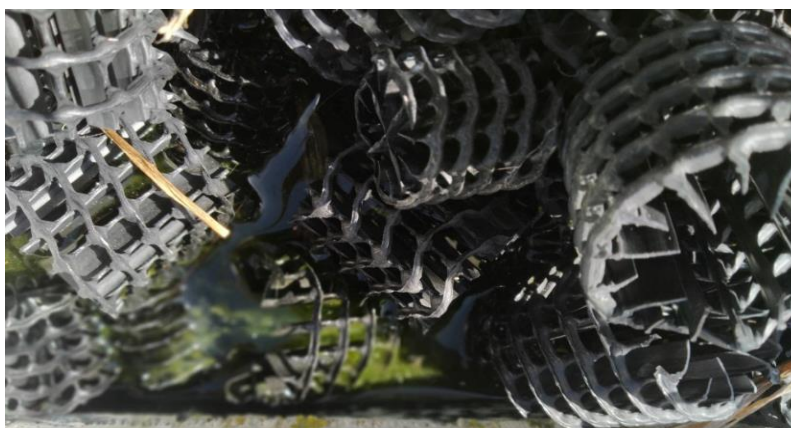
1.5.1. Πολυαιθυλένιο υψηλής πυκνότητας (HDPE)

Το πολυαιθυλένιο υψηλής πυκνότητας (HDPE) είναι ένα αδρανές υλικό που δεν αλληλοεπιδρά με το προσκολλημένο βιοφίλμ ή τα λύματα που εισέρχονται στον υδροβιότοπο. Η χρήση του HDPE (Εικόνα 7) ως πληρωτικό υλικό σε τεχνητούς υδροβιότοπους δεν έχει δοκιμαστεί εκτεταμένα μέχρι στιγμής. Η πρώτη απόπειρα χρήσης HDPE ως υπόστρωμα αφορούσε στην επεξεργασία αποβλήτων τυροκομείου στην Ελλάδα (Tatoulis et al., 2017). Τα πρώτα αποτελέσματα από τη χρήση του υλικού αυτού σε σύγκριση με το χαλίκι είναι πως μπορεί να μειώσει τις απαιτήσεις επιφάνειας του τεχνητού υδροβιότοπου μέχρι και 66%. Στη συνέχεια, χρήση του HDPE έχει γίνει σε μια πρωτότυπη φορητή μονάδα τεχνητού υδροβιότοπου με εφαρμογή στη Μέση Ανατολή (Stefanakis, 2020b).

Το HDPE διακρίνεται για το υψηλό πορώδες του, με αποτέλεσμα να υπάρχει μεγαλύτερη διάχυση οξυγόνου εντός του υδροβιότοπου (Tatoulis et al., 2017). Επιπλέον τα κυριότερα πλεονεκτήματα του σε τεχνητό υδροβιότοπο με βάση τα πρώτα πειράματα που έχουν γίνει είναι η ικανότητα του να λαμβάνει υψηλά υδραυλικά και ρυπογόνα φορτία, ενώ παράλληλα η πιθανότητα έμφραξης του συστήματος από τα στερεά μειώνεται σε μεγάλο βαθμό (Tatoulis et al., 2017). Το χαλίκι - που χρησιμοποιείται ευρέως ως πληρωτικό υλικό στους τεχνητούς υδροβιότοπους – έχει μικρότερο πορώδες και συνεπώς μεγαλύτερο ρίσκο έμφραξης. Στον αντίποδα το HDPE χρησιμοποιείται με στόχο να ξεπεραστούν οι συνήθεις περιορισμοί που επιβάλλει το χαλίκι όπως το χαμηλό πορώδες.

Αρχικά, η χρήση του HDPE ως πληρωτικό μέσω δεν επηρεάζει την αποτελεσματικότητα απομάκρυνσης των ρύπων στον υδροβιότοπο. Η χρήση του πλαστικού υποστρώματος συνδράμει στην αύξηση του πορώδους (95% για τα πλαστικά μέσα και 35% για χαλίκι συνήθως) χωρίς ταυτόχρονη αύξηση της ειδικής επιφάνειας ($188 \text{ m}^3/\text{m}^2$ για τα πλαστικά μέσα και $3075 \text{ m}^3/\text{m}^2$ για χαλίκι), ενώ παράλληλα η απόδοση του συστήματος δεν μεταβάλλεται (Tatoulis et al., 2017). Τα πειραματικά αποτελέσματα έδειξαν ότι οι ΤΥ που έχουν ως πληρωτικό υλικό το HDPE μπορούν να λάβουν τρεις φορές υψηλότερες συγκεντρώσεις υδραυλικού ρυθμού φόρτισης (HLR), ενώ παράλληλα παρουσιάζουν παρόμοιες ή και χαμηλότερες και συγκεντρώσεις COD εκροής από τα συστήματα που περιέχουν χαλίκι, τα οποία λαμβάνουν μικρότερα υδραυλικά φορτία (Tatoulis et al., 2017). Επιπλέον σύμφωνα με τους Tatoulis et al. (2017) οι ΤΥ με HDPE έχουν την ικανότητα να προσαρμόζονται καλύτερα στις διακυμάνσεις HLR από ότι οι μονάδες που περιέχουν χαλίκι, χωρίς ιδιαίτερη αλλαγή στην απόδοσή του συστήματος.

Η χρήση του HDPE με υψηλό πορώδες (95%) εξασφαλίζει την ελαχιστοποίηση έμφραξης της μονάδας, ενώ αυτά τα υλικά επιτρέπουν και την ανάπτυξη του βιοφίλμ και της ριζικής ζώνης χαλίκι (Tatoulis et al., 2017). Επίσης, τα πρώτα αποτελέσματα έδειξαν πως μπορεί να εφαρμοστεί τέσσερις φορές υψηλότερο οργανικό φορτίο στις μονάδες με HDPE απ' ό,τι στις μονάδες με χαλίκι (Tatoulis et al., 2017). Τέλος, αξίζει να αναφερθεί, ότι οι βροχοπτώσεις συμβάλλουν στην απόφραξη των υλικών των υποστρωμάτων, καθώς και η χρήση πλαστικού υλικού με υψηλό πορώδες είναι ζωτικής σημασίας για την παράταση της λειτουργικής ζωής του συστήματος (Tatoulis et al., 2017).



Εικόνα 7: Πολυαιθυλένιο υψηλής πυκνότητας (HDPE).

1.5.2. Βιοεξανθράκωμα (Biochar)

Γενικά στοιχεία

Το βιοεξανθράκωμα, είναι ένα «πράσινο» ανθρακώδες οργανικό βιοϋλικό πολλαπλών χρήσεων που παράγεται από την ανθρακοποίηση διαφόρων υλών βιομάζας ή τη διαδικασία της πυρόλυσης (Deng et al., 2021). Οι απλές και χαμηλού κόστους τεχνικές και χρήσεις που έχει χρησιμοποιούνται με μεγάλη επιτυχία στην εξυγίανση του νερού και των λυμάτων, ενώ παράλληλα μειώνουν το οικολογικό αποτύπωμα του άνθρακα. Το βιοεξανθράκωμα που προέρχεται από τα γεωργικά απόβλητα και τα απόβλητα βιομάζας χρησιμοποιείται όλο και περισσότερο σε γεωργικές και περιβαλλοντικές εφαρμογές (Deng et al., 2021). Είναι ένα υλικό πλούσιο σε άνθρακα, όπου χρησιμοποιείται και ως εδαφοβελτιωτικό αυξάνοντας τη διατήρηση των λιπασμάτων, ενώ παράλληλα βοηθάει και τη λειτουργία των μικροοργανισμών (Deng et al., 2021; Gupta et al., 2016;).

Το υλικό αυτό διακρίνεται για το υψηλό πορώδες του και την αποτελεσματικότητα του στην προσρόφηση βαρέων μετάλλων, ιδιαίτερα στα υδάτινα συστήματα (Deng et al., 2021). Επιπλέον μπορεί να χαρακτηριστεί ως «αποθήκη άνθρακα». Αξίζει να σημειωθεί, πως συνδράμει στη μείωση ή καταστολή της παραγωγής CO₂, CH₄ και N₂O στο έδαφος και μπορεί να συμβάλει στη μείωση των αερίων του θερμοκηπίου (Deng et al., 2021). Η χρήση του βιοεξανθρακώματος αποτελεί μια βιώσιμη λύση απομάκρυνσης των ρύπων από τα λύματα σε σχέση με τον ενεργό άνθρακα. Επιπλέον, είναι ευρέως διαδεδομένη καθώς μπορεί να αντικαταστήσει τους παραδοσιακούς ενεργούς άνθρακες όπως το ξύλο, και να χρησιμοποιηθεί ως προσροφητικό χαμηλού κόστους για ρύπους και παθογόνα (Gupta et al., 2016).

Η δομή του βιοεξανθρακώματος χαρακτηρίζεται από υψηλές ποσότητες υδρογόνου και οξυγόνου όπου μαζί με την τέφρα που προέρχεται από τη βιομάζα, βοηθούν στην απορρόφηση υδρογονανθράκων, οργανικών και ορισμένων ανόργανων μεταλλικών ιόντων, ενώ παράλληλα παρουσιάζουν δυνατότητες εξυγιάνσεις των λυμάτων και βελτίωσης της ποιότητας του εδάφους (Gupta et al., 2016).

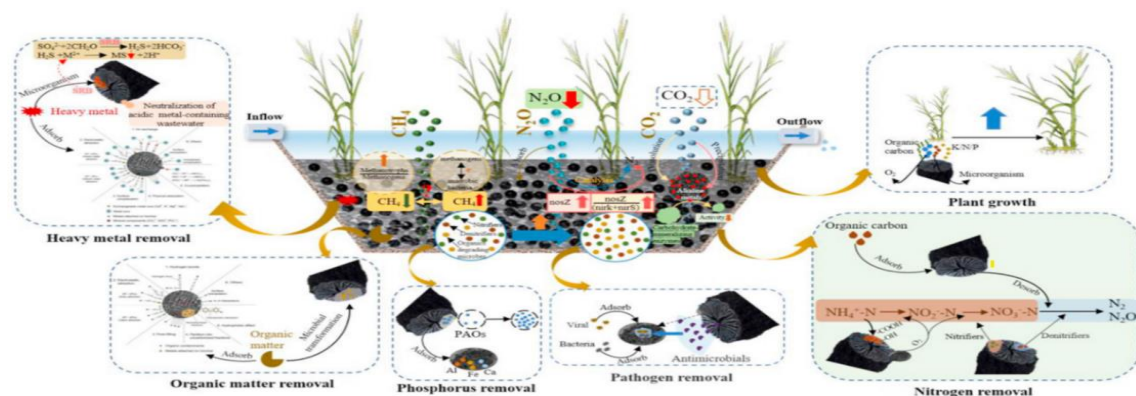
Η απομάκρυνση των ρύπων από το βιοεξανθράκωμα εξαρτάται από διάφορους παράγοντες όπως η προσρόφηση, η κατακρήμνιση, η καθίζηση, η διήθηση, η μικροβιακή αποικοδόμηση και από τα φυτά που θα χρησιμοποιηθούν (Deng et al., 2021). Αξίζει να σημειωθεί ,πως η παρουσία μεγάλων επιφανειών βιοεξανθρακώματος μπορεί να αποτελέσει βασικό

παράγοντα στη διευκόλυνση της αποικοδόμησης των ρύπων. Η χρήση του βιοεξανθρακώματος σε τεχνητούς υδροβιότοπους μπορεί να αποτελέσει μια οικονομική επιλογή αποδοτικής βιώσιμης επεξεργασίας λυμάτων με χαμηλότερο ενεργειακό αποτύπωμα (Gupta et al., 2016).

Βιοεξανθράκωμα και Τεχνητοί υδροβιότοποι

Όπως έχει αναφερθεί, το υπόστρωμα του τεχνητού υδροβιότοπου καθορίζει σε μεγάλο βαθμό την απόδοση του συστήματος, την απομάκρυνση των ρύπων καθώς και τις οικολογικές επιπτώσεις των συστημάτων ΤΥ. Η χρήση του βιοεξανθρακώματος στους τεχνητούς υδροβιότοπους για την απομάκρυνση των ρύπων από τα λύματα είναι μια πρακτική που παρουσιάστηκε τα τελευταία χρόνια (Deng et al., 2021). Το βιοεξανθράκωμα μπορεί να χρησιμοποιηθεί κατά κύριο λόγο στους υδροβιότοπους κατακόρυφης ή οριζόντιας υπόγειας ροής (Deng et al., 2021). Το υπόστρωμα των τεχνητών υδροβιότοπων (π.χ. χαλίκι) μπορεί να αναμιχθεί με ποικίλες αναλογίες βιοεξανθρακωμάτων με στόχο την ενίσχυση της αφαίρεσης ρύπων, ενώ παράλληλα έχει αποδειχθεί ότι αδρανοποιεί τοξικά μέταλλα όπως το κάδμιο (Deng et al., 2021; Gupta et al., 2016)

Το βιοεξανθράκωμα μπορεί να βελτιώσει σημαντικά την ανάπτυξη μακρόφυτων και την απομάκρυνση του αζώτου (>20% κατά μέσο όρο), των οργανικών ρύπων και των μετάλλων στα συστήματα ΤΥ, ενώ παράλληλα μετριάξει την επίδραση του φαινομένου του θερμοκηπίου των ΤΥ (Deng et al., 2021). Τα παραπάνω οφέλη προκύπτουν από την ικανότητα που έχει το βιοεξανθράκωμα να προσροφά διάφορους ρύπους καθώς και από την παρουσία χρήσιμων μικροβίων στο σύστημα αυτό. Η ικανότητα απομάκρυνσης ρύπων που προκύπτει από την εφαρμογή υποστρώματος βιοεξανθρακώματος στα συστήματα ΤΥ μπορεί να μετριάσει τη μεγάλη σε απαίτηση έκταση (Deng et al., 2021). Τέλος, η ανάπτυξη της βιομηχανίας παραγωγής βιοεξανθρακωμάτων καθώς και η σκοπιμότητα της ανακύκλωσης αναλώσιμων μέσων του βιοεξανθρακώματος θα διευκολύνουν σε μεγάλο βαθμό τη δημιουργία συστημάτων ΤΥ υψηλής απόδοσης, οικονομικά αποδοτικά, φιλικά προς το περιβάλλον και βιώσιμα συστήματα ΤΥ για την επεξεργασία και τη διαχείριση των λυμάτων και την προστασία του περιβάλλοντος (Deng et al., 2021).



Εικόνα 8: Οφέλη από τη χρήση του βιοεξανθρακώματος στο υπόστρωμα του ΤΥ και οι αντίστοιχοι μηχανισμοί που εμπλέκονται στην ενίσχυση της απομάκρυνσης των ρύπων, της ανάπτυξης των φυτών και στον μετριασμό του φαινομένου του θερμοκηπίου (Deng et al., 2021).

1.6 Στόχος της διπλωματικής εργασίας

Η διαχείριση και η επεξεργασία των αστικών απορριμμάτων αποτελεί ένα από τα σημαντικότερα ζητήματα της προστασίας του περιβάλλοντος. Η σωστή διαχείριση και η ελεγχόμενη απόθεση των απορριμμάτων γίνεται σε Χώρους Υγειονομικής Ταφής (ΧΥΤ). Τα διασταλλάγματα που παράγονται στους ΧΥΤ μπορούν να προκαλέσουν σοβαρά περιβαλλοντικά προβλήματα εξαιτίας του υψηλού ρυπαντικού φορτίου που τα χαρακτηρίζει, εάν δεν γίνει σωστή επεξεργασία τους. Για αυτόν τον λόγο είναι απαραίτητη η σωστή διαχείριση των διασταλλαγμάτων, με τρόπο οικονομικό και οικολογικά σύμφωνο που να βασίζεται σε μεθόδους φιλικές προς το περιβάλλον.

Η χρήση των ΤΥ αποτελεί μια αποτελεσματική τεχνολογία στη διαχείριση υγρών αποβλήτων. Οι ΤΥ είναι συστήματα που βασίζονται στις λειτουργίες των φυσικών υδροβιότοπων, όπως την παρουσία φυτικού είδους και υποστρώματος καθώς και την αποικοδόμηση του ρυπαντικού φορτίου μέσω των μικροβιακών πληθυσμών που αναπτύσσονται στον υδροβιότοπο. Επιπλέον διακρίνονται για το χαμηλό κόστος λειτουργίας και συντήρησης σε σχέση με τα συμβατικά συστήματα διαχείρισης υγρών αποβλήτων, ενώ παράλληλα έχουν χαμηλές ενεργειακές απαιτήσεις και απλό χειρισμό.

Ο στόχος της παρούσας διπλωματικής εργασίας είναι μελέτη και η επεξεργασία διασταλλαγμάτων σε πιλοτικά συστήματα ΤΥ με ανακυκλωμένο HDPE και βιοεξανθράκωμα από κλαδέματα ελιάς ως πληρωτικά υλικά. Το φυτικό είδος που χρησιμοποιήθηκε στα συστήματα αυτά ήταν *Phragmites australis* ή αλλιώς κοινό καλάμι. Η μία πιλοτική μονάδα αποτελούταν από HDPE διαφορετικής διαμέτρου, ενώ η άλλη πιλοτική μονάδα αποτελούταν από HDPE διαφορετικής διαμέτρου και βιοεξανθράκωμα από κλαδέματα ελιάς. Ο λόγος που επιλέχθηκε η χρήση δύο διαφορετικών συστημάτων επεξεργασίας με διαφορετικό υπόστρωμα έγινε με σκοπό τη μελέτη της συμπεριφοράς του βιοεξανθρακώματος και του HDPE ως πληρωτικά υλικά στους ΤΥ, καθώς και της ικανότητας τους στην αποικοδόμηση και την απομάκρυνση ρυπαντικού φορτίου. Επιπλέον καινοτομία της παρούσας εργασίας αποτελεί η χρήση του HDPE ως πληρωτικό υλικό.

Το διαστάλλαγμα που χρησιμοποιήθηκε στους τεχνητούς υδροβιότοπους προερχόταν από τον ΧΥΤΑ, Χανίων μετά από το στάδιο της κροκίδωσης. Ο τύπος του τεχνητού υδροβιότοπου που επιλέχθηκε για την επεξεργασία του ήταν HF. Στα πλαίσια της παρούσας μελέτης ερευνήθηκε σε δύο συστήματα ΤΥ οι συγκεντρώσεις εισροής και εκροής και η απομάκρυνση του ρυπαντικού φορτίου. Αναλύθηκαν οι φυσικοχημικές παράμετροι του pH, της EC και των βιολογικών και χημικών παραμέτρων όπως του COD, TSS, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, TP, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ καθώς και των μετάλλων και των μεταλλοειδών (B, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Mo, Mg, Al, K, Ca, Na). Τέλος, μελετήθηκε η επίδραση της θερμοκρασιακής μεταβολής του αέρα στην εξατμισοδιαπνοή και στην απομάκρυνση των ρύπων.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 2: ΠΕΙΡΑΜΑΤΙΚΟ ΜΕΡΟΣ

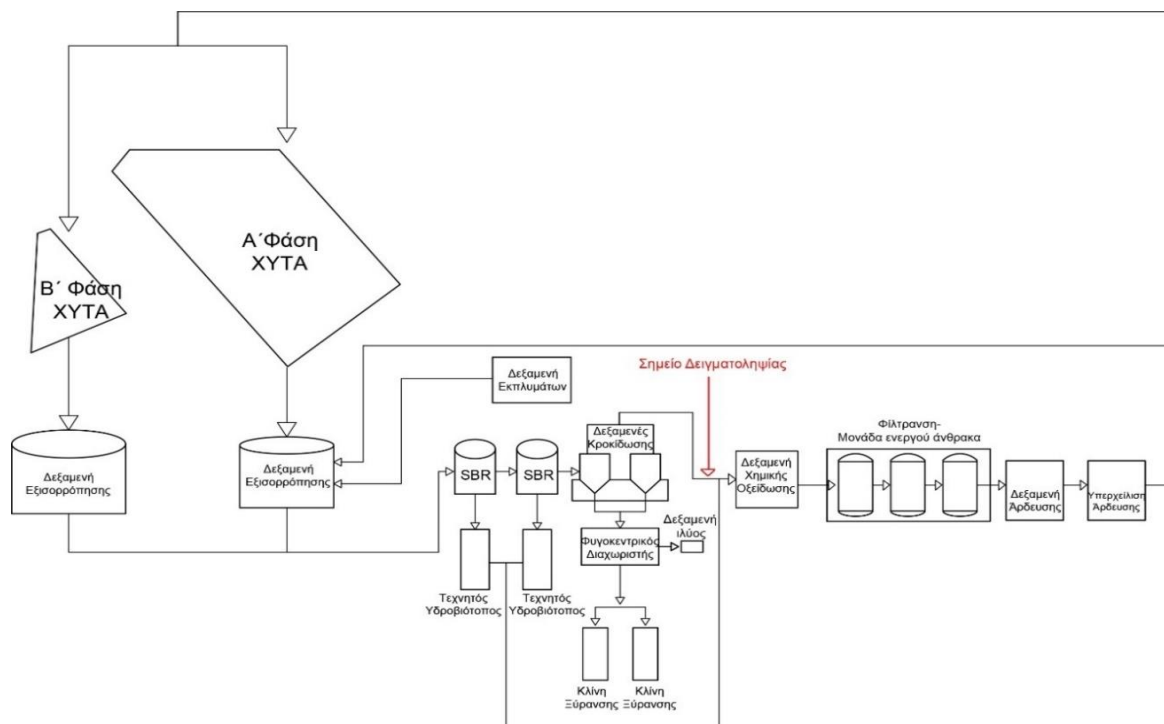
2.1. Διαστάλλαγμα- ΧΥΤΑ Χανίων

Το ΕΜΑΚ και ο ΧΥΤΑ βρίσκονται στη θέση «Κορακιά» Ακρωτηρίου Χανίων, νότια της χαράδρας του Κουρουπητού, σε γήπεδο συνολικής έκτασης 235.5 στρεμμάτων (Χ.Υ.Τ. – Χώρος Υγειονομικής Ταφής, n.d.). Ο συνολικός χώρος που διατίθεται για την Υγειονομική Ταφή είναι 130 στρέμματα από τα 235.5 στρέμματα της συνολικής έκτασης του ΕΜΑΚ (Χ.Υ.Τ. – Χώρος Υγειονομικής Ταφής, n.d.). Οι πλήρως στεγανοποιημένοι ΧΥΤ περιλαμβάνουν συλλεκτήριους αγωγούς στραγγισμάτων, διαμορφωμένο πυθμένα και περιμετρική τάφρο για τη διαχείριση των ομβρίων υδάτων (Παπασταύρου, 2007). Η μορφολογία του γηπέδου είναι σχετικά επίπεδη με μικρές υψομετρικές διαφορές καθώς και ομαλές κλίσεις (4-8%) χωρίς έντονο ανάγλυφο, ενώ στο τμήμα του ΧΥΤΑ οι κλίσεις είναι ήπιες (6-7%) (Παπασταύρου, 2007).

Ο ΧΥΤΑ αποτελείται από δύο φάσεις (Α' και Β'), που έχουν ενοποιηθεί, σχηματίζοντας ένα ενιαίο απορριμματικό ανάγλυφο (Χ.Υ.Τ. – Χώρος Υγειονομικής Ταφής, n.d.). Τα παραγόμενα στραγγίσματα προκύπτουν από την υγειονομική ταφή των υπολειμμάτων και προέρχονται από το Εργοστάσιο Μηχανικής Ανακύκλωσης και Κομποστοποίησης (Χ.Υ.Τ. – Χώρος Υγειονομικής Ταφής, n.d.).

Τα παραγόμενα στραγγίσματα και από τις δύο φάσεις του ΧΥΤΑ οδηγούνται προς τη Μονάδα Επεξεργασίας Στραγγισμάτων. Η ετήσια παραγωγή στραγγισμάτων στο ΧΥΤ ανέρχεται στα 12500 m³ (Μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων, n.d.).

Η μονάδα Επεξεργασίας Στραγγισμάτων (ΜΕΣ) παίζει καταλυτικό ρόλο στην ολοκληρωμένη διαχείριση των απορριμμάτων. Η σωστή λειτουργία της μονάδας καθιστά τον ΧΥΤ περιβαλλοντικά αποδεκτό ως προς τη διαχείριση των στραγγισμάτων, ενώ η κακή λειτουργία τον μετατρέπει σε χώρο ανεξέλεγκτης διάθεσης απορριμμάτων. Η επεξεργασία των στραγγισμάτων στη ΜΕΣ αποτελείται από τα εξής στάδια: εξισορρόπηση ροής, βιολογική επεξεργασία με δύο αντιδραστήρες Sequencing Batch Reactor (SBR), κροκίδωση, χημική οξείδωση και φίλτρανση (Μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων, n.d.). Το διάγραμμα ροής την Εγκατάστασης Επεξεργασίας Στραγγισμάτων καθώς και το σημείο δειγματοληψίας φαίνονται στην Εικόνα 9.



Εικόνα 9: Διάγραμμα ροής Χ.Υ.Τ.Α- Χανίων και Σημείο δειγματοληψίας.

Τα στραγγίσματα οδηγούνται προς τα αντλιοστάσια ανύψωσης στραγγισμάτων και στη συνέχεια μέσω αντλιών στις δεξαμενές εξισορρόπησης (Μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων, n.d.). Μέσω δικτύου σωληνώσεων που καταλήγει στο αντλιοστάσιο εκπλυμάτων, συλλέγονται τα αστικά λύματα που προέρχονται από τις χρήσεις των χώρων υγιεινής του προσωπικού της εγκατάστασης, καθώς και λύματα από πλυσίματα των δαπέδων και των μηχανημάτων και από τη μονάδα κομποστοποίησης (Μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων, n.d.). Οι δύο υποβρύχιες αντλίες του ανλαιοστάσιου οδηγούν τα λύματα στην πρώτη δεξαμενή εξισορρόπησης (Μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων, n.d.).



Εικόνα 10: Μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων Ε.Μ.Α.Κ.-Χ.Υ.Τ.Α (Μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων, n.d.).

Στις δύο δεξαμενές εξισορρόπησης ,που λειτουργούν παράλληλα, γίνεται ομογενοποίηση των λυμάτων του εργοστασίου και των ρευμάτων των στραγγισμάτων, ενώ παράλληλα πραγματοποιείται και η εξισορρόπηση της ροής (Μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων, n.d.). Κατόπιν, τα στραγγίσματα και τα λύματα αντλούνται με σταθερή παροχή προς δύο δεξαμενές βιολογικής επεξεργασίας Sequencing Batch Reactor (SBR). Οι δύο αυτές δεξαμενές λειτουργούν παράλληλα, αποτελούν αντιδραστήρες διαδοχικής φορτίσεως διαλείποντος έργου και περιλαμβάνουν όλα τα στάδια της βιολογικής επεξεργασίας, δηλαδή αερισμό, ανάμειξη, καθίζηση, απομάκρυνση των επεξεργασμένων και απομάκρυνση της ιλύος (Μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων, n.d.). Επιπλέον οι δεξαμενές έχουν μετρητές αιωρούμενων στερεών, μετρητές pH, μετρητές DO για τον έλεγχο της βιολογικής επεξεργασίας και μετρητές για τον έλεγχο της στάθμης των υδάτων (Μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων, n.d.). Τέλος, για τον αερισμό των στραγγισμάτων υπάρχουν σε κάθε δεξαμενή από τρεις αεριστήρες (Μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων, n.d.).

Στη συνέχεια, τα μερικώς επεξεργασμένα στραγγίσματα από τις δεξαμενές SBR οδηγούνται στις δεξαμενές κροκίδωσης. Με την προσθήκη αντιδραστηρίων (κροκιδωτικών) γίνεται αποσταθεροποίηση των κολλοειδών σωματιδίων και σχηματισμός κροκίδων στο απόβλητο. Κατόπιν γίνεται καθίζηση, όπου και επιτυγχάνεται η απομάκρυνση των αιωρούμενων και κολλοειδών σωματιδίων. Η διεργασία αυτή συμβάλλει στη μείωση των αιωρούμενων στερεών, των βαρέων μετάλλων, της θολερότητας, του χρώματος και του οργανικού φορτίου (Μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων, n.d.). Τέλος, βοηθάει στην καλύτερη λειτουργία των συστημάτων φίλτρανσης.



Εικόνα 11: Δεξαμενές θρόμβωσης-συσσωμάτωσης (Μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων ,n.d.).



Εικόνα 12: Μονάδα φυγοκεντρικού διαχωριστήρα (Μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων, n.d.).

Η ιλύς που προκύπτει από τη διεργασία της κροκίδωσης αφυδατώνεται με τη χρήση φυγόκεντρου διαχωριστήρα. Στη συνέχεια, από τις δεξαμενές κροκίδωσης τα στραγγίσματα οδηγούνται στη διάταξη χημικής οξείδωσης. Με τη χρήση οξειδωτικών πραγματοποιείται οξείδωση και ρύθμιση του pH, προς απομάκρυνση θειικών και θειωδών, τη μείωση βακτηρίων και άλλων παθογόνων οργανισμών (Μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων, n.d.). Ακολούθως, τα επεξεργασμένα στραγγίσματα οδηγούνται μέσω αντλιών ξηρού τύπου στη μονάδα του ενεργού άνθρακα (Μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων, n.d.). Η μονάδα αυτή αποτελείται από ένα φίλτρο άμμου- ανθρακίτη (κατακράτηση αιρούμενων στερεών) και από δύο φίλτρα ενεργού άνθρακα παράλληλης λειτουργίας (τριτοβάθμια επεξεργασία στραγγισμάτων) (Μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων, n.d.). Τέλος, καταλήγουν στη δεξαμενή αποθήκευσης όπου μέσω αντλιών τροφοδοτούνται προς το δίκτυο άρδευσης (Μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων, n.d.).



Εικόνα 13: Μονάδα ενεργού άνθρακα (Μονάδα Επεξεργασίας Στραγγισμάτων, n.d.).

Υπάρχει ενδεχόμενο να γίνει υπερχειλίση από τη δεξαμενή άρδευσης προς τη δεξαμενή επανακυκλοφορίας σε περίπτωση που δεν υπάρχει ανάγκη άρδευσης, απ' όπου μέσω δύο αντλιών επανακυκλοφορούν προς τον χώρο του ΧΥΤΑ (Μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων, n.d.). Αξίζει να σημειωθεί πως η περίσσεια ιλύος, που δημιουργείται στις δεξαμενές SBR, αντλείται στη δεξαμενή αποθήκευσης και πάχυνσης και κατόπιν η παχυμένη και χωνευμένη ιλύς τροφοδοτείται προς τον χώρο του ΧΥΤΑ (Μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων, n.d.).

Το διαστάλλαγμα που χρησιμοποιήθηκε για την πειραματική διάταξη των ΤΥ λαμβάνονταν από την Εγκατάσταση Επεξεργασίας Στραγγισμάτων του ΧΥΤΑ Χανίων. Για την

πραγματοποίηση των εργαστηριακών πειραμάτων χρησιμοποιήθηκε διαστάλλαγμα μετά το στάδιο της κροκίδωσης (Εικόνα 9).

Τα πειράματα που πραγματοποιήθηκαν κατά τη διάρκεια της παρούσας εργασίας, έγιναν στο Εργαστήριο Τεχνολογίας και Διαχείρισης Περιβάλλοντος του τμήματος Χημικών Μηχανικών και Μηχανικών Περιβάλλοντος του Πολυτεχνείου Κρήτης και περιλάμβαναν αναλυτικές μεθόδους για τον χαρακτηρισμό των δειγμάτων.

2.2. Σχεδιασμός και περιγραφή πιλοτικών μονάδων Τεχνητών Υγροβιότοπων

Δύο πιλοτικές μονάδες ΤΥ HF κατασκευάστηκαν και τοποθετήθηκαν στον εξωτερικό χώρο του εργαστηρίου Τεχνολογίας και Διαχείρισης Περιβάλλοντος, του Τμήματος Χημικών Μηχανικών και Μηχανικών Περιβάλλοντος του Πολυτεχνείου Κρήτης. Τα πληρωτικά υλικά που επιλέχθηκαν ήταν ποσότητα βιοεξανθρακώματος (biochar), και ανακυκλωμένο πολυαιθυλένιο υψηλής πυκνότητας (HDPE). Η διαστρωμάτωση των υλικών ήταν διαφορετική στις δυο πιλοτικές μονάδες. Η διαφορά εντοπίζεται στην παρουσία ή απουσία βιοεξανθρακώματος. Και οι δύο πιλοτικές μονάδες περιέχουν ένα στρώμα πληρωτικού υλικού από ανακυκλωμένο HDPE βάθους 50 cm. Σε μία πιλοτική μονάδα προστέθηκε στο μέσον της (βάθος 25 cm) και μία ποσότητα βιοεξανθρακώματος που αντιστοιχούσε περίπου στο 10% της συνολικής χωρητικότητας της πιλοτικής μονάδας. Η πιλοτική μονάδα που έχει μόνο ανακυκλωμένο HDPE ως πληρωτικό υλικό συμβολίζεται ως P (Εικόνα 16), ενώ η πιλοτική μονάδα με ανακυκλωμένο HDPE και βιοεξανθράκωμα συμβολίζεται ως PB (Εικόνα 19). Παρακάτω γίνεται μια εμπειρισταωμένη ανάλυση της κατασκευής των πιλοτικών μονάδων και των υλικών υποστρώματος.

Η κατασκευή των πιλοτικών μονάδων χωρίζεται σε τέσσερις φάσεις: (1) καθαρισμός των μονάδων, (2) εγκατάσταση λειτουργικών μερών της μονάδας, (3) πλήρωση των πιλοτικών μονάδων, (4) φύτευση των φυτών και (5) περίοδο προσαρμογής του συστήματος (Πίνακας 3).

Πίνακας 3: Ημερομηνίες προόδου πειράματος και στοιχεία κάθε περιόδου.

Φάση	Περίοδος	Στοιχεία περιόδου
Κατασκευή πιλοτικών μονάδων	Αύγουστος–Σεπτέμβριος 2020	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Καθαρισμός μονάδων. ✓ Εγκατάσταση λειτουργικών μερών (σύστημα αποστράγγισης). ✓ Πλήρωση μονάδων.
Φύτευση μονάδων	10 Σεπτεμβρίου 2020	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Φύτευση μονάδων με κοινό καλάμι.
Περίοδος προσαρμογής	10 Σεπτεμβρίου- 15 Νοεμβρίου 2020	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Έναρξη φορτίσεων με ελαφρύ αστικό λύμα. ✓ Τροφοδοσία 2-3 φορές την εβδομάδα. ✓ Όχι δειγματοληψίες.
Περίοδος λειτουργίας	17 Νοεμβρίου 2020- 7 Απριλίου 2021	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Έναρξη φορτίσεων με διαστάλλαγμα (1.5L νερό-0.5L λύμα) ✓ Τροφοδοσία καθημερινά. ✓ Αραιές δειγματοληψίες μέχρι μέσα Ιανουαρίου. ✓ Εβδομαδιαία δειγματοληψία από τέλη Ιανουαρίου- αρχές Απριλίου 2021 (15 δειγματοληψίες). ✓ Καταγραφή όγκου εισροής και εκροής σε ημερήσιο επίπεδο.

Φάση 1: Οι δύο πιλοτικές μονάδες που χρησιμοποιήθηκαν έχουν διαστάσεις 93×47×50cm ή χωρητικότητα 220L. Αρχικά, έγινε καθαρισμός των δύο πιλοτικών μονάδων από παλιότερο πληρωτικό υλικό (χαλίκι) προηγούμενου πειράματος. Οι μονάδες καθαρίστηκαν από υπολείμματα χαλικιού, χώματος και ριζών. Ο σχολαστικός καθαρισμός των πιλοτικών μονάδων από τυχόν υπολείμματα είναι μεγάλης σημασίας, καθώς υπολείμματα σκόνης και χώματος πιθανότατα θα δημιουργούσαν ένα μεγάλο σε πάχος στρώμα λάσπης στον πυθμένα των μονάδων το οποίο θα εμπόδιζε την έξοδο του λύματος. Τέλος, έγινε έλεγχος των μονάδων για τυχόν σπασίματα ή τρύπες.

Φάση 2: Στη συνέχεια, χρησιμοποιώντας ένα εύκαμπτο λάστιχο τύπου PVC και ένα δύσκαμπτο σωλήνα τύπου PVC δημιουργήθηκε το σύστημα αποστράγγισης της εκροή κάθε πιλοτικής μονάδας.



Εικόνα 14: (αριστερά) Εύκαμπτος σωλήνας, (δεξιά) Δύσκαμπτος σωλήνας.

Πιο συγκεκριμένα, κόβοντας τον δύσκαμπτο σωλήνα και χρησιμοποιώντας το εύκαμπτο λάστιχο (Εικόνα 14) σχηματίστηκε μια διάταξη μορφής «Τ». Επιπλέον κατά μήκος της διάταξης «Τ» και πάνω στο δύσκαμπτο σωλήνα δημιουργήθηκαν οχτώ μικρές τρύπες διαμέτρου 1-2 cm χρησιμοποιώντας τρυπάνι, με στόχο τη διευκόλυνση διέλευσης του λύματος από την πυθμένα προς την εκροή του συστήματος (Εικόνα 17 και Εικόνα 20). Η διάταξη μορφής «Τ» βρίσκεται στον πυθμένα της πιλοτικής μονάδας στο σημείο Β. Κατόπιν, ενώθηκε η διάταξη μορφής «Τ» με το σημείο Α. Στο σημείο Α βρίσκεται ο εύκαμπτος σωλήνας που έχει ενωθεί με τη διάταξη μορφής «Τ», όπου και καταλήγει σε ένα μπιτόνι από όπου και συλλέγεται η εκροή του συστήματος (Εικόνα 15). Αξίζει να σημειωθεί, πως η διάταξη μορφής «Τ» που βρίσκεται στο πυθμένα καλύπτεται με μικρή ποσότητα χοντρού χαλικιού. Το χοντρό αυτό χαλίκι προσδίδει σταθερότητα στη διάταξη εκροής και συνδράμει- λόγω των διάκενων και του πορώδους του- στην πιθανή αποφυγή φραξίματος της εκροής από στερεά και άλλα σωματίδια που πιθανώς θα βρίσκονται στο σύστημα. Η στάθμη του νερού και στις δύο πιλοτικές μονάδες διατηρείται στο σημείο Α όπου και το σημείο εκροής, δηλαδή λίγα εκατοστά κάτω από την επιφάνεια του πληρωτικού υλικού (47-48 cm).

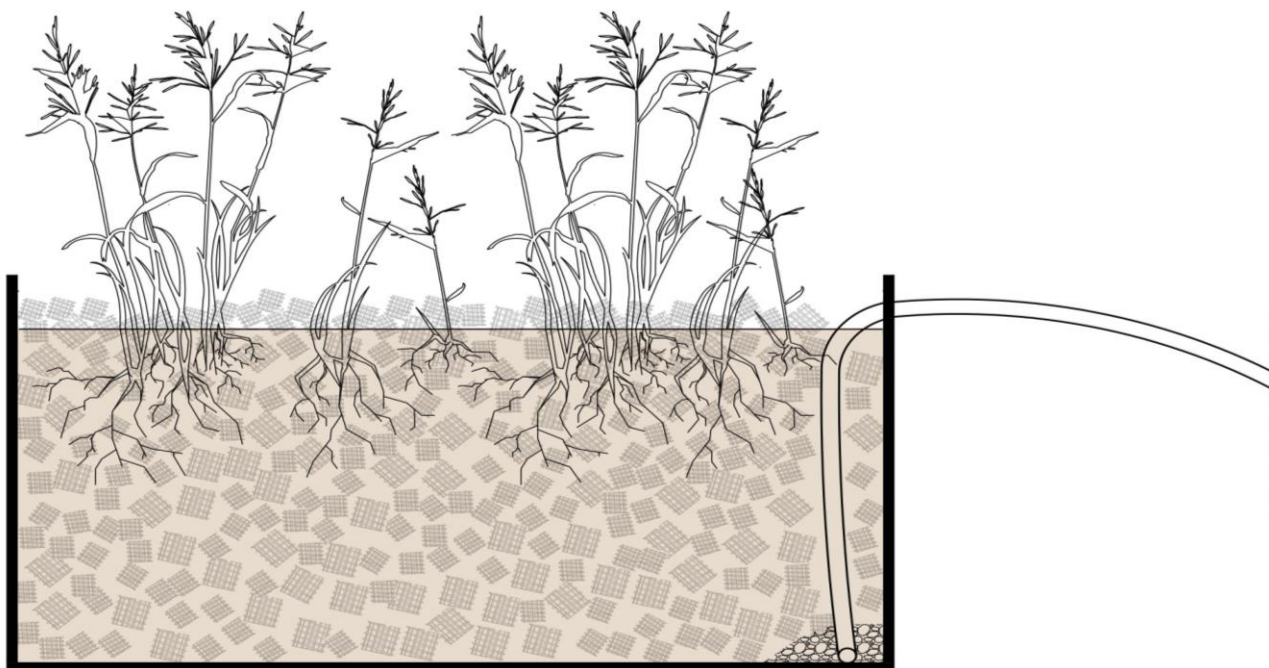


Εικόνα 15: Υψομετρική διαφορά πυθμένα- επιφάνειας πιλοτικής μονάδας.

