

**ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ**

ΔΙΕΠΙΣΤΗΜΟΝΙΚΟ - ΔΙΑΤΜΗΜΑΤΙΚΟ

ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΩΝ ΣΠΟΥΔΩΝ

«ΕΠΙΣΤΗΜΗ & ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ ΥΔΑΤΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ»

ΔΙΠΛΩΜΑΤΙΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ

**ΔΙΕΡΕΥΝΗΣΗ ΤΗΣ ΑΠΟΔΟΣΗΣ ΕΝΟΣ ΣΥΝΔΥΑΣΜΕΝΟΥ  
ΣΥΣΤΗΜΑΤΟΣ ΑΝΑΕΡΟΒΙΑΣ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΚΑΙ  
ΤΕΧΝΗΤΩΝ ΥΓΡΟΒΙΟΤΟΠΩΝ ΓΙΑ ΤΗΝ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑ  
ΟΙΚΙΑΚΩΝ ΛΥΜΑΤΩΝ**

ΑΓΓΕΛΙΚΗ ΚΟΡΔΑ

**Επιβλέπων:** Αναπληρωτής Καθηγητής Συμεών Μαλαμής

Αθήνα, Νοέμβριος 2022



## ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Η παρούσα μεταπτυχιακή διπλωματική εργασία αποτελεί μέρος της ολοκλήρωσης του Διατμηματικού Προγράμματος Μεταπτυχιακών Σπουδών (ΔΠΜΣ) «Επιστήμη και Τεχνολογία Υδατικών Πόρων» (ΕΤΥΠ) του Εθνικού Μετσόβιου Πολυτεχνείου, κατά το έτος 2020-2022.

Το πειραματικό μέρος της εργασίας υλοποιήθηκε στους ειδικούς εργαστηριακούς χώρους που έχει δημιουργήσει το Εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας (ΕΥΤ) του Τομέα Υδατικών Πόρων της Σχολής Πολιτικών Μηχανικών, ΕΜΠ στα πλαίσια του HYDROUSA project που βρίσκονται στην Μονάδα Επεξεργασίας Λυμάτων (ΜΕΛ) της Άντισσας στην Λέσβο, καθώς επίσης και στο Εργαστήριο Ποιότητας Υδάτων και Αέρα του Τμήματος Περιβάλλοντος του Πανεπιστημίου Αιγαίου.

Αρχικά, θα ήθελα να ευχαριστήσω τον επιβλέποντα Επίκουρο καθηγητή Συμεών Μαλαμή για την δυνατότητα που μου έδωσε να πραγματοποιήσω την διπλωματική μου εργασία καθώς και για την εμπιστοσύνη που μου έδειξε και την βοήθεια που μου παρείχε.

Επιπλέον, ξεχωριστές ευχαριστίες θα ήθελα να εκφράσω στους Υποψήφιους Διδάκτορες Ταξιάρχη Σέιντο και Ασημίνα Κούκουρα, για την πολύτιμη βοήθεια και στήριξη τους καθ' όλη τη διάρκεια της εκπόνησης της μεταπτυχιακής διπλωματικής εργασίας αλλά, και για το φιλικό κλίμα, την κατανόηση και την άψογη συνεργασία που είχαμε κατά τη διάρκεια των πειραμάτων.

Τέλος, θα ήθελα να ευχαριστήσω ιδιαίτερως την οικογένεια μου και την φίλη μου Δέσποινα για την αγάπη και την ηθική υποστήριξη τους καθ' όλη την διάρκεια των σπουδών μου.

## ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Η παρούσα μεταπτυχιακή εργασία, είχε ως στόχο την διερεύνηση της απόδοσης της μονάδας επεξεργασίας λυμάτων του χωριού της Άντισσας, που βρίσκεται στο νησί της Λέσβου, το οποίο ανήκει στην ελληνική επικράτεια, κοινότητας περίπου 900 κατοίκων. Η μονάδα αποτελείται από αναερόβιο αντιδραστήρα και τεχνητούς υγροβιότοπους, δυναμικότητας 100 m<sup>3</sup>/d (Ισοδύναμος πληθυσμός 500 κατοίκων). Πιο συγκεκριμένα, το σύστημα περιλαμβάνει 2 όμοιους αναερόβιους αντιδραστήρες ανοδικής ροής, τύπου UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) με όγκο 24 m<sup>3</sup> ο καθένας και δύο τεχνητούς υγροβιότοπους κάθετης, υποεπιφανειακής ροής (κορεσμένος και ακόρεστος) 245 m<sup>2</sup> και 600 m<sup>2</sup> αντίστοιχα. Η διάρκεια παρακολούθησης ήταν 6 μήνες, από τον Οκτώβριο του 2021 μέχρι τον Απρίλιο του 2022.

Οι παροχές που εφαρμόστηκαν ήταν 33.6, 25.0 και 40.0 m<sup>3</sup>/d και η ταχύτητα ανόδου για τον UASB ήταν 0.45, 0.35 και 0.35 m/h αντίστοιχα. Επίσης ο υδραυλικός χρόνος παραμονής HRT ήταν 30.0, 40.3 και 25.2 h αντίστοιχα και ο ρυθμός οργανικής φόρτωσης (OLR) ήταν 370, 200 και 480 gCOD/m<sup>3</sup>/d αντίστοιχα. Το οργανικό φορτίο για τον κορεσμένο και ακόρεστο τεχνητό υγροβιότοπο ήταν της τάξης 10-40 gCOD/m<sup>3</sup>/d και 7-20 gCOD/m<sup>3</sup>/d αντίστοιχα.

Τα ποσοστά απομάκρυνσης του αναερόβιου αντιδραστήρα UASB για ολικά αιωρούμενα στερεά (TSS), ολικού χημικά απαιτούμενο οξυγόνο (tCOD) και βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνου (BOD<sub>5</sub>) ήταν 75 %, 54 % και 53 %, αντίστοιχα. Οι τεχνητοί υγροβιότοποι είχαν απόδοση απομάκρυνσης 90 % για TSS, 85 % tCOD, 95% BOD<sub>5</sub> και 94% NH<sub>4</sub>. Οι μέσες συγκεντρώσεις στην τελική εκροή ήταν 5.0 ± 2.6 mg/l BOD<sub>5</sub>, 20.0 ± 9.8 mg/l tCOD, 3.8 ± 2.6 mg/l TSS και θολότητα 4 ± 4 NTU. Αντιθέτως, τόσο στον αντιδραστήρα UASB όσο και στους τεχνητούς υγροβιότοπους δεν παρατηρήθηκε κάποια σημαντική μείωση θρεπτικών για το λόγο αυτόν, οι μέσες συγκεντρώσεις NO<sub>3</sub> και PO<sub>4</sub> στην τελική εκροή ήταν 30.0 ± 9.7 mg/l και 4.9 ± 1.3 mg/l, αντίστοιχα. Επομένως, το σύστημα αυτό παράγει νερό πλούσιο σε θρεπτικά στοιχεία, κατάλληλο για την άρδευση καλλιεργειών κατηγορίας A (class A) με βάση τα όρια BOD<sub>5</sub>, TSS και θολότητας του Ευρωπαϊκού Κανονισμού 2020/741 σχετικά με τις ελάχιστες απαιτήσεις για την επαναχρησιμοποίηση των υδάτων.

Στα πειράματα BMP που έγιναν η παραγωγή βιοαερίου με βάση το  $COD_{removed}$  ήταν 0.13, 0.16 και 0.18 l biogas/ $COD_{removed}$  για χαμηλή, μεσαία και υψηλή φόρτιση όσον αφορά την γλυκόζη. Ενώ για τα λύματα ήταν 0.03, 0.04 και 0.11 l biogas/ $COD_{removed}$  αντίστοιχα. Επίσης, Το ισοζύγιο μάζας COD στον αντιδραστήρα UASB δε κλείνει και έχει ποσοστό απόκλισης για κάθε περίοδο λειτουργίας -6%, -41% & -46% αντίστοιχα. Ενώ το ισοζύγιο μάζας αζώτου στον ακόρεστο υγροβιότοπο έχει ποσοστό απόκλισης 11% 22% & 30% για κάθε περίοδο. Τέλος, σε όλα τα πειράματα AUR ο ρυθμός νιτροποίησης που υπολογίζεται από το πείραμα φαίνεται να συνάδει με την νιτροποιητική δραστηριότητα του συστήματος. Επομένως επιβεβαιώνεται ότι στον ακόρεστο υγροβιότοπο η αμμωνία οξειδώνεται σε νιτρικά με βιολογικό τρόπο, κυρίως.

## ABSTRACT

The aim of this master's thesis was to investigate the performance of the sewage treatment plant of the village of Antissa, located on the island of Lesvos, which belongs to the Greek territory, a community of approximately 900 inhabitants. The unit consists of an anaerobic reactor and constructed wetlands, with a capacity of 100 m<sup>3</sup>/d (design population equivalent of 500). More specifically, the system includes 2 similar anaerobic upflow reactors, UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) type with a volume of 24 m<sup>3</sup> each and two constructed vertical subsurface flow wetlands (saturated and unsaturated) of 245 m<sup>2</sup> and 600 m<sup>2</sup>. The monitoring period was 6 months, from October 2021 to April 2022.

The flow rates were 33.6, 25.0 and 40.0 m<sup>3</sup>/d and  $V_{up}$  for UASB was 0.45, 0.35 and 0.35 m/h respectively. Also the hydraulic residence time (HRT) was 30.0, 40.3 and 25.2 hours respectively and the organic loading rate (OLR) was 370, 200 and 480 gCOD/m<sup>3</sup>/d respectively. The organic load for the saturated and unsaturated CW was 10-40 gCOD/m<sup>3</sup>/d and 7-20 gCOD/m<sup>3</sup>/d respectively.

The anaerobic UASB reactor removal rates for total suspended solids (TSS), total chemical oxygen demand (tCOD) and biological oxygen demand (BOD<sub>5</sub>) were 75 %, 54 % and 53 %, respectively. CW had a removal efficiency of 90 % for TSS, 85 % tCOD, 95 % BOD<sub>5</sub> and 94 % NH<sub>4</sub>. Average final effluent concentrations were 5.0 ± 2.6 mg/l BOD<sub>5</sub>, 20.0 ± 9.8 mg/l tCOD, 3.8 ± 2.6 mg/l TSS and turbidity 4 ± 4 NTU. In contrast, both UASB reactor and CW has no significant reduction of nutrients. The mean concentrations of NO<sub>3</sub> and PO<sub>4</sub> in the final effluent were 30.0 ± 9.7 mgN/l and 4.9 ± 1.3 mgP/l respectively. Therefore, this system produces water rich in nutrients, suitable for crop irrigation class A based on BOD<sub>5</sub>, TSS and turbidity limits of the European Regulation 2020/741 regarding the minimum requirements for water reuse.

In the BMP experiments the biogas production based on COD<sub>removed</sub> was 0.13, 0.16 and 0.18 l biogas/COD<sub>removed</sub> for low, medium and high glucose load. While for wastewater it was 0.03, 0.04 and 0.11 l biogas/COD<sub>removed</sub> respectively. The COD mass balance in the UASB reactor does not close and has a deviation rate for each

operating period of -6% -41% -46% respectively. While the nitrogen mass balance in the unsaturated wetland has a deviation rate of 11% 22% & 30% for each period. Also, in all AUR experiments the nitrification rate of the experiment and the system are similar. It is therefore confirmed that in the unsaturated wetland ammonia is oxidized to nitrate.

**ΠΙΝΑΚΑΣ ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΩΝ**

ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ .....	i
ΠΕΡΙΛΗΨΗ .....	ii
ABSTRACT .....	iv
ΠΙΝΑΚΑΣ ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΩΝ .....	vi
ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΣΧΗΜΑΤΩΝ .....	x
ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΕΞΙΣΩΣΕΩΝ .....	xiv
ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΠΙΝΑΚΩΝ.....	xv
1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ .....	1
2. ΘΕΩΡΗΤΙΚΟ ΜΕΡΟΣ.....	3
2.1 Αναερόβια χώνευση.....	3
2.2. Διεργασίες αναερόβιας χώνευσης.....	5
2.2.1. Υδρόλυση.....	5
2.2.2. Ζύμωση / Οξεογένεση.....	5
2.2.3 Οξικογένεση .....	6
2.2.4. Μεθανογένεση .....	6
2.3. Πλεονεκτήματα/Μειονεκτήματα αναερόβιας επεξεργασίας.....	6
2.4. UASB (ορισμός, περιγραφή, παραδείγματα εφαρμογής).....	8
2.5. Πλεονεκτήματα/ Μειονεκτήματα UASB .....	12
2.5. Παράγοντες που επιδρούν στην απόδοση του UASB.....	13
2.5.1. Θερμοκρασία.....	14



2.5.2. pH .....	14
2.5.3. Υδραυλικός χρόνος παραμονής (HRT) .....	15
2.5.4. Υδραυλικός οργανικής φόρτισης (OLR).....	16
2.5.5. (SRT).....	17
2.5.6. Ταχύτητα ανόδου ( $V_{up}$ ).....	17
2.5.7. Ανάδευση .....	18
2.6. Τεχνητοί Υγροβιότοποι.....	18
2.7. Είδη τεχνητών υγροβιότοπων .....	21
2.7.1. Τεχνητός υγροβιότοπος επιφανειακής ροής (FWS):.....	21
2.7.2. Τεχνητός υγροβιότοπος υποεπιφανειακής ή υπόγειας ροής (SSF):.....	28
2.8. Σχεδιασμός τεχνητών υγροβιότοπων .....	34
2.8.1. Επιλογή τοποθεσίας.....	35
2.8.2. Επιλογή Φυτών.....	37
2.8.3. Επιλογή Υποστρώματος.....	38
2.8.4. Τύπος Λυμάτων .....	39
2.8.5. Ρυθμός υδραυλικής φόρτισης (HLR) και υδραυλικός χρόνος παραμονής (HRT) .	40
2.8.6. Βάθος νερού .....	40
2.8.7. Τρόπος τροφοδοσίας .....	41
2.9. Τρόποι απομάκρυνσης φορτίων/ παθογόνων.....	41
3. ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΑ & ΠΕΙΡΑΜΑΤΙΚΟ ΠΡΩΤΟΚΟΛΛΟ .....	43
3.1. Ερευνητικό Έργο HYDROUSA .....	43
3.2. Διάταξη / Περιγραφή των συστημάτων.....	45

3.2.1. HYDRO 1 αντιδραστήρας UASB .....	46
3.2.2. HYDRO 1 Τεχνητοί Υγροβιότοποι .....	49
3.3. Περίοδοι Λειτουργίας (1 <sup>η</sup> , 2 <sup>η</sup> , 3 <sup>η</sup> περίοδος) .....	52
3.4. Παρακολούθηση μονάδας .....	53
3.4.1. Συλλογή / Προετοιμασία Δειγμάτων .....	53
3.4.2. Συχνότητα Παρακολούθησης Μονάδας .....	55
3.5. Αναλυτικές Μέθοδοι Προσδιορισμού Παραμέτρων .....	56
3.5.1. Προσδιορισμός pH, Αγωγιμότητας, Θολότητας.....	56
3.5.2. Προσδιορισμός Ολικής Αλκαλικότητας.....	57
3.5.3. Προσδιορισμός Στερεών (TSS/VSS).....	58
3.5.4. Προσδιορισμός Ολικού & Διαλυτού COD .....	59
3.5.5. Προσδιορισμός Ολικού Αζώτου .....	60
3.5.6. Προσδιορισμός Αμμωνιακού Αζώτου .....	60
3.5.7. Προσδιορισμός Νιτρικού Αζώτου .....	61
3.5.8. Προσδιορισμός Ολικού Φωσφόρου και Ορθοφωσφορικών.....	61
3.5.9. Προσδιορισμός BOD <sub>5</sub> .....	64
3.6. Πείραμα Βιοχημικά Μεθανογόνου Δυναμικού BMP .....	68
3.7. Πείραμα Ρυθμού Απομάκρυνσης Αμμωνίας (AUR: Ammonia uptake rate).....	71
3.8. Έλεγχος Διηθητικότητας Υγροβιότοπων .....	72
4. ΠΑΡΑΘΕΣΗ & ΑΝΑΛΥΣΗ ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΩΝ.....	73
4.1. Εξέταση της απόδοσης του συστήματος UASB.....	73
4.2. Εξέταση της απόδοσης του συστήματος CW .....	87

4.3. Εξέταση της απόδοσης του συνδυασμένου συστήματος.....	100
4.4. Πειράματα BMP .....	104
4.5. Εξέταση της δραστηριότητας της νιτροποίησης του υδροβιότοπου.....	107
4.6. Έλεγχος Δηθητικότητας Υδροβιότοπων .....	110
5. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ .....	112
7. ΠΡΟΤΑΣΕΙΣ ΓΙΑ ΜΕΛΛΟΝΤΙΚΗ ΕΡΕΥΝΑ.....	114
ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ .....	115

**ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΣΧΗΜΑΤΩΝ**

<b>Σχήμα 1:</b> Μεταβολικές διεργασίες κατά την αναερόβια χώνευση (Henze et al., 2015). .....	4
<b>Σχήμα 2:</b> Ισοζύγιο άνθρακα στην αναερόβια επεξεργασία λυμάτων (COD=Χημική Απαίτηση Οξυγόνου) .....	8
<b>Σχήμα 3:</b> Βασική διάταξη αντιδραστήρα UASB για αναερόβια επεξεργασία λυμάτων .....	10
<b>Σχήμα 4</b> Κατηγοριοποίηση τεχνητών υγροβιότοπων (Vymazal & Kröpfelová, 2008) .....	20
<b>Σχήμα 5</b> Σύστημα υγροβιότοπου FWS (Φουντουλάκης, 2019) .....	22
<b>Σχήμα 6</b> Σχηματική αναπαράσταση τεχνητού υγροβιότοπου επιπλέοντων φυτών (Vymazal & Kröpfelová, 2008) .....	23
<b>Σχήμα 7:</b> Εικόνα τεχνητού υγροβιότοπου με <i>Pistia stratiotes</i> στη Florida (Vymazal & Kröpfelová, 2008) .....	24
<b>Σχήμα 8:</b> Σχηματική αναπαράσταση τεχνητού υγροβιότοπου βυθιζόμενων φυτών (Vymazal & Kröpfelová, 2008) .....	25
<b>Σχήμα 9</b> Εικόνα τεχνητού υγροβιότοπου με <i>Ceratophyllum demersum</i> για τη διαχείριση όμβριων υδάτων στη Florida (Vymazal & Kröpfelová, 2008).....	25
<b>Σχήμα 10:</b> Σχηματική αναπαράσταση τεχνητού υγροβιότοπου αναδυόμενων φυτών (Vymazal & Kröpfelová, 2008).....	27
<b>Σχήμα 11:</b> Εικόνα τεχνητού υγροβιότοπου με <i>Scirpus lacustris</i> στην Ολλανδία (Vymazal & Kröpfelová,2008) .....	27
<b>Σχήμα 12:</b> Σχηματική αναπαράσταση τεχνητού υγροβιότοπου οριζόντιας υπό-επιφανειακής ροής (Φουντουλάκης, 2019) .....	30
<b>Σχήμα 13:</b> Κατακόρυφη τομή λεκάνης τεχνητών υγροτόπων κατακόρυφης ροής, όπου φαίνονται οι σωλήνες στράγγισης και αερισμού (Αντωνόπουλος,2015). .....	33
<b>Σχήμα 14:</b> Γενική Διάταξη της εγκατάστασης HYDRO1 όπου, CW VF1 SAT & CW VF2 UNSAT είναι ο κορεσμένος τεχνητός υγροβιότοπος κατακόρυφης & ο ακόρεστος τεχνητός υγροβιότοπος κατακόρυφης ροής αντίστοιχα με γραμμές τροφοδοσίας A,B & C-D. ....	46

<b>Σχήμα 15:</b> Διάταξη μονάδας αναερόβιου αντιδραστήρα ανωδικής πορείας Upflow Anaerobic Sludge Blanke (UASB) όπου, R01A & R01B, TA02, TA03 και GA01 είναι οι αντιδραστήρες, δεξαμενή εισόδου, δεξαμενή εξόδου και αεροφυλάκιο .....	48
<b>Σχήμα 16:</b> Αεροφυλάκιο (GA01) για την αποθήκευση του βιοαερίου από την αναερόβια επεξεργασία. ....	48
<b>Σχήμα 17:</b> Κορεσμένος τεχνητός υγροβιότοπος κατακόρυφης ροής CW VF1 .....	50
<b>Σχήμα 18:</b> Ακόρεστος τεχνητός υγροβιότοπος κατακόρυφης ροής CW VF2 UNSAT .....	51
<b>Σχήμα 19:</b> Αραιωμένα υδατικά διαλύματα φωσφόρου μετά την προσθήκη των ανάμεικτων αντιδραστηρίων .....	63
<b>Σχήμα 20:</b> Μέτρηση BOD <sub>5</sub> μέσα σε επωαστικό θάλαμο (temp. = 20 °C ± 0.5 °C) .....	65
<b>Σχήμα 21:</b> Ειδικά φιαλίδια (serum bottles) για την μέτρηση του Βιοχημικά Μεθανογόνου Δυναμικού .....	68
<b>Σχήμα 22:</b> Το pH στην είσοδο και στην έξοδο του αντιδραστήρα UASB.....	75
<b>Σχήμα 23:</b> Ολικό COD στην είσοδο & έξοδο του αντιδραστήρα UASB και η ποσοστιαία απομάκρυνσή του .....	76
<b>Σχήμα 24:</b> Ποσοστιαία απομάκρυνση του tCOD του αντιδραστήρα UASB συναρτήσει της θερμοκρασίας T και της οργανικής φόρτισης OLR .....	77
<b>Σχήμα 25:</b> Διαλυτό COD στην είσοδο & έξοδο του αντιδραστήρα UASB συναρτήσει της θερμοκρασίας T.....	78
<b>Σχήμα 26:</b> TSS στην είσοδο & έξοδο του αντιδραστήρα UASB και η ποσοστιαία απομάκρυνσή τους .....	79
<b>Σχήμα 27:</b> Αμμωνία στην είσοδο και έξοδο του αντιδραστήρα UASB .....	81
<b>Σχήμα 28:</b> Ολικό άζωτο στην είσοδο & έξοδο του αντιδραστήρα UASB και η ποσοστιαία απομάκρυνσή του .....	81
<b>Σχήμα 29:</b> Ολικός φώσφορος στην είσοδο & έξοδο του αντιδραστήρα UASB και η ποσοστιαία απομάκρυνσή του .....	82

<b>Σχήμα 30:</b> pH λάσπης καθ' ύψος του αντιδραστήρα UASB.....	83
<b>Σχήμα 31:</b> Μέσο προφίλ λύος καθ' ύψος του αντιδραστήρα UASB .....	84
<b>Σχήμα 32:</b> Συνολική μάζα λάσπης σε όλο τον αντιδραστήρα UASB.....	84
<b>Σχήμα 33:</b> Μέσος όρος ισοζυγίου μάζας COD του αντιδραστήρα UASB για την συνολική λειτουργία .....	86
<b>Σχήμα 34:</b> Το pH στην είσοδο και στην έξοδο των υγροβιότοπων όπου: $UASB_{eff}$ , $SAT_{eff}$ & $UNSAT_{eff}$ είναι η είσοδος του κορεσμένου υγροβιότοπου, η έξοδος & η έξοδος του ακόρεστου αντίστοιχα.....	88
<b>Σχήμα 35:</b> Ολικό COD στην είσοδο & έξοδο των υγροβιότοπων και η ποσοστιαία απομάκρυνσή του, όπου: $tCOD_{in}$ , $tCOD_{sat_{eff}}$ & $tCOD_{unsat_{eff}}$ είναι η είσοδος του κορεσμένου υγροβιότοπου, η είσοδος και η έξοδος του ακόρεστου αντίστοιχα. ....	89
<b>Σχήμα 36:</b> Διαλυτό COD στην είσοδο & έξοδο των υγροβιότοπων και η ποσοστιαία απομάκρυνσή του, όπου: $sCOD_{in}$ , $sCOD_{sat_{eff}}$ & $sCOD_{unsat_{eff}}$ είναι η είσοδος του κορεσμένου υγροβιότοπου, η είσοδος και η έξοδος του ακόρεστου αντίστοιχα. ....	90
<b>Σχήμα 37:</b> TSS στην είσοδο & έξοδο των υγροβιότοπων και η ποσοστιαία απομάκρυνσή τους, όπου: $TSS_{in}$ , $TSS_{sat_{eff}}$ & $TSS_{unsat_{eff}}$ είναι η είσοδος του κορεσμένου υγροβιότοπου, η είσοδος και η έξοδος του ακόρεστου αντίστοιχα.....	92
<b>Σχήμα 38:</b> $NH_4-N$ στην είσοδο & έξοδο των υγροβιότοπων και η ποσοστιαία απομάκρυνσή της, όπου: $NH_4-N_{in}$ , $NH_4-N_{sat_{eff}}$ & $NH_4-N_{unsat_{eff}}$ είναι η είσοδος του κορεσμένου υγροβιότοπου, η είσοδος και η έξοδος του ακόρεστου αντίστοιχα. $NO_3-N_{eff}$ είναι τα νιτρικά στην έξοδο του ακόρεστου.....	93
<b>Σχήμα 39:</b> TN στην είσοδο & έξοδο των υγροβιότοπων και η ποσοστιαία απομάκρυνσή της, όπου: $TN_{in}$ , $TN_{sat_{eff}}$ & $TN_{unsat_{eff}}$ είναι η είσοδος του κορεσμένου υγροβιότοπου, η είσοδος και η έξοδος του ακόρεστου αντίστοιχα.....	94
<b>Σχήμα 40:</b> TP στην είσοδο & έξοδο των υγροβιότοπων και η ποσοστιαία απομάκρυνσή της, όπου: $TP_{in}$ , $TP_{sat_{eff}}$ & $TP_{unsat_{eff}}$ είναι η είσοδος του κορεσμένου υγροβιότοπου, η είσοδος και η έξοδος του ακόρεστου αντίστοιχα.....	95

<b>Σχήμα 41:</b> Μέσος όρος ισοζυγίου μάζας αζώτου για την συνολική λειτουργία στον ακόρεστο Τ.Υ.....	99
<b>Σχήμα 42:</b> Χαρακτηριστικά των λυμάτων και της τελικής εκροής και ποσοστιαία απομάκρυνση του συνδυασμένου συστήματος.....	103
<b>Σχήμα 43:</b> Ποσοστά απομάκρυνσης ανά σύστημα.....	104
<b>Σχήμα 44:</b> Ημερήσια αναπαράσταση της παραγωγής βιοαερίου (σε STP συνθήκες), με ιλύ UASB και υπόστρωμα γλυκόζης στους 17°C όπου: B1-B2 blank, L1-L2 χαμηλή φόρτιση $F/M=0.061 \text{ gCOD/gVS}$ , M1-M2 μεσαία φόρτιση $F/M=0.170 \text{ gCOD/gVS}$ , H1-H2 υψηλή φόρτιση $F/M=0.252 \text{ gCOD/gVS}$ .....	105
<b>Σχήμα 45:</b> Αθροιστική αναπαράσταση της παραγωγής βιοαερίου (σε STP συνθήκες), με ιλύ UASB και υπόστρωμα γλυκόζης στους 17°C όπου: B1-B2 blank, L1-L2 χαμηλή φόρτιση $F/M=0.061 \text{ gCOD/gVS}$ , M1-M2 μεσαία φόρτιση $F/M=0.170 \text{ gCOD/gVS}$ , H1-H2 υψηλή φόρτιση $F/M=0.252 \text{ gCOD/gVS}$ .....	106
<b>Σχήμα 46:</b> Αθροιστική αναπαράσταση της παραγωγής βιοαερίου (σε STP συνθήκες), με ιλύ UASB και υπόστρωμα λύματα στους 10°C όπου: L χαμηλή φόρτιση $F/M=0.097 \text{ gCOD/gVS}$ , M μεσαία φόρτιση $F/M=0.045 \text{ gCOD/gVS}$ , H υψηλή φόρτιση $F/M=0.027 \text{ gCOD/gVS}$ . .....	107
<b>Σχήμα 47:</b> Κατανάλωση αμμωνίας και παραγωγή νιτρικών (mg) σε συνάρτηση με τον χρόνο (h) στα πειράματα batch .....	110
<b>Σχήμα 48:</b> Διηθητικότητα ακόρεστου υγροβιότοπου .....	111

**ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΕΙΣΩΣΕΩΝ**

Εξίσωση 1 .....	15
Εξίσωση 2 .....	16
Εξίσωση 3 .....	16
Εξίσωση 4 .....	50
Εξίσωση 5 .....	57
Εξίσωση 6 .....	58
Εξίσωση 7 .....	59
Εξίσωση 8 .....	69
Εξίσωση 9 .....	85
Εξίσωση 10 .....	85
Εξίσωση 11 .....	85
Εξίσωση 12 .....	85
Εξίσωση 13 .....	98
Εξίσωση 14 .....	98
Εξίσωση 15 .....	106



**ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΠΙΝΑΚΩΝ**

<b>Πίνακας 1:</b> Πλεονεκτήματα-Μειονεκτήματα αναερόβιας επεξεργασίας λυμάτων (Seghezze et al., 1998 <sup>(1)</sup> ;Kangle et al., 2011 <sup>(2)</sup> ) .....	6
<b>Πίνακας 2</b> Κύρια πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα της τεχνολογίας Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB).....	12
<b>Πίνακας 3:</b> Στοιχεία σχεδιασμού τεχνητών υγροτόπων (Αγγελάκης & Tchobanoglous, 1995) .....	35
<b>Πίνακας 4:</b> Τρόποι απομάκρυνσης των ρύπων στους τεχνητούς υγροβιότοπους (Φουντουλάκης, 2019).....	42
<b>Πίνακας 5</b> Λειτουργικές συνθήκες CW VF2 UNSAT .....	51
<b>Πίνακας 6:</b> Στοιχεία για την παροχή εισόδου $Q_{in}$ , υδραυλικό χρόνο παραμονής HRT, θερμοκρασία T , τον ρυθμό οργανικής φόρτισης OLR και την ταχύτητα ανόδου $V_{up}$ σε κάθε περίοδο λειτουργίας του συνδυασμένου συστήματος. ....	53
<b>Πίνακας 7:</b> Συχνότητα εργαστηριακών αναλύσεων .....	56
<b>Πίνακας 8:</b> Επιλογή όγκου δείγματος προς ανάλυση ανάλογα με το αναμενόμενο BOD.....	67
<b>Πίνακας 9:</b> Συνθήκες πειραμάτων BMP 1, BMP 2, BMP 3.....	70
<b>Πίνακας 10:</b> Μέσες τιμές και εύρος των χαρακτηριστικών των λυμάτων στην είσοδο και έξοδο του αναερόβιου αντιδραστήρα για την συνολική περίοδο παρακολούθησης.....	74
<b>Πίνακας 11:</b> Μέσοι όροι ισοζυγίου μάζας COD του αντιδραστήρα UASB ανα περίοδο λειτουργίας.....	87
<b>Πίνακας 12:</b> Μέσες τιμές των χαρακτηριστικών των λυμάτων στην είσοδο και έξοδο των υγροβιότοπων και η ποσοστιαία απομάκρυνση των εξεταζόμενων ουσιών για την συνολική περίοδο παρακολούθησης.....	87
<b>Πίνακας 13:</b> Μέσοι όροι ισοζυγίου μάζας αζώτου στον ακόρεστο T.Y ανά περίοδο λειτουργίας .....	99

**Πίνακας 14:** Μέσες τιμές των χαρακτηριστικών των λυμάτων στην είσοδο και έξοδο του συνδυασμένου συστήματος και η ποσοστιαία απομάκρυνση των εξεταζόμενων ουσιών για την συνολική περίοδο παρακολούθησης . ..... 100

**Πίνακας 15:** Τεχνικά χαρακτηριστικά και απόδοση πειραμάτων AUR ..... 107

## 1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Σκοπός της παρούσας διπλωματικής είναι η διερεύνηση της απόδοσης ενός συνδυασμένου συστήματος αναερόβιας επεξεργασίας και τεχνητών υγροβιότοπων για την επεξεργασία οικιακών λυμάτων. Αναλυτικότερα, η παρούσα μεταπτυχιακή εργασία εξετάζει την απόδοση ενός αναερόβιου συστήματος ανοδικής ροής τύπου UASB (Upflow anaerobic sludge blanket) συνδυασμένο με διβάθμιο κατακόρυφο τεχνητό υγροβιότοπο υποεπιφανειακής ροής (VSSF-CW). Το εν λόγω σύστημα μπορεί να επεξεργαστεί 10-100 m<sup>3</sup>/ημέρα οικιακών λυμάτων. Εξετάζεται η απόδοση του συστήματος ως προς την απομάκρυνση ολικών αιωρούμενων στερεών (TSS), χημικά απαιτούμενου οξυγόνου (COD), βιοχημικά απαιτούμενου οξυγόνου (BOD), θολότητας, ολικού αζώτου (TN), αμμωνίας (NH<sub>4</sub>), ολικού φωσφόρου (TP) και φωσφορικών (PO<sub>4</sub>). Πιο συγκεκριμένα, η παρούσα διπλωματική εργασία περιλαμβάνει 6 κεφάλαια, η διάρθρωση των οποίων είναι η ακόλουθη:

Στο **κεφάλαιο 1** περιλαμβάνεται η εισαγωγή στην οποία αποτυπώνεται ο σκοπός της παρούσας εργασίας και μια σύντομη περίληψη.

Στο **κεφάλαιο 2** γίνεται μια βιβλιογραφική ανασκόπηση της διεργασίας της αναερόβιας χώνευσης, τα στάδιά της και τους παράγοντες που την επηρεάζουν, ενώ επίσης αναφέρονται τα συστήματα αναερόβιας χώνευσης και οι κύριοι τύποι αντιδραστήρων που χρησιμοποιούνται. Επίσης, γίνεται εκτενής αναφορά στη λειτουργία του αντιδραστήρα UASB που χρησιμοποιείται στην εργασία αυτή. Τέλος, γίνεται αναφορά στην τεχνολογία των τεχνητών υγροβιότοπων, στα είδη που διαχωρίζονται ανάλογα με την ροή των λυμάτων, στα κριτήρια σχεδιασμού τους αλλά και στους τρόπους απομάκρυνσης φορτίων/ παθογόνων.

Στο **κεφάλαιο 3** γίνεται περιγραφή της διάταξης του συστήματος UASB-CW και αναλύεται το πειραματικό πρωτόκολλο που ακολουθήθηκε. Περιγράφονται τόσο οι αναλυτικές μέθοδοι όσο και οι πειραματικές διαδικασίες που ακολουθήθηκαν και τα υλικά που χρησιμοποιήθηκαν για τις ανάγκες παρακολούθησης του συστήματος.

Στο **κεφάλαιο 4** γίνεται η παρουσίαση και ανάλυση των αποτελεσμάτων που προέκυψαν από την πειραματική διαδικασία και τις αναλυτικές μεθόδους.

Στο **κεφάλαιο 5** δίνονται τα συμπεράσματα που προκύπτουν από την εργασία.

## 2. ΘΕΩΡΗΤΙΚΟ ΜΕΡΟΣ

### 2.1 Αναερόβια χώνευση

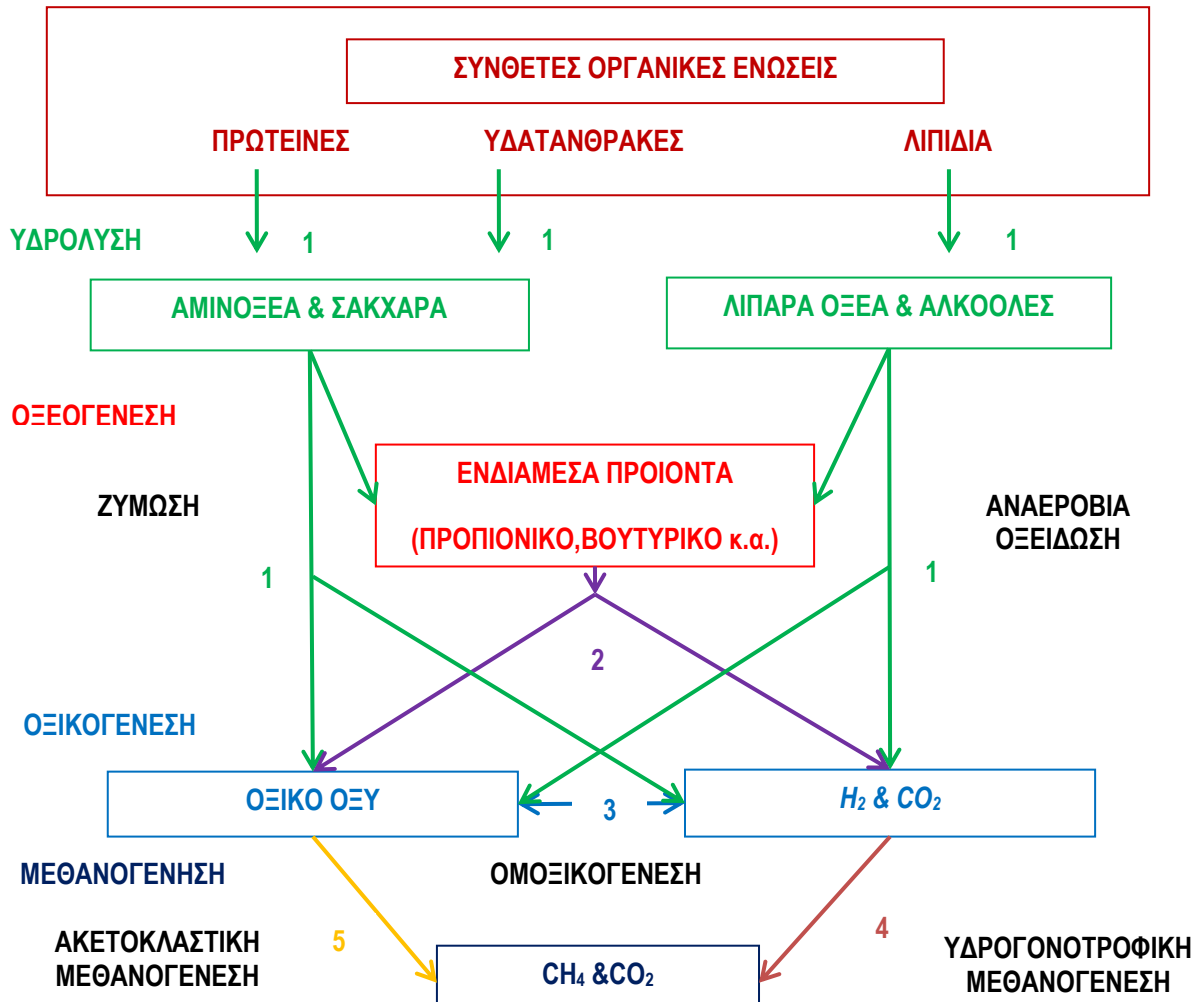
Η αναερόβια χώνευση, στα αγγλικά anaerobic digestion, είναι μία διεργασία όπου με τη βοήθεια κάποιων μικροοργανισμών διασπώνται οργανικά υλικά απουσία οξυγόνου (Gopal et al., 2019). Παραδείγματα οργανικών υλικών αποτελούν οι κοπριές ζώων, τα υπολείμματα φαγητών, τα λίπη, τα μαγειρικά και μηχανικά λάδια, τα βιομηχανικά οργανικά κατάλοιπα και η λυματολάσπη (United States Environmental Protection Agency, n.d.).

Η αναερόβια χώνευση είναι μια βιολογική διαδικασία, κατά την οποία παράγεται βιοαέριο το οποίο αποτελείται κυρίως από μεθάνιο και διοξείδιο του άνθρακα (Kumar & Ankaram, 2019). Όπως αναφέρουν οι Kumar και Ankaram (2019) στη διεργασία της χώνευσης συνδράμουν επικουρικά μικροοργανισμοί μέσα από διάφορα στάδια που συμπεριλαμβάνουν την υδρόλυση, την ακετογένεση και την μεθανογένεση. Ακόμη ένα στάδιο στη διαδικασία αυτή είναι εκείνο της ζύμωσης (Sangeetha et al., 2020). Ωστόσο το βιοαέριο δεν είναι το μόνο προϊόν που παράγεται από την αναερόβια χώνευση καθώς σύμφωνα παράγεται επίσης χωνεμένο υλικό (digestate). Μάλιστα, μαζί με το βιοαέριο αποτελούν τα δύο βασικά τελικά προϊόντα της αναερόβιας χώνευσης μιας βιοαποδομήσιμης πρώτης ύλης (Silva et al., 2017).

Η αναερόβια χώνευση εκτός από το ότι συνδράμει στην επεξεργασία λυμάτων, αποτελεί επίσης μία εναλλακτική λύση για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων με υψηλό οργανικό φορτίο (Ileleji et al., 2015). Όπως επισημαίνουν οι Ileleji et al. (2015) η αναερόβια χώνευση της κοπριάς των ζώων μπορεί να έχει πολλά οφέλη για την διατήρηση και ενοποίηση της κτηνοτροφικής παραγωγής αποφέροντας έσοδα από τις πωλήσεις της ενέργειας που παράγεται. Ακόμη ένα πλαίσιο που μπορεί να χρησιμοποιηθεί η διεργασία αυτή είναι στην επεξεργασία υγρών αποβλήτων στις βιομηχανίες ζυθοποιίας μπίρας, όπου από τα απόβλητα της βύνης παράγεται το μεθάνιο (Sangeetha et al., 2020). Φαίνεται, λοιπόν, πως η αναερόβια χώνευση μπορεί να εφαρμοστεί σε διάφορα είδη υγρών αποβλήτων που

έχουν υψηλό οργανικό φορτίο με σκοπό την παραγωγή ενέργειας. Η αναερόβια χώνευση περιλαμβάνει τέσσερα βασικά βήματα:

- (i) υδρόλυση, (ii) οξεογένεση, (iii) οξικογένεση, και (iv) μεθανογένεση



Σχήμα 1: Μεταβολικές διεργασίες κατά την αναερόβια χώνευση (Henze et al., 2015).

Για την αναερόβια επεξεργασία των αποβλήτων χρησιμοποιούνται διάφορες τεχνολογίες εδώ και αρκετά χρόνια. Πρώτη τεχνολογία που εφαρμόστηκε ήταν οι αναερόβιες λίμνες (Anaerobic Lagoons, ANL), ενώ ακολούθησαν ο αντιδραστήρας Ανοδικής ροής (Upflow Anaerobic Sludge Blanket, UASB), η Εμβολοειδής ροή (Plug Flow, PF), η Διαστελόμενη Ρευστοποιημένη Κλίνη (Expanded Fluidized Bed, EFB), Αναερόβιοι Βιοαντιδραστήρες μεμβρανών (Anaerobic MBR) και άλλες. Η τεχνολογία στην οποία ωστόσο θα βασιστεί η παρούσα έρευνα είναι εκείνη της Ανοδικής ροής (UASB).

## 2.2. Διεργασίες αναερόβιας χώνευσης

### 2.2.1. Υδρόλυση

Η αναερόβια χώνευση περιλαμβάνει τέσσερα στάδια διεργασιών με πρώτο στάδιο εκείνο της υδρόλυσης. Η υδρόλυση αφορά τη διάσπαση των μεγαλύτερων κλασμάτων σε μικρότερα, ώστε να καταστεί δυνατή η αποδόμηση τους από τους μικροοργανισμούς (Morgenroth et al., 2002). Στο στάδιο αυτό έχουμε έκκριση υδρολυτικών ενζύμων τα οποία διασπούν τα βιοπολυμερή (λιπίδια, πρωτεΐνες, υδατάνθρακες) που βρίσκονται στο υπόστρωμα σε πιο μικρές μοριακές ενώσεις (Menzel et al., 2020). Τα υδρολυτικά ένζυμα εκκρίνονται από υδρολυτικά βακτήρια. Η διάσπαση των πολυμερών σε ενώσεις βοηθάει τα βακτήρια που υπάρχουν μέσα στο αναερόβιο περιβάλλον των χωνευτών να διαπεράσουν την κυτταρική μεμβράνη του υλικού. Σύμφωνα με τους Burgess και Pletschke (2008) η δραστηριότητα των ενζύμων έχουν μεγάλη σημασία στο στάδιο της υδρόλυσης κατά την αναερόβια επεξεργασία.

### 2.2.2. Ζύμωση / Οξεογένεση

Η οξεογένεση είναι το δεύτερο στάδιο της αναερόβιας επεξεργασίας και έπεται της υδρόλυσης. Στο στάδιο αυτό τα ζυμωτικά ή αλλιώς οξεογόνα βακτήρια αναλαμβάνουν να διασπάσουν περαιτέρω τα όποια συστατικά απέμειναν όπως , τα αμινοξέα, σάκχαρα και μερικά λιπαρά οξέα. Από την διαδικασία αυτή παράγονται πτητικά λιπαρά οξέα (VFAs) όπως οξικό και προπιονικό οξύ, επίσης αιθανόλη, μεθανόλη, υδρογόνο και διοξείδιο του άνθρακα (Ζαχαρίου, 2016).

### 2.2.3 Οξικογένεση

Στο τρίτο στάδιο της αναερόβιας επεξεργασίας, την οξικογένεση, τα υπόλοιπα προϊόντα της οξεογένεσης (προπιονικό, η-βουτυρικό και βαλερικό οξύ) μετατρέπονται από τους οξικογόνους μικροοργανισμούς σε υδρογόνο, διοξείδιο του άνθρακα και οξικό οξύ (Abdelgadir et al., 2014).

### 2.2.4. Μεθανογένεση

Η μεθανογένεση είναι το τέταρτο και τελικό στάδιο της αναερόβιας επεξεργασίας και έπεται της οξικογένεσης. Στο στάδιο αυτό δύο ομάδες μεθανογενετικών οργανισμών εμπλέκονται στην παραγωγή μεθανίου. Οι μεθανογενετικοί οξυκλάστες, διασπούν το οξικό οξύ που έχει προκύψει από το στάδιο της οξικογένεσης σε μεθάνιο και διοξείδιο του άνθρακα. Οι μεθανογενετικοί υδρογονο - χρήστες , χρησιμοποιούν το υδρογόνο ως δότη ηλεκτρονίων και το διοξείδιο του άνθρακα ως δέκτη ηλεκτρονίων για την παραγωγή μεθανίου. Τα βακτήρια στις αναερόβιες διεργασίες ονομάζονται οξυγενετικά και χρησιμοποιούν επίσης το διοξείδιο του άνθρακα για την οξείδωση του υδρογόνου προς σχηματισμό οξικού οξέος. Όμως , πάλι το οξικό οξύ θα μετατραπεί σε μεθάνιο και έτσι η επίδραση αυτή είναι αμελητέα (Metcalf & Eddy, 2012).

## 2.3. Πλεονεκτήματα/Μειονεκτήματα αναερόβιας επεξεργασίας

Τα πλεονεκτήματα και τα μειονεκτήματα της αναερόβιας επεξεργασίας λυμάτων, με ιδιαίτερη έμφαση στους αντιδραστήρες υψηλού ρυθμού, συνοψίζονται στον Πίνακα 1.

**Πίνακας 1:** Πλεονεκτήματα-Μειονεκτήματα αναερόβιας επεξεργασίας λυμάτων (Seghezze et al., 1998 <sup>(1)</sup>;Kangle et al., 2011 <sup>(2)</sup>)

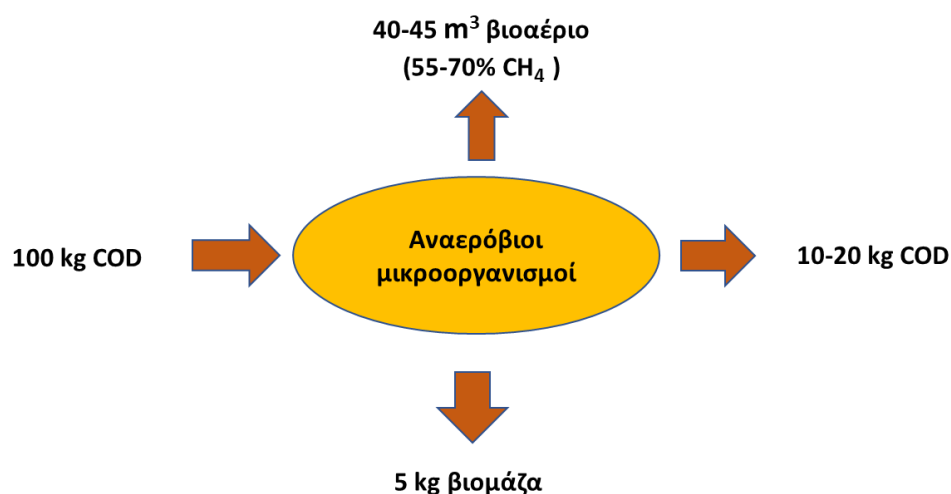
<b>ΠΛΕΟΝΕΚΤΗΜΑΤΑ</b>	
<b>Υψηλή απόδοση</b>	Μπορεί να επιτευχθεί υψηλή απόδοση απομάκρυνσης του COD και των στερεών στο σύστημα ακόμη και σε υψηλές φορτίσεις και χαμηλές θερμοκρασίες. <sup>(1)</sup>
<b>Απλότητα</b>	Η κατασκευή και η λειτουργία ενός αναερόβιου αντιδραστήρα είναι σχετικά απλή. <sup>(1)</sup>



<b>Ευελιξία</b>	Η αναερόβια επεξεργασία μπορεί εύκολα να εφαρμοστεί είτε σε πολύ μεγάλη είτε σε πολύ μικρή κλίμακα. <sup>(1)</sup>
<b>Μικρές χωροταξικές απαιτήσεις</b>	Όταν εφαρμόζονται υψηλές φορτίσεις, η έκταση που απαιτείται για τον αντιδραστήρα είναι μικρή. <sup>(1)</sup>
<b>Χαμηλή κατανάλωση ενέργειας</b>	Εφόσον δεν απαιτείται θέρμανση των εισαγομένων λυμάτων και όλες οι λειτουργίες της εγκατάστασης μπορούν να γίνουν βαρυτικά χωρίς την χρήση αντλίας, η κατανάλωση ενέργειας του αντιδραστήρα είναι σχεδόν αμελητέα. Επιπλέον, κατά τη διάρκεια της διαδικασίας παράγεται ενέργεια με τη μορφή μεθανίου. <sup>(1)</sup>
<b>Χαμηλή παραγωγή ιλύος</b>	Η παραγωγή λάσπης είναι χαμηλή, σε σύγκριση με αερόβιες μεθόδους, λόγω των αργών ρυθμών ανάπτυξης των αναερόβιων βακτηρίων. Η παραγόμενη λάσπη είναι έτοιμη για τελική διάθεση διότι είναι καλά σταθεροποιημένη και αφυδατωμένη. Μπορεί να διατηρηθεί για μεγάλα χρονικά διαστήματα χωρίς σημαντική μείωση της δραστηριότητας της, επιτρέποντας την χρήση της ως εμβόλιο για την έναρξη λειτουργίας νέων αντιδραστήρων. <sup>(1)</sup>
<b>Χαμηλή απαίτηση θρεπτικών &amp; χημικών ουσιών</b>	Στην περίπτωση των λυμάτων, μπορεί να διατηρηθεί σταθερό το pH χωρίς την προσθήκη χημικών ουσιών. Επιπλέον, δεν χρειάζεται η προσθήκη θρεπτικών (άζωτο και φώσφορος) διότι, είναι διαθέσιμα στα λύματα. <sup>(1)</sup>
<b>Αξιοποίηση των θρεπτικών συστατικών</b>	Το N και ο P που δεν απομακρύνονται από το σύστημα, μπορούν να αξιοποιηθούν για άρδευση. <sup>(1)</sup>
<b>ΜΕΙΟΝΕΚΤΗΜΑΤΑ</b>	
<b>Χαμηλή απομάκρυνση θρεπτικών &amp; παθογόνων μικροοργανισμών</b>	Τα παθογόνα απομακρύνονται μόνο εν μέρει, εκτός από τα αυγά των ελμινθών, τα οποία δεσμεύονται αποτελεσματικά στην κλίνη λάσπης. Η αφαίρεση των θρεπτικών συστατικών δεν είναι πλήρης και ως εκ τούτου απαιτείται περαιτέρω επεξεργασία όταν πρόκειται να γίνει διάθεση σε κάποιον υδάτινο αποδέκτη. <sup>(1)</sup>
<b>Μεγάλη περίοδο εκκίνησης της διεργασίας</b>	Λόγω του χαμηλού ρυθμού ανάπτυξης των μεθανογόνων οργανισμών, η εκκίνηση διαρκεί περισσότερο σε σύγκριση με τις αερόβιες διεργασίες, όταν δεν υπάρχει εγκλιματισμένη βιομάζα. <sup>(1)</sup>
<b>Πιθανή παραγωγή δυσάρεστων οσμών</b>	Το υδρόθειο (H <sub>2</sub> S) παράγεται κατά την αναερόβια διεργασία, ειδικά όταν υπάρχουν υψηλές συγκεντρώσεις θειικού άλατος SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> στα λύματα. Επομένως, απαιτείται σωστός χειρισμός του βιοαερίου για την αποφυγή κακοσμίας. <sup>(1)</sup>
<b>Αποτελεί ευαίσθητη διεργασία</b>	Υψηλή ευαισθησία μεθανογόνων βακτηρίων σε μεγάλο αριθμό χημικών ενώσεων. <sup>(2)</sup>
<b>Μεγάλος χρόνος αποκατάστασης</b>	Χρειάζεται μεγάλος χρόνος για να επιστρέψει το σύστημα στις κανονικές συνθήκες λειτουργίας εάν υποστεί κάποιο «σοκ». <sup>(2)</sup>

## 2.4. UASB (ορισμός, περιγραφή, παραδείγματα εφαρμογής)

Κατά τη διαδικασία αναερόβιας επεξεργασίας γίνεται αποικοδόμηση της οργανικής ύλης από αναερόβιους μικροοργανισμούς, απουσία αέρα (οξυγόνου), με τελικό προϊόν την παραγωγή βιοαερίου και σχετικά χαμηλή παραγωγή ιλύος (Σχήμα 2, Henze et al., 2008).



**Σχήμα 2:** Ισοζύγιο άνθρακα στην αναερόβια επεξεργασία λυμάτων (COD=Χημική Απαίτηση Οξυγόνου)

Η αναερόβια διεργασία μπορεί να χρησιμοποιηθεί για την επεξεργασία των περισσότερων οργανικών ενώσεων, όμως είναι πιο αποτελεσματική και οικονομική για τα εύκολα βιοαποδομήσιμα υγρά απόβλητα, όπως τα αστικά λύματα. Έτσι, κατά την τελευταία δεκαετία, η εφαρμογή της αναερόβιας επεξεργασίας έχει παρουσιάσει σημαντική αύξηση για αυτού του τύπου τα λύματα. Προτιμάται για περιοχές με ζεστό κλίμα, κυρίως λόγω της εξοικονόμησης ενέργειας και του χαμηλού κόστους διαχείρισης της παραγόμενης λάσπης, σε σύγκριση με τυπικές μεθόδους αερόβιας επεξεργασίας. Μάλιστα, η μέγιστη ανάκτηση ενέργειας που έχει αναφερθεί από την επεξεργασία της οργανικής ύλης των οικιακών λυμάτων είναι έως 1,9 kWh/m<sup>3</sup> (McCarty et al., 2011).