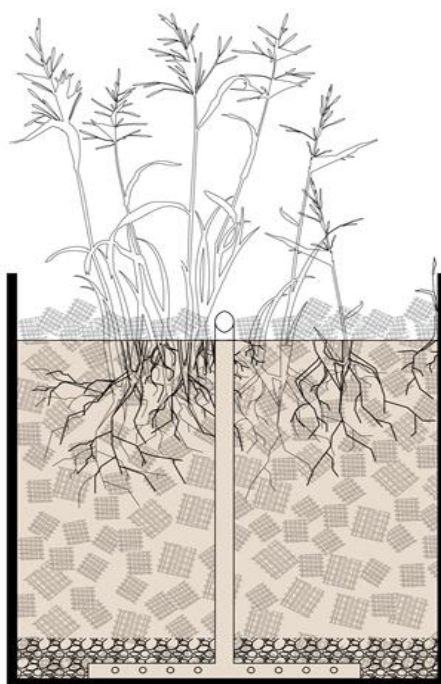
Φάση 3: πλήρωση των πιλοτικών μονάδων. Όπως αναφέρθηκε, η πιλοτική μονάδα P πληρώθηκε μόνο με ανακυκλωμένο HDPE δημιουργώντας ένα ενιαίο υπόστρωμα (Εικόνα 18). Η πιλοτική μονάδα PB πληρώθηκε με το HDPE και το βιοεξανθράκωμα (Εικόνα 21). Πιο συγκεκριμένα, στην PB συναντάμε από τον πυθμένα προς την επιφάνεια ένα στρώμα με HDPE, στη συνέχεια ένα στρώμα βιοεξανθρακώματος περίπου 20 L και τέλος ένα στρώμα με το HDPE. Μετά την πλήρωση των δυο πιλοτικών μονάδων, ακολουθεί η συμπλήρωση τους με νερό μέχρι του σημείο εκροής (σημείο A).

Φάση 4: Μετά τη συμπλήρωση με νερό έγινε η φύτευση των καλαμιών *Phragmites australis* (Εικόνα 26). Με τη χρήση γεωργικών εργαλείων ανοίχτηκαν μικρές οπές στην επιφάνεια των υδροβιότοπων και φυτεύτηκαν τα καλάμια σε μια αρχική πυκνότητα φύτευσης 8 ρίζες/m².

Φάση 5: αφορά στην περίοδο προσαρμογής των φυτών με διάρκεια περίπου δυο μήνες. Κατά την περίοδο προσαρμογής του συστήματος γινόταν τροφοδοσία των πιλοτικών μονάδων με ελαφρύ αστικό λύμα ανά τακτά χρονικά διαστήματα. Αυτό γινόταν με στόχο την ανάπτυξη ριζών όσο το δυνατό περισσότερο πριν την κανονική λειτουργία του συστήματος. Κατά την περίοδο προσαρμογής γινόταν τακτικός έλεγχος των συστημάτων για τυχόν απώλειες νερού. Μετά από περίπου δύο μήνες όπου η τροφοδοσία γινόταν με ελαφρύ υγρό απόβλητο, άρχισε και η τροφοδοσία του συστήματος με διαστάλλαγμα.



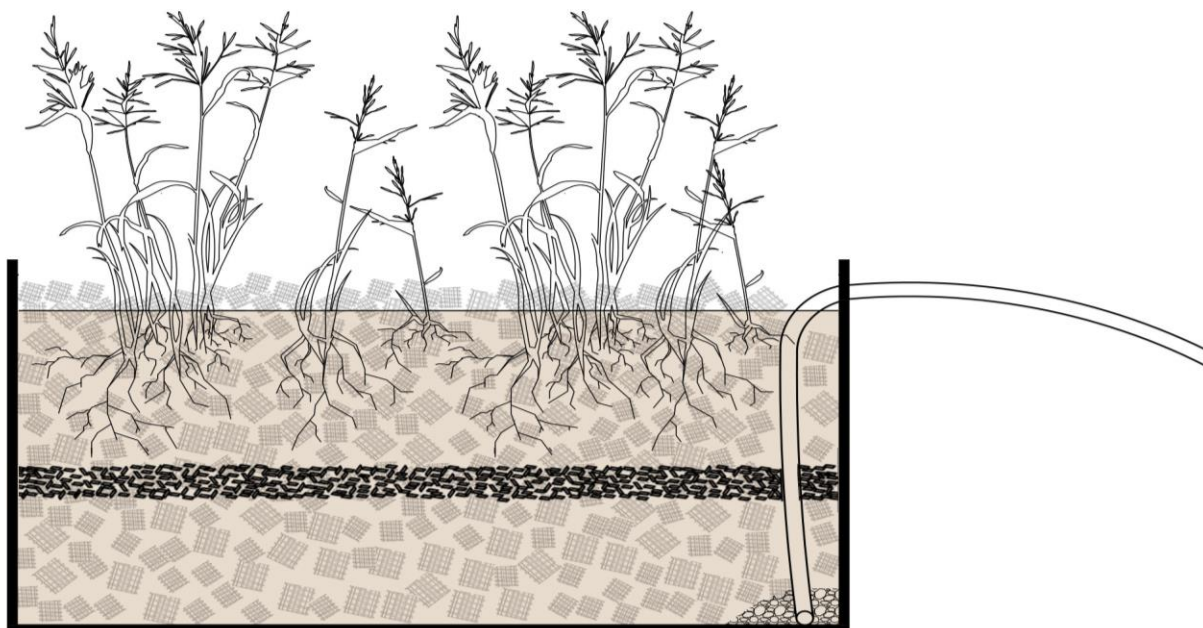
Εικόνα 16: Τομή κατ' μήκος πιλοτικής μονάδας P.



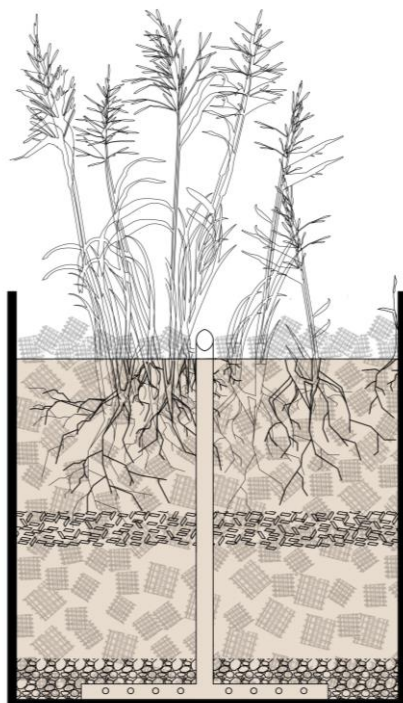
Εικόνα 17: Τομή κατ' πλάτος πιλοτικής μονάδας P.



Εικόνα 18: Τεχνητός υγροβιότοπος Ρ.



Εικόνα 19: Τομή κατ' μήκος πιλοτικής μονάδας PB.



Εικόνα 20: Τομή κατ' πλάτος πιλοτικής μονάδας PB.



Εικόνα 21: Τεχνητός υγροβιότοπος ΡΒ.

2.2.1. Λειτουργία συστημάτων

Η τροφοδοσία των δύο συστημάτων γινόταν με διαστάλλαγμα από τον ΧΥΤΑ Χανίων, το οποίο μεταφέρονταν στον χώρο του πειράματος στο Πολυτεχνείο Κρήτης σε τακτά χρονικά διαστήματα.

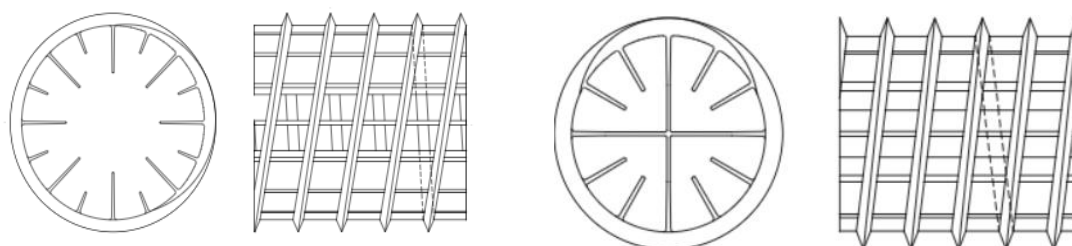
Η τροφοδοσία των τεχνητών υγροβιότοπων χωρίζεται σε δύο στάδια: το στάδιο της προσαρμογής και το στάδιο της λειτουργίας. Κατά το στάδιο προσαρμογής του συστήματος, όπου διήρκησε 2 μήνες (μέσα Σεπτεμβρίου–μέσα Νοεμβρίου), η τροφοδοσία γινόταν με ελαφρύ αστικό λύμα. Στο στάδιο της προσαρμογής δεν γινόντουσαν δειγματοληψίες. Η τροφοδοσία κατά το διάστημα προσαρμογής γινόταν περίπου 2-3 φορές την εβδομάδα.

Το στάδιο λειτουργίας διήρκησε περίπου 5 μήνες (τέλη Νοεμβρίου-αρχές Απριλίου), όπου και η τροφοδοσία των πιλοτικών μονάδων γινόταν σε καθημερινή βάση με 1.5L νερό και 0.5L διαστάλλαγμα. Η αραιώση του διασταλλάγματος με νερό έγινε ώστε να κρατηθεί σε σχετικά χαμηλά επίπεδα (<5 mS/cm) η αγωγιμότητα στην τροφοδοσία.

Στο στάδιο λειτουργίας ξεκίνησαν οι δειγματοληψίες σε εβδομαδιαία βάση. Λόγω των έκτακτων συνθηκών της πανδημίας και καθώς το ίδρυμα παρέμεινε κλειστό για ένα μεγάλο χρονικό διάστημα, γινόντουσαν πιο αραιές δειγματοληψίες μέχρι περίπου τα μέσα Ιανουαρίου 2021 για την παρακολούθηση των μονάδων. Συνολικά πραγματοποιήθηκαν 15 δειγματοληψίες. Δείγματα λαμβάνονταν από την εισροή και την εκροή των 2 συστημάτων και οι χημικές αναλύσεις γίνονταν αμέσως μετά στο εργαστήριο. Με την έναρξη λειτουργίας των δύο συστημάτων, άρχισε και η καταγραφή του όγκου εισροής και εκροής σε ημερήσιο επίπεδο.

2.2.2. Ανακυκλωμένο πολυαιθυλένιο υψηλής πυκνότητας (HDPE)

Ως πληρωτικό υλικό στις δύο πιλοτικές μονάδες χρησιμοποιήθηκε ανακυκλωμένο HDPE διαφορετικών διαμέτρων (50-50%). Το υψηλό πορώδες που διακρίνει το υλικό αυτό, η ικανότητα του να λαμβάνει υψηλά υδραυλικά και ρυπαντικά φορτία καθώς και το ότι είναι αδρανές υλικό αποτελούν τους βασικούς λόγους για τους οποίους μελετάται ως πληρωτικό υλικό (Tatoulis et al., 2017). Ο ένας τύπος HDPE έχει ειδική επιφάνεια $188 \text{ m}^2/\text{m}^3$, πορώδες 95%, ειδικό βάρος $47 \text{ kg}/\text{m}^3$, διάμετρο 38 mm και διαστάσεις τεμαχίου $5.7 \times 5.5 \text{ mm}$ (15.000 τεμάχια ανά m^3 , εμπορική ετικέτα Hel-X38, που παρέχεται από την Christian Stohr GmbH & Co KG). Ο άλλος τύπος HDPE έχει ειδική επιφάνεια $360 \text{ m}^2/\text{m}^3$ και διάμετρο 25mm (15.000 τεμάχια ανά m^3 , εμπορική ετικέτα HX25KLL, που παρέχεται από την Christian Stohr GmbH & Co KG). Οι δύο τύποι HDPE αναμείχθηκαν μεταξύ τους δημιουργώντας το στρώμα πληρωτικού υλικού για κάθε πιλοτική μονάδα, όπως έχει γίνει και αλλού σχετική περιγραφή (Tatoulis et al., 2017; Stefanakis, 2020).



Εικόνα 22: (αριστερά) HDPE- Hel-X38, (δεξιά) HDPE-HX25KLL (Christian Stöhr GmbH).



Εικόνα 23: Οι δυο τύποι HDPE που χρησιμοποιήθηκαν ως πληρωτικό υλικό.

2.2.3. Βιοεξανθράκωμα

Το βιοεξανθράκωμα που χρησιμοποιήθηκε ως πληρωτικό υλικό σε μία πιλοτική μονάδα παράχθηκε με τη διεργασία της πυρόλυσης στο εργαστήριο Τεχνολογίας και Διαχείρισης Περιβάλλοντος, του Πολυτεχνείου Κρήτης. Στο υλικό αυτό έγινε και φυσικοχημικός χαρακτηρισμός μετά την παραγωγή του.

Η παραγωγή του βιοεξανθρακώματος χωρίζεται σε δύο στάδια, αυτό της επεξεργασίας της πρώτης ύλης για την παραγωγή του βιοεξανθρακώματος και το στάδιο της πυρόλυσης.

Ως πρώτη ύλη για την παραγωγή βιοεξανθρακώματος χρησιμοποιήθηκαν κλαδέματα ελιάς, ένα απόβλητο που παράγεται σε μεγάλες ποσότητες ετησίως στην Κρήτη. Η παραγωγή και η επεξεργασία των κλαδεμάτων αυτών έγινε στον χώρο του Πολυτεχνείου Κρήτης. Πιο συγκεκριμένα, με τη χρήση γεωργικών εργαλείων έγινε κλάδεμα των δέντρων ελιάς που βρίσκονται στον περιβάλλοντα χώρο του Πολυτεχνείου. Κατόπιν, έγινε συλλογή των κλαδεμάτων, αφαίρεση των φύλλων και ο τεμαχισμός τους σε μικρά κομμάτια της τάξεως των 4-5 cm περίπου. Η βιομάζα που συλλέχθηκε υποβλήθηκε σε περαιτέρω επεξεργασία στο εργαστήριο Τεχνολογίας και Διαχείρισης Περιβάλλοντος, του Τμήματος Χημικών Μηχανικών και Μηχανικών Περιβάλλοντος του Πολυτεχνείου Κρήτης.

Αξίζει να σημειωθεί, πως η χρήση των κλαδεμάτων ελιάς ως πρώτη ύλη για την παραγωγή του βιοεξανθρακώματος δεν ήταν τυχαία. Αρχικά, αυτή η πρώτη ύλη ήταν εύκολα προσβάσιμη. Η Κρήτη και γενικότερα η Ελλάδα παράγει πολλούς τόνους κλαδεμάτων ελιάς τα οποία καταστρέφονται. Έτσι αντί να εναποτεθούν σε κάδους σκουπιδιών και σε χωματερές μπορούν να χρησιμοποιηθούν προς παραγωγή βιοεξανθρακώματος με απώτερο στόχο την προστασία του περιβάλλοντος και την προώθηση μιας κυκλικής οικονομίας στον τομέα της ελαιοπαραγωγής. Το βιοεξανθράκωμα σε συνδυασμό με το μέγεθος του HDPE (περίπου 6cm) δημιουργούν ένα συμπαγές υπόστρωμα που συνδράμει στη βέλτιστη αποικοδόμηση των ρύπων. Τέλος, αποτελεί μορφή ξυλώδους βιομάζας. Ένα από τα σημαντικότερα χαρακτηριστικά της ξυλώδους βιομάζας είναι ότι το ξύλο δημιουργείται και ανανεώνεται φυσικά, χωρίς τη συνδρομή ανθρωπογενούς παράγοντα.

Μετά τη συλλογή και τεμαχισμό, η βιομάζα τοποθετήθηκε σε φούρνο ξήρανσης με σκοπό την απομάκρυνση της περιεχόμενης υγρασίας, σε θερμοκρασία 70°C και χρονικό διάστημα 3 d.

Αφού έγινε η προ-επεξεργασία της βιομάζας, ακολούθησαν οι διαδικασίες για την προετοιμασία και πραγματοποίηση της πυρόλυσης. Η βιομάζα τοποθετήθηκε σε μεταλλικές

κάψες χωρητικότητας περίπου 50 g, οι οποίες στη συνέχεια παρατάχτηκαν μέσα στον φούρνο πυρόλυσης της εταιρείας Linn High Therm (Εικόνα 24). Η πυρόλυση πραγματοποιήθηκε σε θερμοκρασία 400°C, με ρυθμό αύξησης της θερμοκρασίας ίσο με 6°C/min, συνεχή παροχή καθαρού 99% αζώτου με ρυθμό 200 ml/min και διάρκεια πυρόλυσης που ανήλθε στη 1h από τη στιγμή που επιτυγχάνονταν η επιθυμητή θερμοκρασία πυρόλυσης. Η συνεχής παροχή καθαρού αζώτου έγινε με στόχο τη δημιουργία συνθηκών απουσίας οξυγόνου. Τα παραγόμενα αέρια διοχετεύονταν έξω από το χώρο του εργαστηρίου.



Εικόνα 24: Κλίβανος πυρόλυσης, Linn High Therm.

Μετά την πυρόλυση, η παραγόμενη ποσότητα βιοεξανθρακώματος τοποθετήθηκε σε ξηραντήρα μέχρι να φτάσει σε θερμοκρασία δωματίου. Έπειτα ζυγίστηκε και αποθηκεύτηκε σε αεροστεγή πλαστικά δοχεία μέχρι τα επόμενα στάδια της πειραματικής διαδικασίας, δηλαδή τη χρήση του ως πληρωτικό υλικό στην πιλοτική μονάδα (Εικόνα 25).



Εικόνα 25: Το βιοεξανθράκωμα που παράχθηκε από ελιά.

Απόδοση πυρόλυσης

Η απόδοση της πυρόλυσης ορίζεται ως το πηλίκο της παραγόμενης ποσότητας βιοεξανθρακώματος προς το ξηρό βάρος της βιομάζας (αρχικό υλικό) επί τοις εκατό (%) και δίνεται από τον παρακάτω τύπο (Ρεγκούζας, 2017):

$$Yield (\%) = \frac{M_{\text{βιοεξανθρακώματος}}}{M_{\text{βιομάζας}}} \times 100\% \quad \text{ή} \quad Yield (\%) = \frac{M_{\text{βιοεξανθρακώματος} + \text{κάψα}} - M_{\text{κάψας}}}{M_{\text{βιομάζας} + \text{κάψα}} - M_{\text{κάψας}}} \times 100\%$$

Για τον προσδιορισμό της απόδοσης της πυρόλυσης ακολουθήθηκε η παρακάτω διαδικασία. Αρχικά μετρήθηκε το βάρος της μεταλλικής κάψας. Κατόπιν, μετρήθηκε το βάρος της μεταλλικής κάψας, μαζί με την περιεχόμενη σε αυτήν βιομάζα. Στη συνέχεια τοποθετείται στο φούρνο πυρόλυσης. Μετά την ολοκλήρωση της πυρόλυσης μετρήθηκε εκ νέου το βάρος της μεταλλικής κάψας, μαζί το περιεχόμενο βιοεξανθράκωμα. Για τη ζύγιση των δειγμάτων χρησιμοποιήθηκε ζυγός ακριβείας της εταιρίας Shimadzu Libror AEG-220 (Πεγκούζας, 2017).

Στοιχειακή ανάλυση

Η στοιχειακή ανάλυση του βιοεξανθρακώματος πραγματοποιήθηκε στο Εργαστήριο Ανάλυσης Ρευστών και Πυρήνων Υπογείων Ταμιευτήρων από την Ελίνα Χαμηλάκη. Στόχος της στοιχειακής ανάλυσης είναι ο προσδιορισμός των βασικών χημικών στοιχείων από τα οποία αποτελείται το βιοεξανθράκωμα. Τα στοιχεία αυτά είναι ο άνθρακας, το άζωτο, το υδρογόνο και το θείο. Ο στοιχειακός αναλυτής που χρησιμοποιήθηκε είναι το μοντέλο Euro Vector, Elemental Analysis CHNS-O (Πεγκούζας, 2017).

Προσδιορισμός ειδικής επιφάνειας (BET)

Η μέτρηση της ειδικής επιφάνειας του βιοεξανθρακώματος πραγματοποιήθηκε με βάση τη μέθοδο BET (Brunauer-Emmett-Teller) στο Εργαστήριο Τεχνολογίας Κεραμικών και Υαλού που στεγάζεται στο κτήριο των Μηχανικών Ορυκτών Πόρων, όπου εκεί χρησιμοποιήθηκε το όργανο NOVA 2200, Thermo Scientific Surfer gas sorption analyzer (Πεγκούζας, 2017). Είναι γνωστό ότι, όσο μεγαλύτερη είναι η ειδική επιφάνεια, τόσο περισσότερες θα είναι και οι αλληλεπιδράσεις που μπορούν να γίνουν. Η ειδική επιφάνεια του βιοεξανθρακώματος εξαρτάται από την πρώτη ύλη και τη διαδικασία της πυρόλυσης, και μπορεί να κυμαίνεται από εκατοντάδες έως χιλιάδες τετραγωνικά μέτρα ανά γραμμάριο (Πολίτη, 2018).

Προσδιορισμός pH και ηλεκτρικής αγωγιμότητας

Για τον προσδιορισμό του pH και της ηλεκτρικής αγωγιμότητας (EC) ακολουθήθηκε η παρακάτω διαδικασία. Παρασκευάστηκαν σε κωνικές φιάλες διαλύματα βιοεξανθρακώματος με αποιονισμένο νερό σε αναλογία 1:10 w/v και τοποθετήθηκαν σε τράπεζα ανακίνησης, όπου παρέμειναν για 24h στις 60rpm. Το επόμενο στάδιο αφορά στη μέτρηση των επιθυμητών παραμέτρων, όπου χρησιμοποιήθηκαν τα όργανα CRISON (micro pH 2202) και CRISON (micro CM 2202) για τη μέτρηση του pH και της EC αντίστοιχα. Η χρήση των δύο οργάνων περιγράφεται αναλυτικά παρακάτω (Πεγκούζας, 2017).

Προσδιορισμός φαινομενικής πυκνότητας (Bulk density)

Η φαινομενική πυκνότητα του βιοεξανθρακώματος περιλαμβάνει τον όγκο των στερεών τεμαχιδίων και του πορώδους χώρου. Εξαιτίας της μορφής στην οποία συλλέγεται, μεταφέρεται και αποθηκεύεται αναφέρεται στην πυκνότητα που η βιομάζα εμφανίζει μακροσκοπικά. Ως φαινομενική πυκνότητα ορίζεται ο λόγος συγκεκριμένης μάζας ξηρού εδάφους προς τον συνολικό της όγκο, συμπεριλαμβανομένων των πόρων και εντός των σωματιδίων. Για τον προσδιορισμό της φαινομενικής πυκνότητας το βάρος του ξηρού δείγματος σε g διαιρείται με τον γνωστό όγκο κυλίνδρου δειγματοληψίας σε mL (Γεωργιακάκη, 2018; Πολίτη, 2018).

Προσδιορισμός τέφρας

Η περιεκτικότητα της βιομάζας σε τέφρα αποτελείται από ανόργανα συστατικά όπως ασβέστιο, μαγνήσιο κ.λπ. αφού όλα τα οργανικά στοιχεία όπως άνθρακας, άζωτο, υδρογόνο έχουν εξατμιστεί. Σημαντικό ρόλο στο ποσοστό της τέφρας που θα παραχθεί έχει η πηγή της πρώτης ύλης που χρησιμοποιείται καθώς και οι συνθήκες πυρόλυσης. Οι ξυλώδεις πρώτες ύλες παράγουν βιοεξανθρακώματα χαμηλής περιεκτικότητας σε τέφρα (λιγότερο από 1%), ενώ ορισμένα αγρωστώδη όπως καλαμπόκι που έχουν μεγάλη περιεκτικότητα σε πυρίτιο παράγουν μέχρι και 24% τέφρα (Πολίτη, 2018).

Για τον προσδιορισμό της περιεκτικότητας του βιοεξανθρακώματος σε τέφρα, ζυγίστηκαν ποσότητες ξηρού δείγματος και τοποθετήθηκαν σε προζυγισμένες μεταλλικές κάψες. Στη συνέχεια ξαναζυγίστηκαν μαζί με τις κάψες και τοποθετήθηκαν σε κλίβανο, όπου παρέμειναν στους 750°C για 6h από τη στιγμή που επιτυγχάνονταν η επιθυμητή θερμοκρασία πυρόλυσης. Μετά την καύση, τα δείγματα παρέμειναν σε ξηραντήρα μέχρι να φτάσουν σε θερμοκρασία δωματίου και κατόπιν μετρίονταν το τελικό βάρος του στερεού υπολείμματος με την κάψα (Ρεγκούζας, 2017). Το τελικό ποσοστό της τέφρας για κάθε δείγμα υπολογίστηκε ως εξής:

$$Ash (\%) = \frac{W_{\text{τελικό}} - W_{\text{κάψας}}}{W_{\text{δείγματος}}}$$

Προσδιορισμός σημείο μηδενικού φορτίου (point of zero charge, pH_{PZC})

Το pH στο οποίο η επιφάνεια εμφανίζει συνολικό μηδενικό φορτίο ονομάζεται Σημείο Μηδενικού Φορτίου (point of zero charge, pH_{PZC}). Σε συνθήκες που το pH είναι μεγαλύτερο από το pH_{PZC} η επιφάνεια του υλικού είναι αρνητικά φορτισμένη και μπορεί να έλκει κατιόντα, ενώ σε pH μικρότερο από το pH_{PZC}, η επιφάνεια του υλικού είναι θετικά φορτισμένη και έλκει ανιόντα. Για τον προσδιορισμό του pH_{PZC} υιοθετήθηκε η pH drift method. Κατά τη διεξαγωγή της μεθόδου αρχικά παρασκευάζεται διάλυμα CaCl₂ συγκέντρωσης 0.005M το οποίο βράζεται για να απομακρυνθεί το CO₂. Κατόπιν ρυθμίζεται το pH ορισμένου όγκου διαλύματος σε τιμές μεταξύ 2 και 12, με την προσθήκη μικρών ποσοτήτων HCl 0.5M ή NaOH 0.5M. Στη συνέχεια, 0.06g βιοεξανθρακώματος και 20mL του εκάστοτε ρυθμισμένου διαλύματος προστίθενται σε γυάλινα φιαλίδια και αναδεύονται στα 150rpm για 24h. Μετά την ολοκλήρωση της ανάδευσης το pH μετρείται εκ νέου για κάθε φιαλίδιο και κατασκευάζεται το διάγραμμα του τελικού pH_{final} συνάρτηση του αρχικού pH_{initial}. Το σημείο όπου η σχηματιζόμενη καμπύλη τέμνει την ευθεία pH_{final}=pH_{initial} αποτελεί το pH_{PZC} (Μουργελά, 2018).

2.2.4. Βλάστηση πιλοτικών μονάδων

Το είδος της βλάστησης που χρησιμοποιήθηκε στις πιλοτικές μονάδες για τη διεξαγωγή των πειραμάτων ήταν το κοινό καλάμι *Phragmites Australis*, που μπορεί αναπτυχθεί τόσο σε εύκρατα όσο και σε τροπικά κλίματα και συναντάται στην Κρήτη. Το χαρακτηριστικό αυτού του είδους είναι η μεγάλη αντοχή σε αναερόβιες συνθήκες και η μέτρια αντοχή σε ανθρακικό ασβέστιο. Επιπλέον μπορεί να αναπτύσσεται σε εύρος τιμών pH 4.8-8.2, ενώ παρουσιάζει υψηλή αντοχή στη συσσώρευση αλάτων <45 ppt. Το ριζικό του σύστημα αναπτύσσεται κάθετα σε μεγάλο βάθος > 60 cm, γεγονός που βοηθάει στη καλή μεταφορά του οξυγόνου στο υπόστρωμα. Επιπλέον, παρουσιάζει πολύ γρήγορη ανάπτυξη και πολλαπλασιάζεται με ριζώματα. Είναι ένα πολυετές φυτό, κατάλληλο για συνθήκες αερισμού (προώθηση αερόβιων διεργασιών) όπου μπορεί να φτάσει σε ύψος μέχρι και τα 4m. Η ετήσια παραγωγή βιομάζας εκτιμάται σε περίπου 8 ton/str, ωστόσο παρατηρείται σημαντική διαφοροποίηση μεταξύ των διαφορετικών γενοτύπων (Αγγελάκης, n.d.; Γραφίας, 2008; Stefanakis et al., 2014; Bakhshodeh et al., 2020; Stefanakis, 2020). Τέλος σύμφωνα με Milano & Toscano (2013),

το καλάμι *Phragmites australis* είναι το καταλληλότερο φυτό για την εξατμισοδιαπνοή του διασταλλάγματος που προέρχεται από ΧΥΤΑ λόγω των πολύ υψηλών ποσοστών εξατμισοδιαπνοής, της υψηλής απόδοσης βιομάζας και της υψηλής αντοχής σε ρυπαντικά φορτία.

Τα καλάμια που χρησιμοποιήθηκαν ως βλάστηση στις πιλοτικές μονάδες προέρχονται από την περιοχή του δήμου Πλατανιά του νομού Χανίων, Κρήτης. Με τη χρήση γεωργικών εργαλείων κόπηκαν και κατόπιν μεταφυτεύτηκαν νεαρά βλαστάρια σε γλάστρες με νερό. Ακολούθως, μεταφέρθηκαν στον εξωτερικό χώρο του εργαστηρίου μέχρι έως ότου μεταφυτευτούν στις πιλοτικές μονάδες. Τα καλάμια φυτεύτηκαν στις πιλοτικές μονάδες λίγες μέρες αφότου κόπηκαν. Η επιλογή των καλάμιων έγινε με βάση το ύψος και τον βλαστό τους. Προτιμήθηκαν καλάμια με ύψος περίπου τα 15 cm ή καλάμια με νέους βλαστούς και μεγάλες ρίζες.



Εικόνα 26: *Phragmites australis* (Κοινό καλάμι).

2.3. Μετεωρολογικά δεδομένα

Τα μετεωρολογικά δεδομένα που χρησιμοποιήθηκαν ήταν από τον μετεωρολογικό σταθμό του Πολυτεχνείου Κρήτης που βρίσκεται στα Χανιά στην Πολυτεχνειούπολη σε υψόμετρο 137 m, με ύψος αισθητήρων θερμ/υγρ στα 1.8 m και ύψος ανεμόμετρου στα 5 m. Ο σταθμός διαθέτει αισθητήρες ηλιακής ακτινοβολίας, βρίσκεται σε χώμα με κωδικό μοντέλου PRO2. Τα δεδομένα αντλήθηκαν από το www.meteo.gr. Τα δεδομένα που χρησιμοποιήθηκαν για τον υπολογισμό της εξατμισοδιαπνοής ήταν από 29 Ιανουαρίου 2021 έως 7 Απριλίου 2021. Η μέση θερμοκρασία του αέρα σε αυτό το χρονικό διάστημα ήταν 13.3°C με ελάχιστη θερμοκρασία 4.6°C και μέγιστη θερμοκρασία τους 20.8°C. Η μέση βροχόπτωση κατά τη διάρκεια εκτέλεσης του πειράματος ήταν 2.3 mm με μέγιστη τιμή βροχόπτωσης τα 36.8 mm και ελάχιστη τιμή βροχόπτωσης 0.0 mm.

2.4. Εξατμισοδιαπνοή

Ως εξατμισοδιαπνοή (ET) ορίζουμε τις απώλειες του νερού στην ατμόσφαιρα από το νερό και το έδαφος (εξάτμιση, E), και από το αναδυόμενο τμήματα των φυτών (διαπνοή, T) (Kadlec & Wallace, 2009). Η εξατμισοδιαπνοή (ET) αξιολογήθηκε σε καθημερινή βάση. Ο όγκος της εισροής και της εκροής στις πιλοτικές μονάδες μετρήθηκε χειρωνακτικώς με το τρόπο που περιεγράφηκε παραπάνω. Οι όγκοι εισροής και εκροής, η ημερήσια βροχόπτωση καθώς και οι διαστάσεις των πιλοτικών μονάδων χρησιμοποιήθηκαν στη συνέχεια για την αξιολόγηση και τον υπολογισμό της ET. Η μετρούμενη ET σε κάθε πιλοτική μονάδα εκφράστηκε σε L και

mm και η μέση ημερήσια θερμοκρασία αέρα σε °C. Στην εκτίμηση της ET λήφθηκε υπόψη και το ύψος βροχής (mm) για τις ημέρες που υπήρχε βροχόπτωση. Η τελική εξατμισοδιαπνοή υπολογίστηκε μέσω του τύπου: $ET = (V_{\text{εισόδου}} + V_{\text{βροχ}}) - V_{\text{εξόδου}}$, όπου ET η τελική εξατμισοδιαπνοή, $V_{\text{εισόδου}}$ ο όγκος διασταλλάγματος που χορηγούταν ανά ημέρα σε κάθε μονάδα, $V_{\text{βροχ}}$ ο συνολικός όγκος βροχόπτωσης και $V_{\text{εξόδου}}$ ο όγκος του διασταλλάγματος στην εκροή των μονάδων.

2.5. Αναλυτικές μέθοδοι

2.5.1. Βιοχημικώς Απαιτούμενο Οξυγόνο 5 ημερών (BOD₅)

Ως BOD₅ ορίζουμε την ποσότητα του διαλυμένου οξυγόνου που απαιτείται από τους αερόβιους μικροοργανισμούς για τη βιοοξειδωση 1 L αποβλήτου στους 20°C σε διάστημα 5 ημερών. Η παράμετρος αυτή χρησιμοποιείται για τον υπολογισμό του οργανικού περιεχομένου των αποβλήτων. Ο προσδιορισμός του γίνεται μανομετρικά με μετρητή πτώσης πίεσης της εταιρίας AQUALYTIC (Εικόνα 27). Σε φιάλη σκούρου καφέ χρώματος τοποθετείται η κατάλληλη ποσότητα δείγματος, λαστιχένιο πώμα με 6 σταγόνες KOH το οποίο τοποθετείται κάτω από το μανόμετρο για συγκράτηση του CO₂ και μαγνήτης ανάδευσης. Η φιάλη τοποθετείται σε επωαστικό κλίβανο (Εικόνα 28) με σταθερή θερμοκρασία στους 20°C υπό ανάδευση για 5 μέρες. Το πώμα του μπουκαλιού είναι και ο μετρητής πτώσης πίεσης. Μετά το πέρας των 5 ημερών παίρνουμε τη μέτρηση του BOD₅. Το αριθμητικό αποτέλεσμα που δίνει ο μετρητής πολλαπλασιάζεται με ένα ειδικό συντελεστή. Ο συντελεστής αυτός δίνεται από την εταιρία ανάλογα με τον όγκο δείγματος που μπήκε στη φιάλη. Το γινόμενο αυτό δίνει τη συγκέντρωση του BOD₅ (Παπασταύρου, 2007). Ο όγκος του δείγματος που τοποθετήθηκε στη φιάλη ήταν 157 ml, έτσι σύμφωνα με την εταιρία AQUALYTIC ο συντελεστής που θα χρησιμοποιήσουμε στον υπολογισμό του BOD₅ είναι το 10.



Εικόνα 27 : Φιάλες BOD με μανόμετρα, τοποθετημένες σε σύστημα μαγνητικού αναδευτήρα (Μέτρηση και προσδιορισμός Βιοχημικώς Απαιτούμενου Οξυγόνου, n.d.).

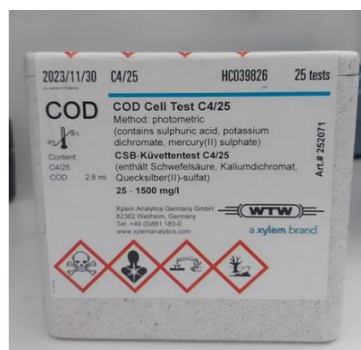


Εικόνα 28: Επωαστικός κλίβανος.

2.5.2. Χημικώς Απαιτούμενο Οξυγόνο (COD)

Το χημικά απαιτούμενο οξυγόνο (Chemical Oxygen Demand-COD) είναι η ποσότητα οξυγόνου που απαιτείται για την πλήρη χημική οξείδωση, σε έντονα οξειδωτικό περιβάλλον της οργανικής ύλης σε CO_2 και H_2O . Η μέθοδος αυτή βασίζεται στην οξείδωση του υδατικού διαλύματος σε ειδικά διαφανή φιαλίδια που περιέχουν τα απαραίτητα αντιδραστήρια και διχρωμικό κάλιο ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$). Από την ποσότητα του $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ που καταναλώθηκε υπολογίζεται η τιμή του COD. Για τη μέτρηση του COD χρησιμοποιήθηκαν αντιδραστήρια της εταιρίας Merck (1.14540.001) για εύρος 25-1500 ppm (Εικόνα 29).

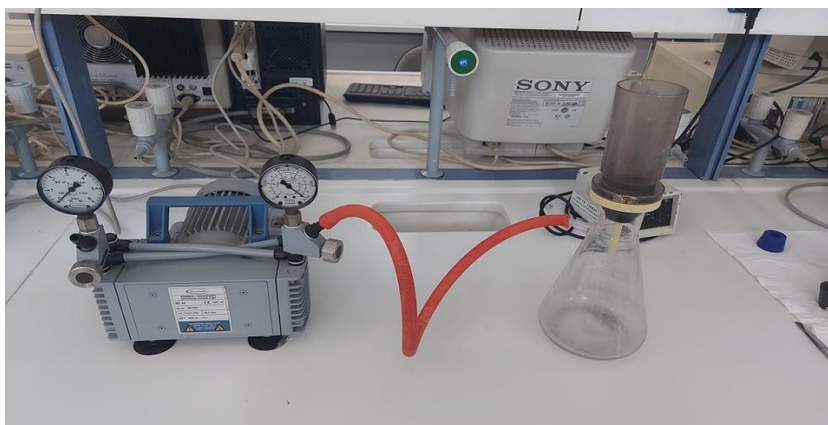
Αρχικά, γίνεται χώνευση του αντιδραστηρίου με 2ml δείγματος για 2 ώρες στους 148°C στον θερμοαντιδραστήρα MERCK, Thermoreaktor TR200. Μετά το πέρας των 2 ωρών, βγάζουμε τα φιαλίδια από τον θερμοαντιδραστήρα (Εικόνα 29), ανακινούμε καλά και τα αφήνουμε να κρυώσουν για περίπου 10 λεπτά. Κατόπιν γίνεται μέτρηση της απορρόφησης μετά τη χώνευση, σε φασματοφωτόμετρο ορατού- υπεριώδους της εταιρίας SHIMADZU μοντέλο UV-1202, UV-VIS στα 610nm. Πριν γίνει η μέτρηση στο φασματοφωτόμετρο γίνεται η βαθμονόμηση του, χρησιμοποιώντας «τυφλό» δείγμα. Ο τελικός υπολογισμός του COD γίνεται μέσω της καμπύλης βαθμονόμησης που προκύπτει μετρώντας πρότυπα διαλύματα. Αξίζει να σημειωθεί πως στα δείγματα εισροής έγινε αραίωση 1:5 (1ml δείγματος και 4ml απιονισμένο νερό), ενώ στα δείγματα εκροής δεν έγινε καμία αραίωση, ώστε οι μετρούμενες απορροφήσεις από το φασματοφωτόμετρο να είναι εντός της καμπύλης βαθμονόμησης.



Εικόνα 29: (αριστερά) Θερμοαντιδραστήρας, (δεξιά) Κιτ μέτρησης COD.

2.5.3. Ολικά Αιρούμενα Στερεά (TSS)

Ο προσδιορισμός των αιρούμενων στερεών στα δείγματα γίνεται με διήθηση υπό κενό συγκεκριμένου όγκου δείγματος σε υαλόφιλτρα τύπου GF/C της εταιρίας GE Healthcare Life Sciences Whatman στηριζόμενα σε αλουμινόχαρτα που είχαν διαμορφωθεί καταλλήλως. Ο όγκος του δείγματος που θα διηθηθεί εξαρτάται από την οπτική πυκνότητα που έχει το δείγμα σε στερεά. Συνήθως διηθούνται από 50ml έως 100ml, με συνήθη τιμή τα 75ml δείγματος. Αρχικά γίνεται μέτρηση σε ζυγό της εταιρίας SHIMADZU μοντέλο LIBROR AEG-220, του αλουμινόχαρτου μαζί με το φίλτρο και καταγράφεται η τιμή. Κατόπιν, και πριν αρχίσει η διαδικασία της διήθησης, το δείγμα αναδεύεται καλά έτσι ώστε να μην υπάρχουν στερεά που έχουν καθιζάνει. Στη συνέχεια, γίνεται η διήθηση συγκεκριμένου όγκου δείγματος (Εικόνα 30), συνήθως 75ml. Αφού ολοκληρωθεί η διαδικασία, αφαιρείται προσεκτικά το υαλόφιλτρο με τα στερεά και τοποθετείται στο αλουμινόχαρτο. Μετά το φίλτρο τοποθετείται στο φούρνο της εταιρίας Termaks για ξήρανση στους 100°C για περίπου 20 λεπτά. Ακολουθεί νέα ζύγιση του φίλτρου με το αλουμινόχαρτο και από τη διάφορα του βάρους και με τη διαίρεσή της με τον όγκο του δείγματος υπολογίζεται η συγκέντρωση των στερεών σε mg/L.



Εικόνα 30: Διάταξη διήθησης.

2.5.4. Αγωγιμότητα

Η αγωγιμότητα μετρείται από όργανο της εταιρείας CRISON μοντέλο microCM 2202 (Εικόνα 31) χρησιμοποιώντας το αντίστοιχο ηλεκτρόδιο μέσα στο δείγμα. Τα αποτελέσματα δίνονται σε μονάδες mS/cm. Μετά την ολοκλήρωση της μέτρησης, το ηλεκτρόδιο ξεπλένεται με απιονισμένο νερό.



Εικόνα 31: Όργανο μέτρησης αγωγιμότητας.

2.5.5. pH

Το pH μετρείται με πεχάμετρο της εταιρίας CRISON, μοντέλο micropH 2002 (Εικόνα 32) χρησιμοποιώντας το αντίστοιχο ηλεκτρόδιο. Το ηλεκτρόδιο τοποθετούταν στο δείγμα και καταγραφόταν η μέτρηση. Η βαθμονόμηση του πεχάμετρου γίνεται με δύο ρυθμιστικά διαλύματα με pH 4 και 7. Μετά την ολοκλήρωση της μέτρησης, το ηλεκτρόδιο ξεπλένεται με απιονισμένο νερό.

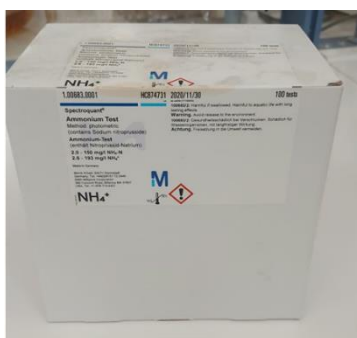


Εικόνα 32: Όργανο μέτρησης pH.

2.5.6. Αμμωνιακό Άζωτο ($\text{NH}_4\text{-N}$)

Για τη μέτρηση του αμμωνιακού αζώτου χρησιμοποιούνταν ένα πλήρες σετ της εταιρίας Merck (1.00683.001) (Εικόνα 33) και φασματοφωτόμετρο ορατού-υπεριώδους της εταιρίας SHIMADZU μοντέλο UV-1202, UV-VIS. Πριν τη διαδικασία μέτρησης των δειγμάτων είναι απαραίτητο να γίνει αραίωση. Στα δείγματα εισροής γίνονταν αραίωση από 1:2 έως 1:10 ανάλογα με το προς μέτρηση δείγμα. Η συνηθέστερη αραίωση ήταν 1:10. Στα δείγματα εκροής δεν πραγματοποιούνταν αραίωση.

Αρχικά, σε ποτήρια ζέσεως τοποθετούνταν 0.10 ml διηθημένου δείγματος (η διήθηση του δείγματος έγινε με φίλτρο 0.45μm της εταιρίας Whatman), 5ml από το αντιδραστήριο $\text{NH}_4\text{-1}$ και 1 κουταλιά από το αντιδραστήριο $\text{NH}_4\text{-2}$ (τα δύο αντιδραστήρια που εμπεριέχονταν στο κιτ). Κατόπιν τα δείγματα ανακινούνταν και αφήνονταν να αντιδράσουν με τα αντιδραστήρια για περίπου 15 λεπτά. Στη συνέχεια, ποσότητα δείγματος τοποθετούνταν στην κυψελίδα και γινόταν η μέτρηση των δειγμάτων στο φασματοφωτόμετρο στα 690nm, αφού πρώτα έχει γίνει μηδενισμός του οργάνου με τυφλό δείγμα απιονισμένου νερού και των παραπάνω αντιδραστηρίων. Τέλος, γινόταν καταγραφή της τιμής της απορρόφησης και με βάση την καμπύλη βαθμονόμησης που προέκυψε από πρότυπα διαλύματα, υπολογιζόταν η συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου σε κάθε δείγμα.



Εικόνα 33: Κιτ μέτρησης $\text{NH}_4\text{-N}$.

2.5.7. Νιτρικό Άζωτο (NO₃-N)

Για τη μέτρηση του νιτρικού αζώτου χρησιμοποιούνταν ένα πλήρες σετ της εταιρίας Merck με βάση (173703) (Εικόνα 34) και το φασματοφωτόμετρο ορατού-υπεριώδους της εταιρίας SHIMADZU μοντέλο UV-1202, UV-VIS. Πριν τη διαδικασία μέτρησης των δειγμάτων είναι απαραίτητο να γίνει αραίωση. Στα δείγματα εισροής γίνονταν αραίωση από 1:10 έως 1:30 ανάλογα με το προς μέτρηση δείγμα. Στα δείγματα εκροής γίνονταν αραίωση 1:3.

Αρχικά, μέσα στα ειδικά φιαλίδια που εμπεριέχονταν στο κιτ τοποθετούνταν 1 ml διηθημένου δείγματος (η διήθηση του δείγματος έγινε με φίλτρο 0.45μm της εταιρίας Whatman) και 1ml από το αντιδραστήριο NO₃-1K (το αντιδραστήριο εμπεριέχονταν στο κιτ). Κατόπιν τα δείγματα ανακινούνται και αφήνονται να αντιδράσουν με τα αντιδραστήρια για περίπου 10 λεπτά. Στη συνέχεια, κάθε φιαλίδιο τοποθετούνταν στο φασματοφωτόμετρο για τη μέτρηση στα 525nm, αφού πρώτα έχει γίνει η βαθμονόμηση του οργάνου με τυφλό δείγμα απιονισμένου νερού και του αντιδραστήριου. Τέλος, γινόταν καταγραφή της τιμής της απορρόφησης και με βάση την καμπύλη βαθμονόμησης, υπολογιζόταν η συγκέντρωση του νιτρικού αζώτου σε κάθε δείγμα.

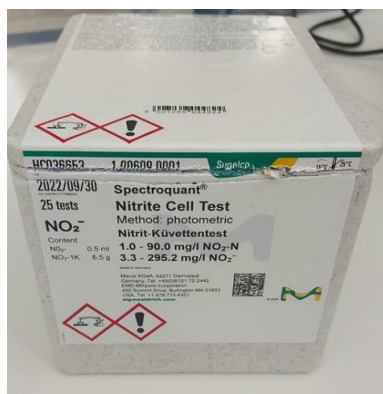


Εικόνα 34: Κιτ μέτρησης NO₃-N.

2.5.8. Νιτρώδεις Άζωτο (NO₂-N)

Για τη μέτρηση του νιτρώδους αζώτου χρησιμοποιούνταν ένα πλήρες σετ της εταιρίας Merck (1.00609.0001) (Εικόνα 35) και το φασματοφωτόμετρο ορατού-υπεριώδους της εταιρίας SHIMADZU μοντέλο UV-1202, UV-VIS. Πριν τη διαδικασία μέτρησης των δειγμάτων είναι απαραίτητο να γίνει αραίωση. Στα δείγματα εισροής είτε γίνονταν αραίωση από 1:2 έως 1:20 ανάλογα με το προς μέτρηση δείγμα είτε δεν πραγματοποιούνταν αραίωση. Στα δείγματα εκροής δεν πραγματοποιούνταν αραίωση.

Αρχικά, μέσα στα ειδικά φιαλίδια που εμπεριέχονταν στο κιτ τοποθετούνταν 8 ml διηθημένου δείγματος (η διήθηση του δείγματος έγινε με φίλτρο 0.45μm της εταιρίας Whatman) και 2 κουταλιές από το αντιδραστήριο NO₂-1K (το αντιδραστήριο εμπεριέχονταν στο κιτ). Κατόπιν τα δείγματα ανακινούνται και αφήνονται να αντιδράσουν με τα αντιδραστήρια για περίπου 20 λεπτά. Στη συνέχεια, κάθε φιαλίδιο τοποθετούνταν στο φασματοφωτόμετρο για τη μέτρηση του δείγματος στα 605nm, αφού πρώτα έχει γίνει η βαθμονόμηση του οργάνου με τυφλό δείγμα απιονισμένου νερού και του αντιδραστήριου. Τέλος, γινόταν καταγραφή της τιμής της απορρόφησης και με βάση την καμπύλη βαθμονόμησης, υπολογιζόταν τη συγκέντρωση του νιτρώδους αζώτου σε κάθε δείγμα.



Εικόνα 35: Κιτ μέτρησης $\text{NO}_2\text{-N}$.

2.5.9. Φωσφορικά (PO_4^{3-})

Για τη μέτρηση των φωσφορικών η οποία, είναι βασισμένη στη μέθοδο 4500-PE (Ascorbic Acid Method) από το Standard Methods ακολουθείται η παρακάτω διαδικασία.

Για τη μέτρηση του φωσφόρου είναι αναγκαία η παρασκευή ενός σύνθετου διαλύματος το οποίο φτιάχνεται με αναλογία:

- 50 ml 5N H_2SO_4
- 5 ml potassium antimonyl tartrate
- 15 ml διαλύματος ammonium molybdate ($20\text{g } (\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ σε 500ml νερού)
- 30ml διαλύματος ascorbic acid (φτιάχνεται κάθε φορά που χρησιμοποιείται) (1.76gr ascorbic σε 100ml νερό)

Σε 50ml διηθημένου δείγματος προστίθεται μία σταγόνα φαινολοφθαλίνης. Αν το διάλυμα πάρει κόκκινο-ροζ χρώμα, προστίθεται H_2SO_4 μέχρι αποχρωματισμού του. Όταν το pH του διαλύματος φτάσει στην ουδέτερη περιοχή, τότε γίνεται προσθήκη 8ml του παραπάνω σύνθετου διαλύματος φωσφόρου. Αφήνεται το δείγμα και το αντιδραστήριο να αντιδράσουν για περίπου 10 λεπτά. Μετά το πέρας των 10 λεπτών παρατηρείται μπλε χρώμα. Η μέτρηση της απορρόφησης γίνεται σε κυψελίδα στο φασματοφωτόμετρο ορατού-υπεριώδους στα 880 nm. Ο τελικός υπολογισμός του ολικού φωσφόρου γίνεται μέσω των ευθειών βαθμονόμησης που προκύπτουν μετρώντας πρότυπα διαλύματα.



Εικόνα 36: Φασματοφωτόμετρο ορατού-υπεριώδους.

2.5.10. Ολικός Φώσφορος (TP)

Στα δείγματα εισροής εκτός από τη μέτρηση των φωσφορικών γινόταν και μέτρηση ολικού φωσφόρου. Για τη μέτρηση του ολικού φωσφόρου απαιτείται χώνευση του δείγματος ώστε όλες οι μορφές του φωσφόρου να μετατραπούν σε φωσφορικά.

Για τη χώνευση, σε ποτήρι ζέσεως τοποθετούνταν 25ml δείγματος, 1ml H_2SO_4 , 5ml HNO_3 και αφήνονταν σε κατάλληλη θερμοκρασία έτσι ώστε να λαμβάνει χώρα ήπιος βρασμός (Εικόνα 37). Το δείγμα εξατμίζεται σταδιακά μέχρι στο ποτήρι ζέσεως να υπάρχει περίπου 1ml. Η διαδικασία της χώνευσης γίνεται σε θερμαντήρα της εταιρίας VELP scientifica. Όταν κρυώσει, προστίθενται σε αυτό 10ml νερό. Κατόπιν, ακολουθεί η διαδικασία ρύθμισης του pH. Αρχικά, προστίθεται 1 σταγόνα δείκτη φαινολοφθαλείνης και στη συνέχεια προστίθεται μια-μια σταγόνα NaOH για να εξουδετερωθεί και να πάρει το διάλυμα ελαφρώς ροζ χρώμα. Μετά τη ρύθμιση του pH στην ουδέτερη περιοχή (6.5-7.5) με βάση την παραπάνω διαδικασία, γίνεται διήθηση του διαλύματος με φίλτρο στα 0.45μm. Το διήθημα τοποθετείται σε ογκομετρική φιάλη των 50ml και συμπληρώνεται με απιονισμένο νερό μέχρι τη χαραγή και ακολουθεί η μέτρηση των φωσφορικών όπως αναλύθηκε παραπάνω. Επειδή στα δείγματα πραγματοποιήθηκε η διαδικασία της χώνευσης με 25ml δείγματος, η συγκέντρωση που προκύπτει από την καμπύλη βαθμονόμησης πολλαπλασιάζεται με τον αριθμό 2.



Εικόνα 37: Μάτι χώνευσης

2.4.11. Μέταλλα και Μεταλλοειδή

Για τη μέτρηση της συγκέντρωσης των μετάλλων και των μεταλλοειδών στα δείγματα χρησιμοποιήθηκε η μέθοδος Φασματομετρίας ατομικών μαζών σε επαγωγικά συζευγμένο πλάσμα (ICP-MS) με το όργανο της εταιρίας Agilent (Εικόνα 38). Η μέθοδος αυτή πραγματοποιήθηκε στο εργαστήριο Υδρογεωχημικής Μηχανικής και Αποκατάστασης Εδαφών, του Πολυτεχνείου Κρήτης. Για τη μέτρηση των μετάλλων στα δείγματα είναι απαραίτητη η οξίνισή τους. Σε σκούρα φιαλίδια τοποθετούνταν 10 ml διηθημένου δείγματος (διήθηση στα 0.45 μm με φίλτρα της εταιρείας Whatman) και 0.1mL HNO_3 . Στη συνέχεια, τα φιαλίδια φυλάσσονταν στο ψυγείο μέχρι τη μέτρηση τους. Η διαδικασία της οξίνισης έγινε για όλα τα δείγματα εισροής και εκροής που μετρήσαμε.



Εικόνα 38: Agilent ICP-MS.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 3: ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ ΚΑΙ ΣΥΖΗΤΗΣΗ

Στο κεφάλαιο αυτό παρουσιάζονται και ερμηνεύονται τα αποτελέσματα που προέκυψαν από την εκτέλεση των πειραμάτων υπό μορφή στατιστικών πινάκων και διαγραμμάτων. Αρχικά, γίνεται χαρακτηρισμός του διασταλλάγματος στην εισροή των πιλοτικών μονάδων. Στη συνέχεια, παρουσιάζεται ο χαρακτηρισμός του βιοεξανθρακώματος που χρησιμοποιήθηκε ως πληρωτικό υλικό. Ακολούθως, παρουσιάζονται τα αποτελέσματα των μετρήσεων εξατμισοδιαπνοής (ΕΤ). Τέλος, ερμηνεύονται τα αποτελέσματα που αφορούν τις μετρήσεις διαφόρων φυσικοχημικών παραμέτρων που έγιναν στην εκροή κάθε πιλοτικής μονάδας.

3.1. Αρχικός χαρακτηρισμός διασταλλάγματος

Στον Πίνακα 4 παρουσιάζονται τα αποτελέσματα του χαρακτηρισμού του διασταλλάγματος (δείγματα εισροής).

Πίνακας 4: Χαρακτηρισμός διασταλλάγματος (εισροή στους ΤΥ) ως προς το οργανικό υλικό, θρεπτικά (άζωτο, φώσφορος) και φυσικοχημικές παραμέτρους (N=15).

	COD (mg/L)	BOD ₅ (mg/L)	TSS (mg/L)	pH	EC (mS/cm)	NH ₄ -N (mg/L)	NO ₃ -N (mg/L)	NO ₂ -N (mg/L)	TP (mg/L)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/L)
Μέση Τιμή	3066	277	148	3.87	14.0	263	1937	391	1.6	0.3
Τυπική Απόκλιση	273	110	55	0.23	3.97	162	712	342	1.00	0.5
Ελάχιστη Τιμή	2752	150	73	3.45	7.72	37	1021	90	<0.2	<0.1
Μέγιστη Τιμή	3568	350	214	4.30	21	428	3391	842	3.12	1.26

Κατόπιν, στον Πίνακα 5 παρουσιάζονται τα αποτελέσματα της μεθόδου ICP-MS για τον προσδιορισμό των μετάλλων στα αρχικά δείγματα στραγγισμάτων.

Πίνακας 5: Χαρακτηρισμός διασταλλάγματος (εισροή στους ΤΥ) ως προς μέταλλα και μεταλλοειδή.

(ppm)	B	Mg	Al	K	Ca	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Mo	Hg	Pb	Na
Μέση Τιμή	8.84	172.2	789.8	3887	203.2	0.90	0.42	4.9	0.54	0.63	4.77	0.14	0.05	2.09	4218
Τυπική Απόκλιση	0.60	11.81	65.9	449.1	37.3	0.09	0.07	3.34	0.26	0.28	2.18	0.05	-	-	-
Ελάχιστη Τιμή	8.14	157	719.9	3342	154	0.80	0.32	2.87	0.21	0.29	2.19	0.06	-	-	-
Μέγιστη Τιμή	9.41	183	873.9	4283	240	1.02	0.48	9.89	0.82	0.94	7.05	0.17	-	-	-

Οι παραπάνω πίνακες αντιπροσωπεύουν τις ποιοτικές παραμέτρους του διασταλλάγματος που προκύπτει από τη βιολογική επεξεργασία (SBR) και την κροκίδωση, ανεπεξέργαστων στραγγισμάτων που παράγονται στον ΧΥΤΑ.

Το ανεπεξέργαστο διαστάλλαγμα που εισέρχεται στη Μονάδα Επεξεργασίας Στραγγισμάτων, του ΧΥΤΑ, Χανίων περνάει από διάφορα στάδια επεξεργασίας πριν τη διαδικασία της

κροκίδωσης (Εικόνα 9). Παρακάτω παρατίθεται ο Πίνακας 6 με τα ποιοτικά χαρακτηριστικά των ανεπεξεργαστων διασταλλαγμάτων που παράγονται στον ΧΥΤΑ, Χανίων.

Πίνακας 6: Χαρακτηριστικά ανεπεξεργαστων διασταλλαγμάτων στον ΧΥΤΑ, Χανίων (Kirmizakis et al., 2014).

Παράμετρος	Τιμές
pH	8.1
Αγωγιμότητα (mS/cm)	22.5
Διαλυμένο Οξυγόνο (mg/L)	3.4
TSS (mg/L)	447.5
N-NO ₃ (mg/L)	16.76
N-NO ₂ (mg/L)	0.50
N-NH ₄ (mg/L)	2786.5
P-PO ₄ (mg/L)	20.3
TP (mg/L)	24.8
BOD (mg/L)	1334.4
COD (mg/L)	12360
TOC (mg/L)	698.3
HCO ₃ (mg/L)	10676.7
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	8.5
Cl (mg/L)	2079.1
Na (mg/L)	1644

Τα ανεπεξεργαστα διασταλλάγματα που παράγονται στον ΧΥΤΑ Χανίων περιέχουν χαμηλές συγκεντρώσεις οργανικής ύλης, μετάλλων, νιτρικού και νιτρώδους αζώτου, φωσφόρου και αλάτων και το pH κυμαίνεται στην ουδέτερη περιοχή. Σύμφωνα με Mc Bean & Rovers (1999) τα χαρακτηριστικά αυτά κατηγοριοποιούνται στην 3^η φάση έτσι τα διασταλλάγματα που παράγονται είναι σταθεροποιημένα. Επιπλέον σύμφωνα με τους Mc Bean & Rovers (1999), BOD και COD χαρακτηρίζονται από σχετικά χαμηλές τιμές, ενώ το αμμωνιακό άζωτο βρίσκεται σε υψηλές συγκεντρώσεις.

Η βιολογική επεξεργασία που λαμβάνει χώρα στους SBR, έχει ως αποτέλεσμα τη σταδιακή αύξηση της συγκέντρωσης NO₃-N και τη μείωση της συγκέντρωσης τόσο του NH₄-N όσο και του NO₂-N. Έτσι η συγκέντρωση του NO₃-N, 1937 mg/L, η συγκέντρωση του NO₂-N, 391 mg/L και η συγκέντρωση του NH₄-N, 263 mg/L έχουν αναμενόμενες τιμές. Επιπλέον γίνεται σταδιακή μείωση του οργανικού φορτίου εξαιτίας της βιολογικής επεξεργασίας COD, 3066 mg/L και BOD, 277 mg/L. Στη συνέχεια, παρατηρείται μεγάλη μείωση των συγκεντρώσεων φωσφόρου TP, 1.6 mg/L και PO₄³⁻-P, 0.3 mg/L καθώς σύμφωνα με τους Aziz et al. (2013) εξαιτίας της βιολογικής απομάκρυνσης με αερισμό, πραγματοποιείται απορρόφηση του φωσφόρου στη λάσπη. Στο στάδιο της κροκίδωσης αναμένουμε μεγάλη μείωση των TSS, 124 mg/L καθώς και μείωση στην τιμή του pH, 3.87. Τέλος, η συνδυασμένη χρήση SBR και κροκίδωσης έχουν ως αποτέλεσμα τη μείωση των συγκεντρώσεων των βαρέων μετάλλων (Madera-Parra & Ascúntar Ríos, 2017; Yong et al., 2018). Τα βαρέα μέταλλα σύμφωνα τους Baun et al. (2004) έχουν πολύ χαμηλές συγκεντρώσεις (ενδεικτικά αναφέρουμε Fe, 4.9 ppm με όριο 0.1-664 ppm, Mn, 0.424 ppm με όριο 0.06-23.2 ppm). Τα ανόργανα στοιχεία έχουν υψηλές συγκεντρώσεις Ca, 203.25 ppm, Mg, 172.25 ppm, K, 3887.5 ppm και Na, 4218 ppm (με όρια Ca, 60-1440 ppm, Mg, 18-470 ppm, K, 2.7-1480, Na, 12-3000) (Baun et al., 2004). Επιπλέον οι υψηλές συγκεντρώσεις ανόργανων στοιχείων μπορεί να οφείλονται στο υδρολογικό ισοζύγιο της περιοχής.

Αξίζει να σημειωθεί ότι μετά το στάδιο της κροκίδωσης παρατηρείται αύξηση της συγκέντρωσής του Al, 789.8 ppm, εξαιτίας του κροκιδωτικού που χρησιμοποιείται (χρήση alum- Al₂(SO₄)₃ ως κροκιδωτικό).

3.2. Χαρακτηρισμός βιοεξανθρακώματος

Στον Πίνακα 7 παρουσιάζονται τα αποτελέσματα σχετικά με τη μέτρηση του pH και της EC, τον προσδιορισμό του σημείου μηδενικού φορτίου (pH_{PZC}), την απόδοση της πυρόλυσης, την περιεκτικότητα σε τέφρα, τον προσδιορισμό της φαινομενικής πυκνότητας, τον προσδιορισμό της ειδικής επιφάνειας S_{BET} , καθώς και τη στοιχειακή ανάλυση των δειγμάτων για τον προσδιορισμό της περιεκτικότητας σε άνθρακα, άζωτο, υδρογόνο και θείο.

Πίνακας 7: Χαρακτηρισμός βιοεξανθρακώματος.

Παράμετρος		Τιμή
Απόδοση, Yield(%)		61.3±0.59
pH		9±0.07
pH_{PZC}		11.2
EC (μS/cm)		226±22.2
Τέφρα, Ash (%)		4.10±0.26
Ειδική επιφάνεια S_{BET} (m ² /g)		0.3±0.0
Φαινομενική πυκνότητα, Bulk density (kg/m ³)		3.1±0.3
Στοιχειακή ανάλυση	C (%)	89.1
	N (%)	0.21
	H (%)	3.39
	S (%)	0

Με βάση τους Chen et al. (2016) και Kan et al. (2016) η απόδοση της πυρόλυσης εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από τη θερμοκρασία. Η απόδοση της πυρόλυσης μειώνεται με την αύξηση της θερμοκρασίας της πυρόλυσης καθώς σε υψηλές θερμοκρασίες απελευθερώνονται περισσότερες πτητικές ενώσεις με αποτέλεσμα τη μείωση της παραγωγής στερεού κλάσματος της πυρολυτικής διαδικασίας (Ρεγκούζας, 2017). Επιπλέον, σύμφωνα με τους Deng et al. (2021) το βιοεξανθράκωμα που παράγεται σε χαμηλές θερμοκρασίες διαθέτει πιο πολικές και υδρόφοβες λειτουργικές ομάδες για την πολική ένωση της προσρόφησης με αποτέλεσμα να έχει σχετικά υψηλή μηχανική αντοχή για τη χρήση ως υπόστρωμα στους ΤΥ. Πιο συγκεκριμένα, η απόδοση της πυρόλυσης για το δείγμα βιοεξανθρακώματος που χρησιμοποιήσαμε ήταν 61.3±0.59 στους 400°C. Τα αποτελέσματα συμβαδίζουν με τα αποτελέσματα της βιβλιογραφίας. Οι Delgado-Moreno et al. (2021) παρασκεύασαν βιοεξανθράκωμα από κλαδέματα ελιάς με απόδοση 34% στους 300°C και 26% στους 500°C. Οι Sánchez-García et al. (2019) παρασκεύασαν βιοεξανθράκωμα από κλαδέματα ελιάς με απόδοση 31% στους 400°C και 28% στους 600°C. Οι Alburquerque et al. (2013) παρασκεύασαν βιοεξανθράκωμα από κλαδέματα ελιάς με απόδοση 60% για θερμοκρασίες από 300 - 450 °C.

Με βάση τους Liu et al. (2014) και Biederman et al. (2013) η αύξηση της θερμοκρασίας της πυρόλυσης συνδράμει στη βελτίωση των φυσικοχημικών ιδιοτήτων του βιοεξανθρακώματος. Σύμφωνα με τη βιβλιογραφία οι Delgado-Moreno et al. (2021) παρατήρησαν pH βιοεξανθρακώματος 9.6 στους 300 °C και 10.4 για τους 500 °C, αγωγιμότητα 600 μS/cm στους 300 °C και 1500 μS/cm στους 500 °C και ειδική επιφάνεια 2.647 m²/g στους 300 °C και 10.6 m²/g στους 500 °C. Επιπλέον, οι García-Ibañez et al. (2020) παρασκεύασαν βιοεξανθράκωμα από κλαδέματα ελιάς στους 600 °C με ειδική επιφάνεια 93.1 m²/g, pH 11.1±0.1 και EC 754±10 μS/cm. Οι Sánchez-García et al. (2019) παρατήρησαν ειδική επιφάνεια 50.4 m²/g, pH 9.9, EC 590 μS/cm και φαινομενική πυκνότητα 458 kg/m³ στους 400 °C, ενώ στους 600 °C παρατήρησαν ειδική επιφάνεια 93.1%, pH 11.05, EC 750 μS/cm και φαινομενική πυκνότητα 483 kg/m³. Οι Alburquerque et al. (2013) παρατήρησαν pH ~11, EC 1500 μS/cm και ρ_{bulk} 660 kg/m³ στους 300 - 450 °C. Σύμφωνα με την παραπάνω βιβλιογραφία, το pH του βιοεξανθρακώματος πρέπει να είναι αλκαλικό. Το pH του δείγματος μας υπολογίστηκε 9±0.07 άρα το αποτέλεσμα συμβαδίζει με τα αναμενόμενα από τη βιβλιογραφία. Η αγωγιμότητα υπολογίστηκε 226±22.2 μS/cm, όπου σύμφωνα με την

παραπάνω βιβλιογραφία χαρακτηρίζεται ως χαμηλή συγκριτικά με τη θερμοκρασία πυρόλυσης. Η ειδική επιφάνεια S_{BET} υπολογίστηκε στο δείγμα μας $0.3 \pm 0.0 \text{ m}^2/\text{g}$, όπου σύμφωνα με την παραπάνω βιβλιογραφία χαρακτηρίζεται ως υπερβολικά χαμηλή με βάση τη θερμοκρασία πυρόλυσης. Τέλος, η φαινομενική πυκνότητα στο δείγμα μας υπολογίστηκε $3.1 \pm 0.3 \text{ kg/m}^3$, όπου σύμφωνα με την παραπάνω βιβλιογραφία χαρακτηρίζεται ως υπερβολικά χαμηλή με βάση τη θερμοκρασία πυρόλυσης.

Εδώ αξίζει να σημειωθεί πως η χαμηλή τιμή της ειδικής επιφάνειας καθώς και η χαμηλή τιμή της φαινομενικής πυκνότητας ήταν αναμενόμενες. Επειδή το βιοεξανθράκωμα θα χρησιμοποιούταν ως πληρωτικό υλικό στους ΤΥ θα έπρεπε να είχε παρόμοια επιφάνεια με το HDPE με σκοπό την ευκολότερη διέλευση του λύματος μέσα από το σύστημα, τη μείωση της πιθανότητας έμφραξης της κλίνης, της καλύτερης υδραυλικής διαπερατότητας και της σταθερότητας του συστήματος. Με γνώμονα τα παραπάνω, τα κλαδέματα ελιάς τεμαχίστηκαν από 4 έως 5 cm. Έτσι αφού το αρχικό οργανικό κλάσμα είχε μικρή διάμετρο, το παραγόμενο βιοεξανθράκωμα θα είχε ακόμα μικρότερη διάμετρο και άρα ειδική επιφάνεια και φαινομενική πυκνότητα.

Μία πολύ σημαντική παράμετρος που χαρακτηρίζει το βιοεξανθράκωμα είναι το ποσοστό της τέφρας, το ποσοστό δηλαδή των ανόργανων στοιχείων στη δομή του βιοεξανθρακώματος (Ρεγκούζας, 2017). Οι Garcia-Ibañez et al. (2020) παρατήρησαν ποσοστό τέφρας $4.8 \pm 1.0\%$ στους 750°C . Οι Yanik et al. (2018) παρασκευάζοντας βιοεξανθράκωμα από κλαδέματα ελιάς παρατήρησαν ποσοστό τέφρας 3.3% στους 550°C . Οι Adrados et al. (2015) παρασκευάζοντας βιοεξανθράκωμα από κλαδέματα ελιάς παρατήρησαν ποσοστό τέφρας 2.1% στους 750°C . Το ποσοστό της τέφρας που μετρήθηκε στο δείγμα μας ήταν $4.10 \pm 0.26\%$ στους 750°C . Σύμφωνα με τα παραπάνω βιβλιογραφικά δεδομένα, το ποσοστό τέφρας στο βιοεξανθράκωμα που χρησιμοποιήσαμε ήταν αναμενόμενο.

Τέλος, όσον αφορά τη στοιχειακή ανάλυση, είναι γνωστό ότι με την αύξηση της θερμοκρασίας πυρόλυσης, η στοιχειακή σύνθεση του βιοεξανθρακώματος ελαττώνεται σε μεγάλο βαθμό (Ρεγκούζας, 2017). Επιπλέον η υποβάθμιση της στοιχειακής σύνθεσης οφείλεται στα υψηλά ποσοστά τέφρας καθώς υποδεικνύει την επικράτηση των ανόργανων ενώσεων στη σύνθεση του βιοεξανθρακώματος (Ρεγκούζας, 2017). Οι Sánchez-García et al. (2019) για βιοεξανθράκωμα στους 400°C παρατήρησαν C, $77.41 \pm 0.17\%$; H, $3.38 \pm 0.00\%$; N, $0.84 \pm 0.03\%$ ενώ για βιοεξανθράκωμα στους 600°C παρατήρησαν C, $84.46 \pm 0.01\%$; H, $1.73 \pm 0.04\%$; N, $0.93 \pm 0.05\%$. Οι Yanik et al. (2018) παρατήρησαν C, 43.47% ; H, 5.78% ; N, 1.29% ; S, 0.18% στους 550°C . Οι Adrados et al. (2015) παρατήρησαν C, 49.4% ; H, 6.2% ; N, 0.3% ; S, $<1\%$ στους 750°C . Η στοιχειακή ανάλυση στο βιοεξανθράκωμα που χρησιμοποιήσαμε ήταν C, 89.1% ; H, $3.4\% \pm 0.03$; N, $0.2\% \pm 0.07$; S, 0% . Σύμφωνα με την παραπάνω βιβλιογραφία παρατηρούμε ότι η στοιχειακή ανάλυση του βιοεξανθρακώματος ήταν η αναμενόμενη. Ειδικότερα σχετικά με τον άνθρακα, ο οποίος αποτελεί το σημαντικότερο χημικό στοιχείο του βιοεξανθρακώματος παρατηρούμε πως το δείγμα μας έχει ποσοστό άνθρακα 89.1% ενώ των Sánchez-García et al. (2019) έχει ποσοστό 77.41% , δηλαδή τιμές πολύ κοντά μεταξύ τους.

Εν κατακλείδι, το βιοεξανθράκωμα που θα χρησιμοποιηθεί ως πληρωτικό υλικό στον ΤΥ χαρακτηρίζεται από ένα πολύ καλό ποσοστό άνθρακα (89.1%) δεδομένης της θερμοκρασίας που έγινε η πυρόλυση (400°C). Το ποσοστό τέφρας (4.1%) είναι εξαιρετικό και υποδηλώνει την καλύτερη αφομοίωση του άνθρακα στη δομή του βιοεξανθρακώματος καθώς και την απουσία ανόργανων στοιχείων. Επιπλέον, συμβαδίζει με τα αναμενόμενα από τη βιβλιογραφία το αλκαλικό pH (9.0) και η απόδοση της πυρόλυσης (61.3%), ενώ μη αναμενόμενο αποτέλεσμα θεωρείται η τιμή της EC ($225 \mu\text{S/cm}$). Η τιμή του pH_{PZC} (11.2) υποδηλώνει τη θετική φόρτιση της επιφανείας του βιοεξανθρακώματος καθώς το pH του διασταλλάγματος που θα χρησιμοποιηθεί βρίσκεται στην ουδέτερη περιοχή ($\text{pH}_{\text{εισορής}}, 6.91$) με αποτέλεσμα την εξαιρετική προσροφητική ικανότητα σε ανιόντα. Τέλος, η χαμηλή τιμή της ειδικής επιφάνειας ($0.3 \text{ m}^2/\text{g}$) καθώς και η χαμηλή τιμή της φαινομενικής πυκνότητας (3.1 kg/m^3) ήταν αναμενόμενα αποτελέσματα.

3.3. Μετρήσεις εξατμισοδιαπνοής και θερμοκρασίας στους ΤΥ

Παρακάτω αναλύονται οι πιθανές επιπτώσεις που έχει η μεταβολή της θερμοκρασίας του αέρα στο σύστημα ΤΥ ΗF στην εξατμισοδιαπνοή και την ικανότητα απομάκρυνσης των ρυπαντικών φορτίων από το συστήματα αυτό.

3.3.1. Επίδραση της θερμοκρασίας στην απομάκρυνση των ρύπων

Το εύρος της θερμοκρασίας κατά το χρονικό διάστημα εκτέλεσης του πειράματος ήταν μεταξύ 0-21 °C, με μέγιστη θερμοκρασία τους 20.8 °C και ελάχιστη τους 4.6 °C. Γενικά, η θερμοκρασία επηρεάζει τόσο τη μικροβιακή δραστηριότητα (η χαμηλότερη απόδοση απομάκρυνσης αντιστοιχεί σε χαμηλότερες θερμοκρασίες και το αντίθετο) όσο και τη βέλτιστη λειτουργία των φυτικών ειδών του συστήματος. Ωστόσο, σύμφωνα με τους Tatoulis et al. (2017) η απομάκρυνση των ρύπων στους ΤΥ επηρεάζεται από την εποχιακή ανάπτυξη της βλάστησης και όχι τόσο από τις απόλυτες τιμές θερμοκρασίας. Επιπλέον, το παρόν πείραμα διεξάγεται σε περιοχή με εύκρατο μεσογειακό κλίμα, όπου οι θερμοκρασίες παρέμειναν πάνω από 0 °C καθ' όλη τη διάρκεια διεξαγωγής του πειράματος, με αποτέλεσμα να περιοριστεί η επίδραση της θερμοκρασίας.

Παρόλα αυτά, με βάση τη βιβλιογραφία έχουν γίνει πειράματα που αποδεικνύουν την πιθανή συσχέτιση της αποτελεσματικότητας της απομάκρυνσης των ρύπων στα συστήματα ΤΥ σε σχέση με τη θερμοκρασία. Με βάση τους Akratos & Tsihrintzis (2007) η ελάχιστη θερμοκρασία για την αποτελεσματική λειτουργία του συστήματος είναι 15 °C, επειδή κάτω από αυτή τη θερμοκρασία ούτε τα βακτήρια που είναι υπεύθυνα για την απομάκρυνση του αζώτου ούτε η βλάστηση λειτουργούν σωστά. Επιπλέον σύμφωνα με τους Akratos & Tsihrintzis (2007) το διαλυμένο οξυγόνο (DO) επηρεάζεται από τις εποχιακές διακυμάνσεις. Πιο συγκεκριμένα, οι υψηλότερες τιμές DO παρατηρούνται κατά τη διάρκεια του χειμώνα, όταν η διαλυτότητα οξυγόνου στο νερό είναι υψηλότερη και χαμηλότερες τιμές DO παρατηρούνται κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού. Η εξάρτηση του οργανικού φορτίου (BOD και COD) από τη θερμοκρασία δεν είναι τόσο σημαντική γεγονός που υποδηλώνει ότι η απομάκρυνση της οργανικής ύλης είναι βασικό αποτέλεσμα της μικροβιακής δραστηριότητας των αερόβιων και αναερόβιων βακτηρίων που δρουν ακόμα και σε χαμηλές θερμοκρασίες (5°C) (Akratos & Tsihrintzis, 2007; Stefanakis et al., 2014). Εξάλλου τα πορώδη μέσα και τα ριζώματα διατηρούν τη θερμοκρασία του λύματος τον χειμώνα υψηλότερη από τη θερμοκρασία του αέρα κατά 2-3 °C, επιτρέποντας έτσι την αδιάλειπτη μικροβιακή δραστηριότητα (Akratos & Tsihrintzis, 2007). Ωστόσο τόσο η απομάκρυνση του ΤΚΝ όσο και η απομάκρυνση της αμμωνίας εξαρτώνται σε μεγάλο βαθμό από τη θερμοκρασία, καθώς οι μικροοργανισμοί που είναι υπεύθυνοι για την απομάκρυνση του αζώτου λειτουργούν καλύτερα σε θερμοκρασίες άνω των 15 °C (Stefanakis et al., 2014). Τέλος, η θερμοκρασία επηρεάζει και την απομάκρυνση του φωσφόρου (Akratos & Tsihrintzis, 2007).