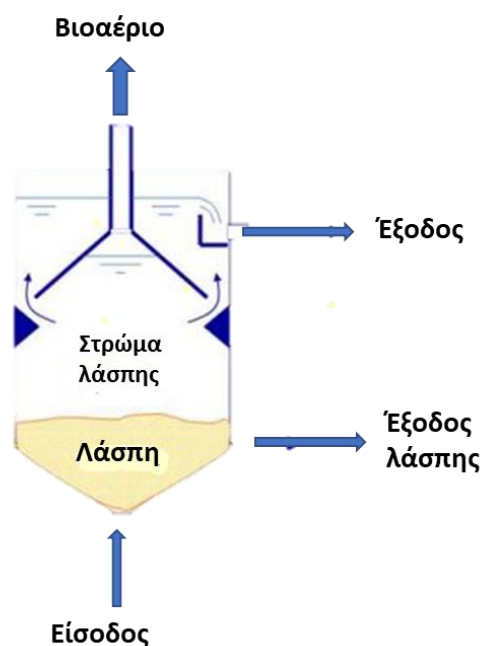
Ένα από τα κύρια χαρακτηριστικά των αναερόβιων διεργασιών είναι ο χαμηλός ρυθμός ανάπτυξης των μικροοργανισμών, πλεονέκτημα αυτού είναι η

παραγωγή μικρής ποσότητας λάσπης. Ωστόσο, για τον λόγο αυτό απαιτείται υψηλός χρόνος παραμονής στερεών (SRT) ώστε να αυξηθεί η συγκέντρωση της βιομάζας στο σύστημα και να επιτευχθεί η ανάπτυξη αναερόβιων μικροοργανισμών στους αναερόβιους αντιδραστήρες.

Μια αποτελεσματική εναλλακτική λύση για την επίτευξη υψηλών SRTs είναι η χρήση κοκκώδους λάσπης και επομένως, η χρήση αντιδραστήρων Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) εμφανίζεται ως η πιο ελκυστική εναλλακτική μέθοδος για την υλοποίηση των αναερόβιων διεργασιών.

Το κύριο πλεονέκτημα έναντι άλλων τύπων αντιδραστήρων είναι ότι οι αντιδραστήρες UASB παρουσιάζουν υψηλή ικανότητα συγκράτησης βιομάζας που τους επιτρέπει την επίτευξη εξαιρετικά υψηλών ρυθμών φόρτωσης, μαζί με χαμηλές απαιτήσεις έκτασης γης και μεγέθους αντιδραστήρα. Επιπλέον, οι αντιδραστήρες UASB είναι εύκολοι στη διαχείριση. Για τον λόγο, αυτό χαρακτηρίζονται ως μια δημοφιλής τεχνολογία για την επεξεργασία διαφορετικών τύπων λυμάτων όπως εκείνα της βιομηχανίας τροφίμων, της βιομηχανίας ποτών, της βιομηχανίας χαρτοπολτού και της ζυθοποιίας, μεταξύ άλλων, αλλά και των αστικών λυμάτων, πλέον.

Ένας αντιδραστήρας UASB αποτελείται από μια δεξαμενή όπου τα λύματα τροφοδοτούνται από κάτω προς τα πάνω. Με αυτόν τον τρόπο τα λύματα έρχονται σε επαφή με μια πυκνή λάσπη υψηλής αναερόβιας μικροβιακής δραστηριότητας. Μια βασική διάταξη ενός αντιδραστήρα UASB απεικονίζεται στο Σχήμα 2.3 που βρίσκεται παρακάτω. Η συγκέντρωση της λάσπης καταλαμβάνει περίπου το 30-50% του όγκου του αντιδραστήρα και αποτελείται από κόκκους ή κροκίδες.



Σχήμα 3: Βασική διάταξη αντιδραστήρα UASB για αναερόβια επεξεργασία λυμάτων .

Το προφίλ των στερεών στον αντιδραστήρα ποικίλλει από πολύ πυκνά και κοκκώδη σωματίδια κοντά στον πυθμένα («λάσπη» στο Σχήμα 3) έως πιο διασκορπισμένα και ελαφρά σωματίδια κοντά στην κορυφή («στρώμα λάσπης» στο Σχήμα 3). Τα ανεπεξέργαστα λύματα εισέρχονται από τον πυθμένα του αντιδραστήρα UASB και τα επεξεργασμένα εξέρχονται από το πάνω μέρος του αντιδραστήρα μέσω υπερχειλίσης. Έτσι, η απομάκρυνση επίσης οργανικής ύλης λαμβάνει χώρα σε όλο τον όγκο του αντιδραστήρα. Επίσης, το βιοαέριο που παράγεται διαχωρίζεται από την υγρή φάση μέσω ειδικής κατασκευής στην κορυφή.

Οι δύο κύριες απαιτήσεις για έναν αντιδραστήρα UASB με καλή απόδοση είναι: (1) η εξασφάλιση καλής επαφής μεταξύ του εισερχόμενου αποβλήτου και της αναερόβιας βιομάζας και (2) η διατήρηση μιας υψηλής συγκέντρωσης αναερόβιας ιλύος στο σύστημα. Ένα καλά σχεδιασμένο σύστημα διανομής εισροής εγγυάται το πρώτο, ενώ ένα καλά σχεδιασμένο διαχωριστικό GLS είναι απαραίτητο για την επίτευξη του δεύτερου. Εξ' ορισμού, ο διαχωριστής GLS διαχωρίζει τις τρεις φάσεις που υπάρχουν στον αντιδραστήρα UASB, δηλαδή το βιοαέριο-gas (G), το υγρό-liquid (L) και τα αιωρούμενα στερεά-solid (S).

Όσον αφορά τα λύματα, αυτά τροφοδοτούνται από τον πυθμένα του αντιδραστήρα μέσω του συστήματος διανομής εισροής. Ακολουθώντας μια ανοδική πορεία, τα λύματα ρέουν μέσα από μια σε υψηλή συγκέντρωση αναερόβια λάσπη. Στη συνέχεια διέρχονται από τον διαχωριστή GLS και τελικά τα επεξεργασμένα λύματα εκρέουν στην κορυφή του αντιδραστήρα.

Ο διαχωριστής GLS εκτελεί δύο σημαντικές λειτουργίες σε αυτή τη διαδικασία: (1) το βιοαέριο που παράγεται από την αναερόβια επεξεργασία εμποδίζεται να εισέλθει στο διαμέρισμα καθίζησης, αλλά αντ' αυτού συλλέγεται για μεταγενέστερη χρήση, (2) τα στερεά που εισέρχονται στο διαμέρισμα καθίζησης αφήνονται να καθιζάνουν σε ήρεμο περιβάλλον, απουσία φυσαλίδων αερίου, αυξάνοντας έτσι τη συγκέντρωση λάσπης του αντιδραστήρα ενώ ταυτόχρονα βελτιώνεται η ποιότητα εκροής (Van Lier et al., 2010).

Για να διασφαλιστεί ο κατάλληλος σχηματισμός κόκκων και η καθίζησης της κοκκώδους λάσπης, στον αντιδραστήρα UASB πρέπει να γίνεται η κατάλληλη ανάδευση, η οποία επιτυγχάνεται από την εισροή των λυμάτων στον πάτο του αντιδραστήρα. Για την αποφυγή της καταστροφής των κόκκων δεν γίνεται χρήση μηχανικής ανάδευσης στους αντιδραστήρες UASB γεγονός που επιπλέον συμβάλλει στη μείωση του λειτουργικού κόστους. Είναι ευρέως γνωστό ότι η ταχύτητα ανόδου του υγρού ( $V_{up}$ ) είναι μια βασική παράμετρος για τη διατήρηση της μεγάλης κοκκομετρίας στους αντιδραστήρες UASB και για την εξασφάλιση ανάδευσης. Οι αντιδραστήρες UASB συνήθως λειτουργούν με ταχύτητα ανόδου  $V_{up}=0,5 - 1$  m/h. Ωστόσο, υπάρχουν αναφορές και για μικρότερη ταχύτητα  $V_{up}=0.04 - 0.35$  m/h (Lew et al., 2004). Εάν η ταχύτητα ανόδου δεν μπορεί να διατηρηθεί αρκετά υψηλά με την παροχέτευση των λυμάτων, ώστε να εξασφαλιστεί η σωστή λειτουργία του αντιδραστήρα UASB, μπορεί να γίνει ανακυκλοφορία της εκροής. Με την ανακυκλοφορία όχι μόνο αυξάνεται η ταχύτητα ανόδου αλλά επίσης, αραιώνεται η εισροή, η οποία σε ορισμένες περιπτώσεις υψηλού οργανικού φορτίου μπορεί να είναι επωφελής για τη λειτουργία του αντιδραστήρα.

## 2.5. Πλεονεκτήματα/ Μειονεκτήματα UASB

Πίνακας 2 Κύρια πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα της τεχνολογίας Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB)

---

### Πλεονεκτήματα

---

- Σημαντική εξοικονόμηση λειτουργικών δαπανών καθώς δεν απαιτείται ενέργεια για τον αερισμό.
- Σημαντικές μειώσεις στο κόστος κατασκευής καθώς απαιτούνται λιγότερες μονάδες επεξεργασίας.
- Το παραγόμενο CH<sub>4</sub> παρουσιάζει ενδιαφέρον για ανάκτηση ενέργειας είτε ως καύσιμο είτε μέσα απλό την παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας.
- Δεν χρησιμοποιείται εξοπλισμός υψηλής τεχνολογίας, εκτός από αντλίες και οθόνες παρακολούθησης.
- Οι εφαρμογές μικρής κλίμακας επιτρέπουν την αποκεντρωμένη επεξεργασία, καθιστώντας την επεξεργασία των λυμάτων λιγότερο εξαρτώμενη από την έκταση των δικτύων αποχέτευσης.
- Μικρή παραγωγή σταθεροποιημένης λάσπης, δεν απαιτεί περαιτέρω επεξεργασία.
- Τα θρεπτικά συστατικά (N και P) διατηρούνται και δίνουν στα επεξεργασμένα λύματα μεγάλη δυνατότητα για λίπανση των καλλιεργειών μετά από κατάλληλη δευτεροβάθμια επεξεργασία.
- Γρήγορο start-up (<1 εβδομάδα) εάν η αναερόβια (κοκκώδης) ιλύς είναι διαθέσιμη ως εμβόλιο.
- Δυνατότητα διατήρησης βιομάζας κατά τη διάρκεια διακοπής της λειτουργίας του αντιδραστήρα.
- Υψηλή απόδοση ακόμη και σε υψηλά οργανικά φορτία, τα οποία επιτρέπουν χαμηλότερους όγκους αντιδραστήρα.

- Δεν χρειάζονται χημικά.
  - Δυνατότητα για χαμηλό αποτύπωμα άνθρακα, χάριν της αξιοποίησης του εκλυόμενου μεθανίου.
  - Ευρεία δυνατότητα εφαρμογής (μεγάλη και μικρή κλίμακα).
- 

### Μειονεκτήματα

---

- Η αναερόβια επεξεργασία, αν και μετατρέπει το μεγαλύτερο μέρος του εισερχόμενου COD σε CH<sub>4</sub>, δεν είναι επαρκής ώστε να πληρούνται τα κριτήρια απόρριψης ή επαναχρησιμοποίησης.
  - Υπάρχει μικρή εμπειρία με την εφαρμογή πλήρους κλίμακας σε μέτριες έως χαμηλές θερμοκρασίες (13 - 15 °C) .
  - Αέρια, όπως το H<sub>2</sub>S, που διαλύονται στα λύματα μπορεί να διαφύγουν προκαλώντας προβλήματα οσμής και διάβρωσης.
  - Οι αναερόβιοι μικροοργανισμοί είναι πιο ευάλωτοι στην τοξικότητα από τους αερόβιους μικροοργανισμούς.
  - Αργό start-up εάν η αναερόβια κοκκώδης ιλύς δεν είναι διαθέσιμη ως εμβόλιο.
  - Ανάγκη μετεπεξεργασίας για απομάκρυνση παθογόνων και, σε ορισμένες περιπτώσεις, αφαίρεση θρεπτικών ουσιών (N και P), π.χ. για απόθεση σε ευαίσθητους αποδέκτες.
  - Η θερμοκρασία πρέπει να διατηρείται μεταξύ 15–35 ° C.
  - Μπορεί να απαιτείται προσθήκη αλκαλικότητας.
- 

## 2.5. Παράγοντες που επιδρούν στην απόδοση του UASB

Η απόδοση των αντιδραστήρων UASB εξαρτάται από ένα μεγάλο αριθμό παραγόντων. Οι κύριες παράμετροι σχετίζονται με τις συνθήκες λειτουργίας του αντιδραστήρα (θερμοκρασία, pH, ρυθμός οργανικής φόρτωσης (OLR), υδραυλικός

χρόνος παραμονής (HRT), SRT και ταχύτητα ανόδου  $V_{up}$ ). Επιπλέον η απόδοση λειτουργίας ενός αντιδραστήρα UASB εξαρτάται από την ανάπτυξη της βιομάζας η οποία επηρεάζεται από τα χαρακτηριστικά των λυμάτων, τον εγκλιματισμό της, τα θρεπτικά συστατικά, την παρουσία τοξικών ενώσεων, την ανάδευση και το σχεδιασμό του αντιδραστήρα. Αυτές οι παράμετροι και τα αποτελέσματά τους συζητούνται στις ακόλουθες παραγράφους (Daud et al., 2018; Abdelgadir et al., 2014).

### 2.5.1. Θερμοκρασία

Η θερμοκρασία επηρεάζει σημαντικά την ανάπτυξη και την επιβίωση των μικροοργανισμών. Η αναερόβια επεξεργασία πραγματοποιείται και στα τρία θερμοκρασιακά εύρη (ψυχρόφιλη, μεσόφιλη και θερμόφιλη). Ωστόσο, η χαμηλή θερμοκρασία οδηγεί γενικά σε μείωση του ρυθμού ανάπτυξης των μικροοργανισμών και της μεθανογόνου δραστηριότητας (Singh et al., 2006). Η μεθανογόνος δραστηριότητα σε μικρή θερμοκρασία είναι 10 έως 20 φορές χαμηλότερη από τη δραστηριότητα στους 35°C, η οποία απαιτεί αύξηση της βιομάζας στον αντιδραστήρα (10 έως 20 φορές) ή λειτουργία σε υψηλότερο χρόνο παραμονής λάσπης (SRT) και υδραυλικό χρόνο παραμονής (HRT) προκειμένου να επιτευχθεί η ίδια αποτελεσματικότητα απομάκρυνσης COD με αυτή που επιτυγχάνεται στους 35°C (Foresti, 2002). Οι Singh et al., (1996) επεξεργάστηκαν αστικά λύματα χρησιμοποιώντας αναερόβιο αντιδραστήρα UASB σε συνθήκες χαμηλής θερμοκρασίας και ανέφερε 70% αφαίρεση COD στους 11°C και 30 % έως 50% στους 6°C. Οι Lew et al.,(2011) βρήκαν μια σταδιακή μείωση στην αποτελεσματική απομάκρυνση COD καθώς μειώθηκε η θερμοκρασία. Ανέφεραν 82% απομάκρυνση COD στους 28°C, 72% στους 20°C, 68% στους 14°C και 38% στους 10°C. Οι Kalogo & Verstraete (1999) διαπίστωσαν επίσης ότι η απόδοση απομάκρυνσης COD στο θερμοκρασιακό εύρος 10-15°C ήταν χαμηλότερη από αυτή της απόδοσης στους 35°C.

### 2.5.2. pH

Το pH ενός αναερόβιου αντιδραστήρα είναι ιδιαίτερα σημαντική παράμετρος επειδή η διαδικασία της μεθανογένεσης μπορεί να προχωρήσει με υψηλό ρυθμό



μόνο όταν το pH διατηρείται στην περιοχή 6,3-7,8 ( Casserly & Erijman, 2003). Στην περίπτωση των αστικών λυμάτων, το pH παραμένει σε αυτό το εύρος λόγω της ρυθμιστικής ικανότητας του συστήματος οξέος-βάσης (ανθρακικό σύστημα) και δεν απαιτείται προσθήκη χημικής ουσίας (Haandel & Lettinga, 1994). Ωστόσο, η βέλτιστη απόδοση της υδρόλυσης και μεθανογένεσης, στην αναερόβια επεξεργασία αστικών λυμάτων, παρουσιάζεται σε ουδέτερο pH (pH = 7) (Daud et al., 2018).

### 2.5.3. Υδραυλικός χρόνος παραμονής (HRT)

Το HRT γνωστό και ως υδραυλικός χρόνος παραμονής είναι ο χρόνος που μια διαλυτή ένωση παραμένει σε έναν βιοαντιδραστήρα. Ο υδραυλικός χρόνος παραμονής υπολογίζεται ως όγκος της εκάστοτε δεξαμενής/ αντιδραστήρα και της παροχής των λυμάτων.

$$\text{HRT(d)} = \frac{V}{Q}$$

Εξίσωση 1

όπου :

- HRT = υδραυλικός χρόνος παραμονής (hr ή d)
- V = όγκος του αντιδραστήρα (m<sup>3</sup>)
- Q = η παροχή των λυμάτων (m<sup>3</sup>/ d).

Γενικά το HRT είναι μια σημαντική λειτουργική παράμετρος που είναι εύκολο να ελεγχθεί και επίσης καθορίζει τον χρόνο για να παραμείνει το οργανικό υλικό στον αντιδραστήρα. Αν το HRT είναι μικρότερο από τον ρυθμό ανάπτυξης των μικροοργανισμών τότε, εκείνοι θα απομακρυνθούν μαζί με την εκροή. Αντιθέτως, αν το HRT είναι μεγάλο η βιομάζα θα συσσωρευτεί στον αντιδραστήρα και μπορεί να επηρεάσει δυσμενώς τη διεργασία της κοκκοποίησης της ιλύος στον αντιδραστήρα UASB (Kaviyarasan, 2014). Οποιαδήποτε από αυτές τις καταστάσεις μπορεί να έχει ως αρνητικό αποτέλεσμα στην βιολογική διαδικασία που συμβαίνει μέσα στον αντιδραστήρα. Οι Singh & Viraraghavan (2004) αναφέρουν ότι υπό σταθερές συνθήκες λειτουργίας των αντιδραστήρων UASB ο βέλτιστος HRT είναι 6h.

#### 2.5.4. Υδραυλικός οργανικής φόρτισης (OLR)

Το OLR είναι η κύρια παράμετρος που επηρεάζει σημαντικά το μικροβιακό οικοσύστημα και τη λειτουργία της διεργασίας του UASB. Σε περίπτωση λυμάτων, το OLR εφαρμόζεται συνήθως στην περιοχή από 1-2 kgCOD/m<sup>3</sup>/d (Abdelgadir et al.,2004). Οι ερευνητές ανέφεραν αύξηση της απόδοσης των αναερόβιων αντιδραστήρων με την αύξηση του OLR ( Ren et al.,2009 ). Ωστόσο, αυτή η αύξηση είναι μέχρι ένα ορισμένο OLR, πέρα από το οποίο εμφανίζεται επίπλευση της κλίνης λάσπης και υπερβολικός αφρισμός στον διαχωριστή αερίου-υγρού-στερεών (GLSS). Μεγαλύτερη τιμή από το βέλτιστο OLR έχει ως αποτέλεσμα τη συσσώρευση βιοαερίου στην κλίνη της λάσπης σχηματίζοντας θύλακες αερίου που τελικά προκαλούν επίπλευση υλός (Kaluzhnyi et al.,1996). Το OLR μπορεί να μεταβληθεί αλλάζοντας τη συγκέντρωση και την παροχή των λυμάτων. Όμως μια αλλαγή στην παροχή υποδηλώνει αλλαγή του HRT. Υπό αυτές τις συνθήκες το OLR μπορεί να εκφραστεί με την ακόλουθη μορφή:

$$OLR = \frac{Q * COD}{V}$$

Εξίσωση 2

Όπου:

- OLR = ρυθμός οργανικής φόρτωσης (kg COD/m<sup>3</sup> ·d),
- Q= παροχή (m<sup>3</sup>/d)
- COD = είναι η ζήτηση χημικού οξυγόνου (kg COD/m<sup>3</sup>)
- V=όγκος του αντιδραστήρα (m<sup>3</sup>).

Χρησιμοποιώντας την (Εξίσωση 2) το OLR μπορεί να απλοποιηθεί:

$$OLR = \frac{COD}{HRT}$$

Εξίσωση 3

### 2.5.5. (SRT)

Το SRT είναι γνωστό ότι είναι η βασική παράμετρος που επηρεάζει τις βιοχημικές και φυσικές ιδιότητες της λύσης (Halalsheh et al.,2005). Η αποδοτικότητα των αντιδραστήρων UASB εξαρτάται κυρίως από τον χρόνο παραμονής της λάσπης (SRT) (Varel et al.,1980), ο οποίος είναι ο βασικός παράγοντας που καθορίζει την τελική ποσότητα υδρόλυσης και μεθανογένεσης σε ένα σύστημα UASB σε ορισμένες συνθήκες θερμοκρασίας (Jewell,1987). Το SRT θα πρέπει να είναι αρκετά υψηλό ώστε, να παρέχει επαρκή μεθανογόνο δράση στις επικρατούσες συνθήκες. Το SRT προσδιορίζεται από τον ρυθμό φόρτισης, το κλάσμα του αιωρούμενου στερεού (SS) στην εισροή, την απομάκρυνση του SS από την κλίση της λάσπης και τα χαρακτηριστικά τους (βιοαποικοδομησιμότητα, σύνθεση, κ.λπ.) (Seghezzi et al., 1998). Η μεθανογένεση ξεκινά με SRT μεταξύ 5 και 15 ημερών στους 25°C και μεταξύ 30 και 50 ημερών στους 15°C. Το SRT και η θερμοκρασία έχουν σημαντική επίδραση στην υδρόλυση πρωτεϊνών, υδατανθράκων και λιπιδίων. Το πιο σημαντικό μέρος της πέψης πρωτεϊνών, υδατανθράκων και λιπιδίων συμβαίνει μέσα στις πρώτες 15 και 10 ημέρες σε θερμοκρασίες διεργασίας 25°C και 35°C, αντίστοιχα (Landa et al.,1997). Σύμφωνα με τα κριτήρια που υιοθετήθηκαν στους περισσότερους UASB αντιδραστήρες στην Ινδία, ο SRT θα πρέπει να κυμαίνεται μεταξύ 32d με 45d (Van Lier et al, 2010).

### 2.5.6. Ταχύτητα ανόδου ( $V_{up}$ )

Η ταχύτητα ανόδου ( $V_{up}$ ) είναι χρήσιμη για την παροχή επαρκούς ανάδευσης μέσα στον αντιδραστήρα και εξασφαλίζει τη μέγιστη επαφή μεταξύ της βιομάζας και του υποστρώματος (Duad et al.,2018). Το επιτρεπόμενο όριο ταχύτητας ανόδου είναι 0,5–1,5 m/h, όπως αναφέρεται από διαφορετικούς ερευνητές. Για την επεξεργασία αστικών λυμάτων σε αντιδραστήρα UASB, οι ερευνητές ανέφεραν επιτυχή λειτουργία στα 0,31–0,42 m/h στις 3-4 ώρες HRT (Uemura & Harada, 2000; Halalsheh et al.,2005).

### 2.5.7. Ανάδευση

Η ανάμειξη προσφέρει αποτελεσματικό χρόνο επαφής της βιομάζας με τα λύματα, επιτρέπει την μεταφοράς μάζας, μειώνει την ανάπτυξη κατασταλτικών παραπροϊόντων και παρέχει ομοιόμορφες περιβαλλοντικές συνθήκες σε όλον τον αντιδραστήρα (Duad et al.,2018). Η ανάμειξη μπορεί να επιτευχθεί μηχανικά ή με ανακυκλοφορία του βιοαερίου. Επιπλέον, αναφορικά με Daud et al. (2018), η  $V_{up}$  είναι χρήσιμη για την παροχή κατάλληλης ανάδευσης του υποστρώματος και της βιομάζας.

### 2.6. Τεχνητοί Υγροβιότοποι

Τα συστήματα τεχνητών υγροτόπων επεξεργασίας λυμάτων (wastewater constructed wetlands treatment systems) είναι τεχνητά συστήματα εδάφους κατακλυζόμενα με νερό συνήθως μικρού βάθους (<0,6m) γεμάτα με εδαφικά υλικά, όπου αναφύονται φυτά παραδείγματος χάριν νεροκάλαμα, βούρλα και ψαθί, με σκοπό την επεξεργασία υγρών αποβλήτων (Αγγελάκης & Tchobanoglous, 1995), αναπαριστώντας τις λειτουργίες των φυσικών υγροβιότοπων. Τα συστήματα αυτά μπορούν να επεξεργαστούν απόβλητα που ανήκουν σε ένα μεγάλο φάσμα κατηγοριών όπως, αστικών αποβλήτων, βιομηχανικών και γεωργικών απορροών. Στο περιβάλλον των τεχνητών υγροβιότοπων αναπτύσσονται βακτήρια στις ρίζες των φυτών, τα οποία συμβάλλουν στην απομάκρυνση των ρύπων των λυμάτων.

Ο βαθμός απόδοσης απομάκρυνσης των ρύπων ενός υγροβιότοπου επηρεάζεται από το πλήθος της μικροβιακής κοινότητας, τα διάφορα είδη φυτών που χρησιμοποιούνται και το σχεδιασμό του υγροτόπου. Τα φυτά που χρησιμοποιούνται ποικίλουν, με πιο συνηθισμένα είδη εκείνα των γενών *Carex spp.*, *Scirpus*, *Typha* και *Phragmites* (Αγγελάκης & Tchobanoglous, 1995). Η ύπαρξη των φυτών αποτελεί καθοριστικό ρόλο διότι, συμβάλλουν στο φιλτράρισμα και στην προσρόφηση των θρεπτικών συστατικών των λυμάτων, μεταφέρουν οξυγόνο μέσα στο νερό, περιορίζεται η ανάπτυξη αλγών, εξαιτίας της αναπτυσσόμενης βλάστησης, με την οποία επιτυγχάνεται έλεγχος της προσπίπτουσας ηλιακής ακτινοβολίας (Αντωνόπουλος, 2019). Επίσης, προσφέρουν το βασικό υπόστρωμα ανάπτυξης των

βακτηρίων. Ένας πληθυσμός μικροβίων αναπτύσσεται εντός του ριζικού συστήματος και του υποστρώματος, ο οποίος αποσυνθέτει τους διάφορους ρύπους προσδίδοντας σταθερές ενώσεις (Sultana, 2014). Ένας τεχνητός υδροβιότοπος κατασκευαστικά αποτελείται από τις διατάξεις εισόδου – εξόδου των λυμάτων και τη λεκάνη όπου τοποθετείται το πορώδες μέσο και τα φυτά (Λουπασάκη, 2014).

Όσον αφορά το πορώδες μέσο, το μέγεθός του είναι μεταξύ χονδρόκοκκου αμμοχάλικου και άμμου. Για την στεγανοποίηση της λεκάνης μπορεί να χρειαστούν διεργασίες όπως η συμπύκνωση του εδάφους, η προσθήκη στρώματος αργίλου ή η τοποθέτηση γεωφύσσματος (Λουπασάκη, 2014). Επίσης, με την κατασκευή του συστήματος θα πρέπει ταυτόχρονα να διασφαλίζεται ότι δεν θα υπάρξει κάποια μόλυνση του εδάφους ή του υδροφόρου ορίζοντα από το προς επεξεργασία απόβλητο.