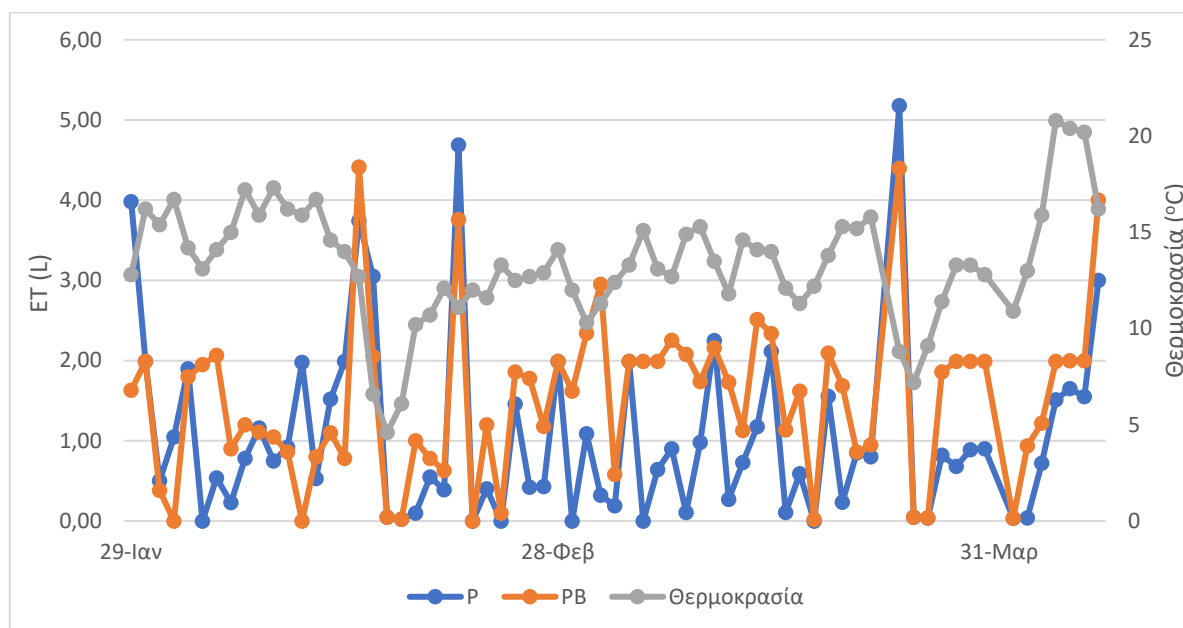
3.3.2. Επίδραση της θερμοκρασίας στην εξατμισοδιαπνοή

Κατά την άνοιξη, η ET μειώνει τα ποσοστά των εκροών προκαλώντας αύξηση του υδραυλικού χρόνου παραμονής (HRT) και των συγκεντρώσεων των μη αποικοδομήσιμων ρύπων, όπως τα διαλυμένα στερεά και τα θρεπτικά συστατικά (Akratos & Tsihrintzis, 2007; Beebe et al., 2014). Υψηλοί υδραυλικοί χρόνοι παραμονής έχουν ως αποτέλεσμα την αύξηση του χρόνου αποικοδόμησης ρύπων. Σύμφωνα με τους Milano & Toscano (2013) η απώλεια

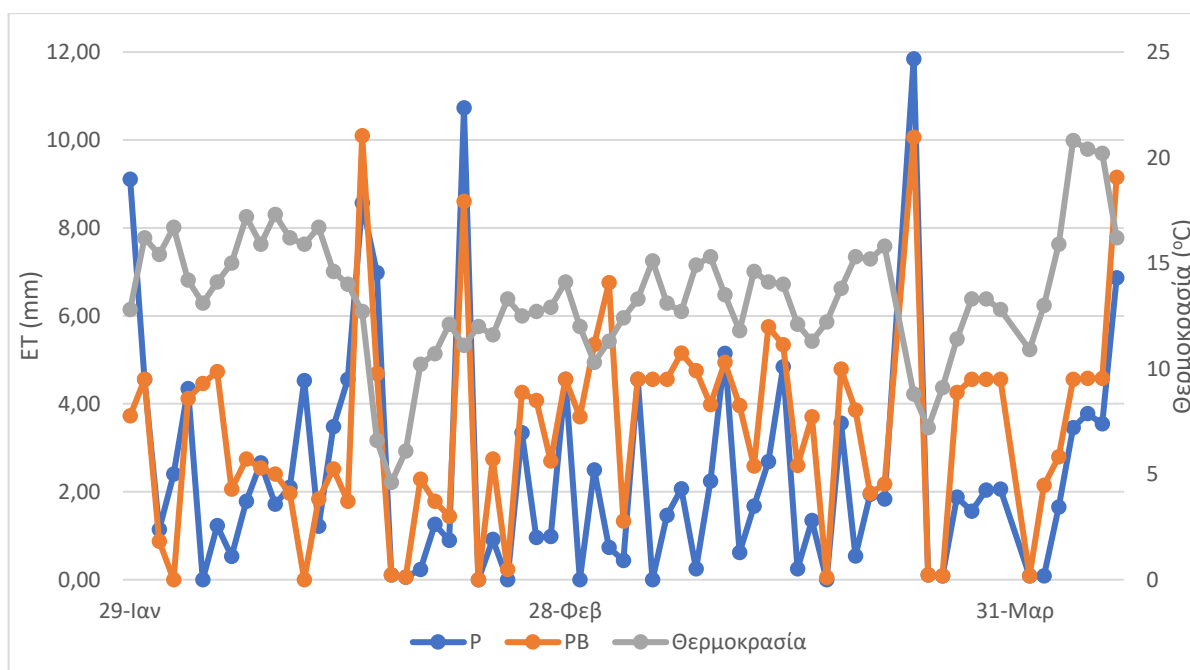
νερού λόγω εξάτμισης είναι ιδιαίτερα εμφανής σε υγροβιότοπους μικρής κλίμακας, και ειδικότερα σε πιλοτικές μονάδες ΤΥ. Έτσι υπάρχουν υψηλά ποσοστά ΕΤ εξαιτίας της υψηλής διαθεσιμότητας νερού σε συνδυασμό με τη βίαιη μεταφορά της αισθητής θερμοκρασίας στα φυλλώματα καθώς και την απομάκρυνση των ατμών από τα φυλλώματα (Milano & Toscano, 2013).

Παρακάτω παρουσιάζεται η μεταβολή της ημερήσια εξατμισοδιαπνοής σε κάθε ΤΥ (σε L και mm) σε συνάρτηση με τη μεταβολή της θερμοκρασίας. Σημειώνεται πως τα δεδομένα των δύο διαγραμμάτων παρουσιάζονται αναλυτικά στο Παράρτημα II.

Διάγραμμα 1 : Διάγραμμα ημερήσιας εξατμισοδιαπνοής (L) – θερμοκρασίας (°C).



Διάγραμμα 2: Διάγραμμα ημερήσιας εξατμισοδιαπνοής (mm) - θερμοκρασίας(°C).



Η μέση τιμή ET κατά τη διάρκεια εκτέλεσης του πειράματος έφθασε τα 1.06 L ή 2.43 mm για την πιλοτική μονάδα P και τα 1.50 L ή 3.44 mm για την πιλοτική μονάδα PB. Με μέγιστη τιμή ET για την P 5.18L ή 11.85 mm και για την PB 4.41L ή 10.10 mm. Επιπλέον τα ποσοστά απωλειών της εισροής είναι 35% για την πιλοτική μονάδα P και 56% για την πιλοτική μονάδα PB. Κατά τη διάρκεια ημερών με υψηλές θερμοκρασίες και ηλιακή ακτινοβολία, οι μέσοι ρυθμοί ET αυξάνονται στις μονάδες ξεπερνώντας τους όγκους των λυμάτων στις δεξαμενές με αποτέλεσμα τη μείωση της στάθμης του νερού μέσα στις δεξαμενές. Αυτές οι υψηλές τιμές ET οδηγούν σε συμπύκνωση λυμάτων και αντίστοιχη υπερεκτίμηση των συγκεντρώσεων λυμάτων. Για αυτό τον λόγο κρίνεται απαραίτητος ο υπολογισμός της εξατμισοδιαπνοής.

Παρατηρώντας τα δύο γραφήματα συμπεραίνουμε ότι υπάρχει συσχέτιση μεταξύ της θερμοκρασίας και της εξατμισοδιαπνοής. Πιο συγκεκριμένα, καθώς η θερμοκρασία αυξάνεται, αυξάνεται και η εξατμισοδιαπνοή ενώ το ίδιο παρατηρείται και με τη μείωση της θερμοκρασίας. Έτσι, συμπεραίνουμε πως η μέση ημερήσια θερμοκρασία επηρεάζει την εξατμισοδιαπνοή των ΤΥ και τα δύο ποσά θεωρούνται ανάλογα. Επιπλέον, ήταν αναμενόμενο ότι η εξατμισοδιαπνοή στην πιλοτική μονάδα PB να είναι μεγαλύτερη σε σχέση με την πιλοτική μονάδα P. Αυτό συμβαίνει καθώς το βιοεξανθράκωμα της πιλοτικής μονάδας PB επηρεάζει θετικά την ανάπτυξη των φυτών, έτσι ώστε να παράγεται μεγαλύτερη φυτική μάζα η οποία απαιτεί μεγαλύτερη ποσότητα νερού. Τέλος, το ποσοστό απωλειών εισροής είναι μεγαλύτερο στην πιλοτική μονάδα PB από ότι στην πιλοτική μονάδα P. Το αποτέλεσμα αυτό είναι αναμενόμενο καθώς στην πιλοτική μονάδα PB παράγεται μεγαλύτερη φυτική μάζα η οποία απαιτεί μεγαλύτερη ποσότητα νερού.

3.4. Μετρήσεις από τους τεχνητούς υδροβιότοπους

Εδώ παρουσιάζονται τα αποτελέσματα των φυσικοχημικών παραμέτρων όπως του pH, της EC των βιολογικών και χημικών παραμέτρων όπως του COD, TSS, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, TP, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ καθώς και των μετάλλων και των μεταλλοειδών (B, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Mo, Mg, Al, K, Ca, Na). Οι μετρήσεις BOD δεν πραγματοποιήθηκαν στις εκροές των δύο συστημάτων σε όλη τη διάρκεια του πειράματος, καθώς το BOD εισροής στα συστήματα κυμαινόταν σε χαμηλά επίπεδα (69.3) mg/L, με αποτέλεσμα τη σημαντική μείωσή του (<10 mg/L) στην εκροή λόγω της βιοαποδόμησης της οργανικής ύλης.

Η μέτρηση του pH και της EC άρχισαν από τα μέσα Οκτώβρη, ήδη από τη φάση προσαρμογής των μονάδων, γιατί είναι δύο πολύ βασικές φυσικοχημικές παράμετροι που υποδηλώνουν τις συνθήκες που επικρατούν στον ΤΥ. Για παράδειγμα, το βέλτιστο εύρος pH για απονιτροποίηση είναι από 6 έως 8 ενώ για εύρος από 5 έως 9 η αύξηση του pH κατά μια μονάδα είχε ως αποτέλεσμα αύξηση της απόδοσης νιτροποίησης κατά 13% (Liu et al., 2018). Επίσης ο έλεγχος της αγωγιμότητας είναι πολύ σημαντικός καθώς σε πολύ υψηλές τιμές δημιουργεί φαινόμενα φυτοτοξικότητας με αποτέλεσμα να μην μπορούν να αναπτυχθούν επαρκώς τα φυτά του ΤΥ.

Επιπλέον, η αποικοδόμηση του οργανικού φορτίου είναι εξίσου μια πολύ σημαντική διεργασία για τη βέλτιστη λειτουργία του συστήματος. Το οξυγόνο που απαιτείται για την αερόβια αποικοδόμηση του οργανικού φορτίου δεν βρίσκεται συνήθως σε υψηλά επίπεδα στα συστήματα ΤΥ HF όπου ευνοείται η αναερόβια επεξεργασία. Οξυγόνο παρέχεται κυρίως μέσω των ριζών και των ριζωμάτων (Stefanakis et al., 2014). Εάν δεν υπάρχει η αναμενόμενη απομάκρυνση οργανικού φορτίου τότε πρέπει να υιοθετηθούν άλλες παρεμβάσεις π.χ. σύστημα αερισμού.

Το NO₃-N είναι εξίσου μια πολύ σημαντική παράμετρος για τη λειτουργία του συστήματος. Στο σύστημα TY HF ευνοείται η απονιτροποίηση εξαιτίας των αναερόβιων συνθηκών που επικρατούν. Επειδή το διαστάλλαγμα έχει υψηλές συγκεντρώσεις NO₃-N, η επιδίωξη υψηλής απομάκρυνσης νιτρικών είναι ο βασικός λόγος επιλογής αυτού του είδους TY.

Τέλος, εξαιτίας του υψηλού ρυπαντικού φορτίου που είχε το διαστάλλαγμα στην εισροή (ενδεικτικά EC 14 mS/cm, COD 3066 mg/L και NO₃-N 1937 mg/L) γινόταν η αραίωση του σε αναλογία ¼. Ο λόγος που επιλέχθηκε η αραίωση ¼ ήταν ώστε να μειωθεί η αγωγιμότητα σε επίπεδα σχετικά ανεκτά για την ανάπτυξη των φυτών που βρίσκονταν στην πρώτη φάση ανάπτυξης μετά τη φύτευση. Στα παρακάτω αποτελέσματα έχει συμπεριληφθεί ο παράγοντας της αραίωσης. Στο Παράρτημα Ι παρουσιάζονται αναλυτικά όλες οι μετρήσεις που έγιναν κατά τη διάρκεια εκτέλεσης της πειραματικής διαδικασίας.

3.4.1. COD

Τα τελικά αποτελέσματα του COD από τις μετρήσεις εισροής και εκροής καθώς και τα ποσοστά απομάκρυνσης για τους δύο TY παρουσιάζονται στον Πίνακα 8.

Πίνακας 8: Τελικά αποτελέσματα COD στους TY.

COD					
	Συγκέντρωση (mg/L)			Απομάκρυνση (%)	
	Εισροή	P	PB	P	PB
Μέση Τιμή	766	326	287	57	62
Τυπική Απόκλιση	64.6	47.5	43.6	7.7	5.3
Ελάχιστη Τιμή	688	254	200	36.9	54
Μέγιστη Τιμή	892	434	372	67.8	75.3

Η αποικοδόμηση του οργανικού φορτίου από την εισροή στην εκροή είναι ικανοποιητική. Η απομάκρυνση του COD είναι ελαφρώς καλύτερη στην πιλοτική μονάδα PB σχέση με την πιλοτική μονάδα P. Εδώ αναμέναμε μεγαλύτερη βελτίωση της απομάκρυνσης του COD στην πιλοτική μονάδα PB, καθώς σύμφωνα με τους Deng et al. (2021) το βιοεξανθράκωμα συμβάλει στην αποικοδόμηση της οργανικής ύλης σε μεγάλο βαθμό. Επίσης παρατηρούμε ότι η διαφορά στην απομάκρυνση του COD μεταξύ των δύο TY είναι μικρή (αύξηση 5 ποσοστιαίες μονάδες).

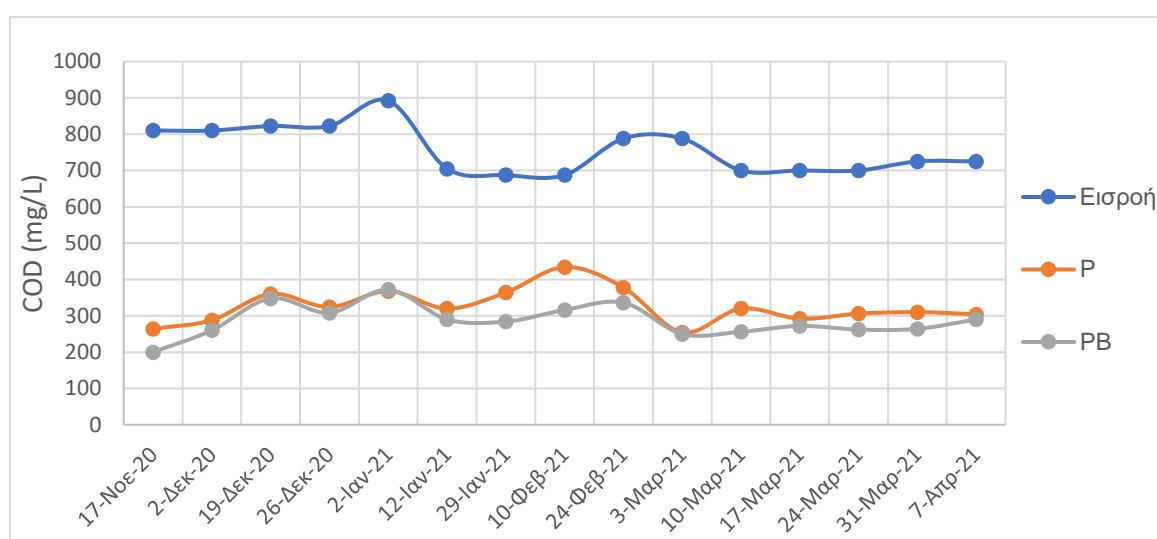
Η απομάκρυνση του COD στα συστήματα TY HF κυμαίνεται περίπου από 25% έως 95% (Abou-Elala et al., 2013; Bakhshoodeh et al., 2020; Deng et al., 2021; Gupta et al., 2015; Papaevangelou et al., 2016; Sharma & Malaviya, 2021; Tatoulis et al., 2017; Vymazal 2009; Yalcuk & Ugurlu, 2009) ανάλογα με το λύμα εισροής, το υπόστρωμα, το φυτικό είδος και άλλα. Επιπλέον σύμφωνα με τους Deng et al. (2021) και Vidya et al. (2017) παρατηρείται αύξηση 3-35 ποσοστιαίων μονάδων στην απομάκρυνση του COD μεταξύ των συστημάτων HF χωρίς υπόστρωμα βιοεξανθρακώματος και των συστημάτων HF με υπόστρωμα βιοεξανθρακώματος, ανάλογα με τύπο βιοεξανθρακώματος που χρησιμοποιείται, το λύμα εισροής, το φυτικό είδος, την παρουσία αερισμού και άλλα. Συνεπώς, κρίνεται πως η απομάκρυνση του COD (57-62)% που παρατηρείται στις πιλοτικές μονάδες είναι καλή.

Σύμφωνα με τους Gupta et al. (2015), πιλοτική μονάδα HF με συνθετικό οικιακό λύμα, πληρωτικό υλικό χαλίκι, και φυτικό είδος κάννα, παρουσιάζει 81.5% απομάκρυνση COD για

σύστημα χωρίς βιοεξανθράκωμα και 91.3% COD για σύστημα με βιοεξανθράκωμα από βελανιδιά. Σύμφωνα με τους Deng et al. (2021), πιλοτική μονάδα HF με συνθετικό οικιακό λύμα και πληρωτικό υλικό χαλίκι, παρουσιάζει 83.3% απομάκρυνση COD για σύστημα χωρίς βιοεξανθράκωμα και 89.9% COD για σύστημα με βιοεξανθράκωμα από καλάμι. Οι Tatoulis et al. (2017), χρησιμοποιώντας 4 πιλοτικές μονάδες HF με διαφορετική πλήρωση η κάθε μία (χαλίκι-φυτικό είδος, χαλίκι-χωρίς φυτικό είδος, HDPE-φυτικό είδος, HDPE- χωρίς φυτικό είδος) και λύμα από τυροκομείο παρατήρησαν απομάκρυνση COD 72-83%. Τέλος σύμφωνα με τους Bakhshoodeh et al. (2020), η απομάκρυνση του COD σε σύστημα HF για διστάλλαγμα από ΧΥΤΑ είναι $60.1 \pm 17\%$.

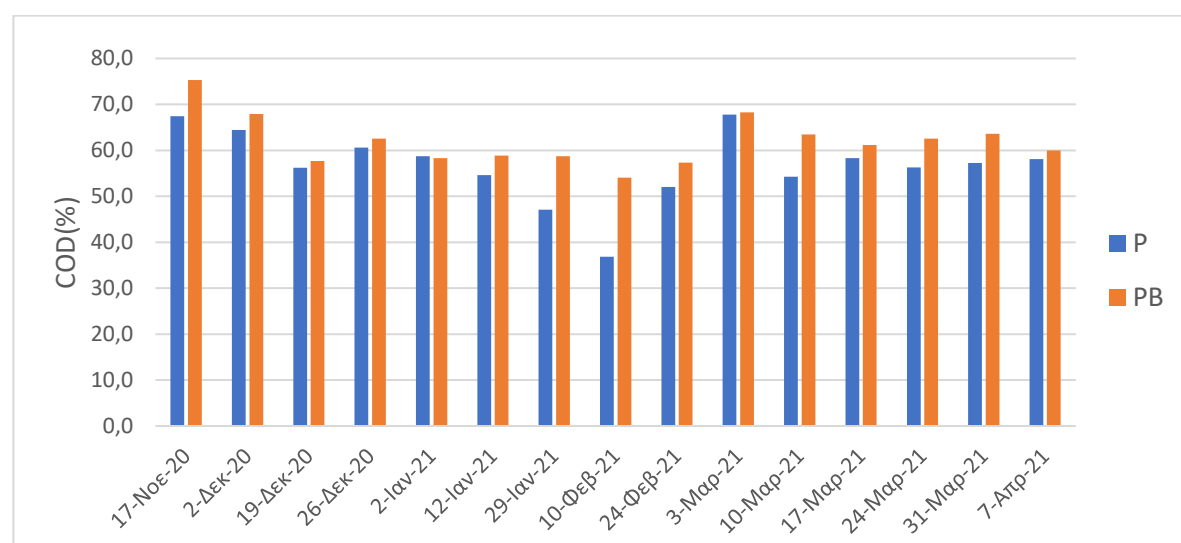
Στο Διάγραμμα 3 παρουσιάζεται η διακύμανση του COD στην εισροή και την εκροή των δύο ΤΥ σε συνάρτηση με τον χρόνο.

Διάγραμμα 3: Διακύμανση της συγκέντρωσης COD (mg/L) στην εισροή και την εκροή των P και PB.



Στο Διάγραμμα 4 παρουσιάζεται η απομάκρυνση του COD εκφρασμένη σε ποσοστά (%) στις εκροές των δύο ΤΥ σε συνάρτηση με τον χρόνο.

Διάγραμμα 4: Διάγραμμα απομάκρυνσης COD (%) για P και PB.



Στο Διάγραμμα 3 και 4 παρατηρούμε ότι το COD μειώνεται σε μεγάλο βαθμό στην εκροή των δύο ΤΥ. Το βιοεξανθράκωμα μειώνει τη συγκέντρωση οργανικού φορτίου στην εκροή του συστήματος PB.

Το οργανικό φορτίο αποικοδομείται στο εσωτερικό των πιλοτικών μονάδων από το οξυγόνο που διοχετεύεται μέσα στο σύστημα μέσω των ριζών και των ριζωμάτων των καλαμιών, καθώς και από τα μικρόβια που βρίσκονται στο υπόστρωμα των ΤΥ (Paraevangelou et al., 2016). Το βιοεξανθράκωμα έχει υψηλή ικανότητα προσρόφησης για οργανικά μόρια, παρέχοντας μια ετερογενή επιφάνεια με πολλούς πόρους για την αποθήκευση του οξυγόνου ενώ παράλληλα δημιουργεί ένα περιβάλλον για την παρουσία μικροβίων οργανικής αποικοδόμησης (Deng et al., 2021). Επιπλέον, ενισχύει την ανάπτυξη των καλαμιών που συνεπάγεται και την απελευθέρωση μεγαλύτερης ποσότητας οξυγόνου για την αερόβια αποικοδόμηση του COD. Η παρουσία του βιοεξανθράκωματος αυξάνει τις μεταβολικές δραστηριότητες των ετεροτροφικών βακτηρίων για οργανική αποικοδόμηση, γεγονός που συμβάλει στην αποφυγή έμφραξης του συστήματος (Deng et al., 2021). Τέλος έχει οξειδοαναγωγικές και καταλυτικές δράσεις επιτυγχάνοντας αβιοτική αποικοδόμηση των προσροφητικών οργανικών προσμίξεων (Deng et al., 2021).

Είναι εμφανές ότι παρόλο που υπάρχουν διακυμάνσεις στη συγκέντρωση του COD στην εκροή, μετά το πέρας πέντε μηνών και με την ολοκλήρωση του πρώτου μέρους του πειράματος παρατηρείται μια τάση σταθεροποίησης της συγκέντρωσης του COD στην εκροή των δύο συστημάτων. Αυτή η σταθεροποίηση που παρατηρείται μετά από τους πρώτους 5 μήνες λειτουργίας των μονάδων, έχει να κάνει προφανώς και με την ανάπτυξη των φυτών και τη βελτίωση των καιρικών συνθηκών, καθώς προς το τέλος της πειραματικής περιόδου είχαν ήδη επικρατήσει ανοιξιάτικες καιρικές συνθήκες με σχετικά υψηλότερες θερμοκρασίες.

3.4.2. TSS

Τα τελικά αποτελέσματα των TSS από τις μετρήσεις εισροής και εκροής καθώς και τα ποσοστά απομάκρυνσης για τους δύο ΤΥ παρουσιάζονται στο Πίνακα 9.

Πίνακας 9: Απόδοση απομάκρυνσης TSS στους ΤΥ.

TSS					
	Συγκέντρωση (mg/L)			Απομάκρυνση (%)	
	Εισροή	P	PB	P	PB
Μέση Τιμή	148.0	25.0	22.0	80.0	83.0
Τυπική Απόκλιση	54.9	14.0	6.1	14.0	10.0
Ελάχιστη Τιμή	73.0	4.0	13.0	56.2	60.3
Μέγιστη Τιμή	214.0	56.0	30.0	97.0	93.0

Τα αποτελέσματα του Πίνακα 9 είναι πολύ καλά. Η απομάκρυνση των TSS είναι ελαφρώς καλύτερη στην πιλοτική μονάδα PB σε σχέση με την πιλοτική μονάδα P. Η διαφορά στην απομάκρυνση των TSS μεταξύ των δύο ΤΥ είναι αμελητέα (αύξηση 3 ποσοστιαίες μονάδες), καθώς το βιοεξανθράκωμα δεν συμβάλει στην απομάκρυνση των TSS (Gupta et al., 2015). Η απομάκρυνση των TSS οφείλεται κυρίως σε φυσικές διεργασίες όπως η καθίζηση, η διήθηση και φίλτρωση, ενώ επηρεάζονται σε μικρότερο βαθμό από την ανάπτυξη των φυτών και περισσότερο από τα χαρακτηριστικά του υποστρώματος (Paraevangelou et al., 2016).

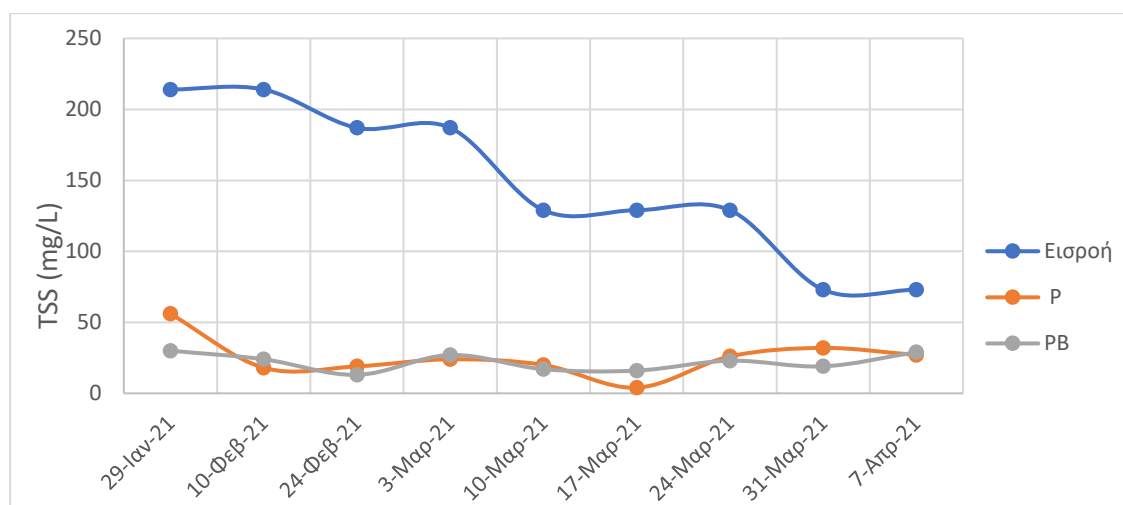
Η απομάκρυνση των TSS στα συστήματα ΤΥ ΗΦ κυμαίνεται περίπου από 50% έως 99% (Abou-Elela et al., 2013; Bakhshoodeh et al., 2020; Gupta et al., 2015; Papaevangelou et al., 2016; Sharma & Malaviya, 2021, Vymazal 2007). Οι διακυμάνσεις αυτές οφείλονται στο λύμα εισροής, στο υπόστρωμα και άλλα. Επιπλέον σύμφωνα με τους Gupta et al. (2015) η διαφορά στην απομάκρυνση των TSS μεταξύ των συστημάτων ΗΦ χωρίς υπόστρωμα βιοεξανθρακώματος και των συστημάτων ΗΦ με υπόστρωμα βιοεξανθρακώματος είναι αμελητέα. Συνεπώς, κρίνεται πως η απομάκρυνση των TSS (80-83)% που παρατηρείται στις πιλοτικές μονάδες είναι αναμενόμενη.

Όπως παρατήρησαν οι Gupta et al. (2015) χρησιμοποιώντας 4 διαφορετικές πιλοτικές μονάδες ΗΦ (με χαλίκι, χαλίκι και φυτικό είδος, 133.17 kg χαλίκι και 33.15 kg βιοεξανθράκωμα και φυτικό είδος, και 149.7 kg χαλίκι, 16.5 kg βιοεξανθράκωμα και φυτικό είδος) η μέση τιμή απομάκρυνσης των TSS ήταν 98.62% και στις 4 πιλοτικές μονάδες. Οι Abou-Elela et al. (2013) χρησιμοποιώντας ΤΥ ΗΦ με οικιακό λύμα και χαλίκι για πληρωτικό υλικό με φυτικό είδος *Phragmites australis* παρατήρησαν απομάκρυνση TSS 92.3%.

Σύμφωνα με Bakhshoodeh et al. (2020), η απομάκρυνση των TSS σε σύστημα ΗΦ για διαστάλλαγμα από ΧΥΤΑ είναι $69.3 \pm 17\%$. Επιπλέον σύμφωνα με τον Vymazal (2007) η απομάκρυνση των TSS σε σύστημα ΗΦ για διαστάλλαγμα από ΧΥΤΑ είναι 54.5%. Τέλος σύμφωνα με τους Papaevangelou et al. (2016) χρησιμοποιώντας 3 πιλοτικές μονάδες ΗΦ με διαφορετική πλήρωση η κάθε μία (χαλίκι και διαφορετικό φυτικό είδος) παρατήρησαν 65.9-74.5% απομάκρυνση TSS. Τα ποσοστά αυτά είναι κατά μικρότερα αυτά της παρούσας εργασίας.

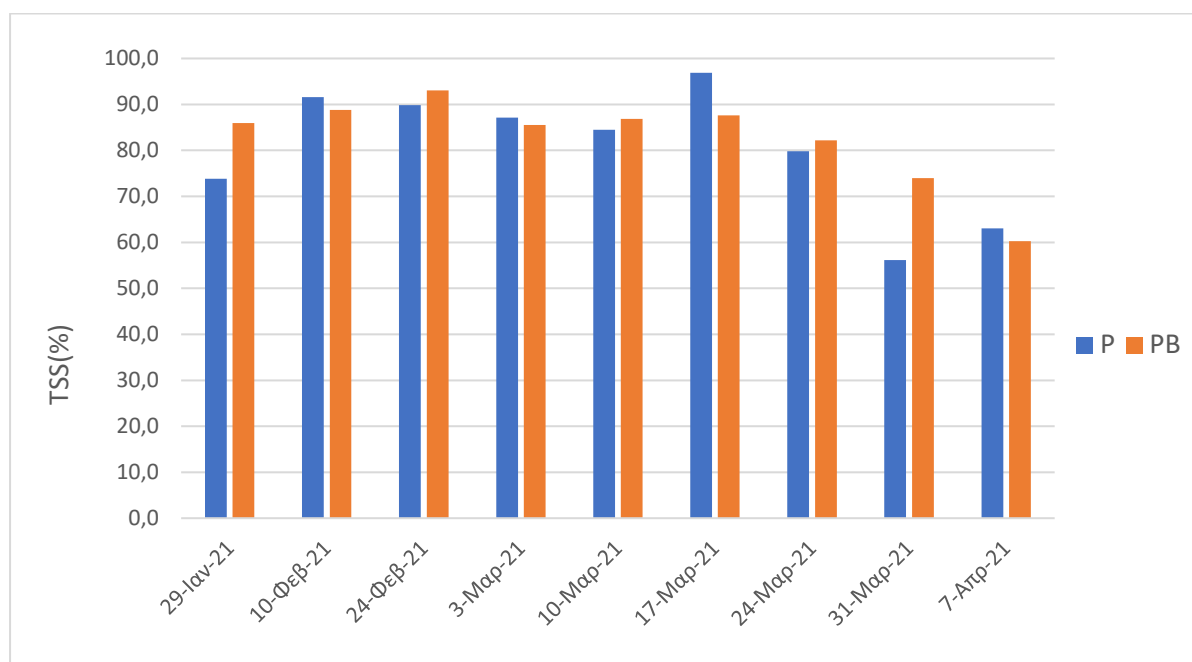
Στο Διάγραμμα 5 παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις των TSS στην εισροή και την εκροή των δύο ΤΥ σε συνάρτηση με τον χρόνο.

Διάγραμμα 5: Διακύμανση της συγκέντρωσης TSS (mg/L) στην εισροή και την εκροή των P και PB.



Στο Διάγραμμα 6 παρουσιάζεται η απομάκρυνση των TSS εκφρασμένη σε ποσοστά (%) για τις εκροές των δύο ΤΥ σε συνάρτηση με τον χρόνο.

Διάγραμμα 6: Διάγραμμα απομάκρυνσης TSS (%) για P και PB.



Η απομάκρυνση των TSS γίνεται μέσω του υποστρώματος με ταχεία διήθηση καθώς και στις κατώτερες ζώνες αυτού (Bakhshoodeh et al., 2020). Επιπλέον οφείλεται στο φιλτράρισμα που γίνεται στο εσωτερικό των πιλοτικών μονάδων και όχι στην παρουσία ή όχι βιοεξανθρακώματος (Gupta et al., 2015). Αυτό υποδηλώνει και η πολύ μικρή διαφορά που παρατηρείται στην απομάκρυνση των TSS στους TY P και PB, σύμφωνα με τα Διαγράμματα 5 και 6. Επιπλέον σύμφωνα με τους Kadlec & Wallace (2009) εξαιτίας της οριζόντιας υπο-επιφανειακής ροής που χαρακτηρίζει τις δύο πιλοτικές μονάδες έχουμε ακόμα καλύτερη απομάκρυνση. Άρα είναι αναμμένο και με βάση τα όσα ειπώθηκαν προηγουμένως, οι συγκεντρώσεις εισροής και οι συγκεντρώσεις εκροής να έχουν τόση μεγάλη απόκλιση.

Για τις διαφορές που παρατηρούνται στις απομακρύνσεις των TSS μεταξύ των δύο πιλοτικών μονάδων δεν φαίνεται να ευθύνεται το βιοεξανθράκωμα. Πιθανότατα οι αποκλίσεις αυτές οφείλονται στην εξατμισοδιαπνοή και στις φυσικές διεργασίες που πραγματοποιούνται στο εσωτερικό των TY.

3.4.3. pH

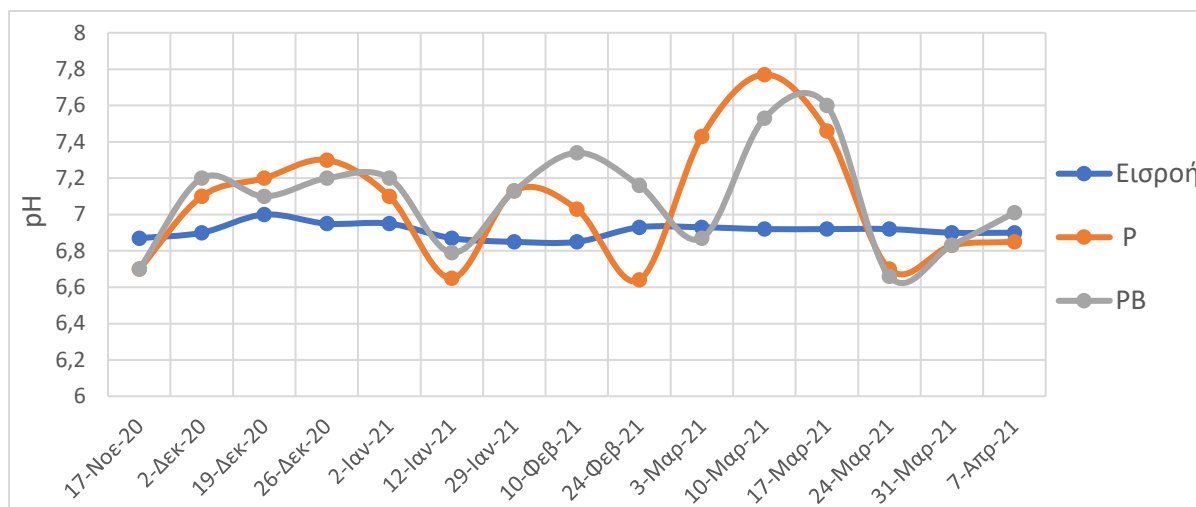
Τα τελικά αποτελέσματα του pH από τις μετρήσεις εισροής και εκροής για τους δύο TY παρουσιάζονται στον Πίνακα 10.

Πίνακας 10: Τελικά αποτελέσματα pH από τους TY.

pH			
	Εισροή	P	PB
Μέση Τιμή	6.91	7.06	7.09
Τυπική Απόκλιση	0.04	0.34	0.28
Ελάχιστη Τιμή	6.85	6.64	6.66
Μέγιστη Τιμή	7.00	7.77	7.6

Στο Διάγραμμα 7 παρουσιάζεται η διακύμανση του pH στην εισροή και την εκροή των δύο ΤΥ σε συνάρτηση με τον χρόνο.

Διάγραμμα 7 : Διακύμανση pH στην εισροή και την εκροή των P και PB.



Η μεταβολή του pH παρουσιάζει αμελητέα αύξηση στην πιλοτική μονάδα PB σε σχέση με την πιλοτική μονάδα P. Επίσης παρατηρείται μικρή μεταβολή του pH μεταξύ της εισροής και εκροής. Αυτό γίνεται αντιληπτό και από το Διάγραμμα 7 όπου παρατηρείται μικρή αυξομείωση τις τιμές του pH, με μεγαλύτερη αύξηση και μείωση 0.9 και 0.3 αντίστοιχα. Γενικά το pH τείνει να ρυθμιστεί. Σύμφωνα με τους Gupta et al. (2015) η διακύμανση του pH μεταξύ εισροής και εκροής μπορεί να αποδοθεί στις υψηλές συγκεντρώσεις υδροξυλίων στο περιβάλλον, ανθρακικών αλάτων, διττανθρακικών αλάτων, θειικών αλάτων, αμμωνίας και άλλων ιόντων από τη βιοαποικοδόμηση της οργανικής ύλης. Επιπλέον, το pH επηρεάζεται ελάχιστα από το πληρωτικό υλικό και την ύπαρξη ή όχι φυτικού είδους ή το είδους του φυτού που υπάρχει. Τέλος η αύξηση του pH στους ΤΥ με βιοεξανθράκωμα οφείλεται στην υψηλή τιμή του pH_{pzc} (11.2) καθώς και στην αλκαλική φύση του βιοεξανθράκωματος (Gupta et al., 2015).

Το pH στα συστήματα ΤΥ δεν μεταβάλλεται σε μεγάλο βαθμό από την εισροή στην εκροή, ενώ η διαφορά που παρατηρείται μεταξύ εισροής και εκροής κυμαίνεται από ± 0.1 -1.0 μονάδες (Akinbile et al., 2012; Deng et al., 2019; Gupta et al. 2015; Papaevangelou et al., 2016; Tatoulis et al., 2017; Vidya et al., 2017; Wojciechowska et al., 2010) ανάλογα με το είδος του ΤΥ που χρησιμοποιείται, το είδος του λύματος, το υπόστρωμα που υπάρχει και άλλα. Η μικρή αύξηση του pH (0.1-0.7 μονάδες) στους ΤΥ με βιοεξανθράκωμα οφείλεται στην αλκαλική φύση του βιοεξανθράκωματος (Gupta et al. 2015; Deng et al., 2019; Vidya et al., 2017). Συνεπώς, κρίνεται πως οι τιμές του pH (7.06-7.09) που παρατηρούνται στις πιλοτικές μονάδες είναι αναμενόμενες.

Οι Tatoulis et al. (2017) χρησιμοποιώντας 4 πιλοτικές μονάδες HF με διαφορετική πλήρωση η κάθε μία (χαλίκι-φυτικό είδος, χαλίκι-χωρίς φυτικό είδος, HDPE-φυτικό είδος, HDPE- χωρίς φυτικό είδος) και λύμα από τυροκομείο παρατήρησαν ότι το pH μεταβάλλεται ελάχιστα από την εισροή στην εκροή ($pH_{\text{εισροής}}$ από 6.96-7.28 και $pH_{\text{εκροής}}$ από 6.77-7.07). Το ίδιο παρατήρησαν και οι Akinbile et al. (2012) σε πιλοτική μονάδα HF, με πληρωτικό υλικό χαλίκι-άμμο και φυτικό είδος *Cyperus haspan* με $pH_{\text{εισροής}}$ 8.42 και $pH_{\text{εκροής}}$ από 7.38-7.81. Οι Papaevangelou et al. (2016) χρησιμοποιώντας 3 πιλοτικές μονάδες HF με αστικό λύμα και πληρωτικό υλικό χαλίκι με διαφορετικό φυτικό είδος για κάθε μία παρατήρησαν μικρή μεταβολή της τιμής του pH μεταξύ εισροής και εκροής ($pH_{\text{εισροής}}$ 7.5 και $pH_{\text{εκροής}}$ από 6.9-7.8). Οι Gupta et al. (2015) χρησιμοποιώντας 4 πιλοτικές μονάδες HF με διαφορετική πλήρωση η κάθε μία (χαλίκι, βιοεξανθράκωμα σε διαφορετικές αναλογίες και παρουσία ή όχι φυτικού είδους) παρατήρησαν ότι το pH μεταβάλλεται σε μικρό βαθμό από την εισροή στην εκροή (

$pH_{\text{εισορής}}$ 7.3 και $pH_{\text{εκροής}}$ 6.9 για ΤΥ χωρίς βιοεξανθράκωμα, ενώ για ΤΥ με βιοεξανθράκωμα $pH_{\text{εκροής}}$ 7.7 και 8.0). Τέλος σύμφωνα με τους Vidya et al. (2017), χρησιμοποιώντας δυο ΤΥ με διαφορετική πλήρωση ο κάθε ένας (χαλίκι-άμμος-χώμα και φυτικό είδος, χαλίκι-άμμος-χώμα-βιοεξανθράκωμα και φυτικό είδος) και οικιακό λύμα παρατήρησαν μικρή μεταβολή στο pH από την εισροή στην εκροή ($pH_{\text{εισορής}}$ 7.31 και $pH_{\text{εκροής}}$ 7.4 και 8.02 για ΤΥ χωρίς βιοεξανθράκωμα, ενώ για ΤΥ με βιοεξανθράκωμα $pH_{\text{εκροής}}$ 7.16 και 7.49).

3.4.4. Αγωγιμότητα-EC

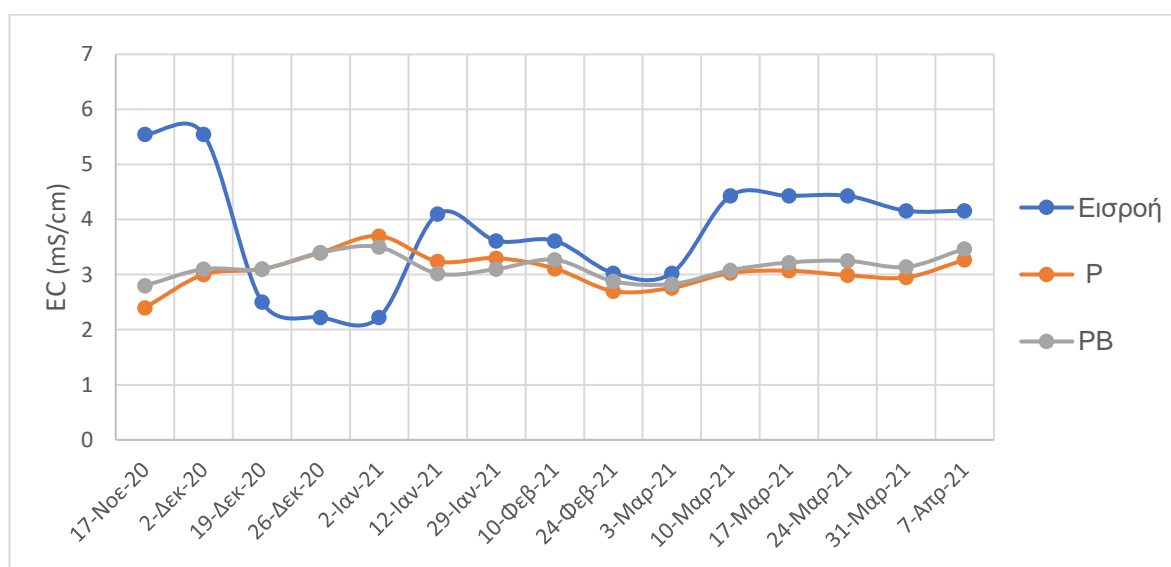
Τα τελικά αποτελέσματα των μετρήσεων αγωγιμότητας από τις μετρήσεις εισροής και εκροής για τους δύο ΤΥ παρουσιάζονται στο Πίνακα 11.

Πίνακας 11: Τελικά αποτελέσματα EC από τους ΤΥ.

Αγωγιμότητα (mS/cm)			
	Εισροή	P	PB
Μέση Τιμή	3.80	3.07	3.14
Τυπική Απόκλιση	1.05	0.31	0.21
Ελάχιστη Τιμή	2.23	2.40	2.80
Μέγιστη Τιμή	5.55	3.70	3.50

Στο Διάγραμμα 8 παρουσιάζονται η διακύμανση της αγωγιμότητας στην εισροή και την εκροή των δύο ΤΥ σε συνάρτηση με τον χρόνο.

Διάγραμμα 8: Διακύμανση EC στην εισροή και την εκροή των P και PB.



Η EC έχει αμελητέα αύξηση στην πιλοτική μονάδα PB σε σχέση με την πιλοτική μονάδα P. Επιπλέον παρατηρείται μικρή μεταβολή στην EC μεταξύ εισροής και των εκροών των ΤΥ. Σύμφωνα με τους Wang et al. (2021) η πιθανή μεταβολή της ηλεκτρικής αγωγιμότητας που μπορεί να παρατηρηθεί μεταξύ εισροής και εκροής σε ένα ΤΥ δεν οφείλεται στην προσροφητική ικανότητα του υλικού υποστρώματος, αλλά στα διαλυτά συστατικά του υλικού υποστρώματος που αναμιγνύονται με το λύμα. Έτσι καθώς το πληρωτικό υλικό που χρησιμοποιήσαμε (HDPE) είναι αδρανές υλικό, η μεταβολή της αγωγιμότητας δεν οφείλεται στο HDPE. Η ηλεκτρική αγωγιμότητα του βιοεξανθρακώματος μπορεί να μεταβάλει σε ένα μικρό βαθμό την EC της εκροής του συστήματος, εξαιτίας της διαλυτότητας που παρουσιάζει το βιοεξανθράκωμα, όταν βρεθεί σε υδατικό περιβάλλον (Wang et al., 2021). Έτσι οι τιμές τις

ηλεκτρικής αγωγιμότητας στην πιλοτική μονάδα PB είναι ελαφρώς μεγαλύτερες από αυτές τις πιλοτικής μονάδας P εξαιτίας της παρουσίας βιοεξανθρακώματος.

Η μεταβολή της ηλεκτρικής αγωγιμότητας στα συστήματα TY εξαρτάται από τον τύπο του λύματος, του φυτικού είδους, του συστήματος TY που χρησιμοποιείται αλλά κυρίως από τη δομή και τα υλικά του υποστρώματος (Wang et al., 2021). Η διαφορά που παρατηρείται μεταξύ εισροής και εκροής παρουσιάζει μείωση 5-90% και αύξηση 10-60% (Melián et al., 2010; Papaevangelou et al., 2016; Riggio et al., 2018; Sharma & Malaviya, 2021; Tatoulis et al., 2017; Wang et al., 2021). Συνεπώς, κρίνεται πως οι τιμές της EC (3.07-3.14) που παρατηρούνται στις πιλοτικές μονάδες είναι αναμενόμενες.

Οι Tatoulis et al. (2017), χρησιμοποιώντας 4 πιλοτικές μονάδες HF με διαφορετική πλήρωση η κάθε μία (χαλίκι-φυτικό είδος, χαλίκι-χωρίς φυτικό είδος, HDPE-φυτικό είδος, HDPE- χωρίς φυτικό είδος) και λύμα από τυροκομείο παρατήρησαν ότι η EC αυξάνεται από την εισροή στην εκροή από 26.8-56.7%. Οι Papaevangelou et al. (2016) χρησιμοποιώντας 3 πιλοτικές μονάδες HF με αστικό λύμα και πληρωτικό υλικό χαλίκι με διαφορετικό φυτικό είδος παρατήρησαν μικρή μεταβολή της τιμής της EC μεταξύ εισροής και εκροής (αύξηση 14.6%, μείωση 12.4-15.8%). Τέλος σύμφωνα με τους Riggio et al. (2018), χρησιμοποιώντας HF και VF TY με βιομηχανικό λύμα και πλήρωση από χαλίκι και φυτικό είδος παρατήρησαν μικρή μεταβολή της τιμής της EC μεταξύ εισροής και εκροής (αύξηση 10.5-23.2%).

Γενικά, στις δύο πιλοτικές μονάδες παρατηρείται ελαφρά μείωση στις τιμές αγωγιμότητας σε σχέση με την εισροή. Αυτό μάλλον οφείλεται στο γεγονός πως τα φυτά είναι στην πρώτη περίοδο ανάπτυξης και προσαρμογής στο περιβάλλον των μονάδων, έχοντας μεγαλύτερες ανάγκες σε άλατα και ιχνοστοιχεία τα οποία απορροφούν από το υγρό απόβλητο. Δεδομένου επίσης ότι η περίοδος της παρούσας εργασίας κάλυψε κυρίως τους χειμερινούς και πρώτους ανοιξιάτικους μήνες με σχετικά χαμηλές θερμοκρασίες, δεν επηρέασε ως φαίνεται τις τιμές της EC λόγω συμπύκνωσης και απωλειών όγκου μέσω εξατμισοδιαπνοής. Πρέπει επίσης να σημειωθούν οι απότομες διακυμάνσεις που παρουσιάζει η εισροή ηλεκτρικής αγωγιμότητας τους πρώτους δύο μήνες λειτουργίας των μονάδων (μέχρι τα μέσα Ιανουαρίου 2021), με μια ομαλοποίηση των τιμών εισροής και των δύο εκροών να παρατηρείται στη συνέχεια.

Τέλος, αξίζει να σημειώσουμε ότι τα δεδομένα εισροής της ηλεκτρικής αγωγιμότητας, έχουν προκύψει συμπεριλαμβάνοντας τον παράγοντα της αραίωσης. Όπως αναφέρθηκε και προηγουμένως η αραίωση πραγματοποιείται με νερό βρύσης, εξαιτίας της υψηλής αγωγιμότητας που έχει το διαστάλλαγμα εισροής (EC14.0 mS/cm). Εάν δεν γινόταν αραίωση υπήρχε σοβαρό ενδεχόμενο να δημιουργηθούν φαινόμενα φυτοτοξικότητας κατά την πρώτη αυτή περίοδο ανάπτυξης των φυτών, με αποτέλεσμα τη μη ομαλή ανάπτυξη των φυτών και κατά συνέπεια τη μειωμένη αποικοδόμηση του ρυπαντικού φορτίου.

3.4.5. NH₄-N

Τα τελικά αποτελέσματα του NH₄-N από τις μετρήσεις εισροής και εκροής καθώς και τα ποσοστά απομάκρυνσης για τους δύο ΤΥ παρουσιάζονται Πίνακα 12.

Πίνακας 12: Τελικά αποτελέσματα NH₄-N από τους ΤΥ.

NH ₄ -N					
	Συγκέντρωση (mg/L)			Απομάκρυνση (%)	
	Εισροή	P	PB	P	PB
Μέση Τιμή	84.4	24.2	13.8	65.2	80.0
Τυπική Απόκλιση	27.6	9.9	4.8	24.3	13.7
Ελάχιστη Τιμή	37.0	13.0	8.0	13.5	54.1
Μέγιστη Τιμή	107.0	44.0	23.0	86.7	92.5

Η απομάκρυνση του NH₄-N είναι αρκετά καλή, καθώς υπάρχει μεγάλη μείωση του ρυπαντικού φορτίου στην εκροή, γεγονός που οφείλεται στην επαρκή ποσότητα οξυγόνου που υπάρχει στους ΤΥ και στη διαδικασία της νιτροποίησης. Αξιοσημείωτο είναι το γεγονός ότι παρόλο που το σύστημα HF δεν συστήνεται για έντονη αερόβια επεξεργασία παρατηρείται ικανοποιητική μείωση της συγκέντρωσης του NH₄-N στην εκροή. Επιπλέον παρατηρούμε ότι η απομάκρυνση του NH₄-N είναι μεγαλύτερη στην πιλοτική μονάδα PB κατά 14.8 ποσοστιαίες μονάδες. Σε αυτό διαδραματίζει θετικό ρόλο το βιοεξανθράκωμα που έχουμε χρησιμοποιήσει. Επιπλέον, τα υψηλά ποσοστά άνθρακα του βιοεξανθρακώματος (89.1%) αποτελούν τροφή για τους μικροοργανισμούς με αποτέλεσμα την ταχύτερη οξείδωση του NH₄-N (Deng et al., 2021). Η παρουσία βιοεξανθρακώματος μειώνει τη συγκέντρωση του NH₄-N στην εκροή του συστήματος PB, σε αντίθεση με την εκροή του συστήματος P όπου υπάρχει μείωση του φορτίου αλλά όχι τόσο σημαντική όσο στην πιλοτική μονάδα PB.

Η απομάκρυνση του NH₄-N στα συστήματα ΤΥ HF κυμαίνεται περίπου από 35% έως 80% (Abou-Elala et al., 2013; Bakhshoodeh et al., 2020; Deng et al., 2021; Gupta et al., 2015; Papaevangelou et al., 2016; Tatoulis et al., 2017; Vymazal 2007; Vymazal 2009; Wojciechowska et al., 2010) ανάλογα με το λύμα εισροής, το υπόστρωμα, το φυτικό είδος και άλλα. Επιπλέον παρατηρείται αύξηση 2-30 ποσοστιαίων μονάδων στην απομάκρυνση του NH₄-N μεταξύ των συστημάτων ΤΥ HF χωρίς υπόστρωμα βιοεξανθρακώματος και των συστημάτων ΤΥ HF με υπόστρωμα βιοεξανθρακώματος, ανάλογα με τύπο βιοεξανθρακώματος που χρησιμοποιείται, το λύμα εισροής, το φυτικό είδος, την παρουσία αερισμού και άλλα. (Deng et al., 2021; Gupta et al., 2015). Συνεπώς, κρίνεται πως η απομάκρυνση του NH₄-N (65.2-80.0)% που παρατηρείται στις πιλοτικές μονάδες είναι ικανοποιητική.

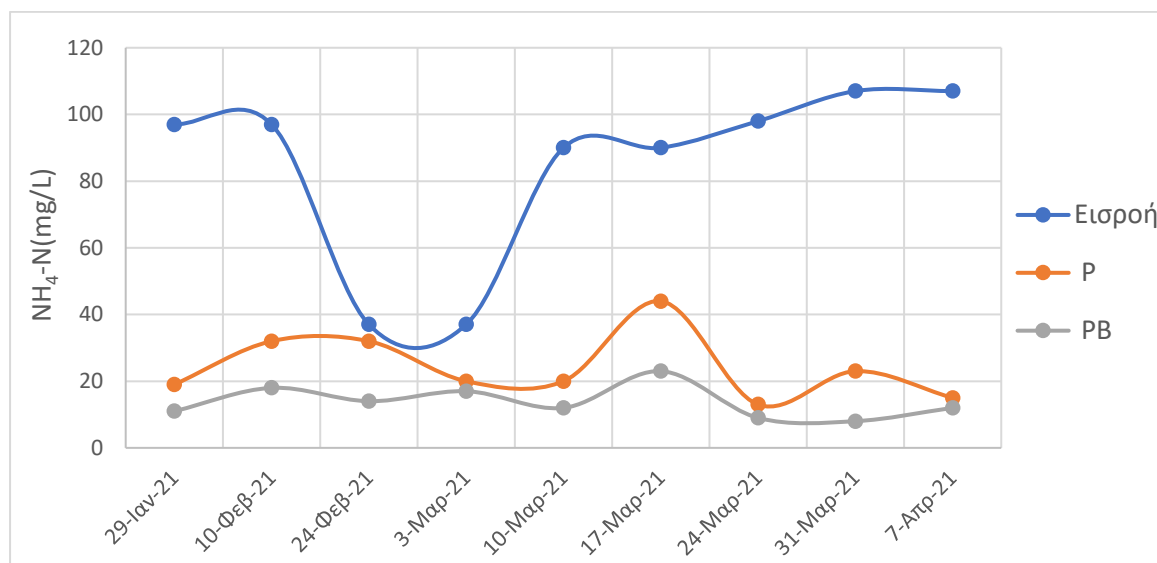
Οι Tatoulis et al. (2017), χρησιμοποιώντας 4 πιλοτικές μονάδες HF με διαφορετική πλήρωση η κάθε μία (χαλίκι-φυτικό είδος, χαλίκι-χωρίς φυτικό είδος, HDPE-φυτικό είδος, HDPE- χωρίς φυτικό είδος) και λύμα από τυροκομείο παρατήρησαν 74-76% απομάκρυνση NH₄-N. Επιπλέον σύμφωνα με τους Wojciechowska et al. (2010) σε σύστημα επεξεργασίας ανεπεξέργαστου διαστάλλαγματος στην Πολωνία που αποτελείται από δύο ΤΥ HF φυτεμένους με *Phragmites australis*, παρατηρήθηκε 52-67% απομάκρυνση NH₄-N. Σύμφωνα με τον Vymazal (2007) μελετώντας 15 συστήματα HF παρατήρησε 48.3% απομάκρυνση NH₄-N.

Σύμφωνα με τους Gupta et al. (2015) πιλοτική μονάδα HF με συνθετικό οικιακό λύμα, πληρωτικό υλικό χαλίκι, και φυτικό είδος κάννα, παρουσιάζει 50% απομάκρυνση NH₄-N για σύστημα χωρίς βιοεξανθράκωμα και 58.3% NH₄-N για σύστημα με βιοεξανθράκωμα. Επιπλέον, σύμφωνα με τους Deng et al. (2019) πιλοτική μονάδα υπόγειας ροής με συνθετικό οικιακό λύμα, πληρωτικό υλικό χαλίκι και φυτικό είδος, παρουσιάζει 47.4% απομάκρυνση

NH₄-N για σύστημα χωρίς βιοεξανθράκωμα και 49.7% NH₄-N για σύστημα με βιοεξανθράκωμα. Τέλος σύμφωνα με τους Ji et al. (2020) πιλοτική μονάδα υπόγειας ροής με συνθετικό οικιακό λύμα, πληρωτικό υλικό αργιλικός κεραμίτης και φυτικό είδος, παρουσιάζει 35.4% απομάκρυνση NH₄-N για σύστημα χωρίς βιοεξανθράκωμα και 62.5% NH₄-N για σύστημα με βιοεξανθράκωμα.

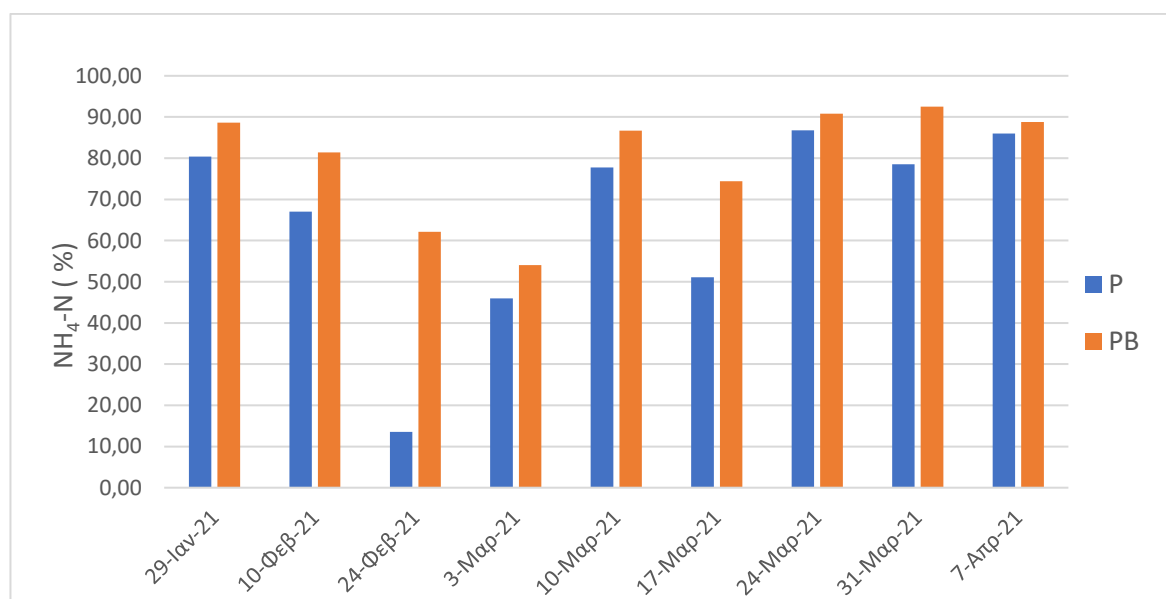
Στο Διάγραμμα 9 παρουσιάζεται η διακύμανση NH₄-N στην εισροή και την εκροή των δύο ΤΥ σε συνάρτηση με τον χρόνο.

Διάγραμμα 9: Διακύμανση συγκέντρωσης NH₄-N (mg/L) στην εισροή και την εκροή των P και PB.



Στο Διάγραμμα 10 παρουσιάζεται η απομάκρυνση του NH₄-N εκφρασμένη σε ποσοστά (%) για τις εκροές των δύο ΤΥ σε συνάρτηση με τον χρόνο.

Διάγραμμα 10: Διάγραμμα απομάκρυνσης NH₄-N (%) για P και PB.



Στο Διάγραμμα 9 και 10 παρατηρούμε ότι η συγκέντρωση του NH₄-N μειώνεται σταθερά σε μεγάλο βαθμό στην εκροή των δυο ΤΥ σε σχέση με την εισροή. Τα αποτελέσματα αυτά είναι

αναμενόμενα καθώς το $\text{NH}_4\text{-N}$ αποικοδομείται μέσω της διαδικασίας της νιτροποίησης στο εσωτερικό των πιλοτικών μονάδων από το οξυγόνο που διοχετεύεται μέσα στο σύστημα μέσω των ριζών και των ριζωμάτων των καλαμιών, και που καταναλώνεται από τους μικροοργανισμούς που βρίσκονται στο υπόστρωμα των ΤΥ (Papaevangelou et al., 2016; Stefanakis et al., 2014).

Εδώ αξίζει να σημειωθεί ότι οι τιμές ορισμένων συγκεντρώσεων στην εκροή ήταν υψηλότερα του αναμενόμενου (24 Φεβρουαρίου 2021). Αυτό μπορεί να έγινε εξαιτίας της παρουσίας υψηλών οργανικών φορτίων με αποτέλεσμα τα χαμηλά επίπεδα νιτροποίησης, λόγω της έλλειψης οξυγόνου που χρησιμοποιείται πρωτίστως από τα βακτήρια του υποστρώματος για την οξείδωση της οργανικής ύλης (Papaevangelou et al., 2016).

Σύμφωνα με τους Gupta et al. (2015) η αφαίρεση $\text{NH}_4\text{-N}$ από τους ΤΥ οφείλεται κατά κύριο λόγο στη νιτροποίηση, στην πρόσληψη του από τα φυτά και στην αεριοποίηση. Επιπλέον σύμφωνα με τους Taghizadeh-Toosi et al. (2012) το βιοεξανθράκωμα έχει υψηλή ικανότητα προσρόφησης $\text{NH}_4\text{-N}$, ενώ παράλληλα η αμμωνία που απορροφάτε από το βιοεξανθράκωμα είναι βιοδαθέσιμη πηγή αζώτου για τα φυτά. Επειδή βρισκόμαστε κατά κύριο λόγο σε αναερόβιες συνθήκες εξαιτίας του συγκεκριμένου τύπου ΤΥ, δεν έχουμε πλήρη νιτροποίηση στις μονάδες, ενώ παράλληλα λαμβάνοντας υπόψη την καθαρή θετική φόρτιση στην επιφάνεια του βιοεξανθράκωματος στο επικρατέστερο pH 6.91 εξαιτίας του υψηλού pH_{pzc} 11.2, η προσρόφηση της αμμωνίας θα έπρεπε να ήταν λιγότερο εμφανής. Παρ' όλα αυτά, παρατηρούμε μια πολύ καλή απομάκρυνση $\text{NH}_4\text{-N}$. Το βιοεξανθράκωμα δημιουργεί συνθήκες περιβάλλοντος που ευνοούν τη μικροβιακή ανάπτυξη βακτηρίων που οξειδώνουν την αμμωνία (Deng et al., 2021). Το βιοεξανθράκωμα έχει υψηλή ικανότητα ανταλλαγής κατιόντων και άφθονες αρνητικά φορτισμένες λειτουργικές ομάδες για την προσρόφηση $\text{NH}_4\text{-N}$ καθώς και πορώδεις δομές για την ανάπτυξη των νιτροποιητικών βακτηρίων (Deng et al., 2021). Τέλος το υψηλό πορώδες των υποστρωμάτων βιοεξανθράκωματος μπορεί να διευκολύνει την πλήρωση του ΤΥ με οξυγόνο (Deng et al., 2021).

3.4.6. $\text{NO}_3\text{-N}$

Τα τελικά αποτελέσματα του $\text{NO}_3\text{-N}$ από τις μετρήσεις εισροής και εκροής καθώς και τα ποσοστά απομάκρυνσης για τους δύο ΤΥ παρουσιάζονται στο Πίνακα 13.

Πίνακας 13: Τελικά αποτελέσματα $\text{NO}_3\text{-N}$ από τους ΤΥ.

$\text{NO}_3\text{-N}$					
	Συγκέντρωση (mg/L)			Απομάκρυνση (%)	
	Εισροή	P	PB	P	PB
Μέση Τιμή	484.1	188.9	106.8	55.1	73.1
Τυπική Απόκλιση	186.6	42.2	48.4	21.4	20.4
Ελάχιστη Τιμή	255.3	117.1	40.5	0.6	24.9
Μέγιστη Τιμή	848.0	253.7	197.6	81.2	94.2

Η απομάκρυνση του $\text{NO}_3\text{-N}$ είναι αρκετά καλή και στους δυο ΤΥ, καθώς παρατηρείται μεγάλη μείωση του ρυπαντικού φορτίου, γεγονός που οφείλεται στη διαδικασία της απονιτροποίησης. Οι συνθήκες που δημιουργούνται στους ΤΥ HF ευνοούν τη διαδικασία της απονιτροποίησης, καθώς επικρατούν αναερόβιες συνθήκες ενώ υπάρχει και διαθέσιμη πηγή

άνθρακα στο διαστάλλαγμα. Επιπλέον το βιοεξανθράκωμα στην πιλοτική μονάδα PB, ευνοεί περαιτέρω την απονιτροποίηση, για αυτό και υπάρχει μεγαλύτερη απομάκρυνση ρυπαντικού φορτίου. Επιπλέον παρατηρούμε ότι η απομάκρυνση του $\text{NO}_3\text{-N}$ είναι μεγαλύτερη στην πιλοτική μονάδα PB που έχει βιοεξανθράκωμα κατά 18 ποσοστιαίες μονάδες. Η παρουσία βιοεξανθρακώματος μειώνει τη συγκέντρωση του $\text{NO}_3\text{-N}$ στην εκροή του συστήματος PB, σε αντίθεση με την εκροή του συστήματος P όπου υπάρχει μείωση του φορτίου αλλά όχι τόσο σημαντική όσο στην πιλοτική μονάδα PB.

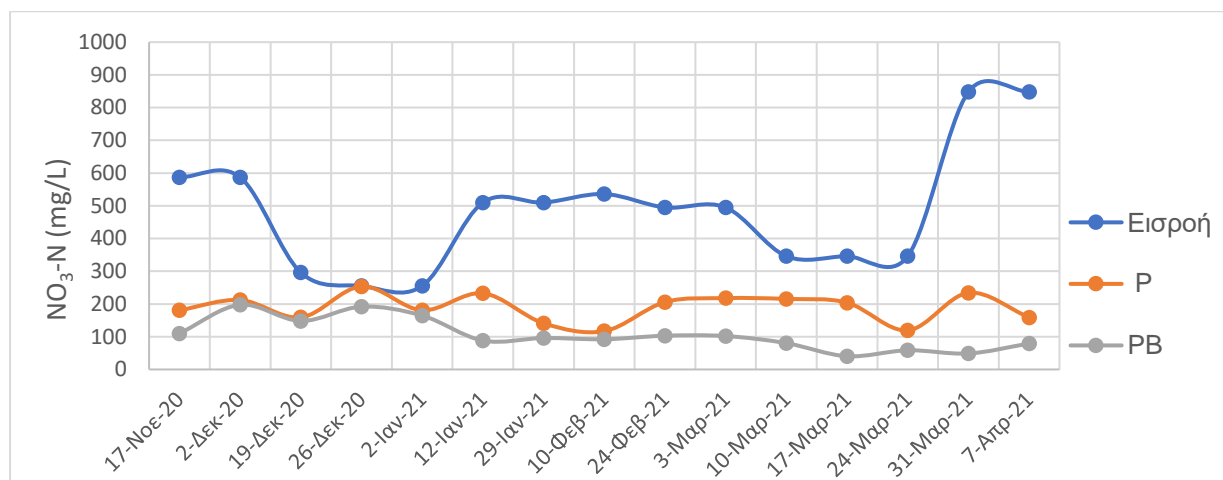
Η απομάκρυνση του $\text{NO}_3\text{-N}$ στα συστήματα TY HF κυμαίνεται περίπου από 35% έως 100% (Albuquerque et al., 2009; Bakhshoodeh et al., 2017; Bakhshoodeh et al., 2020; Gupta et al., 2015; Riggio et al., 2018; Vymazal, 2007) ανάλογα με το λύμα εισροής, το υπόστρωμα, το φυτικό είδος, τη χρήση αερισμού και άλλα. Επιπλέον παρατηρείται αύξηση 9-25 ποσοστιαίων μονάδων στην απομάκρυνση του $\text{NO}_3\text{-N}$ μεταξύ των TY χωρίς υπόστρωμα βιοεξανθρακώματος και των TY με υπόστρωμα βιοεξανθρακώματος, ανάλογα με τύπο βιοεξανθρακώματος, τον τύπο του TY που χρησιμοποιείται, το λύμα εισροής, το φυτικό είδος, την παρουσία αερισμού και άλλα (Deng et al., 2021; Gupta et al., 2015; Joseph et al., 2020; Kasak et al., 2018).

Οι Bakhshoodeh et al. (2017) χρησιμοποιώντας πιλοτικό σύστημα TY HF με λύμα διασταλλάγματος από κομποστ φυτών, πληρωτικό υλικό χαλίκι στην είσοδο και την έξοδο και άμμο ενδιάμεσα και φυτικό είδος, παρατήρησαν συνολική απομάκρυνση 87.88% $\text{NO}_3\text{-N}$. Επιπλέον σύμφωνα με Bakhshoodeh et al. (2020) βασιζόμενοι σε 24 μελέτες που επικεντρώνονται στην απομάκρυνση του $\text{NO}_3\text{-N}$ σε διαστάλλαγμα από ΧΥΤΑ με τη χρήση TY HF, παρατήρησαν αρνητικά ποσοστά απομάκρυνσης, συμπεραίνοντας ότι το $\text{NH}_4\text{-N}$ έχει μετατραπεί σε $\text{NO}_3\text{-N}$ (νιτροποίηση). Τέλος σύμφωνα με τον Vymazal (2007) μελετώντας 15 συστήματα TY HF παρατήρησε απομάκρυνση 38.5% $\text{NO}_3\text{-N}$. Συνεπώς με βάση την παραπάνω βιβλιογραφία μπορούμε να συμπεράνουμε ότι η απομάκρυνση του $\text{NO}_3\text{-N}$ 55.1% στην πιλοτική μονάδα P είναι πολύ καλή.

Οι Gupta et al. (2015) χρησιμοποιώντας 4 πιλοτικές μονάδες TY HF με συνθετικό οικιακό λύμα, πληρωτικό υλικό χαλίκι και βιοεξανθράκωμα βελανιδιάς και φυτικό είδος κάννα παρατήρησαν ότι στους TY με βιοεξανθράκωμα η απομάκρυνση $\text{NO}_3\text{-N}$ είναι μεγαλύτερη (92.08% και 89.6%) από ότι στους TY χωρίς βιοεξανθράκωμα (76.7% και 82.8%). Οι Joseph et al. (2020) χρησιμοποίησαν σύστημα που αποτελούνταν από μονάδα Αναμμοχ, στήλη βιοεξανθρακώματος και μονάδα TY HF. Το λύμα εισροής ήταν διαστάλλαγμα από ΧΥΤΑ. Η μονάδα TY HF είχε ως πληρωτικά υλικά χαλίκι, λατερίτη, μίγμα βιοεξανθρακώματος-άμμου και στρώση από βότσαλο στην επιφάνεια. Το βιοεξανθράκωμα ήταν από ξύλο και το φυτικό είδος ήταν κάννα. Η απομάκρυνση $\text{NO}_3\text{-N}$ που παρατήρησαν στη μονάδα TY HF ήταν 77.7%. Με βάση τα παραπάνω παρατηρούμε την ευεργετική δράση του βιοεξανθρακώματος στην απομάκρυνση $\text{NO}_3\text{-N}$ έναντι συστημάτων που δεν έχουν βιοεξανθράκωμα ως πληρωτικό υλικό. Έτσι η απομάκρυνση 73.1% στην πιλοτική μονάδα PB θεωρείται αναμενόμενη και εντός βιβλιογραφικών ορίων έναντι της απομάκρυνσης που παρατηρείται στην πιλοτική μονάδα P.

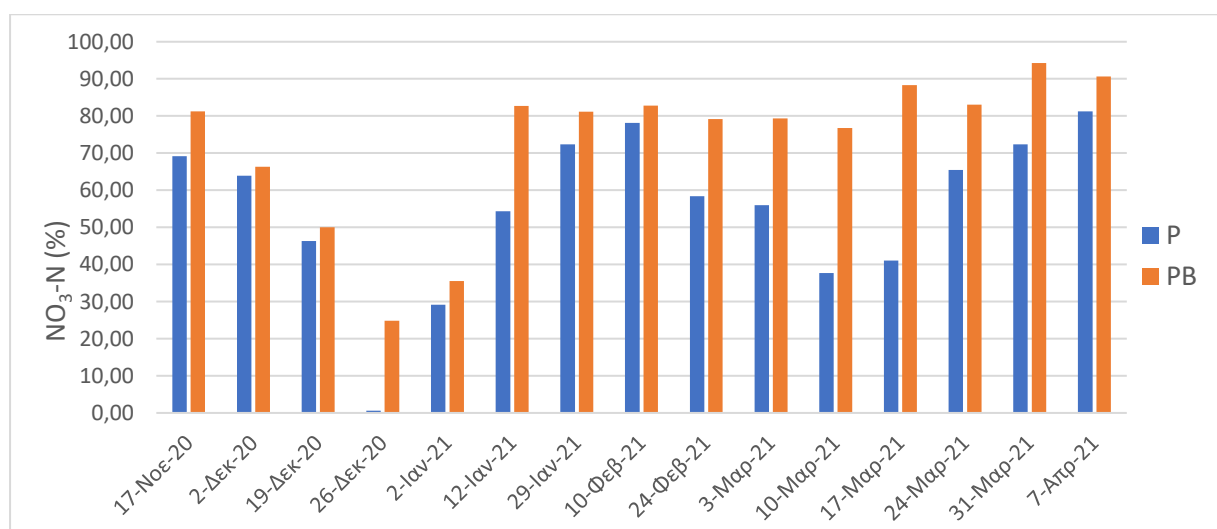
Στο Διάγραμμα 11 παρουσιάζεται η διακύμανση του $\text{NO}_3\text{-N}$ στην εισροή και την εκροή των δύο TY σε συνάρτηση με τον χρόνο.

Διάγραμμα 11: Διακύμανση της συγκέντρωσης $\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/L) στην εισροή και την εκροή των P και PB.



Στο Διάγραμμα 12 παρουσιάζεται η απομάκρυνση του $\text{NO}_3\text{-N}$ εκφρασμένη σε ποσοστά (%) για τις εκροές των δύο ΤΥ, σε συνάρτηση με τον χρόνο.

Διάγραμμα 12: Διάγραμμα απομάκρυνσης $\text{NO}_3\text{-N}$ (%) για P και PB.



Στο Διάγραμμα 11 και 12 παρατηρούμε ότι η συγκέντρωση του $\text{NO}_3\text{-N}$ μειώνεται σε ικανοποιητικό βαθμό στην εκροή των δυο ΤΥ. Επιπλέον η απομάκρυνση του $\text{NO}_3\text{-N}$ είναι μεγαλύτερη στην πιλοτική μονάδα PB. Τα αποτελέσματα αυτά είναι αναμενόμενα καθώς το $\text{NO}_3\text{-N}$ απομακρύνεται από τον ΤΥ μέσω της διαδικασίας της απονιτροποίησης στο εσωτερικό των πιλοτικών μονάδων.

Σύμφωνα με τους Gupta et al. (2015) η παρουσία βιοεξανθρακώματος ενισχύει τη διαδικασία της απονιτροποίησης καθώς και τη μικροβιακή δραστηριότητα στο έδαφος. Η απονιτροποίηση γίνεται στις ανοξικές ζώνες των ιζημάτων κάτω από ένα αναερόβιο επιφανειακό στρώμα νερού ή στις ανοξικές ζώνες του βιοφίλμ και του υποστρώματος (Stefanakis et al., 2014). Το πορώδες και η ειδική επιφάνεια του βιοεξανθρακώματος που χρησιμοποιήσαμε εάν και μικρή ($0.3 \text{ m}^2/\text{g}$) συμβάλει στη δημιουργία ανοξικών ζωνών και στον σχηματισμό βιοφίλμ με αποτέλεσμα την απομάκρυνση υψηλών ποσοστών $\text{NO}_3\text{-N}$. Επιπλέον τα υψηλά ποσοστά άνθρακα του βιοεξανθρακώματος (89.1%) ενισχύουν την απονιτροποίηση. Το βιοεξανθράκωμα μπορεί να εκχύσει τη διαλυμένη οργανική ύλη, και να

παγιδεύει τα οργανικά υλικά στους πόρους του ως πηγή άνθρακα με αποτέλεσμα την ενίσχυση της απονιτροποίησης, ενώ μετά την εκρόφηση μπορεί να βελτιώσει τον πολλαπλασιασμό των απονιτροποιητών βακτηρίων, τα οποία προωθούν την απονιτροποίηση των NO_3^- (Deng et al., 2021). Τέλος, το βιοεξανθράκωμα είναι ένα χημικά οξειδωτικό υλικό με σημαντικές ηλεκτροστατικές λειτουργικές ομάδες στην επιφάνειά του, το οποίο μπορεί να συνδράμει στη βιοχημική αποικοδόμηση της ύλης (Deng et al., 2021).

3.4.7. $\text{NO}_2\text{-N}$

Τα τελικά αποτελέσματα του $\text{NO}_2\text{-N}$ από τις μετρήσεις εισροής και εκροής καθώς και τα ποσοστά απομάκρυνσης για τους δύο ΤΥ παρουσιάζονται στον Πίνακα 14.

Πίνακας 14: Τελικά αποτελέσματα $\text{NO}_2\text{-N}$ από τους ΤΥ.

$\text{NO}_2\text{-N}$					
	Συγκέντρωση (mg/L)			Απομάκρυνση (%)	
	Εισροή	P	PB	P	PB
Μέση Τιμή	160.1	33.1	8.3	75.8	93.6
Τυπική Απόκλιση	48.2	10.8	4.9	14.8	5.7
Ελάχιστη Τιμή	90.1	23.6	1.4	47.0	81.8
Μέγιστη Τιμή	210.6	58.9	16.4	88.8	99.3

Η απομάκρυνση του $\text{NO}_2\text{-N}$ είναι πολύ καλή, καθώς παρατηρείται μεγάλη μείωση του ρυπαντικού φορτίου στην εκροή των ΤΥ που οφείλεται στην πολύ καλή απονιτροποίηση που γίνεται. Το $\text{NO}_2\text{-N}$ είναι το ενδιάμεσο στάδιο της διαδικασίας της απονιτροποίησης, συνεπώς η παρακολούθησή του μπορεί να δώσει χρήσιμα συμπεράσματα για την έκταση και εξέλιξη της απονιτροποίησης σε έναν ΤΥ. Επιπλέον παρατηρούμε ότι η απομάκρυνση του $\text{NO}_2\text{-N}$ είναι μεγαλύτερη στην πιλοτική μονάδα PB κατά 17.8 ποσοστιαίες μονάδες. Η παρουσία βιοεξανθράκωματος μειώνει τη συγκέντρωση του $\text{NO}_2\text{-N}$ στην εκροή του συστήματος PB, σε αντίθεση με την εκροή του συστήματος P όπου υπάρχει μείωση του φορτίου αλλά όχι τόσο σημαντική όσο στην πιλοτική μονάδα PB.

Με βάση τη διαθέσιμη βιβλιογραφία στάθηκε αρκετά δύσκολη η εύρεση αποτελεσμάτων απομάκρυνσης του $\text{NO}_2\text{-N}$ σε σύστημα ΤΥ HF. Συνήθως η παρουσία $\text{NO}_2\text{-N}$ σε υγρό απόβλητο είναι ελάχιστη με αποτέλεσμα να ερευνώνται άλλες παράμετροι απομάκρυνσης N όπως TKN και TN (Tatoulis et al., 2017; Gupta et al., 2015; Vymazal et al., 2008; Yang & Tsai, 2011), ενώ σε συστήματα που αναφερόταν έστω και μικρή απομάκρυνση $\text{NO}_2\text{-N}$, δεν αναφερόταν η εισροή (Dong et al., 2021). Διαφορετικά συστήματα έχουν μελετηθεί στη βιβλιογραφία σε σχέση με αυτό που μελετάμε στην παρούσα εργασία (Saeed et al., 2021). Η ίδια δυσκολία παρουσιάστηκε και στην εύρεση βιβλιογραφικών πηγών για τον συνδυασμό βιοεξανθράκωματος και συστήματος ΤΥ HF (Alam & Anwar, 2020; Saeed et al., 2019).