Η κατασκευή των τεχνητών υδροβιότοπων έχει πολλά πλεονεκτήματα μεταξύ των οποίων είναι το χαμηλό κόστος κατασκευής και το χαμηλό λειτουργικό κόστος. Επιπλέον, έχουν αντοχή σε διακυμάνσεις υδραυλικού και ρυπαντικού φορτίου, μπορούν να χρησιμοποιηθούν σαν δευτεροβάθμια ή τριτοβάθμια επεξεργασία αλλά και στην επεξεργασία πλημμυρικών απορροών. Βάσει των Kadlec και Wallace (2009) οι τεχνητοί υδροβιότοποι βρίσκουν εφαρμογή συνήθως ως:

- ✓ Μονάδες δευτεροβάθμιας επεξεργασίας για την εξυπηρέτηση μικρών κοινοτήτων
- ✓ Πρόσθετες μονάδες σε υπερφορτωμένες εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων ή σε εγκαταστάσεις που έχουν ξεπεράσει την προβλεπόμενη περίοδο κανονικής λειτουργίας τους
- ✓ Πρόσθετες μονάδες σε υφιστάμενα συστήματα επεξεργασίας τεχνητών λιμνών
- ✓ Μονάδες τριτοβάθμιας ή υψηλότερης επεξεργασίας για την επεξεργασία των δευτεροβάθμιων εκροών

Ταυτόχρονα, αποτελούν μέρος διαβίωσης της πανίδας συμβάλλοντας στη προσαρμογή του οικοσυστήματος και αποτελώντας ένα είδος «πράσινης τεχνολογίας».

Τα συστήματα των τεχνητών υγροτόπων μπορούν να κατηγοριοποιηθούν βάσει διαφόρων παραμέτρων. Η εφαρμογή του αποβλήτου διενεργείται πάνω ή κάτω από την επιφάνεια του εδάφους (Reed & Crites, 1984). Σύμφωνα με αυτή την αναφορά υπάρχουν δύο βασικές κατηγορίες, ανάλογα με τον τρόπο ανάπτυξης των μακρόφυτων και τη ροή του απόβλητου. Βάσει αυτής της κατηγοριοποίησης, οι τεχνητοί υγροβιότοποι διαχωρίζονται σε δύο είδη: α) εκείνους με επιφανειακή ροή ή ελεύθερης επιφάνειας (Free Water Surface, FWS) και β) εκείνους με υποεπιφανειακή ή υπόγεια ροή (Subsurface flow, SF). Παράλληλα οι υγροβιότοποι υποεπιφανειακής ροής διαχωρίζονται σε δύο υποσυστήματα, τα συστήματα οριζόντιας ροής και τα συστήματα κατακόρυφης ροής (Σχήμα 4).

**Σχήμα 4** Κατηγοριοποίηση τεχνητών υγροβιότοπων (Vymazal & Kröpfelová, 2008)

<b>Τεχνητοί υγρότοποι επεξεργασίας</b>	
<b>Τύποι υγροτόπων</b>	
<b>Επιφανειακής ροής</b>	<b>Υποεπιφανειακής ροής</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• αναδυόμενα φυτά</li> </ul>	✓ Οριζόντιας ροής
<ul style="list-style-type: none"> <li>• βυθιζόμενα φυτά</li> </ul>	✓ Κάθετης ροής
<ul style="list-style-type: none"> <li>• επιπλέοντα φυτά</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ανοδικής ροής</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Καθοδικής ροής</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Παλιρροιακής ροής</li> </ul>
<b>Επιπλέοντες υγρότοποι</b>	<b>Υβριδικά συστήματα</b>
✓ Επιπλέοντες νησίδες	✓ Συνδυασμοί υγροτόπων

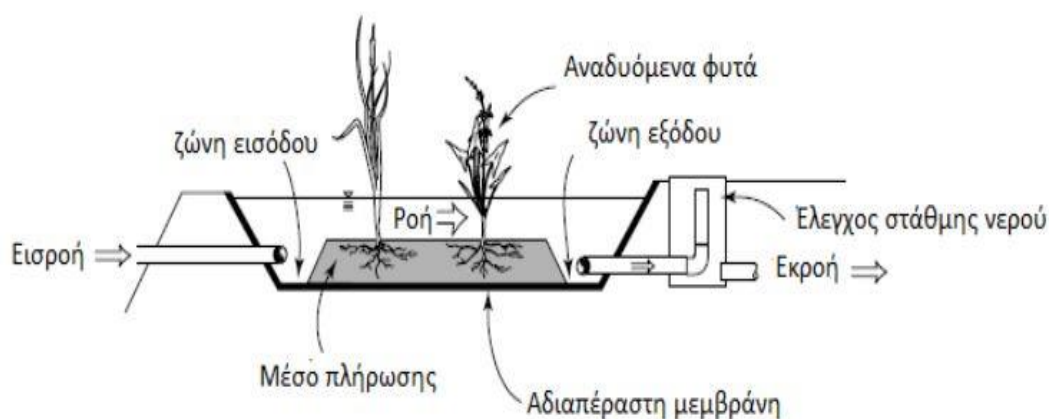
## 2.7. Είδη τεχνητών υγροβιότοπων

### 2.7.1. Τεχνητός υγροβιότοπος επιφανειακής ροής (FWS):

Στους τεχνητούς υγροβιότοπους επιφανειακής ροής, η επιφάνεια του νερού εκτίθεται στην ατμόσφαιρα. Αυτή είναι και η βασική ειδοποιός διαφορά με τον υγροβιότοπο υποεπιφανειακής ροής. Κατασκευαστικά, το ύψος του νερού κυμαίνεται μεταξύ 10 και 45cm, ενώ στην λεκάνη τους περιέχουν κυρίως υδροχαρή φυτά (Crites & Tchobanoglous, 1998). Παραδείγματα ειδών υδροχαρών φυτών είναι αυτά που ανήκουν στα γένη *Acorus sp.* αλλά και τα *Scirpus spp.* Τα φυτά μέσα από τα στελέχη, τα κατακλυζόμενα φύλλα και τα νεκρά υλικά αποτελούν το υλικό για την ανάπτυξη των προσκολλημένων βακτηριδίων. Τα υπέργεια φύλλα με τη σκίαση που προκαλούν μειώνουν τη δυνατότητα ανάπτυξης των φυκών. Έτσι το οξυγόνο μεταφέρεται από τα φύλλα στο ριζόστρωμα βοηθώντας με αυτόν τον τρόπο στην ανάπτυξη φυτών και των βακτηριδίων (Αντωνόπουλος, 2015). Στα συστήματα αυτά η κύρια πηγή οξυγόνου είναι η ελεύθερη επιφάνεια τους. Ωστόσο η ύπαρξη βιολογικής βλάστησης παρεμποδίζει τον επιφανειακό επαναερισμό, που είναι δυνατόν να διενεργείται με τον άνεμο. Για τον λόγο αυτό θα πρέπει να εφαρμόζονται μικρά οργανικά φορτία μέχρι 110 kg/ha-day για να επιτυγχάνεται ικανοποιητικός βαθμός οξειδωσης (Reed et al., 1984). Επίσης, το μέσο βάθος του νερού στη λεκάνη κυμαίνεται στα 30cm (Λουπασάκη, 2014). Τα συστήματα επιφανειακής ροής αποτελούνται κυρίως από λεκάνες, κανάλια ή τάφρους με αδιαπέραστους και στεγανούς πυθμένες και αναφυόμενη βλάστηση όπου το βάθος του νερού είναι μικρό και δεν ξεπερνά τα 60cm (Παρασκευίδου, 2009). Σύμφωνα με τους Αγγελάκη και Tchobanoglous (1995) μέσα στους πυθμένες περιέχεται άμμος ή άλλα γήινα μέσα τα οποία υποστηρίζουν την ανάπτυξη της επιφανειακής φυτικής βλάστησης.

Η απομάκρυνση του διαλυμένου BOD γίνεται με την οξείδωση του από τους ετερότροφους μικροοργανισμούς, την προσρόφηση από τα φυτά και τα αιωρούμενα στερεά που βρίσκονται στα λύματα. Οι μικρές ταχύτητες κίνησης των λυμάτων και η παρουσία φυτών είναι παράγοντες που ευνοούν την συσσωμάτωση και την καθίζηση του αιωρούμενου BOD (Αντωνόπουλος, 2015). Η απομάκρυνση των στερεών σε αιώρηση οφείλεται κυρίως στο μηχανισμό της καθίζησης και διενεργείται, κατά

βάση, σε μικρές αποστάσεις από το σημείο εισροής του αποβλήτου στο σύστημα. Η απομάκρυνση του αζώτου οφείλεται, ως επί το πλείστον, στις διεργασίες της νιτροποίησης-απονιτροποίησης και λιγότερο στην πρόσληψή του από τα φυτά. Για τον λόγο αυτό εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από την ταχύτητα εφαρμογής του οργανικού φορτίου και το χρόνο παραμονής. Οι νιτροποιητές αναλαμβάνουν να οξειδώσουν την αμμωνία σε νιτρώδη και νιτρικά στις αερόβιες ζώνες κοντά στην επιφάνεια. Σε περιοχές γύρω και μακριά από τις ρίζες, όπου οι συνθήκες είναι ανοξικές γίνεται απονιτροποίηση, δηλαδή οι νιτρικές και νιτρώδεις ενώσεις μετατρέπονται σε αέριο άζωτο. Αυτός είναι και ο κύριος μηχανισμός απομάκρυνσης αζώτου αφού η πρόσληψή του από τα φυτά, αντιπροσωπεύει ένα ποσοστό της τάξεως του 10-15% της συνολικής απομάκρυνσής του (Reedy & Smith, 1987). Τέλος, η απομάκρυνση του φωσφόρου πραγματοποιείται μέσω προσρόφησης και χημικής κατακρήμνισης και είναι κατά κανόνα περιορισμένη (όπως συμβαίνει και σε όλα τα φυσικά συστήματα), λόγω της περιορισμένης επαφής του αποβλήτου με το έδαφος (Ειδική Υπηρεσία Διαχείρισης Επιχειρησιακού Προγράμματος “Περιβάλλον & Αειφόρος Ανάπτυξη, 2012).



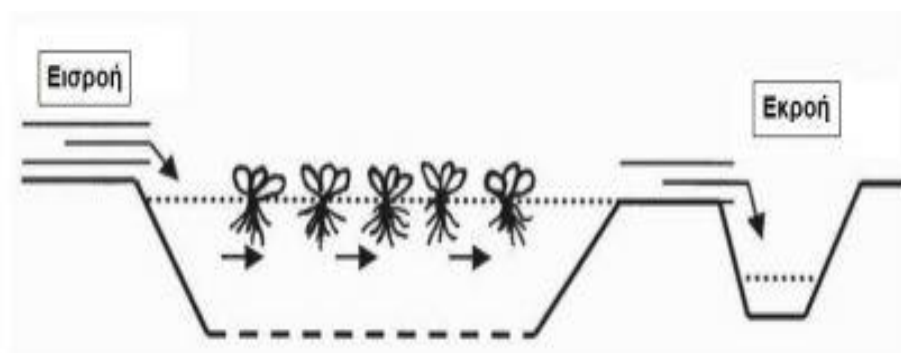
Σχήμα 5 Σύστημα υγροβιότοπου FWS (Φουντουλάκης, 2019)

Οι βασικοί τύποι υγροβιότοπων ελεύθερης επιφάνειας (CW-FWS) βάσει του είδους της φυτικής βλάστησης που αναπτύσσεται, είναι οι παρακάτω όπως φαίνονται στα (Σχήματα 6 – 11) .



### 2.7.1.1. Τεχνητοί Υγροβιότοποι Επιπλεόντων Φυτών

Η επεξεργασία του υγρού αποβλήτου διενεργείται σε μια ή περισσότερες λεκάνες ή ρηχές λίμνες, στις οποίες τα φυτά επιπλέουν στην επιφάνεια. Χαρακτηριστικό κριτήριο σχεδιασμού αυτών των συστημάτων είναι ο τύπος της φυτικής βλάστησης, που χρησιμοποιείται και το ρηχό βάθος. Το βάθος του νερού είναι συνήθως μεγαλύτερο από αυτό των FWS και κυμαίνεται από 0,5 έως 1,8m. Τα συστήματα αυτά είναι αποτελεσματικά στην μείωση του BOD, του αζώτου, διαφόρων μετάλλων και οργανικών ουσιών σε ίχνη, ενώ επηρεάζονται από τη θερμοκρασία. Χαρακτηριστικό παράδειγμα αποτελεί το γεγονός ότι σε περιοχές με ψυχρούς χειμώνες η μειωμένη ανάπτυξη των φυτών λόγω των χαμηλών θερμοκρασιών οδηγεί και σε μειωμένες αποδόσεις επεξεργασίας. Τα πιο συχνά είδη βλάστησης που χρησιμοποιούνται σε αυτή την κατηγορία υγροβιότοπων είναι το είδος *Eichhornia crassipes* και διάφορα είδη της οικογένειας *Limnaceae*. Το βασικό χαρακτηριστικό του είδους *E. crassipes* είναι η ταχύτητα ανάπτυξής του και η δημιουργία υποστρώματος για τα βακτήρια (Αγγελάκης & Tchobanoglous, 1995). Ωστόσο, τα φυτά αυτά είναι ευαίσθητα σε χαμηλές θερμοκρασίες (Reddy & Sutton, 1984).



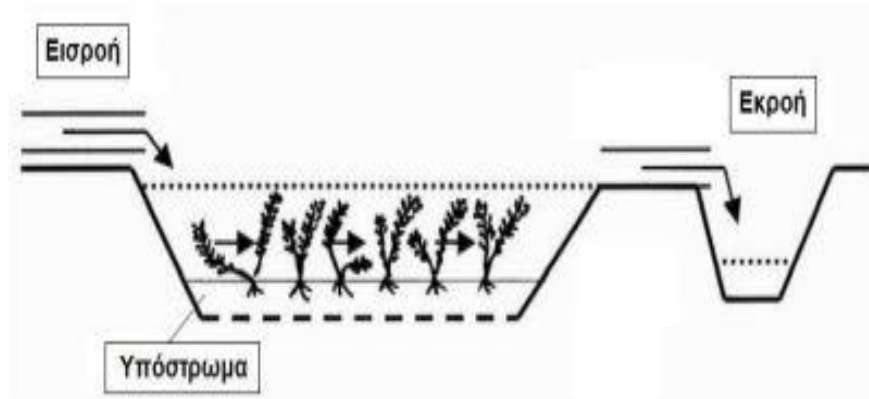
**Σχήμα 6** Σχηματική αναπαράσταση τεχνητού υγροβιότοπου επιπλεόντων φυτών (Vymazal & Kröpfelová, 2008)



**Σχήμα 7:** Εικόνα τεχνητού υγροβιότοπου με *Pistia stratiotes* στη Florida (Vymazal & Kröpfelová, 2008)

#### **3.2.1.2. Τεχνητοί Υγροβιότοποι Βυθισμένων Φυτών**

Τα βυθισμένα φυτά, ωστόσο, αναπτύσσονται καλά μόνο μέσα σε οξυγονωμένο νερό και επομένως ο τύπος αυτού του υγροβιότοπου δεν μπορεί να χρησιμοποιηθεί σε λύματα με υψηλή περιεκτικότητα εύκολα βιοαποικοδομήσιμης οργανικής ύλης, επειδή η μικροβιακή αποσύνθεση της οργανικής ύλης θα δημιουργήσει ανοξικές συνθήκες (Brix, 1993). Λόγω διάφορων περιοριστικών συνθηκών όπως είναι οι υψηλές συγκεντρώσεις θρεπτικών συστατικών, η περιορισμένη διείσδυση φωτός και η υψηλή θολότητα, οι τεχνητοί υγροβιότοποι βυθισμένων φυτών χρησιμοποιούνται κυρίως για την επεξεργασία λυμάτων από εκροές δευτεροβάθμιας επεξεργασίας (Vymazal & Kröpfelová, 2008).



Σχήμα 8: Σχηματική αναπαράσταση τεχνητού υγροβιότοπου βυθιζόμενων φυτών (Vymazal & Kröpfelová, 2008)



Σχήμα 9 Εικόνα τεχνητού υγροβιότοπου με *Ceratophyllum demersum* για τη διαχείριση όμβριων υδάτων στη Florida (Vymazal & Kröpfelová, 2008)

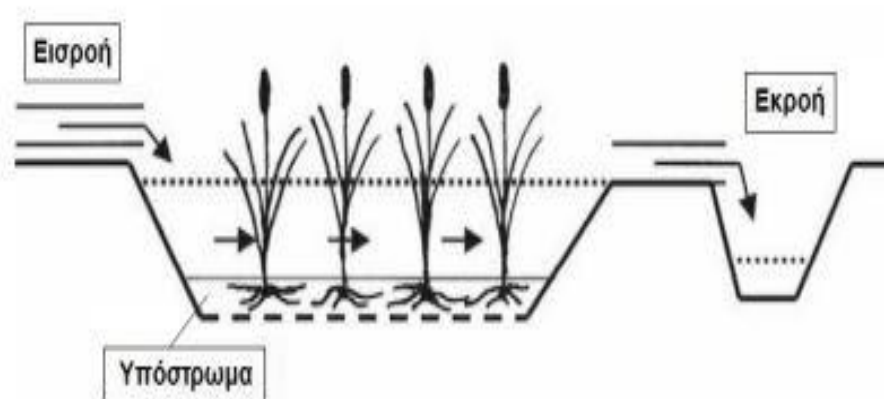
### 3.2.1.3. Τεχνητοί Υγροβιότοποι Αναδυόμενων Φυτών

Η τυπική διάταξη ενός τεχνητού υγροβιότοπου με ελεύθερη επιφάνεια νερού (FWS) που χρησιμοποιεί αναδυόμενα φυτά (Σχήμα 10) αποτελείται από μία ή περισσότερες ρηχές επενδυμένες λεκάνες, που περιέχουν 20-30cm χώμα και 20-40cm βάθος νερού. Όπως αναφέρει ο Kadlec (1995), η πυκνή αναδυόμενη βλάστηση καλύπτει σημαντικό τμήμα της επιφάνειας, συνήθως περισσότερο από 50%. Τα πιο συχνά χρησιμοποιούμενα είδη φυτών στην Ευρώπη είναι τα *Sagittaria latifolia*,

*Phragmites australis*, *Typha spp.*, *Bolboschoenus fluviatilis*, *Eleocharis sphacelata*, *Scirpus tubernaemontani* (Vymazal & Kröpfelová, 2008).

Οι τεχνητοί υγροβιότοποι αναδυόμενων φυτών λειτουργούν ως συστήματα βιολογικής επεξεργασίας λυμάτων, στα οποία η εισερχόμενη ροή λυμάτων που περιέχει σωματίδια και διαλυτούς ρύπους, διαχέεται σε μια μεγάλη έκταση ρηχών νερών και αναδυόμενης βλάστησης (Kadlec & Knight, 1996). Η αφαίρεση των αιωρούμενων στερεών είναι συνήθως μια αρκετά γρήγορη φυσική διαδικασία. Οι κύριοι μηχανισμοί απομάκρυνσης είναι η συσσωμάτωση και καθίζηση και η επιφανειακή πρόσφυση (Queensland Department of Natural Resources, 2000). Η προσκολλημένη μικροβιακή κοινότητα στις ρίζες των φυτών και η αιωρούμενη μικροβιακή ανάπτυξη είναι υπεύθυνες για την απομάκρυνση των διαλυτών οργανικών ενώσεων που αποικοδομούνται αερόβια καθώς και αναερόβια. Η διαδικασία αποικοδόμησης επηρεάζεται από την συγκέντρωση του οργανικού άνθρακα και από την παροχή οξυγόνου.

Κοντά στην επιφάνεια του νερού παρατηρούνται κυρίως αερόβιες ζώνες, το οξυγόνο παρέχεται με ατμοσφαιρική διάχυση μέσω της διεπαφής αέρα-νερού και μέσω της φωτοσυνθετικής δραστηριότητας των φυτών στη στήλη του νερού (Kadlec et al., 2000; QDNR, 2000), ενώ στον πυθμένα και κοντά σε αυτόν επικρατούν συνήθως αναερόβιες και ανοξικές συνθήκες. Η αποσυντιθέμενη βιομάζα λειτουργεί ως πηγή άνθρακα για την απονιτροποίηση, αλλά η ίδια η διεργασία της αποσύνθεσης ανταγωνίζεται αυτή της νιτροποίησης ως προς τη ζήτηση οξυγόνου (Δαμάλα, 2015). Τέλος, οι χαμηλές θερμοκρασίες του χειμώνα ενισχύουν την διαλυτότητα του οξυγόνου στο νερό, παρόλα αυτά επιβραδύνουν σημαντικά την μικροβιακή δραστηριότητα (Kadlec & Knight, 1996).



**Σχήμα 10:** Σχηματική αναπαράσταση τεχνητού υγροβιότοπου αναδυόμενων φυτών (Vymazal & Krörfelová, 2008)



**Σχήμα 11:** Εικόνα τεχνητού υγροβιότοπου με *Scirpus lacustris* στην Ολλανδία (Vymazal & Krörfelová, 2008)

Συνοπτικά, τα πλεονεκτήματα του FWS συνοψίζονται παρακάτω:

1. Χαμηλό κόστος κατασκευής.
2. Χαμηλό λειτουργικό κόστος.
3. Αντοχή σε διακυμάνσεις υδραυλικού και ρυπαντικού φορτίου (πολύ μικρές παροχές – έως αρκετά μεγάλες).
4. Προσαρμογή στο ευρύτερο οικοσύστημα και την αισθητική της περιοχής.
5. Φυσική διεργασία -> πράσινη τεχνολογία.

Τα μειονεκτήματα του FWS, μπορούν να συνοψιστούν ως εξής:

1. Επιτυγχάνεται χαμηλή απομάκρυνση αζώτου και φωσφόρου.
2. Πραγματοποιείται φτωχή οξυγόνωση της υγρής στήλης.
3. Δημιουργούνται προβλήματα οσμών και κουνουπιών.
4. Απαιτήση για περιοδική καταστροφή της ξηρής βλάστησης με σκοπό την διατήρηση των συνθηκών ελεύθερης ροής και παρεμπόδιση της δημιουργίας ροής σε αύλακες
5. Απαιτούνται μεγάλες εκτάσεις για την κατασκευή.

(Ειδική Υπηρεσία Διαχείρισης Επιχειρησιακού Προγράμματος “Περιβάλλον & Αειφόρος Ανάπτυξη”, 2012)

### 2.7.2. Τεχνητός υγροβιότοπος υποεπιφανειακής ή υπόγειας ροής (SSF):

Το δεύτερο από τα είδη τεχνητών υγροβιότοπων είναι εκείνο της υποεπιφανειακής ροής. Το νερό στο είδος αυτό υγροβιότοπου είναι μονίμως κάτω από την επιφάνεια του εδάφους και το ύψος του κυμαίνεται από 45 μέχρι 100cm (Λουπασάκη, 2014). Όσον αφορά την κατασκευή των υποστρωμάτων, χρησιμοποιούνται κυρίως έδαφος, άμμος και διάφορα άλλα χονδρόκοκκα ή ακόμη και πλαστικά ή άλλα αδρανή υλικά (Αγγελάκης & Tchobanoglous, 1995). Τα συστήματα αυτά στοχεύουν κατά κύριο λόγο στην επίτευξη δευτεροβάθμιας επεξεργασίας (Παρασκευίδου, 2009).

Η επεξεργασία του υγρού αποβλήτου οφείλεται σε φυσικές και βιοχημικές αποκρίσεις του μέσου πλήρωσης, καθώς επίσης στην επαφή του με το ριζικό σύστημα των φυτών (Reed et al., 1988). Τα ποσοστά απόδοσης του υγροβιότοπου υποεπιφανειακής ροής είναι ισοδύναμα των FWS και παρουσιάζουν μειωμένα προβλήματα σχετικά με την ανάπτυξη κουνουπιών και δυσάρεστων οσμών. Επίσης, απομακρύνουν διάφορους ρύπους όπως είναι το βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνο (BOD), το χημικά απαιτούμενο οξυγόνο (COD), τα αιωρούμενα στερεά (TSS), τα μέταλλα, ο φώσφορος (TP), το άζωτο (TN) και τα παθογόνα. Η απομάκρυνση του αζώτου σε τέτοια συστήματα, διενεργείται με τους μηχανισμούς νιτροποίησης και

απονιτροποίησης, ενώ η απομάκρυνση του φωσφόρου εξαρτάται κατά κύριο λόγο από το χρησιμοποιούμενο υπόστρωμα. Επιπλέον, η απομάκρυνση μετάλλων ποικίλλει και επιτυγχάνεται, ως επί το πλείστον, με κατακρήμνιση και προσρόφησή τους. Τέλος, η απομάκρυνση των παθογόνων εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από τη δομή του υποστρώματος και την ταχύτητα ροής (Watson et al., 1987). Για την εγκατάσταση τέτοιου τύπου συστημάτων απαιτούνται μικρότερες εδαφικές εκτάσεις σε σχέση με τους υδροβιότοπους επιφανειακής ροής, όπου δεν παρουσιάζονται προβλήματα δυσσομίας και κουνουπιών (Κούτσικος, 2020). Οι τεχνητοί υγρότοποι υποεπιφανειακής / υπόγειας ροής διακρίνονται ανάλογα με το καθεστώς ροής των λυμάτων σε α) **οριζόντιας** και β) **κατακόρυφης ροής**.

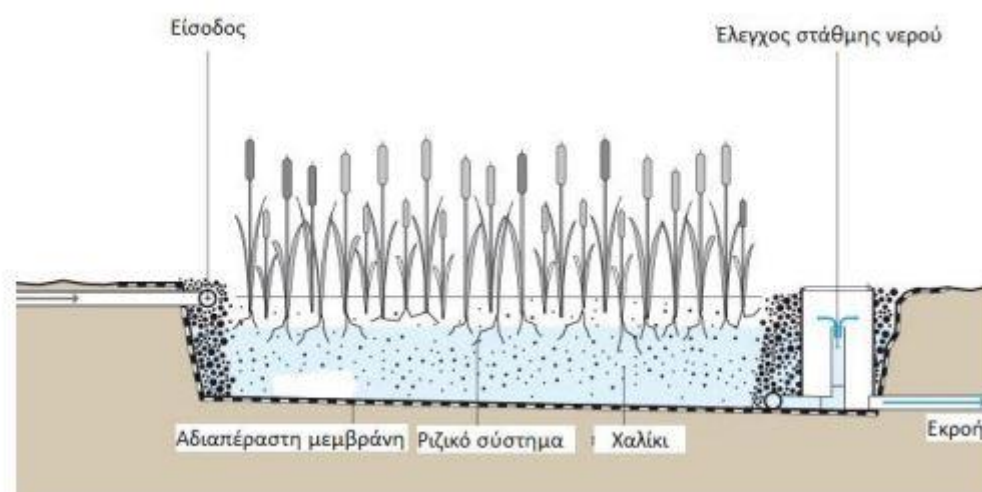
#### **(α) Τεχνητοί υδροβιότοποι οριζόντιας υπο-επιφανειακής ροής (CW-HSSF)**

Το παρακάτω (Σχήμα 12) δείχνει μια τυπική διάταξη τεχνητού υδροβιότοπου οριζόντιας υποεπιφανειακής ροής. Σύμφωνα με την Δαμάλα (2015) τα κύρια μέρη του υδροβιότοπου περιλαμβάνουν τις σωληνώσεις εισόδου των λυμάτων, το μέσο φίλτρανσης/υπόστρωμα, την αναδεδόμενη βλάστηση και τις σωληνώσεις εξόδου της επεξεργασμένης εκροής. Συνήθως έξω από τον υδροβιότοπο υπάρχει και ένας βοηθητικός σωλήνας ο οποίος χρησιμοποιείται για τον έλεγχο της στάθμης του νερού εντός του συστήματος. Η υδραυλική απομόνωση του συστήματος από το εξωτερικό περιβάλλον επιτυγχάνεται με τη χρήση πλαστικής επένδυσης και μεμβράνης γεωυφάσματος (Φλέγκας, 2020).