Η απομάκρυνση του $\text{NO}_2\text{-N}$ στα συστήματα ΤΥ κυμαίνεται περίπου από 19% έως 99% (Samecka-Cymerman et al., 2004; Schierano et al., 2018; Witthayaphirom et al., 2020) ανάλογα με τον τύπο του ΤΥ που χρησιμοποιείται, το λύμα εισροής, το υπόστρωμα, το φυτικό είδος και άλλα. Επιπλέον παρατηρείται πολύ μεγάλη αύξηση 40-55 ποσοστιαίων μονάδων στην απομάκρυνση του $\text{NO}_2\text{-N}$ μεταξύ των ΤΥ χωρίς υπόστρωμα βιοεξανθράκωματος και των ΤΥ με υπόστρωμα βιοεξανθράκωματος, ανάλογα με τύπο βιοεξανθράκωματος, τον τύπο του ΤΥ που χρησιμοποιείται, το λύμα εισροής, το φυτικό είδος, την παρουσία αερισμού και άλλα. (Saeed et al., 2019). Η διαφορά στην απομάκρυνση μεταξύ πιλοτικής μονάδας P και PB είναι μικρότερη από αυτήν της βιβλιογραφίας.

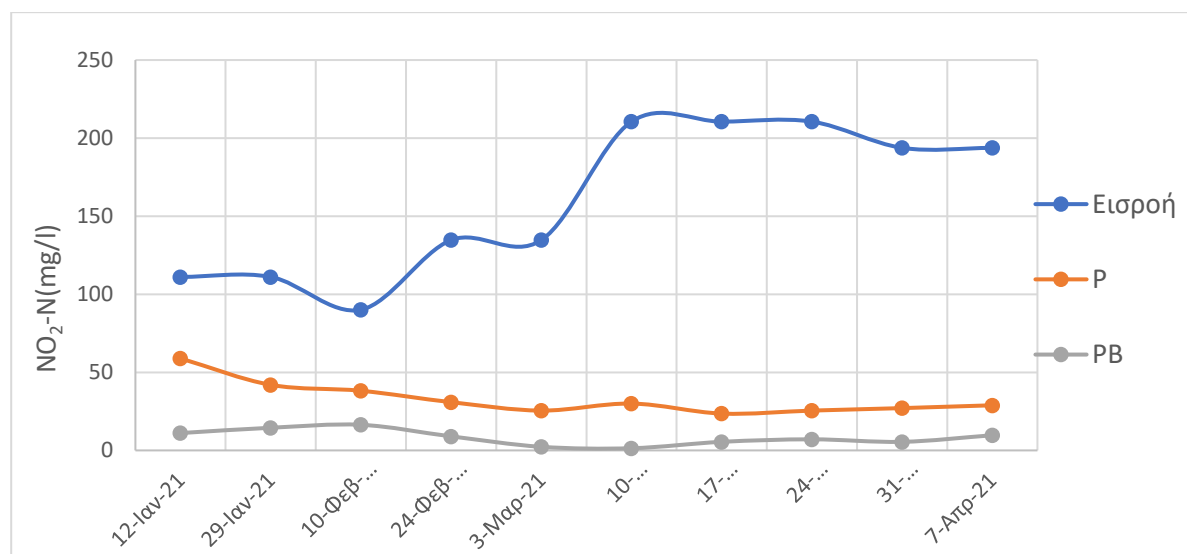
Σύμφωνα με τους Schierano et al. (2018) χρησιμοποιώντας λύμα γαλακτοκομικών προϊόντων σε 10 συστήματα ΤΥ HF, με πληρωτικό υλικό ελαφρύ συσσωμάτωμα αργίλου

(LECA) όπου 5 μονάδες ήταν φυτεμένες με *T. domingensis* και 5 μονάδες ήταν φυτεμένες με *P. Australis*, παρατηρήθηκε απομάκρυνση 98% NO₂-N. Οι Witthayaphirom et al. (2020), μελετώντας σύστημα TY HF με πληρωτικά υλικά άμμο, χαλίκι και φυτικό είδος *Typha sp.* για τρία χρόνια (από την περίοδο των βροχών, τον χειμώνα μέχρι και το καλοκαίρι), παρατήρησαν τις εξής απομακρύνσεις: 1ος χρόνος (19.6% έως 41.6%), 2ος χρόνος (56.6%, 58.8%, 49.1%), 3ος χρόνος (72.6%, 59.6%, 80.9%). Οι Saeed et al. (2019) χρησιμοποίησαν 3 υβριδικά συστήματα TY VF-HF φυτεμένα με *Phragmites australis* και συνθετικό λύμα και παρατήρησαν ότι η απομάκρυνση NO₂-N στα συστήματα με βιοεξανθράκωμα ήταν 99.5% και 99.6%, κατά πολύ μεγαλύτερη από ότι στο σύστημα χωρίς βιοεξανθράκωμα 57.1% και 44.7%. Τέλος, οι Samecka-Cymerman et al. (2004) χρησιμοποίησαν 3 διαφορετικά συστήματα TY HF με αστικό λύμα και παρατήρησαν απομακρύνσεις NO₂-N κατά τη χειμερινή περίοδο 69% έως 80%.

Συνεπώς, και σύμφωνα με την παραπάνω βιβλιογραφία και δεδομένου των δυσκολιών που περιεγράφηκαν προηγουμένως για την εύρεση κατάλληλης βιβλιογραφίας, μπορούμε να πούμε ότι η απομάκρυνση NO₂-N 75.8% στην πιλοτική μονάδα P και 93.6% στην πιλοτική μονάδα PB είναι αρκετά καλές και ενδεικτικές της πολύ καλής απονιτροποίησης που λαμβάνει χώρα στο σύστημα.

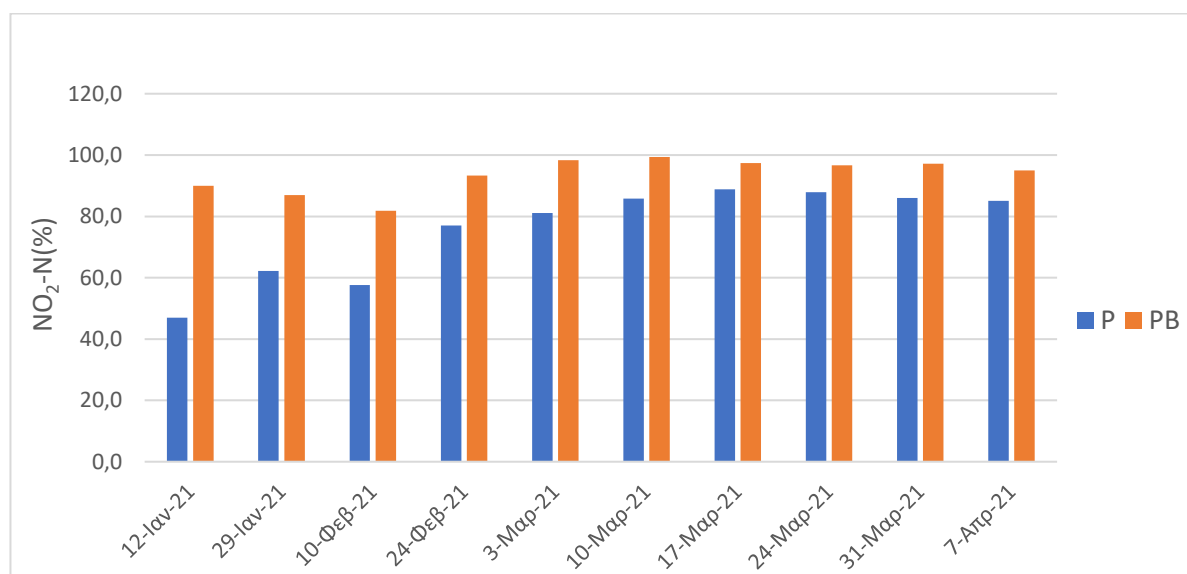
Στο Διάγραμμα 13 παρουσιάζεται η διακύμανση του NO₂-N στην εισροή και την εκροή των δύο TY σε συνάρτηση με τον χρόνο.

Διάγραμμα 13: Διακύμανση της συγκέντρωσης NO₂-N (mg/L) στην εισροή και την εκροή των P και PB.



Στο Διάγραμμα 14 παρουσιάζεται η απομάκρυνση του NO₂-N εκφρασμένη σε ποσοστά (%) για τις εκροές των δύο TY σε συνάρτηση με τον χρόνο.

Διάγραμμα 14: Διάγραμμα απομάκρυνσης NO₂-N (%) για P και PB.



Στο Διάγραμμα 13 και 14 παρατηρούμε ότι η συγκέντρωση του NO₂-N μειώνεται σε πολύ μεγάλο βαθμό στην εκροή των δυο ΤΥ. Το σύστημα που εξετάσαμε ενδείκνυται για αναερόβια επεξεργασία που ευνοεί την απονιτροποίηση, γι' αυτό και παρατηρείται μια εξαιρετική μείωση της συγκέντρωσης του NO₂-N στην εκροή.

Επιπλέον παρατηρούμε τη μεγαλύτερη μείωση της συγκέντρωσης του NO₂-N στην εκροή της πιλοτικής μονάδας PB εξαιτίας της παρουσίας βιοεξανθρακώματος. Το βιοεξανθράκωμα έχει υψηλή ικανότητα προσρόφησης των ρύπων, συμπεριλαμβανομένου και του NO₂-N καθώς δημιουργεί συνθήκες περιβάλλοντος που ευνοούν τη μικροβιακή ανάπτυξη βακτηρίων που συνδράμουν στην αποικοδόμηση του NO₂-N (Deng et al., 2021).

3.4.8. TP και PO₄³⁻P

Τα τελικά αποτελέσματα του TP και των PO₄³⁻ από τους μετρήσεις εισροής και εκροής καθώς και τα ποσοστά απομάκρυνσης για τους δύο ΤΥ παρουσιάζονται στον Πίνακα 15.

Πίνακας 15: Τελικά αποτελέσματα TP και PO₄³⁻P από τους ΤΥ.

	TP					PO ₄ ³⁻ P				
	Συγκέντρωση (mg/L)			Απομάκρυνση (%)		Συγκέντρωση (mg/L)			Απομάκρυνση (%)	
	Εισροή	P	PB	P	PB	Εισροή	P	PB	P	PB
Μέση Τιμή	0.5	0.0	0	92.9	93.4	0.7	0.1	0.1	91.2	91.2
Τυπική Απόκλιση	0.2	0.1	0.1	12.3	11.4	0.6	0.2	0.2	17.6	17.6
Ελάχιστη Τιμή	0.362	0.0	0.0	78.7	80.23	<0.1	0	0	64.9	64.9
Μέγιστη Τιμή	0.779	0.09	0.09	100	100	1.258	0.44	0.44	100	100

Η απομάκρυνση τόσο του TP όσο και των PO_4^{3-}P στις δύο πιλοτικές μονάδες είναι εξαιρετική, καθώς κυμαίνεται από 90-100% σύμφωνα με τον Πίνακα 15. Στο σύστημα TY HF η απομάκρυνση του φωσφόρου γίνεται μέσω βιολογικής αποικοδόμησης, χημικής καθίζησης και προσρόφησης (Stefanakis et al., 2014). Η βιολογική αφομοίωση του TP και PO_4^{3-}P είναι μικρή σε συστήματα TY, καθώς τα πληρωτικά υλικά του συστήματος (χαλίκι, HDPE) έχουν περιορισμένη ικανότητα προσρόφησης, έτσι μπορούμε να υποθέσουμε ότι η απομάκρυνση TP και PO_4^{3-}P γίνεται μέσω κατακρήμνισης με Al, Fe, Ca, και Mg (Tatoulis et al., 2017; Bakhshoodeh et al., 2020). Επιπλέον η απουσία φωσφόρου στην εκροή του συστήματος μπορεί να οφείλεται στο γεγονός ότι κατά τη διάρκεια του χειμώνα οι διάφοροι ρύποι αποσυντίθενται και η μικροβιακή βιομάζα καθώς και ο φώσφορος απελευθερώνονται από τις κατακρήμνισεις με αποτέλεσμα τη διαλυτοποίηση του φωσφόρου στο νερό (Akratos & Tsihrintzis, 2007). Ο TP και τα PO_4^{3-}P παρουσιάζουν μικρή εξάρτηση από τη θερμοκρασία, αλλά αυτό θα πρέπει να προκαλείται κυρίως από την αποσύνθεση των φυτών και την επιστροφή του φωσφόρου σε οργανική μορφή στη μονάδα και από την απελευθέρωση φωσφόρου από τα ιζήματα (Akratos & Tsihrintzis, 2007). Επιπλέον παρατηρείται αμελητέα αύξηση (0-0.5 ποσοστιαία μονάδα) της απομάκρυνσης τόσο του TP όσο και των PO_4^{3-} μεταξύ των δύο πιλοτικών μονάδων. Η παρουσία βιοεξανθρακώματος συμβάλει ελάχιστα στην μείωση της συγκέντρωσης του TP στην εκροή του συστήματος PB. Τέλος, η παρουσία βιοεξανθρακώματος δεν συμβάλει καθόλου στη μείωση της συγκέντρωσης των PO_4^{3-} στην εκροή του συστήματος PB. Πιθανόν ευθύνονται οι χαμηλές συγκεντρώσεις φωσφόρου στην εισροή των συστημάτων.

Η απομάκρυνση του TP στα συστήματα TY HF κυμαίνεται περίπου από 40% έως 95.5% (Bakhshoodeh et al., 2020; Gupta et al., 2015; Ji et al., 2020; Papaevangelou et al., 2016; Tatoulis et al., 2017; Vymazal, 2009; Zhong et al., 2019) και των PO_4^{3-}P 25% έως 95% (Bakhshoodeh et al., 2020; Gupta et al., 2015; Ji et al., 2020; Tatoulis et al., 2017; Yalcuk, A., & Ugurlu, A., 2009) ανάλογα με το λύμα εισροής, το υπόστρωμα, το φυτικό είδος και άλλα. Επιπλέον παρατηρείται αύξηση 6-30 ποσοστιαίων μονάδων στην απομάκρυνση του TP μεταξύ των TY χωρίς υπόστρωμα βιοεξανθρακώματος και των TY με υπόστρωμα βιοεξανθρακώματος (Deng et al., 2021; Gupta et al., 2015; Ji et al., 2020; Kasak et al., 2018) και αύξηση 6-26 ποσοστιαίων μονάδων στην απομάκρυνση των PO_4^{3-}P μεταξύ των TY χωρίς υπόστρωμα βιοεξανθρακώματος και των TY με υπόστρωμα βιοεξανθρακώματος ανάλογα με τύπο βιοεξανθρακώματος, τον τύπο του TY που χρησιμοποιείται, το λύμα εισροής, το φυτικό είδος, την παρουσία αερισμού και άλλα (Deng et al., 2021; Gupta et al., 2015; Ji et al., 2020; Kasak et al., 2018).

Οι Tatoulis et al. (2017), χρησιμοποιώντας 4 πιλοτικές μονάδες HF με διαφορετική πλήρωση η κάθε μία (χαλίκι-φυτικό είδος, χαλίκι-χωρίς φυτικό είδος, HDPE-φυτικό είδος, HDPE- χωρίς φυτικό είδος) και λύμα από τυροκομείο παρατήρησαν 86-95% απομάκρυνση PO_4^{3-}P . Σύμφωνα με τους Bakhshoodeh et al. (2020) μελετώντας συστήματα TY HF για την επεξεργασία διασταλλάγματος από ΧΥΤΑ παρατήρησαν 67.7%±28% απομάκρυνση PO_4^{3-}P και 63.5 ± 23% απομάκρυνση TP. Σύμφωνα με τους Gupta et al. (2015), χρησιμοποιώντας 4 διαφορετικές πιλοτικές μονάδες με συνθετικό οικιακό λύμα παρατήρησαν απομάκρυνση TP μεταξύ 49.6-70.1% και για PO_4^{3-}P 44.5-67.5%. Τέλος, σύμφωνα με τους Ji et al. (2020) για πιλοτική μονάδα υπόγειας ροής με συνθετικό οικιακό λύμα, πληρωτικό υλικό αργιλικό κεραμίτη, φυτικό είδος και βιοεξανθράκωμα, παρατήρησαν απομάκρυνση TP 69.7% για το σύστημα χωρίς βιοεξανθράκωμα και 76.5-85.4% για το σύστημα με βιοεξανθράκωμα.

Συνεπώς, κρίνεται πως η απομάκρυνση του TP 92.9-93.4% και η απομάκρυνση των PO_4^{3-}P 91.2% που παρατηρείται στις πιλοτικές μονάδες είναι πάρα πολύ καλή με βάση τη βιβλιογραφία. Το σύστημα TY HF ενδείκνυται για την απομάκρυνση TP και PO_4^{3-}P . Τέλος παρατηρούμε ότι το βιοεξανθράκωμα δεν συνέβαλε σημαντικά στην απομάκρυνση TP και PO_4^{3-}P και είναι εκτός βιβλιογραφικών τιμών, παρόλο που η επιφάνεια του βιοεξανθρακώματος αναμένεται να φορτιστεί θετικά σε χαμηλό pH λόγω της υψηλής τιμής pH_{pzc} με αποτέλεσμα τη βελτίωση της ικανότητας προσρόφησης PO_4^{3-}P . Πιθανότατα ο λόγος είναι η μικρή ποσότητα εισροής (TP 0.5 mg/L και PO_4^{3-}P 0.7 mg/L) στις πιλοτικές μονάδες. Αξίζει να σημειωθεί πως δεν παρατίθενται διαγράμματα συγκέντρωσης εισροής και εκροής για τα δύο συστήματα καθώς και διαγράμματα απομάκρυνσης, επειδή μετά τις πρώτες

δειγματοληψίες και αναλύσεις παρατηρήθηκε σχεδόν 100% απομάκρυνση τόσο του TP όσο και PO_4^{3-}P με αποτέλεσμα να σταματήσει η τακτική περαιτέρω διερεύνηση των ρύπων αυτών στην εκροή των συστημάτων (γινόταν σποραδικός έλεγχος της εισροής).

3.4.9. Μέταλλα και Μεταλλοειδή

Αρχικά, πριν γίνει η παρουσίαση των αποτελεσμάτων, η επεξήγηση και η βιβλιογραφική ανασκόπηση τους θα πρέπει να γίνει μια επισήμανση. Ορισμένες συγκεντρώσεις Fe στις εκροές είναι αυξημένες με αποτέλεσμα να προκύπτουν αρνητικές απομακρύνσεις για ορισμένες δειγματοληψίες. Έτσι σχολιάζονται οι συγκεντρώσεις των συστημάτων με έμφαση στον λόγο ύπαρξης υψηλών τιμών στην εκροή σε σχέση με την εισροή, ενώ παρατίθενται και σχολιάζονται μόνο οι θετικές συγκεντρώσεις στην εκροή και οι απομακρύνσεις των δυο συστημάτων.

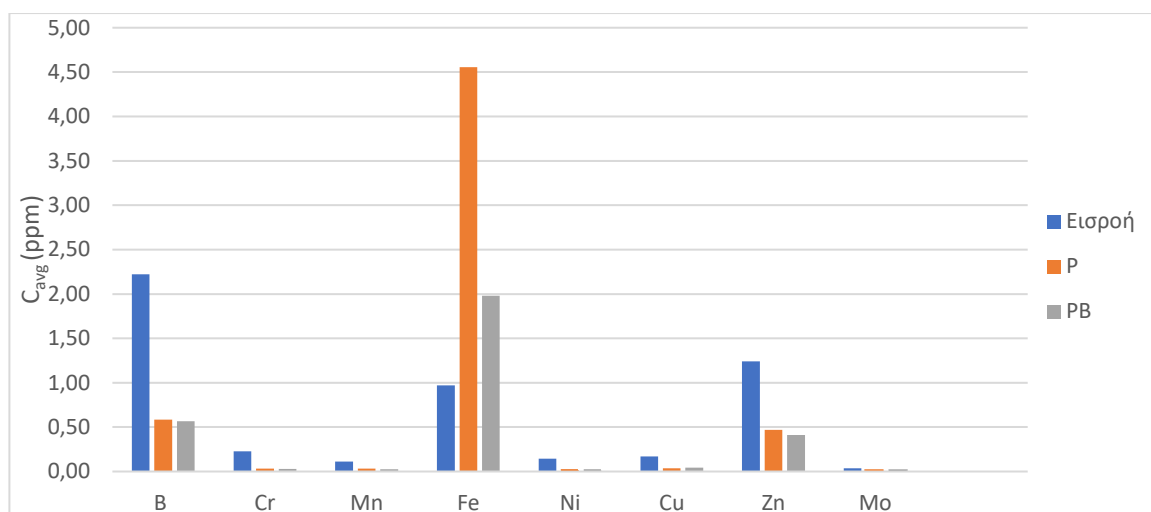
Τα τελικά αποτελέσματα των συγκεντρώσεων των μετάλλων και των μεταλλοειδών B, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Mo από τις μετρήσεις εισροής και εκροής για τους δύο ΤΥ παρουσιάζονται στον Πίνακα 16.

Πίνακας 16: Τελικά αποτελέσματα μετάλλων και μεταλλοειδών (B, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Mo) από τους ΤΥ.

		B (ppm)		Cr (ppm)		Mn (ppm)		Fe (ppm)		Ni (ppm)		Cu (ppm)		Zn (ppm)		Mo (ppm)	
IN	Avg.	2.22		Avg.	0.227	Avg.	0.111	Avg.	1.0	Avg.	0.143	Avg.	0.170	Avg.	1.24	Avg.	0.037
	Sd.	0.12		Sd.	0.021	Sd.	0.012	Sd.	0.5	Sd.	0.046	Sd.	0.054	Sd.	0.41	Sd.	0.008
	Min.	2.03		Min.	0.201	Min.	0.079	Min.	0.7	Min.	0.053	Min.	0.072	Min.	0.55	Min.	0.016
	Max.	2.35		Max.	0.256	Max.	0.119	Max.	2.5	Max.	0.206	Max.	0.234	Max.	1.76	Max.	0.042
P	Avg.	0.58		Avg.	0.031	Avg.	0.031	Avg.	4.6	Avg.	0.015	Avg.	0.038	Avg.	0.47	Avg.	0.006
	Sd.	0.07		Sd.	0.012	Sd.	0.012	Sd.	13.6	Sd.	0.011	Sd.	0.020	Sd.	0.16	Sd.	0.003
	Min.	0.49		Min.	0.018	Min.	0.014	Min.	0.2	Min.	0.004	Min.	0.015	Min.	0.19	Min.	0.003
	Max.	0.69		Max.	0.052	Max.	0.050	Max.	43.3	Max.	0.044	Max.	0.081	Max.	0.71	Max.	0.015
PB	Avg.	0.57		Avg.	0.028	Avg.	0.025	Avg.	2.0	Avg.	0.010	Avg.	0.045	Avg.	0.41	Avg.	0.010
	Sd.	0.02		Sd.	0.010	Sd.	0.007	Sd.	3.9	Sd.	0.003	Sd.	0.021	Sd.	0.10	Sd.	0.013
	Min.	0.51		Min.	0.021	Min.	0.010	Min.	0.1	Min.	0.006	Min.	0.019	Min.	0.28	Min.	0.003
	Max.	0.59		Max.	0.048	Max.	0.032	Max.	12.7	Max.	0.015	Max.	0.072	Max.	0.60	Max.	0.045

Στο Διάγραμμα 15 παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις των μετάλλων και των μεταλλοειδών B, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Mo στην εισροή και στην εκροή των δυο συστημάτων.

Διάγραμμα 15: Διάγραμμα συγκεντρώσεων μετάλλων και μεταλλοειδών B, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Mo (ppm) στην εισροή και την εκροή των P και PB.



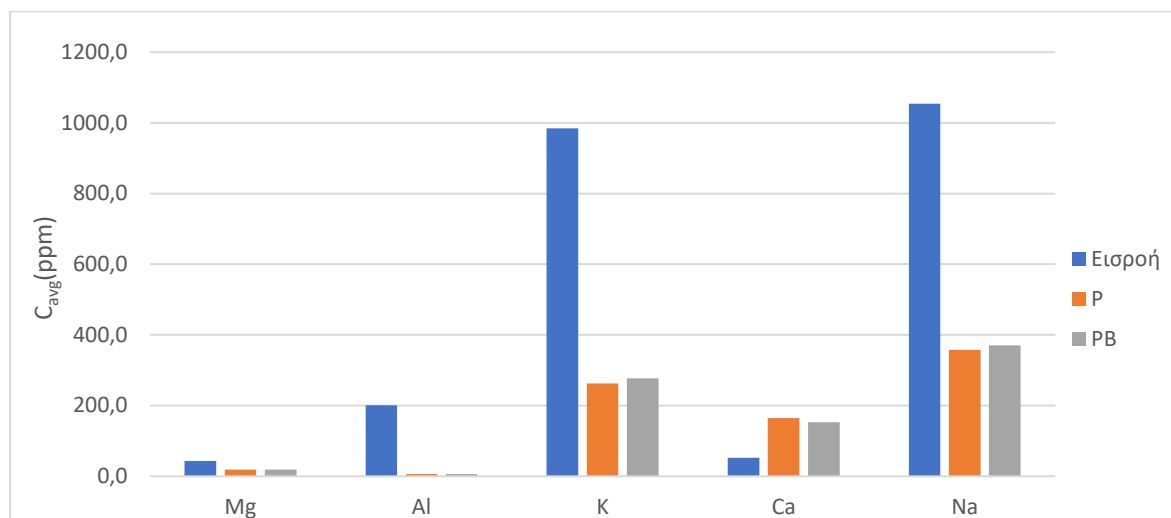
Τα τελικά αποτελέσματα των συγκεντρώσεων των μετάλλων και των μεταλλοειδών Mg, Al, K, Ca, Na από τις μετρήσεις εισροής και εκροής για τους δύο ΤΥ παρουσιάζονται στον Πίνακα 17.

Πίνακας 17: Τελικά αποτελέσματα μετάλλων και μεταλλοειδών (Mg, Al, K, Ca, Na) από τους ΤΥ.

Mg (ppm)		Al (ppm)		K (ppm)		Ca (ppm)		Na (ppm)		
IN	Avg.	43.5	Avg.	201.03	Avg.	984.53	Avg.	52.20	Avg.	1054.5
	Sd.	2.1	Sd.	14.60	Sd.	86.37	Sd.	6.47	Sd.	-
	Min.	39.3	Min.	179.98	Min.	835.50	Min.	38.50	Min.	-
	Max.	45.8	Max.	218.48	Max.	1070.75	Max.	60.00	Max.	-
P	Avg.	18.8	Avg.	1.05	Avg.	262.85	Avg.	164.44	Avg.	357.6
	Sd.	2.3	Sd.	0.85	Sd.	29.66	Sd.	21.52	Sd.	33.61
	Min.	15.4	Min.	0.26	Min.	222.60	Min.	142.40	Min.	314.8
	Max.	22.7	Max.	2.74	Max.	301.50	Max.	207.00	Max.	414.8
PB	Avg.	19.1	Avg.	0.74	Avg.	276.82	Avg.	153.09	Avg.	370.8
	Sd.	0.8	Sd.	0.68	Sd.	15.01	Sd.	20.51	Sd.	17.77
	Min.	17.8	Min.	0.22	Min.	253.50	Min.	114.70	Min.	340.4
	Max.	20.6	Max.	2.54	Max.	299.30	Max.	183.50	Max.	395.2

Κατόπιν, στο Διάγραμμα 16 παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις των μετάλλων και των μεταλλοειδών Mg, Al, K, Ca, Na στην εισροή και στην εκροή των δυο ΤΥ.

Διάγραμμα 16: Διάγραμμα συγκεντρώσεων μετάλλων και μεταλλοειδών Mg, Al, K, Ca, Na (ppm) στην εισροή και την εκροή των P και PB.



Τα τελικά αποτελέσματα των απομακρύνσεων των μετάλλων και των μεταλλοειδών B, Mg, Al, K, Cr, Mn, Ni, Cu, Mo, Zn, Fe, Na για τους δύο ΤΥ παρουσιάζονται στους Πίνακες 18 και 19.

Πίνακας 18: Τελικά αποτελέσματα απομακρύνσεων (%) μετάλλων και μεταλλοειδών B, Mg, Al, K, Cr, Mn από τους ΤΥ.

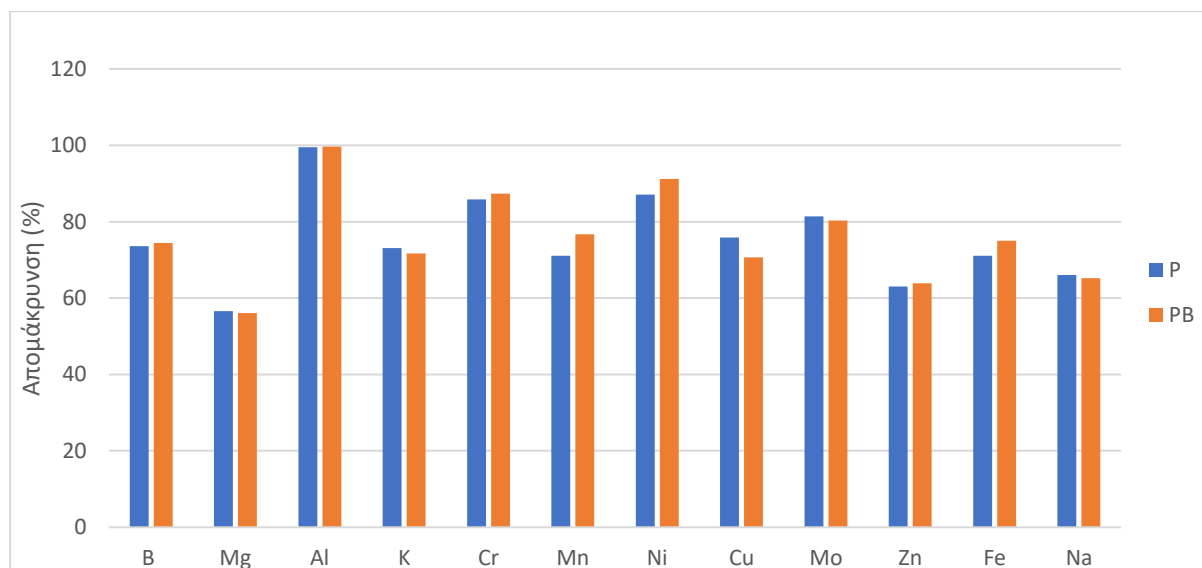
B (%)		Mg (%)		Al (%)		K (%)		Cr (%)		Mn (%)		
P	Avg.	73.63	Avg.	56.6	Avg.	99.48	Avg.	73.06	Avg.	85.85	Avg.	71.12
	Sd.	3.94	Sd.	5.5	Sd.	0.42	Sd.	4.34	Sd.	65.17	Sd.	13.00
	Min.	67.25	Min.	49.6	Min.	98.64	Min.	65.12	Min.	74.01	Min.	50.76
	Max.	79.33	Max.	66.3	Max.	99.86	Max.	79.21	Max.	92.28	Max.	88.08
PB	Avg.	74.43	Avg.	56.0	Avg.	99.63	Avg.	71.63	Avg.	87.37	Avg.	76.69
	Sd.	1.75	Sd.	2.1	Sd.	0.34	Sd.	3.49	Sd.	54.60	Sd.	82.79
	Min.	71.82	Min.	52.7	Min.	98.74	Min.	66.30	Min.	76.15	Min.	61.14
	Max.	76.39	Max.	59.1	Max.	99.90	Max.	76.01	Max.	91.96	Max.	91.61

Πίνακας 19: Τελικά αποτελέσματα απομακρύνσεων (%) μετάλλων και μεταλλοειδών Ni, Cu, Mo, Zn, Fe, Na από τους ΤΥ.

Ni (%)		Mo (%)		Cu (%)		Zn (%)		Fe (%)		Na (%)		
P	Avg.	87.10	Avg.	81.33	Avg.	75.84	Avg.	63.02	Avg.	71.8	Avg.	66.09
	Sd.	10.94	Sd.	11.57	Sd.	11.94	Sd.	17.69	Sd.	7.9	Sd.	3.19
	Min.	63.50	Min.	60.00	Min.	57.63	Min.	25.78	Min.	61.8	Min.	60.73
	Max.	98.30	Max.	90.75	Max.	92.01	Max.	89.43	Max.	88.5	Max.	70.15
PB	Avg.	91.18	Avg.	80.32	Avg.	70.66	Avg.	63.88	Avg.	75.0	Avg.	65.23
	Sd.	68.71	Sd.	17.77	Sd.	16.28	Sd.	16.60	Sd.	11.2	Sd.	16.1
	Min.	73.02	Min.	41.22	Min.	48.01	Min.	36.92	Min.	53.1	Min.	63.05
	Max.	96.51	Max.	92.53	Max.	89.62	Max.	84.28	Max.	88.4	Max.	67.72

Τέλος, στο Διάγραμμα 17 παρουσιάζονται τα ποσοστά απομάκρυνσης των μετάλλων και των μεταλλοειδών B, Mg, Al, K, Cr, Mn, Ni, Cu, Mo, Zn, Fe, Na για την εισροή και τις εκροές των δύο ΤΥ.

Διάγραμμα 17: Διάγραμμα απομακρύνσεων (%) μετάλλων και μεταλλοειδών B, Mg, Al, K, Cr, Mn, Ni, Cu, Mo, Zn, Fe, Na στους ΤΥ.



Αρχικά, παρατηρούμε από τους Πίνακες 16 και 17 και από τα Διαγράμματα 15 και 16 ότι οι συγκεντρώσεις των μετάλλων και των μεταλλοειδών B, Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, Mo, Mg, Al, K, Na μειώνονται σε μεγάλο βαθμό από την εισροή στην εκροή των πιλοτικών μονάδων. Το ίδιο παρατηρούμε από τους Πίνακες 18 και 19 και το Διάγραμμα 17 καθώς η απομάκρυνση των μετάλλων και των μεταλλοειδών B, Mg, Al, K, Cr, Mn, Ni, Cu, Mo, Zn, Na, Fe είναι πολύ καλή. Άρα καταλήγουμε στο συμπέρασμα ότι τα συστήματα ΤΥ HF ενδείκνυνται για την απομάκρυνση μετάλλων και μεταλλοειδών. Στους ΤΥ, τα διαλυμένα μέταλλα και μεταλλοειδή στα λύματα μπορούν να αφαιρεθούν κυρίως με προσρόφηση και καθίζηση του αβιοτικού υποστρώματος και με μικροβιακή μείωση των θειικών για την καθίζηση του σουλφιδίου και του υδροξειδίου (Deng et al., 2021).

Το βιοεξανθράκωμα έχει αποδειχθεί ευρέως ότι είναι ένας αποτελεσματικός προσροφητής για διάφορα μέταλλα και μεταλλοειδή, κυρίως από τους τρόπους αφαίρεσης της ηλεκτροστατικής έλξης, της ανταλλαγής ιόντων, της συμπλοκοποίησης, της καθίζησης και των αλληλεπιδράσεων σύνδεσης-π (Deng et al., 2021). Οι λειτουργικές ομάδες που περιέχουν οξυγόνο και ανόργανα στοιχεία στο βιοεξανθράκωμα διαδραματίζουν σημαντικό ρόλο στη δέσμευση μετάλλων (Wang & Liu, 2017). Επιπλέον, το βιοεξανθράκωμα έχει οξειδωτικές ιδιότητες και μπορεί να λειτουργεί ως δότης ηλεκτρονίων με αποτέλεσμα τη μείωση ορισμένων μετάλλων, όπως Cr(VI) και Hg(II) σε Cr(III) και Hg(0), μειώνοντας παράλληλα την τοξικότητά τους (Deng et al., 2021). Η χρήση του βιοεξανθρακώματος ως υπόστρωμα στους ΤΥ μπορεί να βελτιώσει τη δυνατότητα κατακράτησης μετάλλων κυρίως με την ενίσχυση των αβιοτικών διαδρομών (Deng et al., 2021). Επιπλέον, τα ανόργανα συστατικά του βιοεξανθρακώματος συνδράμουν στη δημιουργία με αλκαλικού περιβάλλοντος (Wang & Liu, 2017). Έτσι, το βιοεξανθράκωμα μπορεί να αυξήσει την τιμή του pH των όξινων λυμάτων και στη συνέχεια να μειώσει τη διαλυτότητα των μεταλλικών ιόντων προκαλώντας το σχηματισμό ιζηματογενών υδροξειδίου του μετάλλου (Deng et al., 2021).

Με βάση τα παραπάνω αναμένουμε ικανοποιητική επίδραση του βιοεξανθρακώματος στην απομάκρυνση των μετάλλων και των μεταλλοειδών, αντ' αυτού παρατηρούμε τη μικρή επίδραση του βιοεξανθρακώματος στην απομάκρυνση μετάλλων. Η βελτίωση που παρατηρείται στην απομάκρυνση των μετάλλων και των μεταλλοειδών B, Al, Cr, Mn, Ni, Zn, Fe μεταξύ του ΤΥ P και του ΤΥ PB κυμαίνεται από 0.15 έως 5.6 ποσοστιαίες μονάδες. Επιπλέον παρατηρείται και μείωση της απομάκρυνσης των μετάλλων και των μεταλλοειδών

Mg, K, Mo, Cu, Na μεταξύ του TY PB και του TY P κατά 0.6 έως 5.2 ποσοστιαίες μονάδες. Αυτό σύμφωνα με τους Guo et al. (2020) μπορεί να συμβεί εξαιτίας του χαμηλού οξειδωτικού δυναμικού του υποστρώματος λόγω των χαμηλών ποσοστών διαλυμένου οξυγόνου και της υψηλής περιεκτικότητάς σε οργανικά. Επιπλέον η μικρή διαφορά που παρατηρείται μεταξύ της απομάκρυνσης των μετάλλων στον TY PB και στον TY P μπορεί να οφείλεται σύμφωνα με τους Guo et al. (2020), στην ανταγωνιστική προσρόφηση. Ο Cu καθώς είναι βαρύτερο μέταλλο πρέπει να διατηρηθεί με αποτέλεσμα να αναστέλλει την προσρόφηση άλλων βαρέων μετάλλων, για αυτό και παρατηρείται η μεγαλύτερη μείωση μεταξύ των TY P και PB (- 5.18 ποσοστιαίες μονάδες) (Guo et al., 2020). Τέλος, η μικρή επίδραση του βιοεξανθρακώματος στην απομάκρυνση των μετάλλων και των μεταλλοειδών μπορεί να οφείλεται στις χαμηλές συγκεντρώσεις εισροής των μετάλλων και των μεταλλοειδών στα δυο συστήματα.

Η ευεργετική επίδραση του βιοεξανθρακώματος στην απομάκρυνση των μετάλλων και των μεταλλοειδών δεν είναι εμφανής καθώς στην πιλοτική μονάδα PB παρατηρείται μικρή βελτίωση στην απομάκρυνση των μετάλλων Cr 87.37%; Mn 76.69%; Fe 75%; Ni 91.18%; B 74.43% σε σχέση με την πιλοτική μονάδα P με απομάκρυνση Cr 85.85%; Mn 71.12%; Fe 71,08%; Ni 87,10% και B 73.63%.

Επιπλέον η απομάκρυνση του Al 99.63% και του Zn 63.88% στην πιλοτική μονάδα PB είναι παρόμοια με αυτή τις μονάδας P με Al 99.63% και Zn 63.02% , ενώ η απομάκρυνση του Mg 56.6%; Na 66.09%; K 73.06%; Mo 81.33%; Cu 75.84% στην πιλοτική μονάδα P είναι καλύτερη από ότι αυτή στην πιλοτική μονάδα PB με Mg 56%; Na 65.23%; K 71.63%; Mo 80.32%; Cu 70.66% γεγονός που υποδηλώνει ότι πιθανόν δεν παίζει σημαντικό ρόλο η παρουσία του βιοεξανθρακώματος στην απομάκρυνση των μετάλλων και των μεταλλοειδών Al, Zn, Mo, Mg, Na, K, Cu.