Ονομάζεται οριζόντια ροή επειδή τα λύματα τροφοδοτούνται από τη μια άκρη του βιότοπου και οδηγούνται στην έξοδο (αντιδιαμετρικά της εισόδου) καλύπτοντας μια οριζόντια πορεία. Κατά την διάρκεια αυτής της πορείας έρχονται σε επαφή με ένα σύστημα αερόβιων, ανοξικών και αναερόβιων ζωνών. Οι αερόβιες ζώνες βρίσκονται γύρω από τις ρίζες των αναπτυσσόμενων φυτών του υδροβιότοπου. Κατά τη δίοδο τους διαμέσου του ριζικού συστήματος, τα λύματα υφίστανται επεξεργασία μέσω φυσικών, χημικών και μικροβιολογικών διεργασιών (Cooper et al., 1996). Τα φυτά που συνήθως χρησιμοποιείται είναι *Phragmites australis*, κοινώς καλάμι, το οποίο έχει την ικανότητα να μεταφέρει οξυγόνο από τα φύλλα και μέσω των

ριζωμάτων στις ρίζες. Επίσης φαίνεται ότι στην περιοχή γύρω από τα ριζώματα αναπτύσσονται οι βακτηριακοί πληθυσμοί (Ανδρεαδάκης, 2015).

Οι υγροβιότοποι οριζόντιας ροής μπορούν να απομακρύνουν αποτελεσματικά οργανικούς ρύπους (TSS, BOD<sub>5</sub> και COD) από τα λύματα, ωστόσο έχουν περιορισμένη δυνατότητα μεταφοράς οξυγόνου και δεν μπορούν να νιτροποιήσουν σε υψηλούς ρυθμούς, ούτε και να επεξεργαστούν αποτελεσματικά απόβλητα με μεγάλες συγκεντρώσεις οργανικού φορτίου (UN-HABITAT, 2008). Η αδυναμία αυτή οδήγησε τα τελευταία χρόνια στον σχεδιασμό υγροβιότοπων κατακόρυφης ροής.



**Σχήμα 12:** Σχηματική αναπαράσταση τεχνητού υγροβιότοπου οριζόντιας υπό-επιφανειακής ροής (Φουντουλάκης, 2019)

Τα πλεονεκτήματα του υγροτόπου οριζόντιας ροής είναι:

1. Συστήματα χαμηλού κόστους κατασκευής και λειτουργίας.
2. Σχετικά αξιόπιστα συστήματα.
3. Έχουν ικανοποιητική απόδοση στην απομάκρυνση του οργανικού φορτίου και των διαλυμένων στερεών.



Τα μειονεκτήματα του υγροτόπου οριζόντιας ροής είναι:

1. Η αδυναμία υψηλού ρυθμού νιτροποίησης.
2. Η αδυναμία επεξεργασίας λυμάτων με μεγάλο οργανικό φορτίο.
3. Η περιορισμένη απομάκρυνση φωσφόρου.
4. Απαίτηση ικανών εκτάσεων με ήπιες κλίσεων.
5. Ισχυρή εξάρτηση από κλιματολογικούς παράγοντες.

(Ειδική Υπηρεσία Διαχείρισης Επιχειρησιακού Προγράμματος “Περιβάλλον & Αειφόρος Ανάπτυξη”, 2012)

### **(β) Τεχνητοί υγροβιότοποι κάθετης υπο-επιφανειακής ροής (CW-VSSF)**

Στο παρακάτω (Σχήμα 12) φαίνεται μία κάθετη τομή μίας λεκάνης υγροτόπου κατακόρυφης ροής (Cooper et al., 1996). Οι υγροβιότοποι κατακόρυφης ροής αποτελούνται συνήθως από στρώσεις διαβαθμισμένων υλικών (έδαφος, άμμος, χονδρόκοκκα, αδρανή, πλαστικά κ.λπ.), ενώ τα καλάμια φυτεύονται στην άνω στρώση που είναι συνήθως από άμμο βάθους 10-30cm. Ο πυθμένας της λεκάνης θα πρέπει να έχει βάθος περίπου 0,90 έως 1,20m, κλίση 1% και να εδράζεται σε ένα στρώμα υλικών που βοηθά την ελεύθερη στράγγιση και συγκρατεί το κύριο υπόστρωμα. Η επιφάνεια της λεκάνης θα πρέπει να είναι οριζόντια για την ομοιόμορφη κατανομή της ροής. Επίσης, στο κάτω όριο της λεκάνης πρέπει να τοποθετείται αδιαπέραστο στρώμα από πλαστικά φύλλα ή μεμβράνες για τον περιορισμό των απωλειών βαθιάς διήθησης.

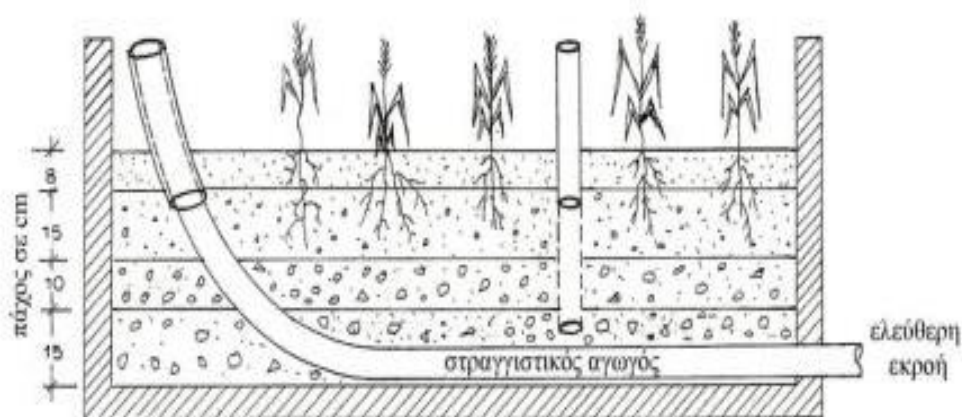
Η παροχή λυμάτων κατανέμεται στη λεκάνη με πολλούς τρόπους. Ο πιο συνηθισμένος είναι με σωλήνες πάνω από τη λεκάνη από τους οποίους καταιονίζονται τα λύματα διά μέσου οπών. Τα λύματα τροφοδοτούνται με διαλείπουσα τροφοδοσία σε μεγάλες παρτίδες που κατακλύζουν την επιφάνεια του υγροβιότοπου από την κορυφή ενώ στη συνέχεια διεισδύουν βαθμιαία διαμέσου των στρώσεων προς τα κάτω.

Τα στραγγίσματα συγκεντρώνονται σε στραγγιστικούς αγωγούς στον πυθμένα της λεκάνης όπου και συλλέγονται μέσω των σωληνώσεων του αποχετευτικού δικτύου που βρίσκονται στη βάση του συστήματος. Οι στραγγιστικοί αγωγοί έχουν και την ιδιότητα του αερισμού του υποστρώματος (Αντωνόπουλος, 2015). Όταν, οι στρώσεις διαβαθμισμένων υλικών αποστραγγιστούν πλήρως, επιτρέπεται η είσοδος νέου αέρα ανάμεσα στους πόρους των υλικών. Η επόμενη δόση υγρών αποβλήτων που θα διέλθει του υδροβιότοπου, παγιδεύει τον αέρα στους πόρους. Το φαινόμενο αυτό που σε συνδυασμό με τον αερισμό που δημιουργείται από την απότομη εφαρμογή της δόσης δημιουργεί άριστες συνθήκες οξυγόνωσης, διάσπασης του οργανικού φορτίου και νιτροποίησης (Ειδική Υπηρεσία Διαχείρισης Επιχειρησιακού Προγράμματος “Περιβάλλον & Αειφόρος Ανάπτυξη”, 2012). Γενικά, η διάχυση του οξυγόνου από τον αέρα που προστίθεται στο σύστημα μέσω της διαλείπουσας τροφοδοσίας συμβάλλει πολύ περισσότερο στην οξυγόνωση του υποστρώματος σε σύγκριση με τη μεταφορά οξυγόνου που παρέχεται μέσω των φυτών (UN-HABITAT, 2008).

Οι υγρότοποι που κατασκευάζονται με κατακόρυφη ροή είναι αποτελεσματικοί στην απομάκρυνση οργανικών ( $BOD_5$  και COD), αλλά λιγότερο αποτελεσματικοί στην αφαίρεση αιωρούμενων στερεών συγκριτικά με τα συστήματα οριζόντιας υποεπιφανειακής ροής. Η απομάκρυνση της αμμωνίας είναι υψηλή σε σύγκριση με άλλους τύπους τεχνητών υγροτόπων λόγω της καλής οξυγόνωσης της κλίνης μέσω της διαλείπουσας τροφοδοσίας. Ωστόσο, η απομάκρυνση του ολικού αζώτου είναι συγκρίσιμη με τα συστήματα FWS και HF λόγω αδυναμίας απονιτροποίησης. Κάτι τέτοιο θα μπορούσε να επιλυθεί με την ανακυκλοφορία των λυμάτων σε μονάδα προεπεξεργασίας όπου επικρατούν ανοξικές συνθήκες π.χ. σηπτική ή δεξαμενή Imhoff (Arias & Brix, 2006) ή έναν κορεσμένο CW.

Από την άλλη, η απομάκρυνση φωσφόρου εξαρτάται από τη φύση του εφαρμοζόμενου υποστρώματος, η οποία θα μπορούσε να βελτιωθεί με τη χρήση υλικών διήθησης με υψηλή ικανότητα προσρόφησης. Η απομάκρυνση μετάλλων ποικίλει και επιτυγχάνεται κυρίως με κατακρήμνιση και προσρόφηση, ενώ η

απομάκρυνση των παθογόνων οργανισμών εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από τη δομή του υποστρώματος και την ταχύτητα ροής (Watson et al., 1987).



**Σχήμα 13:** Κατακόρυφη τομή λεκάνης τεχνητών υγροτόπων κατακόρυφης ροής, όπου φαίνονται οι σωλήνες στράγγισης και αερισμού (Αντωνόπουλος, 2015).

Τα πλεονεκτήματα του υγροτόπου κατακόρυφης ροής είναι:

1. Απαιτήση μικρότερης έκτασης γης συγκριτικά με τα συστήματα οριζόντιας υποεπιφανειακής ροής
2. Διατήρηση αερόβιων συνθηκών, αυξάνοντας έτσι τα επίπεδα νιτροποίησης
3. Συστήματα χαμηλού κόστους κατασκευής και λειτουργίας.
4. Σχετικά αξιόπιστα συστήματα.
5. Ικανοποιητική απόδοση στην απομάκρυνση του οργανικού φορτίου των λυμάτων ( $BOD_5$ , COD) και τα παθογόνα
6. Λόγω του σχεδιασμού δεν παρατηρούνται οχλήσεις από έντομα.

Τα μειονεκτήματα του υγροτόπου κατακόρυφης ροής είναι:

1. Η αδυναμία υψηλού ρυθμού απονιτροποίησης.
2. Λιγότερο αποτελεσματική απόδοση απομάκρυνσης αιωρούμενων στερεών συγκριτικά με τα συστήματα οριζόντιας υποεπιφανειακής ροής
3. Η αδυναμία επεξεργασίας λυμάτων με μεγάλο οργανικό φορτίο.
4. Η περιορισμένη απομάκρυνση φωσφόρου.

5. Απαίτηση ικανών εκτάσεων με ήπιες κλίσεις.
6. Αναμενόμενες μικρές οχλήσεις από οσμές.
7. Ισχυρή εξάρτηση από κλιματολογικούς παράγοντες.

## 2.8. Σχεδιασμός τεχνητών υγροβιότοπων

Τα κριτήρια για το σχεδιασμό και τη λειτουργία ενός CW περιλαμβάνουν:

- επιλογή τοποθεσίας
- επιλογή φυτών
- επιλογή υποστρώματος
- τύπος λυμάτων
- ρυθμός υδραυλικής φόρτισης (HLR)
- υδραυλικός χρόνος παραμονής (HRT)
- βάθος νερού
- τρόπος τροφοδοσίας
- διαδικασία συντήρησης

(Akratos et al., 2009; Kadlec and Wallace, 2009).

Ιδιαίτερα, παράγοντες όπως η επιλογή φυτών, η επιλογή υποστρώματος, το βάθος του νερού, ο ρυθμός υδραυλικής φόρτισης (HLR) και ο υδραυλικός χρόνος παραμονής (HRT) μπορεί να είναι ζωτικής σημασίας για τη δημιουργία ενός αποδοτικού συστήματος CW. Τυπικές διακυμάνσεις αυτών των παραμέτρων για τον σχεδιασμό των συστημάτων επεξεργασίας λυμάτων με τεχνητούς υγροβιότοπους ελεύθερης επιφάνειας (Free Water Surface, FWS) και υπόγειας ροής (Subsurface flow, SF) δίνονται συνοπτικά στον (Πίνακα 3)

Πίνακας 3: Στοιχεία σχεδιασμού τεχνητών υγροτόπων (Αγγελάκης &amp; Tchobanoglous, 1995)

Παράμετροι σχεδιασμού	Μονάδες	Τύποι συστήματος	
		FWS	SFS
Υδραυλικός χρόνος παραμονής	day	5-14	5-14
Βάθος νερού	m	0.1-0.5	0.3-0.8
Μέγιστος ρυθμός εφαρμογής φορτίου BOD <sub>5</sub>	kg/στρ-day	10	10
Ρυθμός υδραυλικού φορτίου	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> -d	0.01-0.06	0.01-0.06
Απαιτούμενη ειδική έκταση	στρ/(m <sup>3</sup> -d)	0.02-0.14	0.02-0.14
Κάτοψη (αναλογία μήκους/πλάτους)	-	2:1 - 10:1	<1
Έλεγχος κουνουπιών	-	Απαιτείται	Δεν απαιτείται
Συχνότητα συγκομιδής φυτικής βλάστησης	έτη	3-5	1-2

### 2.8.1. Επιλογή τοποθεσίας

Τα βασικά χαρακτηριστικά της θέσης που πρέπει να θεωρούνται κατά το σχεδιασμό συστημάτων τεχνητών υγροβιοτόπων, είναι η τοπογραφία, η εδαφολογία, η χρήση γης, η υδρολογία και το κλίμα της περιοχής (Αγγελάκης & Tchobanoglous, 1995). Η θέση εξαρτάται από την πηγή των λυμάτων και επιλέγεται μετά από μελέτη της γεωλογίας, της υδρολογίας και των τεχνικών και περιβαλλοντικών προβλημάτων που επηρεάζουν την κατασκευή, εκτέλεση και αποδοτικότητα του έργου. Για τον προσδιορισμό της θέσης ακολουθούνται τα εξής βήματα:

- Προκαταρκτική έρευνα επί χάρτη
- Αεροφωτογράφιση
- Πρώτη υπαίθρια έρευνα
- Εδαφολογική κατάταξη
- Συλλογή και εκτίμηση περιβαλλοντικών δεδομένων
- Λεπτομερής διερεύνηση των προηγούμενων - αξιολόγηση των δεδομένων.

(Αντωνόπουλος, 2015)

**Τοπογραφία:** Όσον αφορά το ζήτημα της σχεδίασης και κατασκευής των τεχνητών υγροβιοτόπων επιφανειακής ροής (FWS), η τοπογραφία πρέπει να είναι ομοιόμορφη και επίπεδη. Αυτό συμβαίνει διότι τα συστήματα αυτά σχεδιάζονται σε επίπεδες

λεκάνες και κανάλια. Αντίστοιχα, για τους υδροβιότοπους υποεπιφανειακής ροής (SFS) η τοπογραφία πρέπει να έχει μια ελαφριά κλίση διότι συνήθως κατασκευάζονται με κλίσεις 1% ή ελαφρώς μεγαλύτερες. Σαφώς, τέτοια συστήματα μπορούν να εδραιωθούν και σε ανομοιόμορφες εκτάσεις με μεγάλες κλίσεις όμως το κόστος εκκαφής αποτελεί απαγορευτικό παράγοντα για κάτι τέτοιο. Έτσι, ιδανικά οι κατάλληλες θέσεις για υδροβιότοπους είναι αυτές με κλίσεις μικρότερες από 5% (Αγγελάκης & Tchobanoglous, 1995).

**Εδαφολογία:** Θέσεις όπου το έδαφος έχει μικρή διαπερατότητα είναι προτιμότερες για συστήματα υδροβιοτόπων, καθώς η κυρία λειτουργία τους είναι η επεξεργασία υγρών αποβλήτων σε μια υδατική στρώση, πάνω από το χρησιμοποιούμενο εδαφικό υπόστρωμα. Με αυτό τον τρόπο, περιορίζονται οι διαρροές του εφαρμοζόμενου υγρού αποβλήτου με διήθησή του στο έδαφος. Εξαιτίας της κατακράτησης στερεών και των αναπτυσσόμενων αποικιών βακτηρίων, οι πόροι στο επιφανειακό έδαφος των υδροβιότοπων τείνουν να βουλώνουν. Επίσης, σε φυσικά εδάφη, είναι δυνατή η ελάττωση της περατότητάς τους με συμπίεσή τους κατά τη διάρκεια κατασκευής του έργου. Η επιλογή θέσεων με πολύ περατά εδάφη γίνεται μόνο στην περίπτωση κατασκευής μικρών συστημάτων με αργιλικές βάσεις ή άλλα τεχνητά υποστρώματα (Αγγελάκης & Tchobanoglous, 1995).

**Χρήση γης:** Σε γενικές γραμμές, προτιμώνται ανοικτές γεωργικές εκτάσεις, ιδιαίτερα εκείνες που βρίσκονται σε ήδη υπάρχοντες φυσικούς υδροβιότοπους. Οι τεχνητοί υδροβιότοποι επιδρούν αυξητικά και βελτιωτικά στους υπάρχοντες φυσικούς υδροβιότοπους με προσθήκη υδρόβιας δραστηριότητας και εξασφάλιση σταθεράς υδατοτροφοδοσίας τους. Μάλιστα, σε πολλές περιπτώσεις επιδρούν θετικά στην ποιοτική αναβάθμιση των περιοχών εγκατάστασής τους (Αγγελάκης & Tchobanoglous, 1995).

**Υδρολογία:** Οι υδροβιότοποι πρέπει να βρίσκονται έξω από περιοχές που δέχονται πλημμύρες εκτός από τις περιπτώσεις όπου υπάρχει προστασία από πλημμυρικά συμβάντα. Στη περίοδο του χειμώνα, που η λειτουργία τους περιορίζεται, δεν χρειάζεται ιδιαίτερη προστασία όταν συμβαίνουν μικρής έκτασης πλημμυρικά γεγονότα (Αγγελάκης & Tchobanoglous, 1995).

**Κλίμα:** Ακόμη και σε ψυχρά κλίματα η χρήση τεχνητών υγροβιότοπων είναι δυνατή. Παρόλα αυτά, η αποτελεσματικότητα λειτουργίας ενός συστήματος εξαρτάται από τη θερμοκρασία του εφαρμοζόμενου υγρού αποβλήτου και τον επιδιωκόμενο σκοπό της επεξεργασίας του. Η απόδοση επεξεργασίας είναι σημαντικά εξαρτώμενη από την επικρατούσα θερμοκρασία διότι οι βασικοί μηχανισμοί επεξεργασίας είναι ως επί το πλείστον βιολογικής φύσεως (Αγγελάκης & Tchobanoglous, 1995).

### 2.8.2. Επιλογή Φυτών

Τα μακρόφυτα που χρησιμοποιούνται συχνά στους τεχνητούς υγροβιότοπους είναι είτε αναδυόμενα φυτά, είτε βυθιζόμενα φυτά, είτε και επιπλέοντα φυτά. Αν και περισσότερα από 150 είδη μακρόφυτων έχουν χρησιμοποιηθεί παγκοσμίως, στην πραγματικότητα μόνο ένας περιορισμένος αριθμός από αυτά τα είδη φυτών φυτεύονται με μεγάλη συχνότητα στους τεχνητούς υγροβιότοπους (Vymazal, 2013). Τα πιο κοινά χρησιμοποιούμενα αναδυόμενα είδη είναι οι *Phragmites spp.* (Poaceae), *Typha spp.* (Typhaceae), *Scirpus spp.* (Cyperaceae), *Iris spp.* (Iridaceae), *Juncus spp.* (Juncaceae) και *Eleocharis spp.* (Spicebush). Από την άλλη, τα πιο συχνά χρησιμοποιούμενα βυθιζόμενα φυτά είναι *Hydrilla verticillata*, *Ceratophyllum demersum*, *Vallisneria natans*, *Myriophyllum verticillatum* και *Potamogeton crispus*. Τέλος, είδη επιπλεόντων φυτών είναι τα *Eichhornia crassipes*, *Salvinia natans*, *Hydrocharis dubia* και *Lemna minor* (Wu et al., 2015).

Η παρουσία τους συνεισφέρει στη σταθεροποίηση του υποστρώματος και τη μείωση της ταχύτητας ροής, δίνοντας τη δυνατότητα καθίζησης των αιωρούμενων στερεών. Μέσω της διαδικασίας της θρέψης τους, προσλαμβάνουν και ενσωματώνουν στους ιστούς τους άνθρακα, θρεπτικά στοιχεία και ιχνοστοιχεία. Μεταφέρουν τα αέρια, μεταξύ των οποίων και το οξυγόνο, από την ατμόσφαιρα στο έδαφος, δημιουργώντας αερόβιες περιοχές στο υπόστρωμα. Επίσης, τα στελέχη και το ριζικό σύστημα αποτελούν υλικό για την προσκόλληση των μικροοργανισμών και τέλος, προμηθεύουν το εδαφικό σύστημα με οργανικά υλικά μετά το θάνατο και την αποικοδόμησή τους. Τέλος, τα φύλλα και τα στελέχη πάνω από την επιφάνεια του νερού προκαλούν σκίαση που περιορίζει τη διείσδυση του ηλιακού φωτός και έτσι ελέγχεται η ανάπτυξη των ζιζανίων, αλγών και άλλων φυτών.

Ωστόσο, υπάρχουν ορισμένα είδη υδρόβιων φυτών τα οποία είναι ευαίσθητα στην παρουσία μεγάλων συγκεντρώσεων αμμωνίας πολύ περισσότερο συγκριτικά με άλλα είδη που παρουσιάζουν αρκετή αντοχή. Τα ψαθιά (cattails) αντέχουν στην αμμωνία σε ένα εύρος από 30 έως 80 mg L<sup>-1</sup>. Άλλα είδη, όπως τα maidencane, pickerelweed και arrowhead έχουν εύρος αντοχής που κυμαίνεται από 2 έως 40 mg L<sup>-1</sup>. Ωστόσο, η αντοχή στην αμμωνία αυξάνεται καθώς τα φυτά εγκλιματίζονται στον υγρότοπο (Αντωνόπουλος, 2015). Οι Xu et al. (2010) ανέφεραν επίσης ότι οι υπερβολικές ποσότητες αμμωνίας υπάρχει πιθανότητα να βλάψουν τη φυσιολογία των φυτών και θα προκαλέσουν μείωση της πρόσληψης θρεπτικών στοιχείων από τα φυτά. Η αμμωνία μπορεί να προκαλέσει χλώρωση στα φύλλα, καταστολή της ανάπτυξης του φυτού, μείωση της ρίζας και οξειδωτικό στρες που εκφράζεται μέσω της αύξησης της συγκέντρωσης του ενζύμου της καταλάσης και της υπεροξειδάσης (Xu et al., 2010).

### 2.8.3. Επιλογή Υποστρώματος

Το υπόστρωμα αποτελεί κρίσιμη παράμετρο για τον σχεδιασμό των τεχνητών υγροβιότοπων επιφανειακής και υποεπιφανειακής ροής, επειδή μπορεί να παρέχει ένα κατάλληλο καλλιεργητικό μέσο για το φυτό και επίσης να επιτρέψει την επιτυχή μετακίνηση των λυμάτων (Kadlec and Wallace, 2009). Επιπλέον, η προσρόφηση του υποστρώματος μπορεί να παίξει τον πιο σημαντικό ρόλο στην απομάκρυνση διαφόρων ρύπων όπως ο φώσφορος (Ju et al., 2014).

Σύμφωνα με τους (Saeed & Sun, 2012) έχουν πραγματοποιηθεί διάφορες μελέτες για την επιλογή υποστρωμάτων υγροτόπων ειδικά για την αποδοτική απομάκρυνση του φωσφόρου από τα λύματα. Τα συχνά χρησιμοποιούμενα υποστρώματα περιλαμβάνουν κυρίως φυσικό υλικό, τεχνητά μέσα και βιομηχανικά υποπροϊόντα, όπως χαλίκι, άμμο, άργιλο, ασβεστίτη, μάρμαρο, βερμικουλίτη, σκωρία, τέφρα, μπεντονίτη, δολομίτη, ασβεστόλιθο, κέλυφος, ζεόλιθο, βολλαστονίτη και ενεργό άνθρακα. Επιπλέον, αναφορικά με Αντωνόπουλο (2015) τα ψαθιά αναπτύσσονται σε λασπώδες υπόστρωμα (muck), τα καλάμια σε αργιλώδη, αμμώδη ή πηλώδη εδάφη, οι σύφες bulrush σε παρόμοιο έδαφος με τα ψαθιά ενώ οι σύφες σε ιλυοαργιλώδη και πηλώδη εδάφη. Ωστόσο, όταν ένα σύστημα επεξεργασίας



τεχνητών υγροβιότοπων σχεδιάζεται με σκοπό την επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων για άρδευση τότε, για την επιλογή του υποστρώματος θα ληφθεί υπόψη η εκροή να είναι πλούσια σε θρεπτικά. Επομένως, επιλέγονται αδρανή υλικά, για να μην υπάρχει προσρόφηση και κατακρήμνιση και ως εκ τούτου η εκροή να είναι πλούσια σε θρεπτικά P, N.

#### 2.8.4. Τύπος Λυμάτων

Οι τεχνητοί υγρότοποι χρησιμοποιούνται κυρίως για την επεξεργασία αστικών ή οικιακών λυμάτων. Ωστόσο, επί του παρόντος, τεχνητοί υγρότοποι επεξεργάζονται ένα μεγάλο εύρος αποβλήτων, συμπεριλαμβανομένων των γεωργικών και βιομηχανικών λυμάτων, διαφόρων υδάτων απορροής και στραγγισμάτων χωματερών (Kadlec & Knight, 1996; Kadlec et al., 2000).

Ο τύπος και τα χαρακτηριστικά των λυμάτων που πρόκειται να επεξεργαστούν είναι από τους παράγοντες που έχουν μεγάλη σημασία στο είδος των συστημάτων που θα χρησιμοποιηθούν και στη διαστασιολόγησή τους. Ο λόγος είναι ότι οι ρύποι που αποτελούν την κρίσιμη παράμετρο σχεδιασμού σε κάθε περίπτωση είναι διαφορετικοί. Παραδείγματος χάριν, τα μέταλλα είναι η κρίσιμη παράμετρος στα όξινα λύματα των μεταλλείων, ενώ τα BOD, TSS, N και P είναι για τα αστικά λύματα και τα γεωργικά στραγγίσματα (Αντωνόπουλος, 2015).

Οι εκροές πρωτοβάθμιας επεξεργασίας είναι το ελάχιστο επίπεδο προεπεξεργασίας υγρών αποβλήτων σε συστήματα υγροβιότοπων. Σημειώνεται ότι σε τεχνητούς υγροβιότοπους έχουν χρησιμοποιηθεί και εκροές δευτεροβάθμιας επεξεργασίας. Γενικά, όμως πρέπει να αποφεύγεται η χρήση εκρών οξειδωτικών τεχνητών λιμνών, που περιέχουν υψηλές συγκεντρώσεις αλγών, επειδή αυτά όπως και στα συστήματα επιφανειακής ροής, δεν απομακρύνονται αποτελεσματικά και δημιουργούν διάφορα λειτουργικά προβλήματα. Επίσης, επειδή η απομάκρυνση φωσφόρου με τέτοια συστήματα είναι περιορισμένη, συνιστάται η απομάκρυνσή του κατά την προεπεξεργασία του αποβλήτου, ιδιαίτερα όταν υπάρχουν περιορισμοί ως προς τη συγκέντρωσή του στην τελική εκροή (Αγγελάκης & Tchobanoglous, 1995).

### 2.8.5. Ρυθμός υδραυλικής φόρτισης (HLR) και υδραυλικός χρόνος παραμονής (HRT)

Ο βέλτιστος σχεδιασμός του ρυθμού υδραυλικής φόρτισης (HLR) και του υδραυλικού χρόνου παραμονής (HRT) παίζει σημαντικό ρόλο στην απόδοση απομάκρυνσης ρύπων στους τεχνητούς υδροβιότοπους (CW). Υψηλός HLR προάγει την ταχύτερη διέλευση των λυμάτων δια μέσου του υποστρώματος, μειώνοντας έτσι τον χρόνο επαφής (Wu et al., 2015). Αντίθετα, οι μικροοργανισμοί ενός CW μπορούν να έχουν επαρκή χρόνο επαφής για την απομάκρυνση των ρύπων με μεγαλύτερο HRT (Saeed and Sun, 2012; Yan and Xu, 2014). Οι Huang et al. (2000) ανέφεραν ότι οι συγκεντρώσεις αμμωνίας και TN στα επεξεργασμένα λύματα μειώθηκαν δραματικά με την αύξηση του HRT σε CW που επεξεργάζονται οικιακά λύματα. Ένας χαμηλός υδραυλικός χρόνος παραμονής μπορεί να σχετίζεται με ατελή απονιτροποίηση των λυμάτων. Αναφέρεται ότι η απομάκρυνση του αζώτου απαιτεί μεγαλύτερο HRT σε σύγκριση με αυτή που απαιτείται για την απομάκρυνση των οργανικών ουσιών (Lee et al., 2009) διότι οι νιτροποιητές έχουν μικρότερο ρυθμό ανάπτυξης συγκριτικά με τους ετερότροφους μικροοργανισμούς. Επιπλέον, η επίδραση του HRT μπορεί να διαφέρει μεταξύ των CW ανάλογα με την φυτική βλάστηση και τη θερμοκρασία, καθώς αυτοί οι παράγοντες μπορούν να επηρεάσουν την υδραυλική απόδοση των υγροτόπων. Ωστόσο, οι Stefanakis and Tsihrintzis (2012) έδειξαν ότι τα συστήματα υγροτόπων που επεξεργάζονταν συνθετικά λύματα πέτυχαν υψηλότερη απομάκρυνση αζώτου και οργανικών ουσιών καθώς αυξανόταν το HLR.

### 2.8.6. Βάθος νερού

Το βάθος του νερού είναι ένας κρίσιμος παράγοντας για τον καθορισμό της φυτικής βλάστησης που επιλέγεται. Επιδρά στις βιοχημικές αντιδράσεις που είναι υπεύθυνες για την απομάκρυνση των ρύπων, επηρεάζοντας την οξειδοαναγωγικό δυναμικό και το επίπεδο διαλυμένου οξυγόνου στα CWs (Song et al., 2009). Επιπλέον, η μελέτη των García et al. (2004) συγκρίνοντας υγροτόπους βάθους 0,27 m και βάθους 0,5 m, έδειξαν ότι υπάρχουν διαφορές στους μετασχηματισμούς των ρύπων μέσα σε συστήματα διαφορετικού βάθους. Ομοίως, οι García et al. (2005) αξιολόγησαν την επίδραση του βάθους του νερού στην απομάκρυνση επιλεγμένων

ρύπων σε HF CWs σε μια περίοδο 3 ετών. Τα αποτελέσματα που βρήκαν έδειξαν ότι οι κλίνες με βάθος νερού 0.27 m απομάκρυναν καλύτερα BOD και COD, αμμωνία και διαλυμένο φώσφορο. Οι Αγγελάκης & Tchobanoglous (1995) επισημαίνουν ότι στα FWS συστήματα πρέπει στον σχεδιασμό τους να προβλέπεται μια κατασκευή εξόδου που να επιτρέπει μεταβαλλόμενο λειτουργικό βάθος διότι, σε ψυχρά κλίματα το λειτουργικό βάθος αυξάνει στη διάρκεια του χειμώνα. Υπό τέτοιες συνθήκες πρέπει να επιτρέπεται η επιφανειακή ανάπτυξη πάγου και ο κατάλληλος αυξημένος χρόνος κράτησης. Για παράδειγμα στο Listowel του Ontario της California το σύστημα λειτουργεί σε βάθος 0,1m τους θερινούς μήνες και 0,3m τους χειμερινούς (Αγγελάκης & Tchobanoglous, 1995).

### 2.8.7. Τρόπος τροφοδοσίας

Ο τρόπος τροφοδοσίας των λυμάτων έχει αποδειχθεί ότι είναι μια άλλη σημαντική παράμετρος σχεδιασμού (Zhang et al., 2012). Ο διαφορετικός τρόπος τροφοδοσίας (παραδείγματος χάριν συνεχής, παρτίδας - batch και διαλείπουσας) μπορεί να επηρεάσει τις συνθήκες οξειδοαναγωγής, την μεταφορά και διάχυση του οξυγόνου στο σύστημα του υγροβιότοπου και ως εκ τούτου να επηρεαστεί η αποτελεσματικότητα της επεξεργασίας. Φαίνεται πως έχουν πραγματοποιηθεί διάφορες μελέτες για την αξιολόγηση της επίδρασης των τρόπων τροφοδοσίας στην ικανότητα απομάκρυνσης ρύπων στους CW. Γενικά, η λειτουργία τροφοδοσίας παρτίδας - batch μπορεί να έχει καλύτερη απόδοση από τη συνεχή λειτουργία. Οι Zhang et al. (2012) έδειξαν ότι οι υγρότοποι με λειτουργία τροφοδοσίας batch εμφάνισαν σημαντικά υψηλότερες αποδόσεις αφαίρεσης αμμωνίας (95.2%) σε σύγκριση με τα συστήματα συνεχούς τροφοδοσίας (80.4%).

### 2.9. Τρόποι απομάκρυνσης φορτίων/ παθογόνων

Η απομάκρυνση των ρύπων, που περιλαμβάνονται στα λύματα, μέσα στους υγροτόπους γίνεται με φυσικές, χημικές και βιολογικές διαδικασίες. Στις **φυσικές** διαδικασίες περιλαμβάνονται η καθίζηση, η φίλτραση και η προσρόφηση. Τα αιωρούμενα στερεά μειώνονται κυρίως με την καθίζηση και δευτερευόντως με τη φίλτραση, ενώ τα κολλοειδή στερεά μειώνονται και με τις τρεις φυσικές

διαδικασίες. Το BOD, τα θρεπτικά στοιχεία, τα βαριά μέταλλα και τα βακτήρια επηρεάζονται πολύ λίγο από φυσικές διαδικασίες. Στις **χημικές** διαδικασίες περιλαμβάνονται η κατακρήμνιση, η προσρόφηση και η αποικοδόμηση. Από τις ομάδες των ρύπων που επηρεάζονται σημαντικά είναι τα θρεπτικά στοιχεία, τα βαρέα μέταλλα και οι μικροοργανισμοί. Στις **βιολογικές** διαδικασίες ανήκουν ο μεταβολισμός των βακτηρίων και των φυτών, η προσρόφηση από τα φυτά και ο θάνατος των μικροοργανισμών. Ο μεταβολισμός των βακτηρίων έχει σχέση και επηρεάζει σημαντικά τα κολλοειδή στερεά, το BOD και το άζωτο, ενώ η πρόσληψη των φυτών επηρεάζει τα θρεπτικά στοιχεία και τα βαριά μέταλλα (Αντωνόπουλος, 2015). Οι βασικές οδοί απομάκρυνσης των φορτίων εντός ενός συστήματος τεχνητών υγροβιότοπων παρατίθενται στον παρακάτω πίνακα.

**Πίνακας 4:** Τρόποι απομάκρυνσης των ρύπων στους τεχνητούς υγροβιότοπους (Φουντουλάκης, 2019)

Συστατικά λυμάτων	Μηχανισμός απομάκρυνσης
Αιωρούμενα στερεά	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Καθίζηση</li> <li>• Φίλτραση</li> </ul>
Διαλυτά οργανικά	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Αερόβια μικροβιακή αποδόμηση</li> <li>• Αναερόβια μικροβιακή αποδόμηση</li> </ul>
Φώσφορος	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ρόφηση</li> <li>• Πρόσληψη από τα φυτά</li> </ul>
Άζωτο	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Μικροβιακή νιτροποίηση</li> <li>• Απονιτροποίηση</li> <li>• Πρόσληψη από τα φυτά</li> <li>• Ρόφηση</li> <li>• Πτητικοποίηση αμμωνίας</li> </ul>
Μέταλλα	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Προσρόφηση</li> <li>• Κατακρήμνιση</li> <li>• Προσρόφηση από τα φυτά</li> <li>• Μικροβιακή οξειδωση</li> </ul>
Παθογόνοι	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Καθίζηση</li> <li>• Φίλτραση</li> <li>• Φυσική καταστροφή</li> <li>• Ακτινοβολία UV</li> </ul>

### 3. ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΑ & ΠΕΙΡΑΜΑΤΙΚΟ ΠΡΩΤΟΚΟΛΛΟ

Στο κεφάλαιο αυτό παρουσιάζεται αναλυτικά η διαδικασία διεξαγωγής των πειραμάτων, οι αναλυτικές μέθοδοι που εφαρμόστηκαν, καθώς και τα όργανα-σκέυη που χρησιμοποιήθηκαν. Τα πειράματα και οι αναλύσεις που έγιναν για την διερεύνηση της απόδοσης ενός συνδυασμένου συστήματος αναερόβιας επεξεργασίας και τεχνητών υγροβιότοπων πραγματοποιήθηκαν χρονικά από τον Οκτώβριο του 2021 μέχρι τον Απρίλιο του 2022 και έλαβαν χώρα στο εργαστήριο που έχει δημιουργήσει το Εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας στο πλαίσιο του ερευνητικού έργου HYDROUSA που βρίσκεται στην Εγκατάσταση Επεξεργασίας Λυμάτων (ΕΕΛ) της Άντισσας στην Λέσβο, καθώς επίσης και στο Εργαστήριο Ποιότητας Υδάτων και Αέρα του Τμήματος Περιβάλλοντος του Πανεπιστημίου Αιγαίου.

#### 3.1. Ερευνητικό Έργο HYDROUSA

Η HYDROUSA είναι ένα καινοτόμο ερευνητικό πρόγραμμα του Horizon 2020 χρηματοδοτούμενο από την Ευρωπαϊκή Ένωση με θέμα *“Το νερό στο πλαίσιο της κυκλικής οικονομίας”*. Συντονιστής του προγράμματος είναι το Εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας του Εθνικού Μετσόβιου Πολυτεχνείου, ενώ συμμετέχουν συνολικά 28 φορείς από 10 χώρες. Στόχος του έργου HYDROUSA είναι να επαναπροσδιορίσει τον κύκλο του νερού στη Μεσόγειο εφαρμόζοντας καινοτόμες και κυκλικές λύσεις για τη διαχείριση του νερού και των λυμάτων μέσω φυσικών συστημάτων σε άνυδρες και απομακρυσμένες περιοχές. Παράλληλα στοχεύει στην ενίσχυση του γεωργικού και ενεργειακού τομέα αυτών των περιοχών αυτών ανακτώντας νερό, ενέργεια αλλά και στην παραγωγή προϊόντων υψηλής προστιθέμενης αξίας.

Αφορμή για την ανάπτυξη του έργου αυτού υπήρξε η προβληματική διαχείριση των υδάτων στην περιοχή της Μεσογείου. Ωστόσο τα εμπόδια που πρέπει να ξεπεραστούν ώστε να επιτευχθεί η περιβαλλοντική και οικονομική ανάπτυξη των περιοχών αυτών είναι πολλά. Οι μεσογειακές περιοχές, ειδικότερα, ανήκουν σε εκείνες τις περιοχές που αντιμετωπίζουν σημαντικές προκλήσεις όσον αφορά τη

διαχείριση και τη διατήρηση των υδάτων. Τα αποθέματα νερού είναι λιγοστά, ενώ οι υψηλές τουριστικές δραστηριότητες τους καλοκαιρινούς μήνες κάνουν το πρόβλημα ακόμη εντονότερο.

Η HYDROUSA υιοθετεί καινοτόμες λύσεις διαχείρισης μη συμβατικών ρευμάτων νερού βασισμένες στις δυνατότητες που δίνει το περιβάλλον, οι οποίες χαρακτηρίζονται από χαμηλό ενεργειακό αποτύπωμα. Αυτές οι τεχνολογίες εφαρμόζονται σε έξι τοποθεσίες σε πλήρη κλίμακα σε τρία νησιά της Μεσογείου (Λέσβος, Μύκονος και Τήνος), ενώ υπάρχουν προοπτικές και για μη μεσογειακές περιοχές στην Ευρώπη αλλά και εκτός των συνόρων της.

Όσον αφορά το νησί της Λέσβου, η καινοτόμα τεχνολογία που εφαρμόζεται εκεί αποτελείται από ένα σύστημα αναερόβιας επεξεργασίας τύπου UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) συνδυασμένο με διβάθμιο τεχνητό υγροβιότοπο κατακόρυφης υποεπιφανειακής ροής για την επεξεργασία των οικιακών λυμάτων του χωριού της Άντισσας (HYDRO 1). Οι αντιδραστήρες UASB χρησιμοποιούνται κυρίως σε βιομηχανικές εγκαταστάσεις. Τα πλεονεκτήματα της χρήσης τους είναι οι χαμηλές απαιτήσεις ενέργειας, η υψηλή απόδοση απομάκρυνσης ρύπων σε θερμοκρασίες περιβάλλοντος και οι χαμηλοί υδραυλικοί χρόνοι παραμονής.

Αυτή η διεργασία είναι διαδομένη κυρίως σε θερμές περιοχές. Στην HYDROUSA, η τεχνολογία UASB εξετάζεται ακόμη και σε σχετικά χαμηλές θερμοκρασίες, εκμεταλλευόμενη τις πολύ χαμηλότερες ροές λυμάτων το χειμώνα, που επιτρέπουν την αύξηση του υδραυλικού χρόνου παραμονής (HRT). Σκοπός της μονάδας αυτής είναι να βελτιστοποιηθούν οι συνθήκες λειτουργίας υπό τις οποίες μεγιστοποιείται η αφαίρεση COD και η παραγωγή βιοαερίου. Σύμφωνα με τα όρια της νομοθεσίας τα επεξεργασμένα λύματα από τον UASB, χρειάζονται περαιτέρω επεξεργασία. Για τον λόγο αυτό επεξεργάζονται σε τεχνητούς υγροτόπους (CW), φιλτράρονται και απολυμαίνονται για επαναχρησιμοποίηση στη γεωργία ή χρησιμοποιούνται απευθείας για λίπανση μετά την απολύμανση.

### 3.2. Διάταξη / Περιγραφή των συστημάτων

Η μονάδα αποτελείται από ένα σύστημα επεξεργασίας λυμάτων, δυναμικότητας 100 m<sup>3</sup>/d (ισοδύναμος πληθυσμός 500 κατοίκων) που εφαρμόζεται σε αποκεντρωμένη περιοχή με υψηλά εποχιακά φορτία. Το σύστημα αυτό επεξεργάζεται τα οικιακά λύματα του χωριού της Άντισσας, που βρίσκεται στο νησί της Λέσβου, το οποίο ανήκει στην ελληνική επικράτεια. Το σύστημα αυτό (HYDRO1) συνδυάζει αναερόβιες διεργασίες σε ανοδικό αντιδραστήρα UASB με κατακόρυφους τεχνητούς υγροτόπους υποεπιφανειακής ροής (1 κορεσμένο VF1 SAT, 3 ακόρεστους VF2 UNSAT) και απολύμανση με UV ως τελικό στάδιο της επεξεργασίας. Το σύστημα παράγει νερό πλούσιο σε θρεπτικά στοιχεία, κατάλληλο για την άρδευση καλλιεργειών. Έτσι, δημιουργείται μια πλήρως κυκλική λύση, όπου επαναχρησιμοποιούνται το νερό, τα θρεπτικά συστατικά και η ιλύς. Επιπλέον, ανακτάται ενέργεια ως βιοαέριο, το οποίο αναβαθμίζεται σε μεθάνιο υψηλής καθαρότητας. Η αναερόβια ιλύς επεξεργάζεται αρχικά σε τεχνητό υγροβιότοπο και έπειτα κομποστοποιείται για την παραγωγή υψηλής ποιότητας εδαφοβελτιωτικού.

Η πρώτη φάση της κατασκευής του HYDRO1 ξεκίνησε στα μέσα Ιουλίου 2020 με τις εκσκαφές των CW και την εγκατάσταση των απαιτούμενων πλακών σκυροδέματος. Μεταξύ Αυγούστου και Οκτωβρίου 2020, ο κορεσμένος και οι ακόρεστοι τεχνητοί υγροβιότοποι διάστασης 245 m<sup>2</sup> και 600 m<sup>2</sup> αντίστοιχα (845 m<sup>2</sup> συνολικά) ανασκάφηκαν και μονώθηκαν με γεωύφασμα και γεωμεμβράνη. Μετά την τοποθέτηση των σωλήνων εισροής καθώς και των σωλήνων αποστράγγισης και αερισμού, οι κλίνες CW πληρώθηκαν με τα κατάλληλα χαλίκια και άμμο και φυτεύτηκαν με 5 διαφορετικά είδη καλαμιών. Κατά τον Νοέμβριο του 2020 κατασκευάστηκαν τα περισσότερα τμήματα του υδραυλικού και ηλεκτρικού συστήματος σωληνώσεων, τα κύρια φρεάτια, το αντλιοστάσιο, καθώς και οι δεξαμενές τελικών εκροών. Τον Δεκέμβριο του 2020, η μονάδα UASB έφτασε στην Άντισσα τμηματικά και η συναρμολόγηση ολοκληρώθηκε από τους συνεργάτες AERIS και MINAVRA.



**Σχήμα 14:** Γενική Διάταξη της εγκατάστασης HYDRO1 όπου, CW VF1 SAT & CW VF2 UNSAT είναι ο κορεσμένος τεχνητός υγροβιότοπος κατακόρυφης & ο ακόρεστος τεχνητός υγροβιότοπος κατακόρυφης ροής αντίστοιχα με γραμμές τροφοδοσίας A, B & C-D.

### 3.2.1. HYDRO 1 αντιδραστήρας UASB

Η αναερόβια επεξεργασία λαμβάνει χώρα σε έναν ή δύο αντιδραστήρες Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) οι οποίοι μπορούν να λειτουργήσουν ταυτόχρονα ή μεμονωμένα, ανάλογα με την παροχή εισόδου. Οι αντιδραστήρες UASB τροφοδοτούνται με προεπεξεργασμένα λύματα. Η προεπεξεργασία των λυμάτων στην υφιστάμενη ΕΕΛ της Άντισσας αποτελείται από έναν φρεάτιο εισαγωγής, μια μονάδα εσχарισμού και μια μονάδα αφαίρεσης λίπους και κόκκων. Στη συνέχεια, τα λύματα οδηγούνται σε δεξαμενή αποθήκευσης, έπειτα στους αντιδραστήρες UASB και μετά σε μια σειρά Τεχνητών Υγροτόπων (CW). Η εκροή από τους τεχνητούς υγροβιότοπους απολυμαίνεται με UV ακτινοβολία.

Αποτελεί μια κυκλική λύση όπου επαναχρησιμοποιούνται τα επεξεργασμένα λύματα και η παραγόμενη ιλύς. Επιπλέον, από την αναερόβια διεργασία ανακτάται ενέργεια με τη μορφή βιοαερίου. Το βιοαέριο που παράγεται κατά την αναερόβια επεξεργασία συλλέγεται στο πάνω μέρος του αντιδραστήρα UASB και τροφοδοτείται σε ένα αεροφυλάκιο. Αποτελείται κυρίως από μεθάνιο και διοξείδιο του άνθρακα, αλλά περιέχει επίσης ίχνη υδρόθειου, υδρογόνου και μικρή ποσότητα αναερόβιας λάσπης. Στη συνέχεια επεξεργάζεται για να παραχθεί μεθάνιο υψηλής καθαρότητας,



δηλαδή απομακρύνεται το υδρόθειο και το διοξείδιο του άνθρακα, μεγιστοποιώντας έτσι την περιεκτικότητα του σε μεθάνιο με σκοπό χρήσης του για την καύση σε κινητήρες τοπικών οχημάτων.

Οι αντιδραστήρες UASB έχουν σχεδιαστεί λαμβάνοντας υπόψη την πιθανότητα διαφυγής λάσπης λόγω διακυμάνσεων του υδραυλικού φορτίου και ως εκ τούτου έχουν υιοθετηθεί οι ακόλουθες συντηρητικές αποδόσεις απομάκρυνσης τόσο για το χειμώνα όσο και για το καλοκαίρι:

- COD 70%
- TSS 70%

Με βάση τα παραπάνω, ο UASB έχει σχεδιαστεί για να εγγυάται επεξεργασμένα λύματα με την ακόλουθη ποιότητα εκροής:

- COD = 173 mg/L
- TSS = 90 mg/L

Ο κύριος εξοπλισμός της μονάδας αναερόβιας επεξεργασίας είναι :

1) Αντιδραστήρες UASB (R01A και R01B): δύο δεξαμενές τετράγωνης βάσης από χάλυβα AISI316, με όγκο 23 m<sup>3</sup>, επιφάνεια 2,4 m<sup>2</sup> και ύψος 4,0 m η κάθε μια.

2) Φρεάτιο άντλησης (TA01): Τα προεπεξεργασμένα λύματα συλλέγονται πρώτα σε αυτό το φρεάτιο άντλησης της υφιστάμενης ΕΕΛ και στη συνέχεια μεταφέρονται στην δεξαμενή εξισορρόπησης του HYDRO 1.

3) Δεξαμενή εξισορρόπησης (TA02): κυλινδρική δεξαμενή κατασκευασμένη από πλαστικό ενισχυμένο με ίνες γυαλιού (GFRP), με όγκο 2.150L. Είναι η δεξαμενή εισόδου και χρησιμοποιείται ως δεξαμενή εξισορρόπησης για την παροχή λυμάτων σε R01A και R01B.

4) UASB effluent Tank (TA03): κυλινδρική δεξαμενή κατασκευασμένη από GFRP με όγκο 2.940 L. Εκεί συλλέγεται η εκροή από την αναερόβια επεξεργασία.

5) Αεροφυλάκιο (GA01): Είναι ένα φυλάκιο διπλής μεμβράνης με όγκο 10 m<sup>3</sup> για την αποθήκευση βιοαερίου. Διατηρείται σε σταθερή πίεση υπό τη δράση ενός φυσητήρα αέρα, ο οποίος ελέγχει την πίεση σε όλη τη γραμμή βιοαερίου.



**Σχήμα 15:** Διάταξη μονάδας αντιδραστήρα Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) όπου, R01A & R01B, TA02, TA03 και GA01 είναι οι αντιδραστήρες, δεξαμενή εισόδου, δεξαμενή εξόδου και αεροφυλάκιο



**Σχήμα 16:** Αεροφυλάκιο (GA01) για την αποθήκευση του βιοαερίου από την αναερόβια επεξεργασία.

Προκειμένου να διασφαλιστεί η σταθερή και επιτυχής λειτουργία της αναερόβιας διεργασίας στους αντιδραστήρες UASB, η θερμοκρασία πρέπει να διατηρείται στην περιοχή 15-35 °C. Δεδομένου ότι η θερμοκρασία των λυμάτων είναι συνήθως πάνω από 20 °C, δεν αναμένεται να δημιουργηθούν προβλήματα απόδοσης. Ωστόσο, λόγω της μείωσης της θερμοκρασίας κατά τη χειμερινή περίοδο, έχει τοποθετηθεί ηλεκτρικός θερμαντήρας στη δεξαμενή εξισορρόπησης (TA02) για τη θέρμανση των λυμάτων εάν χρειάζεται.

### 3.2.2. HYDRO 1 Τεχνητοί Υγροβιότοποι

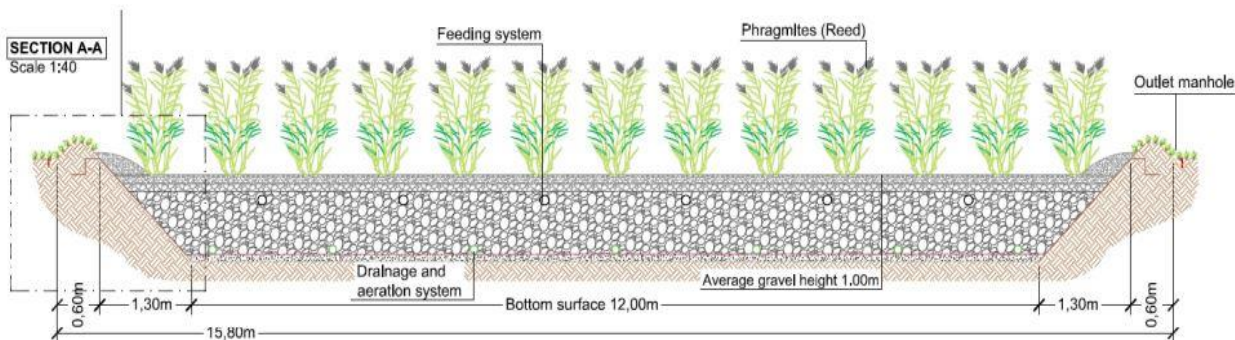
Η μονάδα των τεχνητών υγροβιότοπων (CW) αποτελεί ένα σύστημα πλήρους κλίμακας που παρέχει δευτεροβάθμια και τριτοβάθμια επεξεργασία λυμάτων, το οποίο έχει σχεδιαστεί για να πληροί τα όρια της ευρωπαϊκής νομοθεσίας όσον αφορά τους ρύπους TSS, BOD<sub>5</sub>, TN, Turbidity για την επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων στην άρδευση. Το σύστημα πλήρους κλίμακας αποτελείται από έναν υβριδικό συνδυασμό κατακόρυφης υπο-επιφανειακής ροής (VF) CW, που δέχεται την εκροή του UASB. Η γραμμή πλήρους κλίμακας CW που δέχεται την εκροή του αντιδραστήρα UASB αποτελείται από δύο στάδια:

1ο στάδιο, κορεσμένος τεχνητός υγροβιότοπος κατακόρυφης ροής CW VF1 πληρωμένος με χαλίκι. Λειτουργεί και ως στάδιο «ασφαλείας» πριν από το στάδιο VF2 UNSAT, το οποίο είναι γεμάτο με άμμο και είναι πιο ευαίσθητο σε έμφραξη από πιθανή λάσπη που διαφεύγει από τον αντιδραστήρα UASB.