Από το Διάγραμμα 15 παρατηρούμε ότι η συγκέντρωση του Fe στην εκροή των TY είναι μεγαλύτερη από ότι στην εισροή. Οι αρνητικές απομακρύνσεις Fe που προκύπτουν σε κάποιες από τις εκροές των δυο συστημάτων οφείλονται στις διαδικασίες απομάκρυνσης του Fe από τα λύματα, καθώς αυτές εξαρτώνται κυρίως από αναερόβιες χημικές και μικροβιακές διαδικασίες μείωσης εντός του υποστρώματος (Wu et al., 2019). Πιο συγκεκριμένα, η απομάκρυνση του Fe σε συστήματα TY HF είναι συνήθως χαμηλή λόγω των αναερόβιων συνθηκών που επικρατούν στο σύστημα με αποτέλεσμα τη βακτηριακή μείωση του Fe^{3+} και την επακόλουθη απελευθέρωση του Fe^{2+} (Wu et al., 2019). Επιπλέον η κατακρήμνιση από τις βροχοπτώσεις περιορίζεται μόνο σε στενές ζώνες που γειτνιάζουν με ρίζες, όπου το οξυγόνο μπορεί να διαχέεται μέσω αυτών στη ριζόσφαιρα (Wu et al., 2019). Τέλος, ενώ τα υδροξείδια του Fe προσροφούν ή συν-καθίζουν μέταλλα κάτω από οξειδωτικές συνθήκες, τα μέταλλα αυτά μπορούν να απελευθερωθούν μετά από τη μείωση των υδροξειδίων του Fe (Krörfeloná et al., 2009). Εάν υπάρχει υδρόθειο, τότε αυτά τα μέταλλα μπορούν να σχηματίσουν αδιάλυτα σουλφίδια (Krörfeloná et al., 2009). Η επίδραση του σουλφιδίου και των οξειδίων και των υδροξειδίων του Fe που ελέγχουν τη διαλυτότητα των μετάλλων στο σύστημα τροποποιείται σε μεγάλο βαθμό από την παρουσία οργανικών (Krörfeloná et al., 2009). Υπό αναερόβιες συνθήκες, οι οργανικές ενώσεις μπορούν να επιφέρουν αναγωγική διάλυση οξειδίων μετάλλου από υψηλότερη σε χαμηλότερη κατάσταση οξείδωσης με αποτέλεσμα αυτή η μείωση να έχει μεγάλη επίδραση στη διαλυτότητα των μετάλλων (Krörfeloná et al., 2009). Η παρουσία σουλφιδίων στο κροκιδωμένο διαστάλλαγμα (κροκιδωτικό $Al_2(SO_4)_3$) που χρησιμοποιήσαμε είναι δεδομένη. Άρα η παραπάνω υπόθεση πιθανώς να ισχύει.

Από το Διάγραμμα 16 παρατηρούμε ότι η συγκέντρωση του Ca στην εκροή των TY είναι μεγαλύτερη από ότι στην εισροή. Η αρνητική απομάκρυνση που παρατηρείται στο Ca

οφείλεται πιθανώς στην αραίωση που έγινε στο διαστάλλαγμα εισροής. Το νερό που χρησιμοποιήθηκε για την αραίωση του διασταλλάγματος είχε υψηλές συγκεντρώσεις Ca σε σχέση με τις συγκεντρώσεις K, Na, Mg και σύμφωνα με τον Γκιουμές (2014) Ca 30 mg/l; K 0.35 mg/l; Na 6.5 mg/l ;Mg 10 mg/l. Έτσι παρατηρείται απότομη αύξηση των συγκεντρώσεων Ca στο εσωτερικό των πιλοτικών μονάδων σε σχέση με K, Na, Mg.

Η απομάκρυνση των μετάλλων και των μεταλλοειδών B, Mg, Al, K, Cr, Mn, Ni, Cu, Mo, Zn, Fe, Na από τα συστήματα TY HF κυμαίνεται από 12-71% B (Işık et al., 2020; Kröpfelová et al., 2009; Lizama Allende et al., 2014; Türker et al., 2013), από 6-69% Mg (Riggio et al., 2018; Samecka-Cymerman et al., 2004; Vymazal & Šveha, 2012; Türker et al., 2013), από 73-90% Al (Kröpfelová et al., 2009; Vymazal & Kröpfelová, 2008), από 7-81% K (Riggio et al., 2018; Samecka-Cymerman et al., 2004; Vymazal & Šveha, 2012; Türker et al., 2013), από 32-91% Cr (Bakhshoodeh et al., 2020; Kröpfelová et al., 2009; Saeed et al., 2021; Vymazal & Kröpfelová, 2008), από 49-76.5% Mn (Akinbile et al., 2012; Bakhshoodeh et al., 2020; Vymazal & Kröpfelová, 2008), από 28-75% Ni (Bakhshoodeh et al., 2020; Kröpfelová et al., 2009; Saeed et al., 2021; Vymazal & Kröpfelová, 2008), από 14-81% Cu (Bakhshoodeh et al., 2020; Kröpfelová et al., 2009; Saeed et al., 2021; Vymazal & Kröpfelová, 2008), από 43-89% Zn (Akinbile et al., 2012; Bakhshoodeh et al., 2020; Vymazal & Kröpfelová, 2008), από 35-96% Fe (Akinbile et al., 2012; Bakhshoodeh et al., 2020; Kröpfelová et al., 2009; Lizama Allende et al., 2014; Vymazal & Kröpfelová, 2008), από 7-33% Na (Vymazal & Šveha, 2012; Türker et al., 2013) και 56% Mo (Kröpfelová et al., 2009) ανάλογα με λύμα εισροής, το πληρωτικό υλικό, το φυτικό είδος που χρησιμοποιείται. Όπως αναφέρθηκε η απομάκρυνση Ca στους TY είναι αρνητική. Το ίδιο παρατήρησαν οι Riggio et al. (2018) ενώ οι Samecka-Cymerman et al. (2004) και Vymazal & Šveha (2012) παρατήρησαν απομάκρυνση Ca 13-56%.

Σύμφωνα με την παραπάνω βιβλιογραφία συμπεραίνουμε ότι οι απομακρύνσεις των μετάλλων και των μεταλλοειδών B 73.63% και 74.43%, Al 99.48% και 99.63%, Ni 87.10% και 91.18%, Mo 81.33% και 80.32%, Na 66.09% και 65.23% των πιλοτικών μονάδων P και PB αντίστοιχα, εμφανίζουν εξαιρετικά αποτελέσματα όλα πάνω από τα αναμμένα βιβλιογραφικά όρια. Οι απομακρύνσεις του Cr 85.85% και 87.37%, Mg 56.6% και 56%, K 73.06% και 71.63%, Mn 71.12% και 76.69%, Fe 71.08% και 75%, Cu 75.84 και 70.66%, Zn 63.02% και 63.48% των πιλοτικών μονάδων P και PB αντίστοιχα, εμφανίζουν εξαιρετικά αποτελέσματα όλα εντός αναμενόμενων βιβλιογραφικών ορίων.

Σύμφωνα με τους Abedi & Mojiri (2019) χρησιμοποιώντας σύστημα TY VF με φυτικό είδος και πληρωτικό υλικό χαλίκι παρατήρησαν απομάκρυνση Mn 41.6-55.1% σε συνθετικά βιομηχανικά λύματα, ενώ η αποδοτικότητα απομάκρυνσης αυξήθηκε χρησιμοποιώντας βιοεξανθράκωμα και ζεόλιθο σε 77.2-99.9% λόγω της υψηλής ικανότητας του βιοεξανθράκωματος και του ζεόλιθου στην προσρόφηση μετάλλων. Με βάση τις απομακρύνσεις του Mn για τις δύο πιλοτικές μονάδες παρατηρούμε μικρή διαφορά στην απομάκρυνση μεταξύ της μονάδας P 71.12% και PB 76.69% που δεν συνάδει με τη βιβλιογραφία.

Σύμφωνα με τους Guo et al. (2020) χρησιμοποιώντας σύστημα επιφανειακής ροής για λύμα πολτού βιοαερίου από εκτροφείο χοίρων με πληρωτικό υλικό ζεόλιθο και φυτικό είδος στη μία μονάδα, και ζεόλιθο με βιοεξανθράκωμα και φυτικό είδος στην άλλη μονάδα, παρατήρησαν απομάκρυνση του Zn 74.6-83.9% στη μονάδα με βιοεξανθράκωμα ενώ στη μονάδα χωρίς βιοεξανθράκωμα 76.6%. Επιπλέον παρατήρησαν μικρή διαφορά στην απομάκρυνση Cu 24-27% και 0.5-0.8% στη μονάδα με το βιοεξανθράκωμα σε σχέση με τη μονάδα χωρίς βιοεξανθράκωμα όπου παρατήρησαν απομάκρυνση Cu 25.5% και 0.6%. Σύμφωνα με τα αποτελέσματα της παρούσας έρευνας, παρατηρούμε ότι οι απομακρύνσεις

στις πιλοτικές P και PB για Cu 75.84% και 70.66% αντίστοιχα είναι πολύ καλύτερες από αυτές της βιβλιογραφίας ενώ η διαφορά στην απομάκρυνση μεταξύ των TY είναι εκτός βιβλιογραφικών ορίων. Επιπλέον, οι απομακρύνσεις στις πιλοτικές P και PB για Zn 63.02% και 63.88% αντίστοιχα είναι μικρότερες από αυτές της βιβλιογραφίας ενώ η διαφορά στην απομάκρυνση μεταξύ των TY είναι εκτός βιβλιογραφικών ορίων.

Οι Ji et al. (2020) χρησιμοποίησαν δύο συστήματα TY VF με φυτικό είδος και μολυσμένο υπόγειο νερό, όπου το ένα σύστημα είχε πληρωτικό υλικό χαλίκι και το άλλο σύστημα πληρωτικό υλικό χαλίκι με βιοεξανθράκωμα. Στο σύστημα με το βιοεξανθράκωμα παρατήρησαν απομάκρυνση Cr 75% ενώ στο σύστημα χωρίς βιοεξανθράκωμα απομάκρυνση Cr 4.8%. Εδώ βλέπουμε την ευεργετική δράση του βιοεξανθρακώματος στον TY. Σύμφωνα με τον Πίνακα 18 όπου στην πιλοτική μονάδα P η απομάκρυνση Cr είναι 85.85% και στην πιλοτική μονάδα PB η απομάκρυνση Cr είναι 87.37% παρατηρείται μικρή αύξηση (1.52 ποσοστιαίες μονάδες) στην απομάκρυνση μεταξύ των TY, πράγμα που δεν συνάδει με την παραπάνω βιβλιογραφία.

Όπως είναι φανερό από τα παραπάνω βιβλιογραφικά δεδομένα το βιοεξανθράκωμα συμβάλει στην καλύτερη απομάκρυνση των μετάλλων Mn, Zn, Cu, Cr. Όμως σύμφωνα με τα αποτελέσματα της παρούσας εργασίας πιθανώς το βιοεξανθράκωμα δεν παίζει σημαντικό ρόλο στην απομάκρυνση των μετάλλων και των μεταλλοειδών Mn, Zn, Cu, Cr. Το ίδιο παρατηρούμε και στις απομακρύνσεις των μετάλλων και των μεταλλοειδών B, Mg, Al, K, Ni, Mo, Fe, Na.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 5: ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ ΚΑΙ ΠΡΟΤΑΣΕΙΣ

Τα διασταλλάγματα που παράγονται στον ΧΥΤΑ καθώς και η επεξεργασία και η σωστή διαχείριση τους αποτελούν μείζον περιβαλλοντικό ζήτημα. Ο στόχος την παρούσας διπλωματικής εργασίας ήταν η μελέτη μιας εναλλακτικής μεθόδου επεξεργασίας διασταλλαγμάτων πιο οικολογικής και πιο οικονομικής από ότι η σημερινή. Η μέθοδος που επιλέχθηκε ήταν επεξεργασία διασταλλάγματος με συστήματα ΤΥ ΗF και πληρωτικό υλικό HDPE και βιοεξανθράκωμα από κλαδέματα ελιάς. Ο απώτερος στόχος αυτής της έρευνας είναι η μελλοντική αντικατάσταση ορισμένων διεργασιών στον χώρο του ΧΥΤΑ με συστήματα ΤΥ, που προάγουν την πράσινη ανάπτυξη και τη βιωσιμότητα.

Αναλύοντας τα αποτελέσματα της εργασίας προκύπτουν αρκετά ενδιαφέροντα συμπεράσματα. Συγκρίνοντας τα αποτελέσματα που προέκυψαν από τις δύο πιλοτικές μονάδες P και PB, παρατηρούμε ότι η πιλοτική μονάδα PB παρουσιάζει εξαιρετικά ποσοστά απομάκρυνσης στους ρύπους $\text{NH}_4\text{-N}$ 80%, $\text{NO}_3\text{-N}$ 73.1%, $\text{NO}_2\text{-N}$ 93.6% έναντι της πιλοτικής μονάδας P με ποσοστά απομάκρυνσης $\text{NH}_4\text{-N}$ 65.2%, $\text{NO}_3\text{-N}$ 55.1%, $\text{NO}_2\text{-N}$ 75.8%. Άρα η μονάδα PB παρουσιάζει εξαιρετικά ποσοστά στην απομάκρυνση του αζώτου. Η απομάκρυνση του COD στην πιλοτική μονάδα PB 62% αναμενόταν μεγαλύτερη έναντι της πιλοτικής μονάδας P 57%. Επιπλέον παρατηρούμε ολική απομάκρυνση του BOD.

Στην πιλοτική μονάδα PB παρατηρούμε αμελητέα αύξηση του pH 7.09 και της EC 3.14, έναντι της πιλοτικής μονάδας P με pH 7.06 και EC 3.07. Η αύξηση αυτή οφείλεται στην παρουσία του βιοεξανθράκωματος. Τέλος το pH τείνει ρυθμιστεί και στα δύο συστήματα, ενώ η EC μειώνεται ελαφρώς από την εισροή στην εκροή.

Στην πιλοτική μονάδα PB παρατηρείται καλύτερη απομάκρυνση των TSS 83% έναντι της πιλοτικής μονάδας P με απομάκρυνση TSS 80%, παρόλο που η απομάκρυνση των στερεών αποτελεί μια φυσική διεργασία των συστημάτων ΤΥ. Παρατηρούμε υψηλή απομάκρυνση των στερεών και στις δύο μονάδες.

Επιπλέον η απομάκρυνση των $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 91.2% είναι ίδια και στις δύο πιλοτικές μονάδες, ενώ η απομάκρυνση του TP στη μονάδα PB 93.4% είναι ελάχιστα καλύτερη από τη μονάδα P 92.9%. Το γεγονός αυτό οφείλεται στη μικρή ποσότητα φωσφορικών στην εισροή των συστημάτων. Παρατηρούμε ολική απομάκρυνση του φωσφόρου και στις δύο μονάδες.

Η απομάκρυνση των μετάλλων και των μεταλλοειδών B, Al, Cr, Mn, Ni, Zn, Fe είναι ελάχιστα καλύτερα στην πιλοτική μονάδα PB σε σχέση με την πιλοτική μονάδα P. Επιπλέον η απομάκρυνση των μετάλλων και των μεταλλοειδών Mg, K, Mo, Cu, Na είναι ελάχιστα καλύτερα στην πιλοτική μονάδα P. Πιθανόν το βιοεξανθράκωμα δεν συμβάλει στην απομάκρυνση των μετάλλων και των μεταλλοειδών στις δύο πιλοτικές μονάδες γεγονός που μπορεί να οφείλεται στην ανταγωνιστική προσρόφηση μεταξύ των μετάλλων και των μεταλλοειδών, στην παρουσία χαμηλού οξειδωτικού δυναμικού του υποστρώματος και στις χαμηλές συγκεντρώσεις των μετάλλων και των μεταλλοειδών στην εισροή των συστημάτων.

Τέλος, η εξατμισοδιαπνοή είναι μεγαλύτερη στη μονάδα PB έναντι της μονάδας P, γεγονός που μας υποδηλώνει ότι το βιοεξανθράκωμα συνέβαλε θετικά στην ανάπτυξη του *Phragmites australis*, έτσι ώστε να παράγεται μεγαλύτερη φυτική μάζα η οποία απαιτεί μεγαλύτερη ποσότητα νερού.

Με βάση τα παραπάνω καταλήγουμε στο συμπέρασμα ότι η πιλοτική μονάδα PB απομακρύνει μεγαλύτερο ρυπαντικό φορτίο από την πιλοτική μονάδα P. Στα συστήματα ΤΥ

που μελετήσαμε, παρατηρήθηκε πολύ καλή απομάκρυνση τόσο του οργανικού φορτίου όσο και του ανόργανου ρυπαντικού φορτίου. Επιπλέον, στην πιλοτική μονάδα PB παρατηρείται μεγαλύτερη φυτική μάζα. Τέλος, η αντικατάσταση ορισμένων διεργασιών στον χώρο του ΧΥΤΑ με συστήματα ΤΥ ΗF και πληρωτικά υλικά HDPE και βιοεξανθράκωμα θα ήταν μια ενδιαφέρουσα και υποσχόμενη εναλλακτική.

Αξίζει να σημειωθεί πως τα δύο αυτά υλικά χρησιμοποιούνται για πρώτη φορά ως υλικό υποστρώματος σε ΤΥ. Το γεγονός αυτό αποτελεί την καινοτομία της παρούσας διπλωματικής εργασίας και ανοίγει τον δρόμο σε μελλοντικούς ερευνητές για την περαιτέρω μελέτη του HDPE και του βιοεξανθρακώματος από κλαδέματα ελιάς ως πληρωτικό υλικό σε συστήματα ΤΥ.

Πρόταση είναι η χρήση μεγαλύτερου ποσοστού βιοεξανθρακώματος στις πιλοτικές μονάδες. Επίσης, χρειάζονται περαιτέρω πειράματα και διερεύνηση των πιλοτικών μονάδων, γι' αυτό και συνίσταται η συνέχιση της παρακολούθησής τους και κατά τη διάρκεια της θερινής περιόδου. Τέλος, μπορεί να γίνει η διερεύνηση των πιλοτικών μονάδων με υψηλότερα ρυπαντικά φορτία εισροής (μικρότερες αραιώσεις).

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 6: ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

1. Αγγελάκης, Α. Ν., Παρανυχιανάκης, Ν. Β., & Τσαγκαράκης, Κ. Π. (n.d.). Φυσικά συστήματα επεξεργασίας αστικών υγρών αποβλήτων: μηχανισμοί επεξεργασίας, αρχές σχεδιασμού και λειτουργίας (σ. 247–330). Εθνικό Ίδρυμα Αγροτικής Έρευνας, Ινστιτούτο Ηρακλείου.
2. Γεωργιακακη, Μ. (2018). Αξιοποίηση βιομάζας προς παραγωγή ενέργειας και χρήσιμων προϊόντων με πυρόλυση. Ελληνικό Ανοικτό Πανεπιστήμιο, Χανιά.
3. Γκιουμές, Ι. (2014). ΤΟ ΔΙΚΤΥΟ ΥΔΡΕΥΣΗΣ ΔΗΜΟΥ ΧΑΝΙΩΝ (ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΚΟ ΕΚΠΑΙΔΕΥΤΙΚΟ ΙΔΡΥΜΑ ΚΡΗΤΗΣ, ΤΜΗΜΑ ΜΗΧΑΝΙΚΩΝ ΦΥΣΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ & ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ ΤΟΜΕΑΣ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΗΣ ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑΣ ΕΡΓΑΣΤΗΡΙΟ ΕΛΕΓΧΟΥ ΠΟΙΟΤΗΤΑΣ ΥΔΑΤΙΚΩΝ & ΕΔΑΦΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ, Χανιά). Ανακτήθηκε από <https://aquaphor.online/filtra-nerou-aquaphor/Gkioumesloannis2014.pdf>.
4. Γραφιάς Π. (2008). Συνδυασμένη Επεξεργασία Υγρών Αποβλήτων Πυρηνολιουργείου με Ηλεκτροχημική Οξειδωση και Σύστημα Τεχνητού Υδροβιότοπου Πολυτεχνείο Κρήτης, Τμήμα Μηχανικών Περιβάλλοντος. doi:10.26233/HEALLINK.TUC.12001.
5. Ε.Μ.Α.Κ. (n.d.). Ανακτήθηκε από Dedisa.gr website: <https://www.dedisa.gr/e-m-a-k/>.
6. Μέτρηση και προσδιορισμός Βιοχημικός Απαιτούμενου Οξυγόνου (BOD) (n.d.). Ανακτήθηκε από Laboratuvar.com website: <https://www.laboratuvar.com/el/cevre-analizleri/su-ve-atiksu-analizleri/biyolojik-oksijen-ihtiyaci-boi-tayini-olcumu>.
7. Μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων. (n.d.). Ανακτήθηκε από Dedisa.gr website: <https://www.dedisa.gr/monada-epeksergasias-stragismatwn/>.
8. Μουργελά, Ρ.-Ν. (2018). Προσρόφηση Ni (II) σε βιοεξανθρακώματα (biochars) διαφορετικών ειδών βιομάζας (Πολυτεχνείο Κρήτης, Χανιά). doi:10.26233/HEALLINK.TUC.78765.
9. Παπασταύρου, Χ. (2007). ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΜΟΣ ΚΑΙ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑ ΣΤΡΑΓΓΙΣΜΑΤΩΝ ΤΟΥ ΧΥΤΑ ΧΑΝΙΩΝ (ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ ΚΡΗΤΗΣ, ΧΑΝΙΑ). Ανακτήθηκε από <http://artemis.library.tuc.gr/DT2008-0069/DT2008-0069.pdf>.
10. Πολίτη, Π.-Ε. (2018). Χρήση παραπροϊόντων αγροτοβιομηχανιών για την παραγωγή εμπορικών προϊόντων. Πανεπιστήμιο Πατρών, Πάτρα.
11. Ρεγκούζας, Π. (2017). Προσρόφηση ενδοκρινικών διαταρακτών σε βιοεξανθράκωμα από λυματολάσπη. Πολυτεχνείο Κρήτης, Χανιά.
12. Χάβας, Γ. (2005). Συστήματα ανακυκλοφορίας στραγγισμάτων. In Τσαγκαράκης, Κ. (Ed.), ΒΙΟΕΞΥΓΙΑΝΣΗ ΧΩΡΩΝ ΔΙΑΘΕΣΗΣ ΑΠΟΡΡΙΜΜΑΤΩΝ (pp. 1–30). Ρέθυμνο, Ελλάδα Πανεπιστήμιο Κρήτης: ΤΕΕ/ΤΑΚ.
13. Χατζημπίρος, Κ. (2014). Οικολογία: Οικοσυστήματα και Προστασία του Περιβάλλοντος (3ή έκδοση). Αθήνα: Εκδόσεις Συμμετρία.
14. Χ.Υ.Τ. – Χώρος Υγειονομικής Ταφής. (n.d.). ΔΕΔΙΣΑ. Ανακτήθηκε από <https://www.dedisa.gr/x-y-t-xwros-ugeonomikis-tafis/>.
15. 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.2013.10.010>.
16. Adrados, A., De Marco, I., Lopez-Urienabarrenechea, A., Solar, J., & Caballero, B. (2015). Avoiding tar formation in biocoke production from waste biomass. *Biomass & Bioenergy*, 74, 172–179.
17. Akinbile, C. O., Yusoff, M. S., & Ahmad Zuki, A. Z. (2012). Landfill leachate treatment using sub-surface flow constructed wetland by *Cyperus haspan*. *Waste Management* (New York, N.Y.), 32(7), 1387–1393.

18. Akrotos, 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.
19. Al-Wahaibi, B., Jafary, T., Al-Mamun, A., Baawain, M.S., Aghbashio, M., Tabatabaei, M., Stefanakis, A.I. (2021). Operational modifications of a full-scale experimental vertical flow constructed wetland with effluent recirculation to optimize total nitrogen removal. *Journal of Cleaner Production* 296, 126558. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126558>.
20. Alam, M. Z., & Anwar, A. H. M. F. (2020). Nutrients adsorption onto biochar and alum sludge for treating stormwater. *Journal of Water and Environment Technology*, 18(2), 132–146.
21. Albuquerque, A., Oliveira, J., Semitela, S., & Amaral, L. (2009). Influence of bed media characteristics on ammonia and nitrate removal in shallow horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Bioresource Technology*, 100(24), 6269–6277. doi:10.1016/j.biortech.2009.07.016.
22. Alburquerque, J. A., Salazar, P., Barrón, V., Torrent, J., del Campillo, M. del C., Gallardo, A., & Villar, R. (2013). Enhanced wheat yield by biochar addition under different mineral fertilization levels. *Agronomy for Sustainable Development*, 33(3), 475–484.
23. Anglada, A., Urtiaga, A., Ortiz, I., Mantzavinos, D., & Diamadopoulos, E. (2011). Boron-doped diamond anodic treatment of landfill leachate: evaluation of operating variables and formation of oxidation by-products. *Water Research*, 45(2), 828–838.
24. Aziz, S. Q., Aziz, H. A., Mojiri, A., Bashir, M. J. K., Amr, A. S. S. (2013). Landfill Leachate Treatment Using Sequencing Batch Reactor (SBR) Process: Limitation of Operational Parameters and Performance. *International Journal of Scientific Research in Knowledge (IJSRK)*, 1(3), 34–43.
25. Bakhshoodeh, R., Alavi, N., & Paydary, P. (2017). Composting plant leachate treatment by a pilot-scale, three-stage, horizontal flow constructed wetland in central Iran. *Environmental Science and Pollution Research International*, 24(30), 23803–23814.
26. Bakhshoodeh, R., Alavi, N., Oldham, C., Santos, R. M., Babaei, A. A., Vymazal, J., & Paydary, P. (2020). Constructed wetlands for landfill leachate treatment: A review. *Ecological Engineering*, 146(105725), 105725.
27. Baun, D. L., & Christensen, T. H. (2004). Speciation of heavy metals in landfill leachate: a review. *Waste Management & Research: The Journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA*, 22(1), 3–23.
28. Beebe, D. A., Castle, J. W., Molz, F. J., & Rodgers, J. H., Jr. (2014). Effects of evapotranspiration on treatment performance in constructed wetlands: Experimental studies and modeling. *Ecological Engineering*, 71, 394–400. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.052>.
29. Biederman, L. A., & Harpole, W. S. (2013). Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis. *GCB bioenergy*, 5(2), 202–214.
30. Brix, H., & Schierup, H. H. (1989). The use of aquatic macrophytes in water-pollution control. *Ambio*, 18(2), 100–107. <https://doi.org/10.2307/4313539>.
31. Bulc, T. G. (2006). Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment. *Ecological Engineering*, 26(4), 365–374.
32. Chen, D., Yu, X., Song, C., Pang, X., Huang, J., & Li, Y. (2016). Effect of pyrolysis temperature on the chemical oxidation stability of bamboo biochar. *Bioresource Technology*, 218, 1303–1306.
33. Christian Stöhr GmbH. (n.d.). Ανακτήθηκε από <https://www.hel-x.eu/en/technical-details/>.
34. Cooper, P. (1999). A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. *Water Science and Technology*, 40(3), 1–9. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00414-X](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00414-X).

35. Davis L., Edwards R., Garber L., Isaacs B., (1995). A Handbook of Constructed Wetlands, General Considerations, Vol. 1, US Environmental Protection Agency (EPA), Washington DC, 7. Ανακτήθηκε από: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockkey=P100CHM3.txt>.
36. Delgado-Moreno, L., Bazhari, S., Gasco, G., Méndez, A., El Azzouzi, M., & Romero, E. (2021). New insights into the efficient removal of emerging contaminants by biochars and hydrochars derived from olive oil wastes. *The Science of the Total Environment*, 752(141838), 141838.
37. Deng, C., Huang, L., Liang, Y., Xiang, H., Jiang, J., Wang, Q., ... Chen, Y. (2019). Response of microbes to biochar strengthen nitrogen removal in subsurface flow constructed wetlands: Microbial community structure and metabolite characteristics. *The Science of the Total Environment*, 694(133687), 133687.
38. Deng, S., Chen, J., & Chang, J. (2021). Application of biochar as an innovative substrate in constructed wetlands/biofilters for wastewater treatment: Performance and ecological benefits. *Journal of Cleaner Production*, 293(126156), 126156.
39. Dong, L., Qi, Z., Li, M., Zhang, Y., Chen, Y., Qi, Y., & Wu, H. (2021). Organics and nutrient removal from swine wastewater by constructed wetlands using ceramsite and magnetite as substrates. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(1), 104739.
40. Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O., & Sperling, M. von. (2017). *Treatment Wetlands*, 16, IWA Publishing <https://doi.org/10.2166/9781780408774>.
41. Garcia-Ibañez, P., Sanchez-Garcia, M., Sánchez-Monedero, M. A., Cayuela, M. L., & Moreno, D. A. (2020). Olive tree pruning derived biochar increases glucosinolate concentrations in broccoli. *Scientia Horticulturae*, 267(109329), 109329.
42. Gholipour, A., Stefanakis, A.I. (2021). A full-scale anaerobic baffled reactor and hybrid constructed wetland for university dormitory wastewater treatment and reuse in an arid and warm climate. *Ecological Engineering* 170, 106360.
43. Guo, X., Cui, X., & Li, H. (2020). Effects of fillers combined with biosorbents on nutrient and heavy metal removal from biogas slurry in constructed wetlands. *The Science of the Total Environment*, 703(134788), 134788.
44. Gupta, P., Ann, T., & Lee, S.-M. (2016). Use of biochar to enhance constructed wetland performance in wastewater reclamation. *Environmental Engineering Research*, 21(1), 36–44. <https://doi.org/10.4491/eer.2015.067>.
45. Headley, T. & Esser, D. (2019). LANDFILL LEACHATE TREATMENT. In Langergraber, G., Dotro, G., Nivala, J., Rizzo, A., & Stein, O. R. (Ed.), *Wetland Technology: Practical Information on the Design and Application of Treatment Wetlands* (pp. 48–53). London, England: IWA Publishing.
46. Işık, G., Saz, Ç., Türker, O. C., Yakar, A., & Türe, C. (2020). Boron removal with microcosm constructed wetlands (MCWs) with *Carex divisa* for treating contaminated river water. *Arabian Journal of Geosciences*, 13(13). doi:10.1007/s12517-020-05539-9.
47. Ji, B., Chen, J., Mei, J., Chang, J., Li, X., Jia, W., & Qu, Y. (2020). Roles of biochar media and oxygen supply strategies in treatment performance, greenhouse gas emissions, and bacterial community features of subsurface-flow constructed wetlands. *Bioresour Technol*, 302(122890), 122890.
48. Jinadasa, K.B.S.N., Meethiyagoda, T.A.O.K., & Jern Ng, Wun. (2018). Solid Waste (SW) Leachate Treatment using Constructed Wetland Systems. In Stefanakis, A.I. (Ed.), *Constructed wetlands for industrial wastewater treatment* (pp. 263–282). doi:10.1002/9781119268376.
49. Joseph, S. M. R., Wijekoon, P., Dilsharan, B., Punchihewa, N. D., Athapattu, B. C. L., & Vithanage, M. (2020). Anammox, biochar column and subsurface constructed wetland as an integrated system for treating municipal solid waste derived landfill leachate from an open dumpsite. *Environmental Research*, 189(109880), 109880.

50. Kadlec, R. H., Knight, R., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., & Haberl, R. (2000). *Constructed wetlands for pollution control*. London, England: IWA Publishing. Ανακτήθηκε από: https://www.pseau.org/outils/ouvrages/iwa_constructed_wetlands_for_pollution_control_2006.pdf.
51. Kadlec, R. H., & Wallace, S. (2009). *Treatment wetlands*, second edition (2nd ed.). Boca Raton, FL: CRC Press.
52. Kan, T., Strezov, V., & Evans, T. J. (2016). Lignocellulosic biomass pyrolysis: A review of product properties and effects of pyrolysis parameters. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 57, 1126–1140.
53. Kasak, K., Truu, J., Ostonen, I., Sarjas, J., Oopkaup, K., Paiste, P., ... Truu, M. (2018). Biochar enhances plant growth and nutrient removal in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *The Science of the Total Environment*, 639, 67–74.
54. Kirmizakis, P., Tsamoutsoglou, C., Kayan, B., & Kalderis, D. (2014). Subcritical water treatment of landfill leachate: application of response surface methodology. *Journal of Environmental Management*, 146, 9–15.
55. Kröpfelová, L., Vymazal, J., Svehla, J., & Stíchová, J. (2009). Removal of trace elements in three horizontal sub-surface flow constructed wetlands in the Czech Republic. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, 157(4), 1186–1194.
56. Lavrova, S., & Koumanova, B. (2010). Influence of recirculation in a lab-scale vertical flow constructed wetland on the treatment efficiency of landfill leachate. *Bioresource Technology*, 101(6), 1756–1761.
57. Liu, T., Liu, B., & Zhang, W. (2014). Nutrients and heavy metals in biochar produced by sewage sludge pyrolysis: its application in soil amendment. *Polish Journal of Environmental Studies*, 23(1), 271–275.
58. Liu, X., Zhang, Y., Li, X., Fu, C., Shi, T., & Yan, P. (2018). Effects of influent nitrogen loads on nitrogen and COD removal in horizontal subsurface flow constructed wetlands during different growth periods of *Phragmites australis*. *The Science of the Total Environment*, 635, 1360–1366.
59. Lizama Allende, K., McCarthy, D. T., & Fletcher, T. D. (2014). The influence of media type on removal of arsenic, iron and boron from acidic wastewater in horizontal flow wetland microcosms planted with *Phragmites australis*. *Chemical Engineering Journal (Lausanne, Switzerland: 1996)*, 246, 217–228. doi:10.1016/j.cej.2014.02.035.
60. Luederitz, V., Eckert, E., Lange-Weber, M., Lange, A., & Gersberg, R. M. (2001). Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 18(2), 157–171. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(01\)00075-1](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(01)00075-1).
61. Madera-Parra, C. & Ascúntar Ríos, D. (2017). Chapter 5 Constructed Wetlands for Landfill Leachate Treatment. In Rene, E. R., Sahinkaya, E., Lewis, A., & Lens, P. N. L. (Ed.), *Sustainable heavy metal remediation: Volume 1: Principles and processes* (1st ed.) (pp. 121–163). Basel, Switzerland: Springer International Publishing.
62. Maiga, Y., von Sperling, M., & Mihelcic, J. R. (2019). Constructed Wetlands. In J. R. Mihelcic & M. E. Verbyla (Eds.), *Water and Sanitation for the 21st Century: Health and Microbiological Aspects of Excreta and Wastewater Management (Global Water Pathogen Project)*. Michigan State University.
63. Marzo, A., Cirelli, G. L., Milani, M., Dotro, G., Vymazal, J. (2019). HF WETLANDS. In Langergraber, G., Dotro, G., Nivala, J., Rizzo, A., & Stein, O. R. (Ed.), *Wetland Technology: Practical Information on the Design and Application of Treatment Wetlands* (pp. 95–96). London, England: IWA Publishing.

64. Mc Bean E. A. & Rovers F. (1999). Landfill Leachate Characteristics as Inputs for the Design of Wetlands Used as Treatment Systems, In *Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates*, Mulamootil et al., 1999, Lewis Publishers.
65. Melián, J. A. H., Rodríguez, A. J. M., Araña, J., Díaz, O. G., & Henríquez, J. J. G. (2010). Hybrid constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in the Canary Islands. *Ecological Engineering*, 36(7), 891–899. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.03.009>.
66. Metcalf & Eddy Inc., Tchobanoglous, G., Burton, F. L., & Stensel, H. D. (2002). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse* (4th ed.). Maidenhead, England: McGraw Hill Higher Education.
67. Milani, M., & Toscano, A. (2013). Evapotranspiration from pilot-scale constructed wetlands planted with *Phragmites australis* in a Mediterranean environment. *Journal of Environmental Science and Health. Part A, Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 48(5), 568–580.
68. Nielsen, S., & Stefanakis, A. I. (2020). Sustainable dewatering of industrial sludges in sludge treatment Reed beds: Experiences from pilot and full-scale studies under different climates. *Applied Sciences (Basel, Switzerland)*, 10(21), 7446.
69. Nivala, J., Hoos, M. B., Cross, C., Wallace, S., & Parkin, G. (2007). Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. *The Science of the Total Environment*, 380(1–3), 19–27.
70. Obarka-Pempkowiak, H., Gajewska, M., Wojciechowska, E., & Pempkowiak, J. (2015). Treatment wetlands for environmental pollution control. doi:10.1007/978-3-319-13794-0.
71. Papaevangelou, V., Gikas, G. D., & Tsihrintzis, V. A. (2016). Effect of operational and design parameters on performance of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands treating university campus wastewater. *Environmental Science and Pollution Research International*, 23(19), 19504–19519. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7162-7>.
72. Ramsar Convention Secretariat. (2016). *An Introduction to the Convention on Wetlands*, 7th ed. (previously *The Ramsar Convention Manual*). Gland, Switzerland, 9. Ανακτήθηκε: https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/handbook1_5ed_introductiontoconvention_e.pdf.
73. Redling, A. (2019). Why producing biochar from wood is more viable than ever for C&D recyclers. Ανακτήθηκε από Waste Today website: <https://www.wastetodaymagazine.com/article/biochar-construction-demolition-recycling-wood/>.
74. Riggio, V. A., Ruffino, B., Campo, G., Comino, E., Comoglio, C., & Zanetti, M. (2018). Constructed wetlands for the reuse of industrial wastewater: A case-study. *Journal of Cleaner Production*, 171, 723–732. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.081>.
75. Saeed, T., Haque, I., & Khan, T. (2019). Organic matter and nutrients removal in hybrid constructed wetlands: Influence of saturation. *Chemical Engineering Journal (Lausanne, Switzerland: 1996)*, 371, 154–165.
76. Saeed, T., Miah, M. J., Majed, N., Alam, M. K., & Khan, T. (2021). Effect of effluent recirculation on nutrients and organics removal performance of hybrid constructed wetlands: Landfill leachate treatment. *Journal of Cleaner Production*, 282(125427), 125427.
77. Samecka-Cymerman, A., Stepien, D., & Kempers, A. J. (2004). Efficiency in removing pollutants by constructed wetland purification systems in Poland. *Journal of Toxicology and Environmental Health. Part A*, 67(4), 265–275.
78. Sánchez-García, M., Cayuela, M. L., Rasse, D. P., & Sánchez-Monedero, M. A. (2019). Biochars from Mediterranean agroindustry residues: Physicochemical properties relevant

- for C sequestration and soil water retention. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 7(5), 4724–4733.
79. Schierano, M. C., Panigatti, M. C., & Maine, M. A. (2018). Horizontal subsurface flow constructed wetlands for tertiary treatment of dairy wastewater. *International Journal of Phytoremediation*, 20(9), 895–900.
 80. Sharma, R., & Malaviya, P. (2021). Constructed wetlands for textile wastewater remediation: A review on concept, pollutant removal mechanisms, and integrated technologies for efficiency enhancement. *Chemosphere*, 290(133358), 133358. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133358>.
 81. Stefanakis, A., & Tsihrintzis, V. (2012). Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. *Chemical Engineering Journal*, 181-18, 416-430. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.11.108>.
 82. Stefanakis, A.I. & Tsihrintzis, V.A. (2012b). Use of zeolite and bauxite as filter media treating the effluent of Vertical Flow Constructed Wetlands. *Microporous and Mesoporous Materials* 155, 106-116.
 83. Stefanakis, A.I., Akratos, C.S., Tsihrintzis, V.A. (2014). *Vertical flow constructed wetlands: Eco-Engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment*. (1nd ed). Amsterdam, The Netherlands: Elsevier Science Publishing.
 84. Stefanakis, A.I., (2018). *Constructed Wetlands for industrial wastewater treatment*. (1nd ed). Chichester ,UK: John Wiley & Sons Ltd.
 85. Stefanakis, A.I., Prigent, S., Breuer, R. (2018). Integrated produced water management in a desert oilfield using wetland technology and innovative reuse practices, in: Stefanakis, A.I. (ed.), *Constructed Wetlands for industrial wastewater treatment* (pp. 25-42). Chichester, UK: John Wiley & Sons Ltd.
 86. Stefanakis, A. I. (2019). The Role of Constructed Wetlands as Green Infrastructure for Sustainable Urban Water Management. *Sustainability (Switzerland)*, 11(24). <https://doi.org/10.3390/su11246981>.
 87. Stefanakis, A., & Headley, T. (2019). FWS WETLANDS. In Langergraber, G., Dotro, G., Nivala, J., Rizzo, A., & Stein, O. R. (Ed.), *Wetland Technology: Practical Information on the Design and Application of Treatment Wetlands* (pp. 97–100). London, England: IWA Publishing.
 88. Stefanakis, A. I. (2020). Constructed wetlands. Chapter 25: *Constructed Wetlands:Description and Benefits of an Eco-Tech Water Treatment System*, IGI Global, 503–525. <https://doi.org/10.4018/978-1-7998-1210-4.ch025>.
 89. Stefanakis, A. (2020b). Constructed Wetlands for sustainable wastewater treatment in hot and arid climates: Opportunities, challenges and case studies in the Middle East. *Water*, 12(6), 1665.
 90. Sundaravadivel, M., & Vigneswaran, S. (2001). Constructed wetlands for wastewater treatment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 31(4), 351–409. <https://doi.org/10.1080/20016491089253>.
 91. Taghizadeh-Toosi, A., Clough, T. J., Sherlock, R. R., & Condon, L. M. (2012). Biochar adsorbed ammonia is bioavailable. *Plant and Soil*, 350(1–2), 57–69.
 92. 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.
 93. Tatoulis, T., Akratos, C. S., Tekerlekopoulou, A. G., Vayenas, D. V., & Stefanakis, A. I. (2017). A novel horizontal subsurface flow constructed wetland: Reducing area requirements and clogging risk. *Chemosphere*, 186, 257–268.