- Διαστάσεις = 17.5x14 m
- Επιφάνεια = 245 m<sup>2</sup>
- Βάθος = 1 m
- Υπόστρωμα = χαλίκι
- Τύπος φυτού = *Phragmites australis*
- Τροφοδοσία = συνεχόμενη



This project has received funding from the European Union's Horizon 2020 Research and Innovation Programme under Grant Agreement No 776643



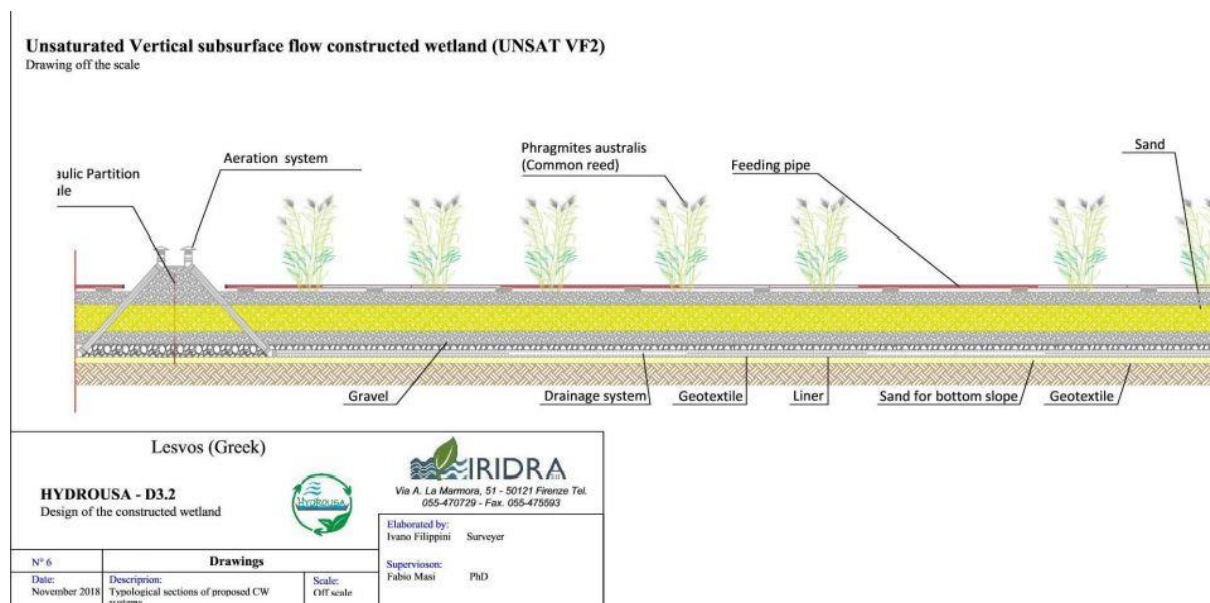
Σχήμα 17: Κορεσμένος τεχνητός υγροβιότοπος κατακόρυφης ροής CW VF1

2ο στάδιο, ακόρεστος τεχνητός υγροβιότοπος κατακόρυφης ροής CW VF2 UNSAT που έχει χωριστεί σε 4 γραμμές τροφοδοσίας A, B, C & D. Η διαστασιολόγηση έγινε σύμφωνα με τον τύπο που προτείνουν οι Kadlec και Wallace (2009):

$$OD = (BOD_{5,in} - BOD_{5,out}) + 4.6 (TKN_{in} - TKN_{out}) \quad \text{Εξίσωση 4}$$

όπου OD : Απαιτούμενο Οξυγόνο (Oxygen Demand) [kg/d] για νιτροποίηση και μείωση του BOD

- Διαστάσεις = 18x8.5 m κάθε γραμμή
- Επιφάνεια = 150 m<sup>2</sup> κάθε γραμμή
- Βάθος = 0.3 m
- Συνολική επιφάνεια VF2 UNSAT = 600 m<sup>2</sup>
- Υπόστρωμα = χαλίκι και άμμος
- Τροφοδοσία = batch εναλλάξ στις 4 γραμμές (ανά δύο)



**Σχήμα 18:** ακόρεστος τεχνητός υγροβιότοπος κατακόρυφης ροής CW VF2 UNSAT

**Πίνακας 5** Λειτουργικές συνθήκες CW VF2 UNSAT

Παράμετροι	Τιμές	Μονάδες
Όγκος τροφοδοσίας / γραμμή	3.1	m <sup>3</sup>
(*)Αριθμός n° τροφοδοσίας/ γραμμή	9	n°
Διάρκεια τροφοδοσίας	4.8	min
(*)Χρονικό διάστημα / τροφοδοσία	2.7	h

\*στην παροχή σχεδιασμού

Τύπος φυτού με πυκνότητα 4 φυτά/m<sup>2</sup>:

- Line A: *Iris Pseudacorus*
- Line B: *Scirpus Lacustris*
- Line C-D: *Juncus inflexus, Typha latifolia*

Η εκροή από τους ακόρεστους τεχνητούς υγροβιότοπους κατευθύνεται σε ένα στάδιο τριτοβάθμιας επεξεργασίας που αποτελείται από σύστημα διήθησης με μεμβράνη και απολύμανση με υπεριώδη ακτινοβολία UV.

### 3.3. Περίοδοι Λειτουργίας (1<sup>η</sup>, 2<sup>η</sup>, 3<sup>η</sup> περίοδος)

Η λειτουργία του αντιδραστήρα UASB για το χρονικό διάστημα 30/11/2021 - 30/04/2022 χωρίστηκε σε 3 περιόδους ανάλογα με την εκάστοτε παροχή. Αρχικά το σύστημα έχει σχεδιαστεί ώστε να μπορεί να επεξεργάζεται επιτυχώς 100 m<sup>3</sup>/d αστικά λύματα. Ωστόσο από την ημέρα λειτουργίας του 09/03/21 η μέγιστη παροχή που εφαρμόστηκε έως και το πέρας της εργασίας ήταν 67 m<sup>3</sup>/d.

Κατά την διάρκεια της χειμερινής περιόδου, που η θερμοκρασία των λυμάτων μειώθηκε, επηρεάστηκε αντίστοιχα και η απόδοση του αντιδραστήρα όσον αφορά την απομάκρυνση COD. Αυτό συνέβη διότι μειώθηκε εξίσου και ο ρυθμός κατανάλωσης του οργανικού άνθρακα, επηρεαζόμενος από την πτώση της θερμοκρασίας. Στην προκειμένη περίπτωση η τεχνολογία UASB λειτουργεί ακόμη και σε σχετικά χαμηλές θερμοκρασίες, εκμεταλλευόμενη τις πολύ χαμηλότερες ροές λυμάτων το χειμώνα, που επιτρέπουν την αύξηση του υδραυλικού χρόνου παραμονής (HRT).

Προκειμένου, λοιπόν, να επιτευχθούν οι επιθυμητές αποδόσεις απομάκρυνσης COD χρειάστηκε να μειωθεί η παροχή των εισερχόμενων λυμάτων, έτσι ώστε να αυξηθεί ο υδραυλικός χρόνος παραμονής άρα και η επαφή των βακτηρίων με τα λύματα. Οι παροχές που δοκιμαστήκαν ήταν 33.6, 25 και 40 m<sup>3</sup>/d και η ταχύτητα ανόδου ήταν 0.45, 0.35 και 0.35 m/h αντίστοιχα. Επίσης ο υδραυλικός χρόνος παραμονής HRT ήταν 30, 40.3 και 25.2 h αντίστοιχα. Η πρώτη περίοδος λειτουργίας έλαβε χώρα από 30/11/21 έως τις 03/01/22. Η μέση τιμή της θερμοκρασίας στο εσωτερικό του αντιδραστήρα εκείνη την περίοδο ήταν ίση με 14.7°C, με ελάχιστη 11.7 °C και μέγιστη 17.6 °C. Η δεύτερη περίοδος ήταν μεταξύ 17/01/22 - 17/03/22 με μέση θερμοκρασία 13.6 °C και μέγιστη και ελάχιστη 12 °C και 16.2 °C αντίστοιχα. Ενώ η τρίτη περίοδος ήταν μεταξύ 21/03/22 - 27/04/22 με μέση θερμοκρασία 14.8 °C και μέγιστη και ελάχιστη 13 °C και 17.4 °C αντίστοιχα. Στον παρακάτω πίνακα απεικονίζονται αναλυτικά οι διαφορετικοί περίοδοι λειτουργίας καθώς επίσης και τα αντίστοιχα λειτουργικά χαρακτηριστικά.

**Πίνακας 6:** Στοιχεία για την παροχή εισόδου  $Q_{in}$ , υδραυλικό χρόνο παραμονής HRT, θερμοκρασία  $T$ , τον ρυθμό οργανικής φόρτισης OLR και την ταχύτητα ανόδου  $V_{up}$  σε κάθε περίοδο λειτουργίας του συνδυασμένου συστήματος.

		1 <sup>η</sup> Περίοδος	2 <sup>η</sup> Περίοδος	3 <sup>η</sup> Περίοδος
	Ημέρες Λειτουργίας	30/11/21- 03/01/22	17/01/22- 17/03/22	21/03/22- 27/04/22
<b>Αντιδραστήρας UASB</b>	$Q_{in}$ (m <sup>3</sup> /d)	33.6	25	40
	$T$ (°C)	14.7	13.6	14.8
	HRT (h)	30	40.3	25.2
	$V_{up}$ (m/h)	0.45	0.35	0.35
	OLR (kgCOD/m <sup>3</sup> /d)	0.37	0.2	0.48
<b>Τεχνητοί Υγροβιότοποι</b>	HRT <sub>sat</sub> (d)	3.7	5	3.1
	OLR <sub>sat</sub> (gCOD/m <sup>2</sup> /d)	25	8.7	30
	OLR <sub>unsat</sub> (gCOD/m <sup>2</sup> /d)	3.8	1.6	5.0

### 3.4. Παρακολούθηση μονάδας

#### 3.4.1. Συλλογή / Προετοιμασία Δειγμάτων

Παρακάτω γίνεται περιγραφή του τρόπου με τον οποίο λαμβάνονται και αποθηκεύονται τα στιγμιαία δείγματα υγρών αποβλήτων από το διβάθμιο συστήματα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Τα σημεία λήψης δειγμάτων εξαρτώνται από τους στόχους της δειγματοληψίας που είναι:

1. Ο έλεγχος απόδοσης του συνόλου της εγκατάστασης.
  - Τα δείγματα συλλέγονται από την κύρια είσοδο και από τα σημεία εξόδου.
2. Ο έλεγχος λειτουργίας των επιμέρους μονάδων επεξεργασίας.
  - Τα δείγματα συλλέγονται κατά την είσοδο και την έξοδο της επιμέρους μονάδας.

#### UASB - CW

Με σκοπό την παρακολούθηση της ομαλής λειτουργίας του αντιδραστήρα και κατά συνέπεια του συνδυασμένου συστήματος, πραγματοποιούνταν 2 φορές την

εβδομάδα στιγμιαία δειγματοληψία από 4 διαφορετικές θέσεις μέσα στο σύστημα. Η πορεία των λυμάτων ακολουθούσε τη συγκεκριμένη ροή:

Προεπεξεργασία ΕΕΛ Άντισσας → Δεξαμενή Εξισορρόπησης (TA02) → UASB → VF1 SAT → VF2 UNSAT (→ UF ) → UV → REUSE

→ Δείγμα 1ο ΕΙΣΟΔΟΣ

Λαμβάνονταν επαρκής ποσότητα δείγματος ≈500 mL από την δεξαμενή εισόδου με τη βοήθεια χειροκίνητης αντλίας λαδιού.

→ Δείγμα 2ο ΕΚΡΟΗ UASB

Λαμβάνονταν επαρκής ποσότητα δείγματος ≈ 1.5 L από την δεξαμενή εξόδου UASB με τη βοήθεια χειροκίνητης αντλίας λαδιού.

→ Δείγμα 3ο ΕΚΡΟΗ ΚΟΡΕΣΜΕΝΟΥ ΥΓΡΟΒΙΟΤΟΠΟΥ

Λαμβάνονταν επαρκής ποσότητα δείγματος ≈ 1.5 L από το φρεάτιο εξόδου του κορεσμένου υδροβιότοπου με κοντάρι δειγματοληψίας.

→ Δείγμα 4ο ΕΚΡΟΗ ΑΚΟΡΕΣΤΟΥ ΥΓΡΟΒΙΟΤΟΠΟΥ

Λαμβάνονταν επαρκής ποσότητα δείγματος ≈1.5 L από το φρεάτιο εξόδου του ακόρεστου υδροβιότοπου με κοντάρι δειγματοληψίας.

Αρχικά και τα 4 δείγματα συλλέγονταν σε πλαστικά δοχεία και στη συνέχεια μετρούνταν το pH, η αγωγιμότητα και η θολότητα. Έπειτα για τις αναλύσεις του διαλυτού χημικά απαιτούμενου οξυγόνου (sCOD), της αμμωνίας (NH<sub>4</sub>-N), των νιτρικών (NO<sub>3</sub>-N) & φωσφορικών (PO<sub>4</sub>-P) διηθούνταν με συσκευή διήθησης περίπου 20-25 ml. Η διήθηση γινόταν με χρήση φίλτρου κυτταρικής μεμβράνης, το οποίο είχε διάμετρο πόρων 0.45μm (Whatman ME 25/21 ST).

Τέλος, οι ποσοτικοί προσδιορισμοί του ολικού χημικά απαιτούμενου οξυγόνου (tCOD), του ολικού αζώτου (TN), του ολικού φωσφόρου (TP), του pH και της



αγωγιμότητας έγιναν σε δείγματα που ελήφθησαν κατόπιν πολύ καλής ανάδευσης σε μαγνητική πλάκα ανάδευσης (VELP Scientifica F203A0440).

### Αναερόβια Ιλύς

Μία από τις κύριες προϋποθέσεις ώστε να έχει υψηλά ποσοστά απομάκρυνσης ρύπων ένας αντιδραστήρας UASB είναι η μεγιστοποίηση της αναερόβιας βιομάζας μέσα σε αυτόν. Μόλις επιτευχθεί η μεγιστοποίηση της, δηλαδή, περίπου το 30-50% του όγκου του αντιδραστήρα, η περίσσεια ιλύς θα πρέπει να απομακρύνεται περιοδικά, διαφορετικά θα ανέβει η στάθμη της και θα διαφύγει μαζί με τα επεξεργασμένα λύματα από την έξοδο του συστήματος. Επίσης θα αυξηθούν σημαντικά οι τιμές COD και TSS στα επεξεργασμένα απόβλητα. Επομένως, ένα αποτελεσματικό σύστημα ελέγχου του ύψους της ιλύος είναι απαραίτητο ώστε να μπορεί να προσδιοριστεί με ακρίβεια το προφίλ συγκέντρωσης ιλύος εντός του αντιδραστήρα. Τέλος, από αυτό το προφίλ συγκέντρωσης μπορεί να υπολογιστεί η συνολική μάζα λάσπης που υπάρχει στον αντιδραστήρα.

Με βάση τα παραπάνω, καθ' ύψος του κάθε αντιδραστήρα υπήρχαν 6 δειγματοληπτικές βάνες από τις οποίες γινόταν δειγματοληψία περίπου κάθε 10 μέρες με σκοπό την παρακολούθηση της συγκέντρωσης της βιομάζας. Τα ύψη αυτών ήταν ανά περίπου 0.5 m ξεκινώντας από το 0 μέχρι τα 2.4m (0, 0.4, 0.9, 1.4, 1.9, 2.4). Τα δείγματα συλλέγονταν σε πλαστικά δοχεία των 1.5 L και στη συνέχεια μετρούνταν το pH, η αγωγιμότητα και TS/VS.

### **3.4.2. Συχνότητα Παρακολούθησης Μονάδας**

Η μέτρηση της αλκαλικότητας και του BOD πραγματοποιούνταν κατά μέσο όρο 2-3 φορές τον μήνα, ενώ οι υπόλοιπες παράμετροι (pH, αγωγιμότητα, θολότητα, tCOD & sCOD, TKN, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, TP, PO<sub>4</sub>-P, TSS, VSS) μετριούνταν 2 φορές την εβδομάδα. Το πρόγραμμα των εργαστηριακών αναλύσεων παρουσιάζεται στον παρακάτω πίνακα 6

Πίνακας 7: Συχνότητα εργαστηριακών αναλύσεων

Δείγμα	Παράμετρος	Συχνότητα
UASB & Τεχνητοί υγροβιότοποι	ρΗ Αγωγιμότητα Θολότητα Ολικό/Διαλυτό COD Αμμωνία Νιτρικά Ολικό Άζωτο Φωσφορικά Ολικός Φωσφόρος Ολικά/Πτητικά στερεά	2/εβδομάδα
	Αλκαλικότητα BOD	2-3/μήνα
Λάσπης	ρΗ Αγωγιμότητα Ολικά/Πτητικά στερεά	3/μήνα

### 3.5. Αναλυτικές Μέθοδοι Προσδιορισμού Παραμέτρων

Οι υποενότητες που ακολουθούν, εστιάζουν σε μια σειρά από συγκεκριμένες αναλυτικές τεχνικές που έγιναν για τον έλεγχο της λειτουργίας και αποδοτικότητας της μονάδας. Όλες οι αναλύσεις που πραγματοποιήθηκαν παρακάτω έγιναν σύμφωνα με το βιβλίο “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater”. Συνολικά έγιναν 12 αναλύσεις για κάθε δείγμα και αθροιστικά αναλύθηκαν  $\approx$  200 δείγματα.

#### 3.5.1. Προσδιορισμός ρΗ, Αγωγιμότητας, Θολότητας

Η παρακολούθηση της διακύμανσης του ρΗ και της θολότητας παρέχει σημαντικές πληροφορίες όσον αφορά τη σταθερότητα του συστήματος.

##### ρΗ - Αγωγιμότητα

Η μέτρηση του ρΗ και της αγωγιμότητας γίνεται με τη χρήση φορητού πολύμετρου (WTW Multi 3630 IDS) και με εμβάπτιση των βαθμονομημένων ηλεκτροδίων ρΗ (Electrode SenTix® 940) και αγωγιμότητας μέσα στο δείγμα. Για τις μετρήσεις, το δείγμα θα πρέπει να βρίσκεται υπό συνθήκες ανάδευσης με την

βοήθεια ενός αναδευτήρα. Πριν ληφθεί μια μέτρηση, τα ηλεκτρόδια καθαρίζονται με απιονισμένο νερό. Μετά τη μέτρηση τα ηλεκτρόδια αφαιρούνται από το δείγμα, ξεπλένονται προσεκτικά με απιονισμένο νερό, σκουπίζονται με απορροφητικό χαρτί και το ηλεκτρόδιο του pH-μετρου τοποθετείται σε διάλυμα χλωριούχου καλίου 3M.

### Θολότητα

Συχνά η θολότητα χρησιμοποιείται ως έμμεσος τρόπος προσδιορισμού της συγκέντρωσης των αιωρούμενων στερεών ενός δείγματος. Η μέτρηση της θολότητας έγινε νεφελομετρικά με την χρήση ειδικού οργάνου (θολόμετρο) (WTW Turb 430 IR). Κατά την νεφελομετρική μέθοδο μετράται με την βοήθεια φωτόμετρου, η ένταση του φωτός που διαθλάται καθώς μια δέσμη φωτός σταθερής έντασης περνά διαμέσου του δείγματος. Αρχικά, ξεπλένεται 3 φορές η κυψελίδα του θολόμετρου με το εκάστοτε δείγμα, ενώ στη συνέχεια γεμίζεται με επαρκή ποσότητα δείγματος και τοποθετείται μέσα στο θολόμετρο. Μετά τη μέτρηση ξεπλένεται προσεκτικά μόνο με απιονισμένο νερό.

### **3.5.2. Προσδιορισμός Ολικής Αλκαλικότητας**

Ο προσδιορισμός της αλκαλικότητας πραγματοποιούνται, σύμφωνα με τη μέθοδο 2320 του “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater”. Η ολική αλκαλικότητα αντιστοιχεί στην ογκομέτρηση γνωστού όγκου δείγματος, που βρίσκεται υπό επαρκή ανάδευση, με πρότυπο διάλυμα θειικού οξέος μέχρι του ισοδυναμίου σημείου του, όπου το pH-μετρο δείχνει την τιμή 4.5. Κατ' αυτήν συμπροσδιορίζονται συνεισφορά από τα όξινα ανθρακικά και τα ανθρακικά ιόντα.

Η τιμή της ολικής αλκαλικότητας δίνεται από την εξίσωση:

$$\text{Ολική Αλκαλικότητα (mgCaCO}_3\text{/l)} = \frac{(A * N * 50000)}{V}$$

όπου:

**Εξίσωση 5**

- A = ο όγκος οξέος που χρησιμοποιήθηκε για την τιτλοδότηση (σε mL)
- V = όγκος του δείγματος (σε mL)
- N = κανονικότητα του οξέος

### 3.5.3. Προσδιορισμός Στερεών (TSS/VSS)

Ο προσδιορισμός των ολικών αιωρούμενων στερεών (TSS) και των πτητικών αιωρούμενων στερεών (VSS) ενός δείγματος πραγματοποιείται σύμφωνα με τη μέθοδο που περιγράφεται στο βιβλίο “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (method 2540, A, B, E).

#### Υγρό Δείγμα

Για τη μέτρηση των ολικών αιωρούμενων στερεών αρχικά, χρησιμοποιείται φίλτρο LLG από ίνες υάλου 1.2 μm το οποίο, με τη χρήση λαβίδας τοποθετείται σε ένα κομμάτι αλουμινόχαρτο και μεταφέρεται σε φούρνο σταθερής θερμοκρασίας 550°C για διάστημα 15 min ώστε να επιτευχθεί η απομάκρυνση της όποιας υγρασίας. Μετά το πέρας του χρονικού διαστήματος, ψύχεται σε ξηραντήρα απουσία υγρασίας ώστε, να αποκτήσει θερμοκρασία περιβάλλοντος και στη συνέχεια ζυγίζεται σε ζυγό ακριβείας με σκοπό να βρεθεί η μάζα του καθαρού φίλτρου. Στην συνέχεια το προζυγισμένο φίλτρο τοποθετούνταν σε συσκευή διήθησης, όπου διηθούνταν μέσω αυτού γνωστός όγκος δείγματος (ανάλογα το δείγμα 5mL με 700mL). Ο όγκος του δείγματος προς διήθηση επιλέγεται έτσι ώστε το ξηρό προϊόν να κυμαίνεται μεταξύ 2.5-200 mg. Έπειτα, το φίλτρο εισάγεται σε φούρνο σταθερής θερμοκρασίας 105 °C για τουλάχιστον 1 hr προκειμένου να ξηραθεί. Μετά το πέρας αυτής της διαδικασίας, ψύχεται σε ξηραντήρα και καταγράφεται το νέο βάρος του φίλτρου με τη χρήση αναλυτικού ζυγού ακριβείας.

Ο υπολογισμός της συγκέντρωσης των TSS στο δείγμα προκύπτει από την παρακάτω εξίσωση:

$$TSS(g/l) = \frac{m_{105} - m_{\text{φίλτρου}}}{V_{\text{δείγματος}}} * 1000$$

Εξίσωση 6

Όπου:

- $m_{105}$  = το βάρος του φίλτρου μετά τη διήθηση (g)

- $m_{\text{φίλτρου}}$  = το βάρος του φίλτρου πριν τη διήθηση (g)
- $V_{\text{δείγματος}}$  = ο όγκος του δείγματος που διηθήθηκε (mL)

Στη συνέχεια, για τον υπολογισμό των πτητικών αιωρούμενων στερεών (VSS) το φίλτρο στο οποίο έχουν κατακρατηθεί τα TSS εισάγεται στο φούρνο των 550 °C για 15 min, κατόπιν ψύχεται σε ξηραντήρα και τέλος ζυγίζεται.

Ο υπολογισμός της συγκέντρωσης των VSS στο δείγμα προκύπτει από την παρακάτω εξίσωση:

$$VSS(g/l) = \frac{m_{105} - m_{550}}{V_{\text{δείγματος}}} * 1000$$

Εξίσωση 7

Όπου :

- $m_{105}$ : το βάρος του φίλτρου μετά τη διήθηση (g)
- $m_{550}$ : το βάρος του φίλτρου μετά το φούρνο 550 °C (g)
- $V_{\text{δείγματος}}$ : ο όγκος του δείγματος που διηθήθηκε στην αρχή της διαδικασίας (mL)

#### Δείγμα Λάσπης

Για τα δείγματα της λάσπης ακολουθήθηκε η παραπάνω διαδικασία με τη μόνη διαφορά ότι χρησιμοποιήθηκαν κάψες πορσελάνης και ο όγκος του δείγματος προς ανάλυση ήταν τα 25 ml.

#### **3.5.4. Προσδιορισμός Ολικού & Διαλυτού COD**

Η μέτρηση του χημικώς απαιτούμενου οξυγόνου COD πραγματοποιείται βάσει της μεθόδου οξειδωσης/προσδιορισμού χρωμοθειικού οξέος σύμφωνα με το EN ISO 15705, υπό ανάδευση, για την μέτρηση του ολικού και, έπειτα, από το διήθημα μεμβράνης 0.45μm (Whatman ME 25/21 ST) για το διαλυτό κλάσμα. Η μέτρηση γίνεται με έτοιμα φιαλίδια WTW COD Cell Test kit C3/25 (10-150 mg/l), WTW COD Cell Test kit 14690 (50-500 mg/l). Αρχικά, γινόταν η κατάλληλη αραιώση σε ογκομετρική φιάλη 50ml (στην περίπτωση που η αναμενόμενη συγκέντρωση δεν

βρισκόταν στο εύρος δυνατοτήτων της μεθόδου). Αφού ετοιμάζονταν τα φιαλίδια σύμφωνα με τις οδηγίες της εταιρείας, σφραγίζονταν προσεκτικά και τοποθετούνταν στην συσκευή χώνευσης (Thermoreactor WTW CR 2200), στους 150 °C για 2h. Ύστερα από τις 2h, τα φιαλίδια απομακρύνονταν από τη συσκευή χώνευσης ώστε, να έρθουν σε θερμοκρασία δωματίου. Τέλος, μετρώνται στο φασματοφωτόμετρο ορατού φωτός τύπου WTW photoLab® 7600 UV-VIS. Σε περίπτωση που στο δείγμα έχει γίνει αραίωση, η τιμή της συγκέντρωσης πολλαπλασιάζεται με την εκάστοτε αραίωση, ώστε να βρεθεί η αρχική συγκέντρωση του δείγματος.

### 3.5.5. Προσδιορισμός Ολικού Αζώτου

Η μέτρηση του ολικού αζώτου πραγματοποιείται βάσει της μεθόδου οξείδωσης υπεροξειδωτικού/2.6-διμεθυλοφαινόλης σύμφωνα με το EN ISO 11905-1. Η μέτρηση γίνεται με έτοιμα φιαλίδια της εταιρείας WTW. Αρχικά το δείγμα προετοιμάζεται σύμφωνα με τις οδηγίες της εταιρείας. Δηλαδή, γίνεται αραίωση 1/10 σε άδεια φιαλίδια χωρίς αντιδραστήρια, προστίθενται τα απαραίτητα χημικά, σφραγίζονται προσεκτικά και τοποθετούνται στην συσκευή χώνευσης (Thermoreactor WTW CR 2200), στους 120 °C για 1 hr. Μετά τη χώνευση τα προεπεξεργασμένα δείγματα αφήνονται να αποκτήσουν θερμοκρασία δωματίου. Έπειτα ακολουθώντας τις οδηγίες της εταιρείας, λαμβάνεται με πιπέτα 1 ml από τα χωνεμένα δείγματα και προστίθεται στα φιαλίδια WTW TN Cell Test kit 14763 (10-150 mg/L) μαζί με τα απαραίτητα χημικά. Ύστερα από 10min τα φιαλίδια μεταφέρονται και μετρώνται στο φασματοφωτόμετρο ορατού φωτός τύπου WTW photoLab® 7600 UV-VIS.