94. Tatsi, A. A., & Zouboulis, A. I. (2002). A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece). *Advances in Environmental Research*, 6(3), 207–219.
95. Tchobanoglous, G., & Kreith, F. (2002). *Handbook of solid waste management* (2nd ed.). New York, NY: McGraw-Hill Professional.
96. Türker, O. C., Böcük, H., & Yakar, A. (2013). The phytoremediation ability of a polyculture constructed wetland to treat boron from mine effluent. *Journal of Hazardous Materials*, 252–253, 132–141. doi:10.1016/j.jhazmat.2013.02.032.
97. Vidya, M., Sudarsan, J. S., & Nithiyanantham, S. (2017). Sustainability of constructed wetlands in using biochar for treating wastewater. *Rasayan Journal of Chemistry*. <https://doi.org/10.7324/rjc.2017.1031738>.
98. Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. F., Haberl, R., Perfler, R., & Laber, J. (1998). Removal mechanisms and types of constructed wetlands (J. Vymazal, H. Brix, P. F. Cooper, M. B. Green, & R. Haberl, Eds.). Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers.
99. Vymazal, J., Greenway, M., Tonderski, K., Brix, H., Mander, U., (2006). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. In: Verhoeven, J.T.A., Beltman, B., Bobbink, R., Whigham, D.F. (Eds.), *Wetlands and Natural Resource Management. Ecological Studies* 190, Springer-Verlag, Berlin, Germany, pp. 69–94.
100. Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *The Science of the Total Environment*, 380(1–3), 48–65.
101. Vymazal, J. (2008). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Review. *Proceedings of Taal 2007*. 965–980.
102. Vymazal, J., & Kropfelova, L. (2008). *Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow* (2008th ed.). New York, NY: Springer.
103. Vymazal, J. (2009). The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering*, 35(1), 1–17. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.08.016>.
104. Vymazal, Jan, & Šveha, J. (2012). Removal of alkali metals and their sequestration in plants in constructed wetlands treating municipal sewage. *Hydrobiologia*, 692(1), 131–143.
105. Vymazal, J. (2010). Constructed wetlands for wastewater treatment. *Water (Switzerland)*, 2(3), 530–549. <https://doi.org/10.3390/w2030530>.
106. Vymazal, J. (2014). Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. *Ecological Engineering*, 73, 724–751. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.034>.
107. Wang L., Peng J., Wang B. L. and Yang L. (2006). Design and operation of an ecosystem for municipal wastewater treatment and utilization. *Water Science and Technology*, 54(11–12), 429–436.
108. Wang, Y., & Liu, R. (2017). Comparison of characteristics of twenty-one types of biochar and their ability to remove multi-heavy metals and methylene blue in solution. *Fuel Processing Technology*, 160, 55–63. doi:10.1016/j.fuproc.2017.02.019.
109. Wang, H. X., Xu, J. L., Sheng, L. X., & Liu, X. J. (2018). A review of research on substrate materials for constructed wetlands. *Materials Science Forum*, 913, 917–929.
110. Wang, Y., Cai, Z., Sheng, S., Pan, F., Chen, F., & Fu, J. (2020). Comprehensive evaluation of substrate materials for contaminants removal in constructed wetlands. *The Science of the Total Environment*, 701(134736), 134736.
111. Wang, H., Sun, J., Xu, J., & Sheng, L. (2021). Study on clogging mechanisms of constructed wetlands from the perspective of wastewater electrical conductivity change under different substrate conditions. *Journal of Environmental Management*, 292(112813), 112813.

112. Witthayaphirom, C., Chiemchaisri, C., Chiemchaisri, W., Ogata, Y., Ebie, Y., & Ishigaki, T. (2020). Organic micro-pollutant removals from landfill leachate in horizontal subsurface flow constructed wetland operated in the tropical climate. *Journal of Water Process Engineering*, 38(101581), 101581.
113. Wojciechowska, E., Gajewska, M., Obarska-Pempkowiak, H. (2010). Treatment of Landfill Leachate by Constructed Wetlands: Three Case Studies. *Polish Journal of Environmental Studies*, 19, 643-650.
114. Wu, H., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., ... Liu, H. (2015). A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Bioresource Technology*, 175, 594–601.
115. Wu, S., Vymazal, J., & Brix, H. (2019). Critical review: Biogeochemical networking of iron in constructed wetlands for wastewater treatment. *Environmental Science & Technology*, 53(14), 7930–7944.
116. Yalcuk, A., & Ugurlu, A. (2009). Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. *Bioresource Technology*, 100(9), 2521–2526. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.029>.
117. Yang, L., & Tsai, K.-Y. (2011). Treatment of landfill leachate with high levels of ammonia by constructed wetland systems. *Journal of Environmental Science and Health. Part A, Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 46(7), 736–741.
118. Yang, Y., Zhao, Y., Liu, R., & Morgan, D. (2018). Global development of various emerged substrates utilized in constructed wetlands. *Bioresource Technology*, 261, 441–452.
119. Yanik, J., Duman, G., Karlström, O., & Brink, A. (2018). NO and SO₂ emissions from combustion of raw and torrefied biomasses and their blends with lignite. *Journal of Environmental Management*, 227, 155–161.
120. Yong, Z. J., Bashir, M. J. K., Ng, C. A., Sethupathi, S., & Lim, J.-W. (2018). A sequential treatment of intermediate tropical landfill leachate using a sequencing batch reactor (SBR) and coagulation. *Journal of Environmental Management*, 205, 244–252.
121. Youcai, Z. (2018). Leachate Generation and Characteristics. In *Pollution Control Technology for Leachate from Municipal Solid Waste* (pp. 1–30). Elsevier.
122. Zhang D. Q., Jinadasa K. B. S. N., Gersberg R. M., Liu Y., Ng W. J. and Tan S. K. (2014). Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries – a review of recent developments (2000–2013). *Journal of Environmental Management*, 141, 116–131.
123. Zhong, F., Huang, S., Wu, J., Cheng, S., & Deng, Z. (2019). The use of microalgal biomass as a carbon source for nitrate removal in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 127, 263–267. doi:10.1016/j.ecoleng.2018.11.0.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 7: ΠΑΡΑΡΤΗΜΑΤΑ

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ Ι (Μετρήσεις εισροής και εκροής στους ΤΥ)

Μετρήσεις COD

Πίνακας 20: Αναλυτικά αποτελέσματα COD από τους ΤΥ.

COD					
	mg/L			removal(%)	
	IN	P	PB	P	PB
17-Νοε-20	810	264	200	67.4	75.3
2-Δεκ-20	810	288	260	64.4	67.9
19-Δεκ-20	823	360	348	56.2	57.7
26-Δεκ-20	823	324	308	60.6	62.6
2-Ιαν-21	892	368	372	58.7	58.3
12-Ιαν-21	705	320	290	54.6	58.9
29-Ιαν-21	688	364	284	47.1	58.7
10-Φεβ-21	688	434	316	36.9	54.0
24-Φεβ-21	788	378	336	52.0	57.4
3-Μαρ-21	788	254	250	67.8	68.3
10-Μαρ-21	700	320	256	54.3	63.4
17-Μαρ-21	700	292	272	58.3	61.1
24-Μαρ-21	700	306	262	56.3	62.6
31-Μαρ-21	725	310	264	57.2	63.6
7-Απρ-21	725	304	290	58.1	60.0
Στατιστική ανάλυση					
Μέση τιμή	757.5	325.7	287.2	56.7	62.0
Τυπική απκ.	64.6	47.5	43.6	7.7	5.3
Ελαχ. τιμή	687.5	254.0	200.0	36.9	54.0
Μεγ. τιμή	892.0	434.0	372.0	67.8	75.3

Μετρήσεις BOD

Πίνακας 21: Μετρήσεις BOD₅ στην εισροή των ΤΥ.

BOD ₅	
	IN (mg/L)
29-Ιαν-21	150
10-Μαρ-21	350
31-Μαρ-21	330

Μετρήσεις pH

Πίνακας 22: Αναλυτικά αποτελέσματα pH από τους ΤΥ.

pH			
	(-)		
	Εισροή	P	PB
17-Νοε-20	6.87	6.7	6.7
2-Δεκ-20	6.9	7.1	7.2
19-Δεκ-20	7	7.2	7.1
26-Δεκ-20	6.95	7.3	7.2
2-Ιαν-21	6.95	7.1	7.2
12-Ιαν-21	6.87	6.65	6.79
29-Ιαν-21	6.85	7.13	7.13
10-Φεβ-21	6.85	7.03	7.34
24-Φεβ-21	6.93	6.64	7.16
3-Μαρ-21	6.93	7.43	6.87
10-Μαρ-21	6.92	7.77	7.53
17-Μαρ-21	6.92	7.46	7.6
24-Μαρ-21	6.92	6.7	6.66
31-Μαρ-21	6.9	6.83	6.83
7-Απρ-21	6.9	6.85	7.01
Στατιστική ανάλυση			
Μέση τιμή	6.91	7.1	7.1
Τυπική απκ.	0.04	0.3	0.3
Ελαχ. τιμή	6.85	6.6	6.7
Μεγ. τιμή	7.0	7.8	7.6

Μετρήσεις Αγωγιμότητας

Πίνακας 23 : Αναλυτικά αποτελέσματα EC από τους ΤΥ.

EC			
	mS/cm		
	Εισροή	P	PB
17-Νοε-20	5.55	2.4	2.8
2-Δεκ-20	5.55	3	3.1
19-Δεκ-20	2.5	3.1	3.1
26-Δεκ-20	2.225	3.4	3.4
2-Ιαν-21	2.225	3.7	3.5
12-Ιαν-21	4.1025	3.24	3.02
29-Ιαν-21	3.615	3.3	3.1
10-Φεβ-21	3.615	3.11	3.27
24-Φεβ-21	3.0275	2.7	2.88
3-Μαρ-21	3.0275	2.76	2.83
10-Μαρ-21	4.43	3.03	3.08
17-Μαρ-21	4.43	3.07	3.22
24-Μαρ-21	4.43	2.99	3.25
31-Μαρ-21	4.16	2.95	3.14
7-Απρ-21	4.16	3.27	3.47
Στατιστική ανάλυση			

Μέση τιμή	3.80	3.1	3.1
Τυπική απκ.	1.05	0.3	0.2
Ελαχ. τιμή	2.23	2.4	2.8
Μεγ. τιμή	4.16	3.7	3.5

Μετρήσεις TSS

Πίνακας 24: Αναλυτικά αποτελέσματα TSS από τους ΤΥ.

TSS					
	Συγκέντρωση (mg/L)			Απομάκρυνση (%)	
	Εισροή	P	PB	P	PB
29-Ιαν-21	214	56	30	73.8	86.0
10-Φεβ-21	214	18	24	91.6	88.8
24-Φεβ-21	187	19	13	89.8	93.0
3-Μαρ-21	187	24	27	87.2	85.6
10-Μαρ-21	129	20	17	84.5	86.8
17-Μαρ-21	129	4	16	96.9	87.6
24-Μαρ-21	129	26	23	79.8	82.2
31-Μαρ-21	73	32	19	56.2	74.0
7-Απρ-21	73	27	29	63.0	60.3
Στατιστική ανάλυση					
Μέση τιμή	148	25	22	80	83
Τυπική απκ.	55	14	6	14	10
Ελαχ. τιμή	73	4	13	56	60
Μεγ. τιμή	214	56	30	97	93

Μετρήσεις NH₄-N

Πίνακας 25: Αναλυτικά αποτελέσματα NH₄-N από τους ΤΥ.

NH ₄ -N					
	Συγκέντρωση (mg/L)			Απομάκρυνση (%)	
	Εισροή	P	PB	P	PB
29-Ιαν-21	97	19	11	80.41	88.66
10-Φεβ-21	97	32	18	67.01	81.44
24-Φεβ-21	37	32	14	13.51	62.16
3-Μαρ-21	37	20	17	45.95	54.05
10-Μαρ-21	90	20	12	77.78	86.67
17-Μαρ-21	90	44	23	51.11	74.44
24-Μαρ-21	98	13	9	86.73	90.82
31-Μαρ-21	107	23	8	78.50	92.52
7-Απρ-21	107	15	12	85.98	88.79
Στατιστική ανάλυση					
Μέση τιμή	84.4	24.2	13.8	65.2	80.0
Τυπική απκ.	27.6	9.9	4.8	24.3	13.7
Ελαχ. τιμή	37.0	13.0	8.0	13.5	54.1
Μεγ. τιμή	107.0	44.0	23.0	86.7	92.5

Μετρήσεις NO₃-N

Πίνακας 26 : Αναλυτικά αποτελέσματα NO₃-N από τους ΤΥ.

NO ₃ -N					
	Συγκέντρωση (mg/L)			Απομάκρυνση (%)	
	Εισροή	P	PB	P	PB
17-Νοε-20	587	180.9	110	69.18	81.26
2-Δεκ-20	587	212.1	197.6	63.87	66.34
19-Δεκ-20	296.3	159.1	148.2	46.30	49.98
26-Δεκ-20	255.3	253.7	191.8	0.63	24.87
2-Ιαν-21	255.3	180.9	164.6	29.14	35.53
12-Ιαν-21	510	232.8	88.2	54.35	82.71
29-Ιαν-21	510	141.06	96.06	72.34	81.16
10-Φεβ-21	536	117.06	92.26	78.16	82.79
24-Φεβ-21	495	205.86	103.06	58.41	79.18
3-Μαρ-21	495	217.86	102.06	55.99	79.38
10-Μαρ-21	346	215.46	80.46	37.73	76.75
17-Μαρ-21	346	204.06	40.46	41.02	88.31
24-Μαρ-21	346	119.46	58.6	65.47	83.06
31-Μαρ-21	848	234.06	48.86	72.40	94.24
7-Απρ-21	848	159.06	79.2	81.24	90.66
Στατιστική ανάλυση					
Μέση τιμή	484.1	188.9	106.8	55.1	73.1
Τυπική απκ.	186.6	42.2	48.4	21.4	20.4
Ελαχ. τιμή	255.3	117.1	40.5	0.6	24.9
Μεγ. τιμή	848.0	253.7	197.6	81.2	94.2

Μετρήσεις NO₂-N

Πίνακας 27: Αναλυτικά αποτελέσματα NO₂-N από τους ΤΥ.

NO ₂ -N					
	Συγκέντρωση(mg/L)			Απομάκρυνση (%)	
	Εισροή	P	PB	P	PB
12-Ιαν-21	111.1	58.9	11.1	47.0	90.0
29-Ιαν-21	111.1	42	14.5	62.2	86.9
10-Φεβ-21	90.1	38.2	16.4	57.6	81.8
24-Φεβ-21	134.7	30.9	9	77.1	93.3
3-Μαρ-21	134.7	25.5	2.3	81.1	98.3
10-Μαρ-21	210.57	30	1.4	85.8	99.3
17-Μαρ-21	210.57	23.6	5.5	88.8	97.4
24-Μαρ-21	210.57	25.5	7.1	87.9	96.6
31-Μαρ-21	193.75	27.1	5.5	86.0	97.2
7-Απρ-21	193.75	28.9	9.7	85.1	95.0
Στατιστική ανάλυση					
Μέση τιμή	160.1	33.1	8.3	75.8	93.6
Τυπική απκ.	48.2	10.8	4.9	14.8	5.7
Ελαχ. τιμή	90.1	23.6	1.4	47.0	81.8
Μεγ. τιμή	210.6	58.9	16.4	88.8	99.3

Μετρήσεις TP

Πίνακας 28: Αναλυτικά αποτελέσματα TP από τους ΤΥ.

TP					
	Συγκέντρωση (mg/L)			Απομάκρυνση(%)	
	Εισροή	P	PB	P	PB
29-Ιαν-21	0.460	0.098	0.091	78.7	80.2
10-Φεβ-21	0.779	0	0	100.0	100.0
31-Μαρ-21	0.362	0	0	100.0	100.0
Στατιστική ανάλυση					
Μέση τιμή	0.5	0	0.0	92.9	93.4
Τυπική απκ.	0.2	0.1	0.1	12.3	11.4
Ελαχ. τιμή	0.362	0	0	78.71	80.23
Μεγ. τιμή	0.779	0.098	0.091	100	100

Μετρήσεις PO₄³⁻P

Πίνακας 29: Αναλυτικά αποτελέσματα PO₄³⁻P από τους ΤΥ.

PO ₄ ³⁻ P					
	Συγκέντρωση (mg/L)			Απομάκρυνση(%)	
	Εισροή	P	PB	P	PB
29-Ιαν-21	1.258	0.442	0.442	64.9	64.9
10-Φεβ-21	1.258	0	0	100	100
10-Μαρ-21	0.19	0	0	100	100
31-Μαρ-21	0.19	0	0	100	100
Στατιστική ανάλυση					
Μέση τιμή	0.7	0.1	0.1	91.2	91.2
Τυπική απκ.	0.6	0.2	0.2	17.6	17.6
Ελαχ. τιμή	0.09	0	0	64.9	64.9
Μεγ. τιμή	1.258	0.442	0.442	100	100

Μετρήσεις Μετάλλων και Μεταλλοειδών

Μετρήσεις B

Πίνακας 30: Αναλυτικά αποτελέσματα B από τους ΤΥ.

B					
	Συγκέντρωση (ppm)			Απομάκρυνση (%)	
	Εισροή	P	PB	P	PB
12-Ιαν-21	2.035	0.6664	0.5734	67.25	71.82
29-Ιαν-21	2.136	0.6933	0.5833	67.53	72.69
10-Φεβ-21	2.136	0.5961	0.5817	72.09	72.76
24-Φεβ-21	2.136	0.5568	0.5821	73.93	72.74
3-Μαρ-21	2.136	0.4971	0.5149	76.72	75.89
10-Μαρ-21	2.318	0.5619	0.5473	75.76	76.39
17-Μαρ-21	2.318	0.5304	0.5583	77.12	75.91

24-Μαρ-21	2.318	0.6295	0.5504	72.84	76.26
31-Μαρ-21	2.354	0.619	0.5947	73.70	74.73
7-Απρ-21	2.354	0.4865	0.5848	79.33	75.15
Στατιστική ανάλυση					
Μέση τιμή	2.22	0.58	0.57	73.63	74.43
Τυπική απκ.	0.12	0.07	0.02	3.94	1.75
Ελαχ. τιμή	2.03	0.49	0.51	67.25	71.82
Μεγ. τιμή	2.35	0.69	0.59	79.33	76.39

Μετρήσεις Na

Πίνακας 31: Αναλυτικά αποτελέσματα Na από τους ΤΥ.

Na					
	Συγκέντρωση (ppm)			Απομάκρυνση (%)	
	Εισροή	P	PB	P	PB
12-Ιαν-21	-	-	379.8	-	-
29-Ιαν-21	-	-	395.2	-	-
10-Φεβ-21	1054.5	380.9	374.5	63.88	64.49
24-Φεβ-21	1054.5	362.4	389.6	65.63	63.05
3-Μαρ-21	1054.5	326.8	340.4	69.01	67.72
10-Μαρ-21	1054.5	361.5	349.7	65.72	66.84
17-Μαρ-21	1054.5	342.7	360.5	67.50	65.81
24-Μαρ-21	1054.5	-	363.4	-	65.54
31-Μαρ-21	1054.5	414.1	386.9	60.73	63.31
7-Απρ-21	1054.5	314.8	368	70.15	65.10
Στατιστική ανάλυση					
Μέση τιμή	1054.5	357.60	370.80	66.09	65.23
Τυπική απκ.		33.61	17.77	3.19	1.61
Ελαχ. τιμή		314.80	340.40	60.73	63.05
Μεγ. τιμή		414.10	395.20	70.15	67.72

Μετρήσεις Mg

Πίνακας 32: Αναλυτικά αποτελέσματα Mg από τους ΤΥ.

Mg					
	Συγκέντρωση (ppm)			Απομάκρυνση(%)	
	Εισροή	P	PB	P	PB
12-Ιαν-21	39	19.1	17.8	51.3	54.6
29-Ιαν-21	42	20.4	19.5	51.7	53.8
10-Φεβ-21	42	18.9	18.9	55.3	55.3
24-Φεβ-21	42	17.9	20	57.6	52.7
3-Μαρ-21	42	16.5	18.2	60.9	56.9
10-Μαρ-21	45	18.7	18.9	58.4	58.0
17-Μαρ-21	45	16.9	19.2	62.4	57.3
24-Μαρ-21	45	22.7	18.4	49.6	59.1
31-Μαρ-21	46	21.9	20.6	52.1	55.0
7-Απρ-21	46	15.4	19.4	66.3	57.6
Στατιστική ανάλυση					
Μέση τιμή	43.5	18.8	19.1	56.6	56.0

Τυπική απκ.	2.1	2.3	0.8	5.5	2.1
Ελαχ. τιμή	39.3	15.4	17.8	49.6	52.7
Μεγ. τιμή	45.8	22.7	20.6	66.3	59.1

Μετρήσεις ΑΙ

Πίνακας 33: Αναλυτικά αποτελέσματα ΑΙ από τους ΤΥ.

ΑΙ					
	Συγκέντρωση(ppm)			Απομάκρυνση (%)	
	Εισροή	P	PB	P	PB
12-Ιαν-21	190.15	1.72	0.9417	99.1	99.5
29-Ιαν-21	201.20	1.516	0.9276	99.2	99.5
10-Φεβ-21	201.20	0.4389	0.4644	99.8	99.8
24-Φεβ-21	201.20	2.738	2.535	98.6	98.7
3-Μαρ-21	201.20	0.5569	0.4485	99.7	99.8
10-Μαρ-21	21.47	0.5071	0.4075	99.8	99.8
17-Μαρ-21	218.47	0.3625	0.2199	99.8	99.9
24-Μαρ-21	218.47	1.863	0.5	99.1	99.8
31-Μαρ-21	179.97	0.5409	0.2598	99.7	99.9
7-Απρ-21	179.97	0.2556	0.7303	99.9	99.6
Στατιστική ανάλυση					
Μέση τιμή	201.03	1.05	0.74	99.48	99.63
Τυπική απκ.	14.60	0.85	0.68	0.42	0.34
Ελαχ. τιμή	179.98	0.26	0.22	98.64	98.74
Μεγ. τιμή	218.48	2.74	2.54	99.86	99.90

Μετρήσεις Κ

Πίνακας 34: Αναλυτικά αποτελέσματα Κ από τους ΤΥ.

Κ					
	Συγκέντρωση(ppm)			Απομάκρυνση (%)	
	Εισροή	P	PB	P	PB
12-Ιαν-21	835.50	291.4	281.6	65.1	66.3
29-Ιαν-21	924.50	301.5	293.5	67.4	68.3
10-Φεβ-21	924.50	258.1	285.2	72.1	69.2
24-Φεβ-21	924.50	252.5	299.3	72.7	67.6
3-Μαρ-21	924.50	224.7	258.0	75.7	72.1
10-Μαρ-21	1056.75	249.8	264.1	76.4	75.0
17-Μαρ-21	1056.75	243.7	274.8	76.9	74.0
24-Μαρ-21	1056.75	300.9	253.5	71.5	76.0
31-Μαρ-21	1070.75	283.3	285.3	73.5	73.4
7-Απρ-21	1070.75	222.6	272.9	79.2	74.5
Στατιστική ανάλυση					
Μέση τιμή	984.53	262.85	276.82	73.06	71.63
Τυπική απκ.	86.37	29.66	15.01	4.34	3.49
Ελαχ. τιμή	835.50	222.60	253.50	65.12	66.30
Μεγ. τιμή	1070.75	301.50	299.30	79.21	76.01

Μετρήσεις Ca

Πίνακας 35: Αναλυτικά αποτελέσματα Ca από τους ΤΥ.

Ca					
	Συγκέντρωση(ppm)			Απομάκρυνση (%)	
	Εισροή	P	PB	P	PB
12-Ιαν-21	38.50	171.6	114.7	-	-
29-Ιαν-21	49.25	173.5	140.6		
10-Φεβ-21	49.25	149.6	143.2		
24-Φεβ-21	49.25	142.9	152.3		
3-Μαρ-21	49.25	160.7	162.9		
10-Μαρ-21	55.50	153.9	132.6		
17-Μαρ-21	55.50	151.0	167.3		
24-Μαρ-21	55.50	191.8	162.7		
31-Μαρ-21	60.00	207.0	183.5		
7-Απρ-21	60.00	142.4	171.1		
Μέση τιμή	52.20	164.44	153.09	-	-
Τυπική απκ.	6.47	21.52	20.51		
Ελαχ. τιμή	38.50	142.40	114.70		
Μεγ. τιμή	60.00	207.00	183.50		

Μετρήσεις Cr

Πίνακας 36: Αναλυτικά αποτελέσματα Cr από τους ΤΥ.

Cr					
	Συγκέντρωση(ppm)			Απομάκρυνση (%)	
	Εισροή	P	PB	P	PB
12-Ιαν-21	0.201	0.0523	0.048	74.0	76.1
29-Ιαν-21	0.212	0.0519	0.0444	75.5	79.1
10-Φεβ-21	0.212	0.0322	0.0293	84.8	86.2
24-Φεβ-21	0.212	0.0294	0.0247	86.1	88.3
3-Μαρ-21	0.212	0.0341	0.0238	83.9	88.8
10-Μαρ-21	0.256	0.0227	0.0217	91.1	91.5
17-Μαρ-21	0.256	0.0212	0.0236	91.7	90.8
24-Μαρ-21	0.256	0.0281	0.0206	89.0	92.0
31-Μαρ-21	0.228	0.023	0.022	89.9	90.4
7-Απρ-21	0.228	0.0176	0.0216	92.3	90.5
Στατιστική ανάλυση					
Μέση τιμή	0.227	0.031	0.028	85.85	87.34
Τυπική απκ.	0.021	0.012	0.010	6.52	5.46
Ελαχ. τιμή	0.201	0.018	0.021	74.01	76.15
Μεγ. τιμή	0.256	0.052	0.048	92.28	91.96

Μετρήσεις Mn

Πίνακας 37: Αναλυτικά αποτελέσματα Mn από τους ΤΥ.

Mn					
	Συγκέντρωση(ppm)			Απομάκρυνση (%)	
	Εισροή	P	PB	P	PB
12-Ιαν-21	0.079	0.0389	0.0307	50.8	61.1
29-Ιαν-21	0.110	0.0275	0.0316	74.9	71.2
10-Φεβ-21	0.110	0.0412	0.0279	62.5	74.6
24-Φεβ-21	0.110	0.048	0.0252	56.3	77.0
3-Μαρ-21	0.110	0.023	0.0275	79.0	74.9
10-Μαρ-21	0.119	0.021	0.0151	82.4	87.3
17-Μαρ-21	0.119	0.0215	0.01	82.0	91.6
24-Μαρ-21	0.119	0.0498	0.0273	58.2	77.1
31-Μαρ-21	0.116	0.0266	0.0279	77.0	75.9
7-Απρ-21	0.116	0.0138	0.0277	88.1	76.1
Στατιστική ανάλυση					
Μέση τιμή	0.111	0.031	0.025	71.12	76.69
Τυπική απκ.	0.012	0.012	0.007	13.0	8.28
Ελαχ. τιμή	0.079	0.014	0.010	50.76	61.14
Μεγ. τιμή	0.119	0.050	0.032	88.08	91.61

Μετρήσεις Fe

Πίνακας 38: Αναλυτικά αποτελέσματα Fe από τους ΤΥ.

Fe					
	Συγκέντρωση(ppm)			Απομάκρυνση (%)	
	Εισροή	P	PB	P	PB
12-Ιαν-21	2.471	0.2834	0.2874	88.5	88.4
29-Ιαν-21	0.718	0.2155	1.831	70.0	-
10-Φεβ-21	0.718	0.1745	0.1756	75.7	75.6
24-Φεβ-21	0.718	0.1766	0.3371	75.4	53.1
3-Μαρ-21	0.718	43.27	3.735	-	-
10-Μαρ-21	0.935	0.357	0.2657	61.8	71.6
17-Μαρ-21	0.935	0.3359	12.65	64.1	-
24-Μαρ-21	0.935	0.3057	0.2456	67.3	73.7
31-Μαρ-21	0.776	0.2353	0.1511	69.7	80.5
7-Απρ-21	0.776	0.2043	0.1405	73.7	81.9
Στατιστική ανάλυση					
Μέση τιμή	1.0	4.6	2.0	71.8	75.0
Τυπική απκ.	0.5	13.6	3.9	7.9	11.2
Ελαχ. τιμή	0.7	0.2	0.1	61.8	53.1
Μεγ. τιμή	2.5	43.3	12.7	88.5	88.4

Μετρήσεις Ni

Πίνακας 39: Αναλυτικά αποτελέσματα Ni από τους ΤΥ.

Ni					
	Συγκέντρωση(ppm)			Απομάκρυνση (%)	
	Εισροή	P	PB	P	PB
12-Ιαν-21	0.053	0.0139	0.0143	73.8	73.0
29-Ιαν-21	0.12	0.0209	0.01	82.6	91.7
10-Φεβ-21	0.12	0.0147	0.0102	87.8	91.5
24-Φεβ-21	0.12	0.0438	0.0144	63.5	88.0
3-Μαρ-21	0.12	0.007	0.0056	94.2	95.3
10-Μαρ-21	0.1625	0.0178	0.0109	89.0	93.3
17-Μαρ-21	0.1625	0.0098	0.0108	94.0	93.4
24-Μαρ-21	0.1625	0.0112	0.0058	93.1	96.4
31-Μαρ-21	0.20625	0.0108	0.0072	94.8	96.5
7-Απρ-21	0.20625	0.0035	0.0151	98.3	92.7
Στατιστική ανάλυση					
Μέση τιμή	0.143	0.015	0.010	87.10	91.18
Τυπική απκ.	0.046	0.011	0.003	10.93	6.87
Ελαχ. τιμή	0.053	0.004	0.006	63.50	73.02
Μεγ. τιμή	0.206	0.044	0.015	98.30	96.51

Μετρήσεις Cu

Πίνακας 40: Αναλυτικά αποτελέσματα Cu από τους ΤΥ.

Cu					
	Συγκέντρωση(ppm)			Απομάκρυνση (%)	
	Εισροή	P	PB	P	PB
12-Ιαν-21	0.072	0.0304	0.0226	57.6	68.5
29-Ιαν-21	0.139	0.0248	0.072	82.1	48.0
10-Φεβ-21	0.139	0.0378	0.0645	72.7	53.4
24-Φεβ-21	0.139	0.0475	0.0714	65.7	48.4
3-Μαρ-21	0.139	0.045	0.0442	67.5	68.1
10-Μαρ-21	0.234	0.0814	0.0376	65.3	83.9
17-Μαρ-21	0.234	0.0214	0.0302	90.9	87.1
24-Μαρ-21	0.234	0.0526	0.0641	77.5	72.6
31-Μαρ-21	0.184	0.0237	0.0191	87.1	89.6
7-Απρ-21	0.184	0.0147	0.0243	92.0	86.8
Στατιστική ανάλυση					
Μέση τιμή	0.170	0.038	0.045	75.84	70.66
Τυπική απκ.	0.054	0.020	0.021	11.94	16.28
Ελαχ. τιμή	0.072	0.015	0.019	57.63	48.01
Μεγ. τιμή	0.234	0.081	0.072	92.01	89.62

Μετρήσεις Zn

Πίνακας 41: Αναλυτικά αποτελέσματα Zn από τους ΤΥ.

Zn					
	Συγκέντρωση(ppm)			Απομάκρυνση (%)	
	Εισροή	P	PB	P	PB
12-Ιαν-21	0.54675	0.6757	0.283	-	-
29-Ιαν-21	0.9585	0.3201	0.4591	66.6	52.1
10-Φεβ-21	0.9585	0.7114	0.6046	25.8	36.9
24-Φεβ-21	0.9585	0.4363	0.5048	54.5	47.3
3-Μαρ-21	0.9585	0.4489	0.4426	53.2	53.8
10-Μαρ-21	1.49975	0.4947	0.364	67.0	75.7
17-Μαρ-21	1.49975	0.3564	0.3195	76.2	78.7
24-Μαρ-21	1.49975	0.4571	0.4537	69.5	69.7
31-Μαρ-21	1.7625	0.6184	0.4173	64.9	76.3
7-Απρ-21	1.7625	0.1863	0.2771	89.4	84.3
Στατιστική ανάλυση					
Μέση τιμή	1.24	0.47	0.41	63.02	63.88
Τυπική απκ.	0.41	0.16	0.10	17.69	16.60
Ελαχ. τιμή	0.55	0.19	0.28	25.78	36.92
Μεγ. τιμή	1.76	0.71	0.60	89.43	84.28

Μετρήσεις Mo

Πίνακας 42: Αναλυτικά αποτελέσματα Mo από τους ΤΥ.

Mo					
	Συγκέντρωση(ppm)			Απομάκρυνση (%)	
	Εισροή	P	PB	P	PB
12-Ιαν-21	0.016	0.0058	0.0065	63.8	59.4
29-Ιαν-21	0.03675	0.0067	0.004	81.8	89.1
10-Φεβ-21	0.03675	0.0043	0.0053	88.3	85.6
24-Φεβ-21	0.03675	0.0147	0.0216	60.0	41.2
3-Μαρ-21	0.03675	0.0034	0.0035	90.7	90.5
10-Μαρ-21	0.0415	0.0042	0.0031	89.9	92.5
17-Μαρ-21	0.0415	0.0075	0.006	81.9	85.5
24-Μαρ-21	0.0415	0.0061	0.0036	85.3	91.3
31-Μαρ-21	0.04225	0.0041	0.0052	90.3	87.7
7-Απρ-21	0.04225	0.0077	0.0453	-	-
Στατιστική ανάλυση					
Μέση τιμή	0.037	0.006	0.010	81.33	80.32
Τυπική απκ.	0.008	0.003	0.013	11.57	17.77
Ελαχ. τιμή	0.016	0.003	0.003	60.00	41.22
Μεγ. τιμή	0.042	0.015	0.045	90.75	92.53

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ II (Μετρήσεις Εξατμισοδιαπνοής)

Πίνακας 43: Αναλυτικές μετρήσεις ET για του ΤΥ.

Ημερομηνία	P		PB		Θερμοκρασία (°C)	Βροχή (mm)	Βροχή (L)	ET (L)		ET (mm)	
	IN(L)	OUT(L)	IN(L)	OUT(L)				P	PB	P	PB
29-Ιαν	4.5	0.52	2.5	0.87	12.8	0	0	3.98	1.63	9.11	3.73
30-Ιαν	2	0.01	2	0.01	16.2	0	0	1.99	1.99	4.55	4.55
31-Ιαν	2	1.5	2	1.62	15.4	0	0	0.50	0.38	1.14	0.87
1-Φεβ	2	0.95	2	2	16.7	0	0	1.05	0.00	2.40	0.00
2-Φεβ	2	0.1	2	0.2	14.2	0	0	1.90	1.80	4.35	4.12
3-Φεβ	2	2	2	0.05	13.1	0	0	0.00	1.95	0.00	4.46
4-Φεβ	2	1.55	2	0.02	14.1	0.2	0.09	0.54	2.07	1.23	4.73
5-Φεβ	2	1.77	2	1.1	15.0	0	0	0.23	0.90	0.53	2.06
6-Φεβ	2	1.22	2	0.8	17.2	0	0	0.78	1.20	1.78	2.75
7-Φεβ	2	0.84	2	0.89	15.9	0	0	1.16	1.11	2.65	2.54
8-Φεβ	2	1.25	2	0.95	17.3	0	0	0.75	1.05	1.72	2.40
9-Φεβ	2	1.08	2	1.14	16.2	0	0	0.92	0.86	2.10	1.97
10-Φεβ	3	1.02	3	3	15.9	0	0	1.98	0.00	4.53	0.00
11-Φεβ	2	1.47	2	1.2	16.7	0	0	0.53	0.80	1.21	1.83
12-Φεβ	2	0.48	2	0.9	14.6	0	0	1.52	1.10	3.48	2.52
13-Φεβ	2	0.01	2	1.22	14.0	0	0	1.99	0.78	4.55	1.78
14-Φεβ	2	1.84	2	1.17	12.7	8.2	3.58	3.74	4.41	8.57	10.10
15-Φεβ	2	12.5	2	13.5	6.6	31	13.55	3.05	2.05	6.98	4.69
16-Φεβ	2	5.8	2	5.8	4.6	8.8	3.85	0.05	0.05	0.11	0.11
17-Φεβ	2	3.55	2	3.55	6.1	3.6	1.57	0.02	0.02	0.05	0.05
18-Φεβ	2	1.9	2	1	10.2	0	0	0.10	1.00	0.23	2.29
19-Φεβ	2	1.45	2	1.22	10.7	0	0	0.55	0.78	1.26	1.78
20-Φεβ	2	1.61	2	1.37	12.1	0	0	0.39	0.63	0.89	1.44
21-Φεβ	2	0.02	2	0.95	11.1	6.2	2.71	4.69	3.76	10.73	8.60
22-Φεβ	2	2	2	2	12.0	0	0	0.00	0.00	0.00	0.00
23-Φεβ	2	1.6	2	0.8	11.6	0	0	0.40	1.20	0.92	2.75
24-Φεβ	2	2	2	1.9	13.3	0	0	0.00	0.10	0.00	0.23
25-Φεβ	2	0.54	2	0.14	12.5	0	0	1.46	1.86	3.34	4.26
26-Φεβ	2	1.58	2	0.22	12.7	0	0	0.42	1.78	0.96	4.07
27-Φεβ	2	1.57	2	0.82	12.9	0	0	0.43	1.18	0.98	2.70
28-Φεβ	2	0.01	2	0.01	14.1	0	0	1.99	1.99	4.55	4.55
1-Μαρ	2	2	2	0.38	12.0	0	0	0.00	1.62	0.00	3.71
2-Μαρ	2	1.26	2	0.01	10.3	0.8	0.35	1.09	2.34	2.49	5.35
3-Μαρ	2	2.64	2	0.01	11.3	2.2	0.96	0.32	2.95	0.74	6.75
4-Μαρ	2	1.81	2	1.42	12.4	0	0	0.19	0.58	0.43	1.33
5-Μαρ	2	0.01	2	0.01	13.3	0	0	1.99	1.99	4.55	4.55
6-Μαρ	2	2	2	0.01	15.1	0	0	0.00	1.99	0.00	4.55
7-Μαρ	2	1.36	2	0.01	13.1	0	0	0.64	1.99	1.46	4.55
8-Μαρ	2	1.36	2	0.01	12.7	0.6	0.26	0.90	2.25	2.06	5.15

9-Μαρ	2	1.98	2	0.01	14.9	0.2	0.09	0.11	2.08	0.25	4.75
10-Μαρ	2	1.02	2	0.26	15.3	0	0	0.98	1.74	2.24	3.98
11-Μαρ	2	0.45	2	0.54	13.5	1.6	0.70	2.25	2.16	5.15	4.94
12-Μαρ	2	1.73	2	0.27	11.8	0	0	0.27	1.73	0.62	3.96
13-Μαρ	2	1.27	2	0.87	14.6	0	0	0.73	1.13	1.67	2.59
14-Μαρ	2	1.7	2	0.36	14.1	2	0.87	1.17	2.51	2.69	5.75
15-Μαρ	2	1.72	2	1.5	14.0	4.2	1.84	2.12	2.34	4.84	5.34
16-Μαρ	2	3.73	2	2.7	12.1	4.2	1.84	0.11	1.14	0.24	2.60
17-Μαρ	2	2.81	2	1.78	11.3	3.2	1.40	0.59	1.62	1.35	3.70
18-Μαρ	2	2	2	1.98	12.2	0	0	0.00	0.02	0.00	0.05
19-Μαρ	2	0.97	2	0.43	13.8	1.2	0.52	1.55	2.09	3.56	4.79
20-Μαρ	2	1.94	2	0.49	15.3	0.4	0.17	0.23	1.68	0.54	3.85
21-Μαρ	2	1.15	2	1.14	15.2	0	0	0.85	0.86	1.94	1.97
22-Μαρ	2	1.2	2	1.05	15.8	0	0	0.80	0.95	1.83	2.17
24-Μαρ	2	1.28	2	2.06	8.8	10.2	4.46	5.18	4.40	11.85	10.06
25-Μαρ	2	6.15	2	6.15	7.2	9.6	4.20	0.05	0.05	0.11	0.11
26-Μαρ	2	2.05	2	2.05	9.1	0.2	0.09	0.04	0.04	0.09	0.09
27-Μαρ	2	1.18	2	0.14	11.4	0	0	0.82	1.86	1.88	4.26
28-Μαρ	2	1.32	2	0.01	13.3	0	0	0.68	1.99	1.56	4.55
29-Μαρ	2	1.11	2	0.01	13.3	0	0	0.89	1.99	2.04	4.55
30-Μαρ	2	1.1	2	0.01	12.8	0	0	0.90	1.99	2.06	4.55
1-Απρ	2	3.45	2	3.45	10.9	3.4	1.49	0.04	0.04	0.08	0.08
2-Απρ	2	2.05	2	1.15	13	0.2	0.09	0.04	0.94	0.09	2.14
3-Απρ	2	1.28	2	0.78	15.9	0	0	0.72	1.22	1.65	2.79
4-Απρ	2	0.49	2	0.01	20.8	0	0	1.51	1.99	3.45	4.55
5-Απρ	2	0.35	2	0	20.4	0	0	1.65	2.00	3.77	4.58
6-Απρ	2	0.45	2	0	20.2	0	0	1.55	2.00	3.55	4.58
7-Απρ	3	0	4	0	16.2	0	0	3.00	4.00	6.86	9.15