### 3.5.6. Προσδιορισμός Αμμωνιακού Αζώτου

Το αμμωνιακό άζωτο προσδιορίζεται χρησιμοποιώντας τη μέθοδο μπλε της ινδοφαινόλης σύμφωνα με το ISO 7150-1. Η μέτρηση γίνεται με έτοιμα φιαλίδια WTW NH<sub>4</sub> Cell Test kit A6/25 (0.20-8.00 mg/L). Αρχικά, αν απαιτείται κάνουμε αραίωση του δείγματος σε ογκομετρική φιάλη 50 ml. Αφού ακολουθηθούν οι οδηγίες της κατασκευαστικής εταιρείας, μετρώνται στο φασματοφωτόμετρο ορατού φωτός τύπου WTW photoLab® 7600 UV-VIS. Τέλος, η τιμή της συγκέντρωσης

πολλαπλασιάζεται με την εκάστοτε αραιώση, ώστε να βρεθεί η αρχική συγκέντρωση του δείγματος.

### 3.5.7. Προσδιορισμός Νιτρικού Αζώτου

Η μέτρηση νιτρικών γίνεται με έτοιμα φιαλίδια WTW NO<sub>3</sub>-N Cell Test kit 14542 (0.5-18 mg/L). Αρχικά, αν απαιτείται κάνουμε αραιώση του δείγματος σε ογκομετρική φιάλη 50 ml. Με βάση τις οδηγίες της κατασκευαστικής εταιρείας, και σε αυτή τη περίπτωση, μετρώνται στο φασματοφωτόμετρο ορατού φωτός τύπου WTW photoLab® 7600 UV-VIS. Τέλος, η τιμή της συγκέντρωσης πολλαπλασιάζεται με την εκάστοτε αραιώση, ώστε να βρεθεί η αρχική συγκέντρωση του δείγματος.

### 3.5.8. Προσδιορισμός Ολικού Φωσφόρου και Ορθοφωσφορικών

Η εκτέλεση της μεθόδου προσδιορισμού φωσφόρου (TP και PO<sub>4</sub><sup>-P</sup>) στα δείγματα που αναλύθηκαν γίνεται με βάση την πρότυπη μέθοδο 4500-P E. Ascorbic Acid του Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22nd Edition (2012).

Ο φωσφόρος στα αστικά λύματα βρίσκεται είτε σαν ανόργανος σε ορθοφωσφορικές ρίζες και πολυφωσφορικές αλυσίδες είτε, σαν οργανικός δεσμευμένος σε μη υδατοδιάλυτες οργανικές ύλες όπως νουκλεοτίδια (γενετικό υλικό οργανισμών) και ορισμένα φωσφορούχα λιπίδια, τα φωσφατίδια, που αποτελούν συστατικά των κυτταρικών μεμβρανών.

Ο προσδιορισμός του οργανικού φωσφόρου και των πολυφωσφορικών απαιτεί πρώτα την υδρόλυσή τους σε ορθοφωσφορικά. Έτσι, καθώς ο ολικός φώσφορος περιλαμβάνει και τις τρεις μορφές φωσφόρου α) ορθοφωσφορικά, β) πολυφωσφορικά και γ) οργανικό φώσφορο, η μέτρηση του ολικού φωσφόρου ενός δείγματος γίνεται σε δύο στάδια: 1) στάδιο χώνευσης του οργανικού φωσφόρου και των πολυφωσφορικών με στόχο τη μετατροπή τους σε ορθοφωσφορικές ρίζες και 2) προσδιορισμός του συνόλου του φωσφόρου ως ορθοφωσφορικά (PO<sub>4</sub><sup>-P</sup>).

Κατά το πρώτο στάδιο το δείγμα υπόκειται σε βρασμό παρουσία θειικού οξέος και ενός καταλύτη (ammonium persulfate). Κάτω από αυτές τις συνθήκες η οργανική ύλη οξειδώνεται σε  $\text{CO}_2$  και  $\text{H}_2\text{O}$ , ενώ ο φωσφόρος που περιέχεται στην οργανική ύλη και στις πολυφωσφορικές αλυσίδες υδρολύεται σε ορθοφωσφορικά. Η συγκέντρωση των ορθοφωσφορικών μπορεί να προσδιοριστεί σύμφωνα με τη μέθοδο του ασκορβικού οξέος. Μείγμα ammonium molybdate και potassium antimonyl tetratrate αντιδρούν κάτω από όξινες συνθήκες και παράγουν μια σύμπλοκη ένωση (ammonium phosphomolybdate). Στη συνέχεια παρουσία ασκορβικού οξέος, το μολυβδαίνιο που περιέχεται στο ammonium phosphomolybdate ανάγεται σε ελεύθερο μολυβδαίνιο που δίνει μια έντονη μπλε απόχρωση στο διάλυμα. Η απόχρωση του διαλύματος είναι ανάλογη της συγκέντρωσης φωσφόρου για τιμές φωσφόρου 0.1 – 1.0 mgP/l. Ο προσδιορισμός του ολικού P γίνεται φασματογραφικά σε μήκος κύματος 890 nm.

Πιο αναλυτικά, η διαδικασία που ακολουθείται για τη μέτρηση του ολικού φωσφόρου και των ορθοφωσφορικών είναι η εξής:

#### 1) Διαδικασία χώνευσης

Αρχικά, γίνεται αραιώση του δείγματος σε ογκομετρική φιάλη 50 ml και μεταφέρεται σε κωνική φιάλη των 125ml. Στη συνέχεια προστίθεται 1 ml πυκνού θειικού οξέος  $\text{H}_2\text{SO}_4$  και 0,4g ammonium persulfate (υπεροξειδιθειικού αμμωνίου)  $(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_8$  σε μορφή σκόνης. Το δείγμα υπόκειται σε βρασμό έως ότου μείνουν στην φιάλη 10-15 ml (περίπου 30 min με 35min). Στη συνέχεια, αφήνεται να κρυώσει και προστίθενται 20-30 ml απιονισμένου νερού και μια σταγόνα phenolphthalein. Εφόσον ολοκληρωθεί η χώνευση και έρθει σε θερμοκρασία δωματίου προστίθεται στο δείγμα ποσότητα καυστικού νατρίου NaOH έως ότου το διάλυμα πάρει μια ελαφριά ροζ απόχρωση και αραιώνεται με απιονισμένο νερό μέχρι τελικού όγκου 100 ml.





**Σχήμα 19:** Αραιωμένα υδατικά διαλύματα φωσφόρου μετά την προσθήκη των ανάμεικτων αντιδραστηρίων

## 2) Διαδικασία προσδιορισμού ορθοφωσφορικών

Από τον τελικό όγκο αφαιρούνται 50 ml, μεταφέρονται σε κωνική φιάλη των 125 ml και προστίθενται με πιπέτα 8 ml από τα ανάμεικτα αντιδραστήρια\*. Μετά από 10min μεταφέρεται μια ποσότητα σε φιαλίδια (vials), ώστε να μετρηθεί η συγκέντρωση του ολικού φωσφόρου στο φασματοφωτόμετρο (WTW photoLab® 7600 UV-VIS). Η μέτρηση της απορρόφησης πρέπει να ολοκληρωθεί μέσα σε 20 min αλλά όχι περισσότερο από 30 min μετά την προσθήκη των ανάμεικτων αντιδραστηρίων. Θα πρέπει να σημειωθεί ότι παράλληλα με τα δείγματα πάντα μετράται και ένα πρότυπο διάλυμα γνωστής συγκέντρωσης 50 mg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P/lit.

\*Το αντιδραστήριο Combined Reagent χρησιμοποιείται εντός 4 hr από την παρασκευή του και αποτελείται από τα ακόλουθα διαλύματα:

- 50 ml θειικού οξέος H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 5N
- 5 ml antimony potassium
- 15 ml ammonium molybdate
- 30 ml ascorbic acid.

Η παρασκευή του διαλύματος πραγματοποιείται με την παραπάνω ακολουθία.

Για το antimony potassium διαλύονται 1.3715 g  $K(SbO)C_4H_4O \cdot 0.5H_2O$  ανά 500 mL υπερκάθαρου νερού.

Για το ammonium molybdate διαλύονται 20 g  $(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$  ανά 500 mL υπερκάθαρου νερού.

Για το διάλυμα ascorbic acid διαλύονται 1.76 g ασκορβικού οξέος σε 100 ml απιονισμένου νερού. Το διάλυμα μπορεί να συντηρηθεί για μια εβδομάδα τους 4 °C.

### 3.5.9. Προσδιορισμός $BOD_5$

Η εκτέλεση της μεθόδου προσδιορισμού βιοχημικά απαιτούμενου οξυγόνου γίνεται εντός πέντε ημερών ( $BOD_5$ ) και βασίζεται στην μέτρηση του  $O_2$  που καταναλώνεται από τους μικροοργανισμούς για την αποδόμηση των οργανικών ενώσεων που περιέχονται στα λύματα. Η μέτρηση γίνεται μέσα σε καφέ φιάλες δειγμάτων με όγκο 510ml και κεφαλές μέτρησης πίεσης OxiTop® όπως φαίνεται στο Σχήμα 20 (WTW OxiTop®-i IS 6 Respirometric BOD Meas-ring System) 0 - 4,000 mg/l  $BOD$ . Η μέτρηση εκτελείται συνήθως σε σταθερές συνθήκες (θερμοκρασία ίση με 20°C, pH = 7.2).



Σχήμα 20: Μέτρηση BOD<sub>5</sub> μέσα σε επωαστικό θάλαμο (temp. = 20 °C ± 0.5 °C)

Το βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνο (BOD) εκφράζει την απαίτηση σε mg/l οξυγόνου για την αποδόμηση των οργανικών ενώσεων που περιέχονται στα λύματα από μικροοργανισμούς. Το BOD δεν χαρακτηρίζει το σύνολο των οργανικών ενώσεων που περιέχονται στα λύματα αλλά μόνο το ποσοστό αυτών που είναι δυνατόν να βιοαποικοδομηθούν κατά τη διάρκεια του test.

Κατά τη διάρκεια του test οι οργανικές ενώσεις που περιέχουν άζωτο υδρολύονται με αποτέλεσμα να απελευθερώνεται αμμωνία. Η αμμωνία αυτή μαζί με την ελεύθερη αμμωνία που περιέχεται ήδη στο δείγμα μπορεί να οξειδωθεί από αυτοτροφικούς αερόβιους μικροοργανισμούς σε νιτρικά. Με τον τρόπο αυτό συμβάλλει στην σημαντική αύξηση του βιοχημικά απαιτούμενου οξυγόνου το οποίο όμως δεν σχετίζεται με την βιοδιάσπαση οργανικών ενώσεων. Ο βαθμός νιτροποίησης της αμμωνίας εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από την ποσότητα των νιτροποιητών που περιέχεται στο προς ανάλυση δείγμα. Για την αναχαίτιση της νιτροποίησης προστίθεται συνήθως σε όλα τα δείγματα ποσότητα 1ml/lt διαλύματος θειουρίας (ATU) συγκέντρωσης 2 g/L, ουσίας τοξικής σε αυτές τις συγκεντρώσεις μόνο για τους νιτροποιητές.

Πιο αναλυτικά, η διαδικασία που ακολουθείται για τη μέτρηση BOD<sub>5</sub> είναι η εξής:

#### Εξοπλισμός

- Κεφαλές μέτρησης πίεσης OxīTop®
- Βάση μαγνητικού αναδευτήρα
- Επωαστικός θάλαμος (T = 20 °C ± 0.5 °C)
- Καφέ φιάλη δειγμάτων με όγκο 510 ml
- Μαγνητάκι ανάδευσης
- Φιάλη μέτρησης δείγματος (ανάλογα με το επιλεγμένο εύρος μέτρησης)
- Πώμα καουτσούκ

#### Αντιδραστήρια

- KOH υδροξείδιο καλίου (διάλυμα 40%)
- Θειουρία (τελική δόση 2mg/l)

Αρχικά, γνωρίζοντας την τιμή COD υπολογίζεται η αναμενόμενη τιμή BOD του δείγματος λυμάτων με την παραδοχή ότι η τιμή BOD αντιστοιχεί έως και 50 – 60 %

του COD ώστε, να επιλεγθεί ο σωστός όγκος δείγματος προς μέτρηση σύμφωνα με τον παρακάτω πίνακα.

**Πίνακας 8:** Επιλογή όγκου δείγματος προς ανάλυση ανάλογα με το αναμενόμενο BOD

Μετρούμενο εύρος BOD <sub>5</sub> (mg/l)	Όγκος Δείγματος (ml)
0-40	432
0-80	365
0-200	250
0-400	164
0-800	97
0-2000	43.5
0-4000	22.7

Στη συνέχεια ελέγχεται η θερμοκρασία και το pH των λυμάτων που πρέπει να είναι εντός εύρους 15 °C – 21 °C και 6.5 - 7.5 αντίστοιχα. Έπειτα, επιλέγεται η κατάλληλη φιάλη πχ 432 ml ή 365 ml για την ογκομέτρηση του δείγματος αφού πρώτα προστεθούν όλα τα πρόσθετα διαλύματα δηλαδή, 1 ml θειουρίας/Lt για την αναχαίτιση των νιτροποιητών. Το ογκομετρημένο δείγμα μεταφέρεται στην καφέ φιάλη όγκου 510 ml μαζί με το μαγνητάκι ανάδευσης. Η φιάλη κλείνεται με το πώμα καουτσούκ και μέσα σε αυτό προστίθενται 3 σταγόνες υδροξειδίου του καλίου. Έπειτα, τοποθετούνται σφιχτά οι κεφαλές μέτρησης πίεσης στις φιάλες και ενεργοποιείται το κατάλληλο πρόγραμμα μέτρησης. Τέλος, η φιάλη τοποθετείται πάνω στην πλάκα ανάδευσης που βρίσκεται μέσα σε επωαστικό θάλαμο 20 °C ± 1 °C για 5 μέρες. Μετά από 5 ημέρες καταγράφονται οι μετρούμενες τιμές.

Στη περίπτωση δειγμάτων που δεν περιέχουν σημαντικές ποσότητες μικροοργανισμών είναι απαραίτητη η προσθήκη ποσότητας επιπλέον μικροοργανισμών (1-2 ml καθιζημένα ανεπεξέργαστα απόβλητα) ώστε να είναι δυνατή η βιοαποικοδόμηση της οργανικής ύλης. Σε αυτή την περίπτωση παράλληλα ετοιμάζεται και ένα δείγμα blank με νερό βρύσης.

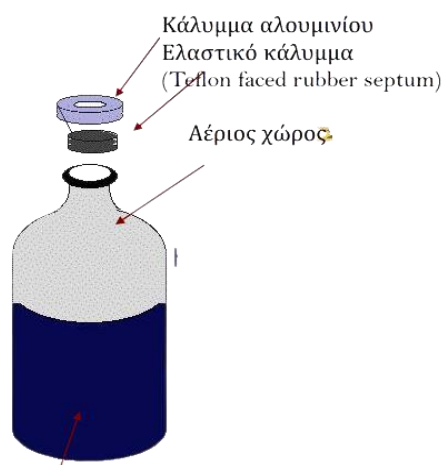
### 3.6. Πείραμα Βιοχημικά Μεθανογόνου Δυναμικού BMP

Το βιοχημικά μεθανογόνο δυναμικό (Biochemical Methane Potential) προσδιορίζει την παραγωγή μεθανίου ενός οργανικού υλικού κατά την αναερόβια χώνευση του. Εφαρμόζεται σε οποιουδήποτε τύπου οργανικό υλικό όπως υγρά απόβλητα ή στερεά υπολείμματα και αποτελεί χρήσιμη μέτρηση για τον σχεδιασμό και την λειτουργία αναερόβιων μονάδων.

Το βιοχημικά μεθανογόνο δυναμικό, μας δείχνει την αναερόβια βιοαποδομησιμότητα των υπό εξέταση υποστρωμάτων και την μέγιστη δυνατή παραγωγή τους σε μεθάνιο σε πειράματα διαλείποντος έργου (Owen et al., 1979).

#### Διαδικασία μέτρησης BMP:

- Σε ειδικά φιαλίδια (serum bottles) προσθέτουμε
  - Υπόστρωμα αναερόβιων μικροοργανισμών
  - Υπό εξέταση εμβόλιο
  - Θρεπτικά και ιχνοστοιχεία
- Δημιουργούμε αναερόβιες συνθήκες
- Μετράμε το βιοαέριο που παράγεται



Σχήμα 21: Ειδικά φιαλίδια (serum bottles) για την μέτρηση του Βιοχημικά Μεθανογόνου Δυναμικού

Περίληπτικά για το πείραμα:

Σε αυτό το στάδιο, πραγματοποιήθηκε με 3 πειράματα BMP η μελέτη του **υποστρώματος**: εγκλιματισμένη ιλύς που ελήφθη από τον UASB αντιδραστήρα που επεξεργαζόταν επιτυχώς μέσω αναερόβιας χώνευσης αστικά υγρά απόβλητα, σε συνδυασμό με τις διαφορετικές συγκεντρώσεις **εμβολίου** (αστικά υγρά απόβλητα ή γλυκόζη). Όλες οι δοκιμές πραγματοποιήθηκαν εις διπλούν, ενώ έγινε χρήση εξίσου εις διπλούν επιπλέον φιαλιδίων που περιείχαν μόνο αναερόβια λάσπη και νερό ως τυφλό δείγμα, προκειμένου να υπολογιστεί η ενδογενής παραγωγή του μεθανίου.

Αρχικά σε κάθε φιάλη τοποθετήθηκαν οι απαιτούμενες ποσότητες του στερεού υποστρώματος όπου στην συνέχεια αναμείχθηκαν με τις απαιτούμενες ποσότητες του εμβολίου. Οι ποσότητες αυτές υπολογίστηκαν με τέτοιο τρόπο, ώστε να προκύψουν 3 διαφορετικές φορτίσεις (High, Medium, Low). Στην συνέχεια ρυθμίστηκε το pH του διαλύματος και η αλκαλικότητα ούτως ώστε να επικρατούν οι βέλτιστες συνθήκες για την δράση των μεθανογόνων μικροοργανισμών. Στα φιαλίδια διοχετεύθηκε καθαρό N<sub>2</sub> για την απομάκρυνση του οξυγόνου και την δημιουργία αναερόβιων συνθηκών και στη συνέχεια σφραγίστηκαν αμέσως χρησιμοποιώντας ελαστικό πώμα και αλουμινένιο κάλυμμα. Αμέσως μετά την σφράγιση, τα φιαλίδια *seum* τοποθετήθηκαν σε περιβάλλον που προσομοίωνε την χαμηλή θερμοκρασία του αντιδραστήρα UASB κατά την χειμερινή περίοδο. Η αφαίρεση και μέτρηση του παραγόμενου βιοαερίου γινόταν σχεδόν κάθε μέρα με πλαστική σύριγγα των 50 ml και καταγραφόταν ο όγκος του βιοαερίου που εκτονωνόταν ενώ, μία φορά την ημέρα τα φιαλίδια ανακινούνταν δια χειρός με σκοπό την ανάμειξη των περιεχομένων δειγμάτων.

Η διόρθωση του μετρούμενου όγκου βιοαερίου από συνθήκες περιβάλλοντος σε πρότυπες προκύπτει από την παρακάτω εξίσωση:

$$V_{STP} = V * \frac{273.15}{273.15 + T} * \frac{P}{1013.25}$$

Εξίσωση 8

Όπου :

$V_{STP}$  = Όγκος του παραγόμενου βιοαερίου σε συνθήκες περιβάλλοντος ml

$V$  = Μετρούμενος όγκος παραγόμενου βιοαερίου ml

$T$  = Μετρούμενη θερμοκρασία περιβάλλοντος °C

$P$  = Μετρούμενη πίεση περιβάλλοντος hPa

Στο 1ο και 2ο πείραμα δοκιμάστηκαν 3 φορτίσεις (high, medium, low), όπου ο λόγος του υποστρώματος (αναερόβια λάσπη) προς το εμβόλιο (γλυκόζη) (Substrate to Inoculum Ratio, SIR) βάσει πτητικών στερεών ( $V_{S_{\text{υποστρώματος}}}/V_{S_{\text{εμβολίου}}}$ ) ήταν 0.25, 0.17 και 0.06 αντίστοιχα, σε δυο διαφορετικές θερμοκρασίες. Επομένως, ο παράγοντας που εξετάζεται είναι η μείωση της θερμοκρασίας του περιβάλλοντος. Στο 3ο πείραμα για τον προσδιορισμό του δυναμικού παραγωγής βιοαερίου, χρησιμοποιήθηκαν διαφορετικές αναλογίες αστικών υγρών αποβλήτων και υποστρώματος ιλύος με σκοπό να πετύχουμε διαφορετικές φορτίσεις. Ο λόγος του υποστρώματος (αναερόβια λάσπη) προς το εμβόλιο (λύματα) (Substrate to Inoculum Ratio, SIR) βάσει πτητικών στερεών ( $V_{S_{\text{υποστρώματος}}}/V_{S_{\text{εμβολίου}}}$ ) ήταν 0.02, 0.04 και 0.09 αντίστοιχα. Οι συνθήκες των πειραμάτων παρουσιάζονται αναλυτικότερα στον παρακάτω πίνακα.

Πίνακας 9: Συνθήκες πειραμάτων BMP 1, BMP 2, BMP 3

Βιοχημικά Μεθανογόνο Δυναμικό				
		BMP1	BMP2	BMP3
F/M	High	0.252	0.252	0.027
	Medium	0.170	0.170	0.045
	Low	0.061	0.061	0.097
T	°C	17 ± 1.2	11.7 ± 2.2	10.7±1
Υπόστρωμα	Λάσπη	70 ml	50ml	22.1 ml
				14.8 ml
Εμβόλιο	Γλυκόζη	10 ml	30 ml	-
	Λύματα			77.9 ml
		-	-	85.2 ml
				92.6 ml



### 3.7. Πείραμα Ρυθμού Απομάκρυνσης Αμμωνίας (AUR: Ammonia uptake rate)

Το πείραμα ταχύτητας απομάκρυνσης αμμωνίας (AUR: Ammonium Uptake Rate) εκφράζει το ρυθμό οξειδωσης της αμμωνίας σε νιτρώδη και νιτρικά. Ο ρυθμός αυτός είναι πολύ σημαντικός διότι μας δίνει την καλύτερη δυνατή εικόνα για τη δράση των βακτηρίων που οξειδώνουν την αμμωνία και το βαθμό απόδοσής τους.

Για τον λόγο αυτό, εκτός από την καθημερινή λειτουργία και παρακολούθηση της μονάδας, διερευνήθηκε επίσης η ταχύτητα νιτροποίησης με batch πειράματα. Τα πειράματα αυτά είχαν σκοπό τον προσδιορισμό της ταχύτητας νιτροποίησης (AUR) του βιοφίλμ που αναπτύσσεται στο υπόστρωμα (άμμος) του ακόρεστου υγροβιότοπου CW VF2 UNSAT ύστερα από τροφοδοσία με λύματα από τον κορεσμένο. Προκειμένου να μελετηθεί η οξειδωση του αμμωνιακού αζώτου σε νιτρικά, η δραστηριότητα των αυτότροφων βακτηρίων εξετάστηκε κάτω από αερόβιες συνθήκες, συνεχή ανάδευση και υπό φόρτιση αζώτου μεγαλύτερη από αυτή του συστήματος.

#### Περιληπτικά για το πείραμα

Αρχικά, λήφθηκαν συνολικά 1,5l άμμου και από τις 4 γραμμές τροφοδοσίας του ακόρεστου υγροβιότοπου καθώς και 2l λύματα από το φρεάτιο εξόδου του κορεσμένου υγροβιότοπου CW VF1 SAT (λύματα που έτσι κι αλλιώς τροφοδοτούνται στο σύστημα του ακόρεστου υγροβιότοπου). Στη συνέχεια η άμμος τοποθετήθηκε μέσα σε ειδική θήκη με τρύπες ώστε να μπορέσει να έρθει σε επαφή με τα λύματα. Αφού τα λύματα αραιώθηκαν ανάλογα με την συγκέντρωση  $\text{NH}_4\text{-N}$  που περιείχαν, ήρθαν σε επαφή με την άμμο μέσα σε ένα πλαστικό ποτήρι ζέσεως του 1l. Καθ' όλη τη διάρκεια του πειράματος 3 με 4 ημέρες υπήρχε συνεχής ανάδευση και αερισμός. Επίσης, λαμβάνονταν στην αρχή δείγματα ανά τακτά χρονικά διαστήματα και έπειτα 1-2 φορές την ημέρα, με ταυτόχρονη καταγραφή των εκάστοτε συνθηκών pH, διαλυμένου οξυγόνου και θερμοκρασίας. Όποτε κρίνονταν ανάγκη, το pH ρυθμιζόταν με τη προσθήκη θειικού οξέος ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ )/καυστικού νατρίου ( $\text{NaOH}$ ).

Τα δείγματα περνούσαν από διήθηση μέσω φίλτρων μεμβράνης 0.45μm και στη συνέχεια γινόταν ο προσδιορισμός του νιτρικού και αμμωνιακού αζώτου. Για τον υπολογισμό του ρυθμού AUR σε ένα σύστημα που νιτροποιεί, χρειαζόμαστε τις τιμές της συγκέντρωσης των νιτρικών σε μια χρονική εξέλιξη κάποιων ωρών ή ημερών. Με την κλίση της καμπύλης αυτής υπολογιζόταν ο ρυθμός νιτροποίησης.

### 3.8. Έλεγχος Διηθητικότητας Υδροβιότοπων

Οι κύριες αιτίες απόφραξης σε έναν υδροβιότοπο είναι η συσσώρευση στερεών στους πόρους των μέσων της κλίνης, ο ανεπαρκής σχεδιασμός, η υπερβολική φόρτωση οργανικής ύλης και τα αιωρούμενα στερεά. Η συσσώρευση στερεών μπορεί να προκύψει από την ανάπτυξη βιοφίλμ, φυτικών υπολειμμάτων, ριζών και ριζωμάτων, παγίδευση στερεών λυμάτων και χημικής καθίζησης (Pedescoll et al., 2009).

Με άλλα λόγια, η απόφραξη είναι η μείωση του πορώδους μέσου από τη συσσώρευση στερεών. Τα συσσωρευμένα στερεά μπορεί να είναι οργανικά ή ανόργανα και μπορεί να προέρχονται από τα λύματα ή από βιολογική δραστηριότητα.

Επομένως, η εξέταση διηθητικότητας ενός υδροβιότοπου ανά τακτά χρονικά διαστήματα είναι σημαντική για την ομαλή λειτουργία του. Ο έλεγχος αυτός έγινε με μια απλή και πρακτική μέθοδο, δηλαδή χρονομετρώντας την διάρκεια (sec ή min) που κάνει να γεμίσει 3 φορές ένα ογκομετρημένο δοχείο όγκου 5 L μετά από τροφοδοσία του υδροβιότοπου με λύματα. Πιο συγκεκριμένα, μόλις πραγματοποιηθεί μια τροφοδοσία στον ακόρεστο (UNSAT) υδροβιότοπο, συλλέγουμε από το φρεάτιο εξόδου της εκάστοτε γραμμής (A, B, C-D) τα λύματα που έχουν διαπεράσει κάθετα τον υδροβιότοπο. Με άλλα λόγια, χρονομετρείται πόση ώρα θα διαρκέσει να συλλέξουμε συνολικά 15 L. Η διαδικασία αυτή γίνεται ύστερα από 5, 8, 13, 16, 20, 30, 40, 50, 60, 90 min από την τροφοδοσία. Ο έλεγχος της διηθητικότητας εκτιμάται από το εμβαδόν που καταλαμβάνει το διάγραμμα της παροχής  $Q$  ( $m^3/hr$ ) που γέμισε το δοχείο, συναρτήσει του χρόνου (t) 5, 8, 13, 16, 20, 30, 40, 50, 60, 90 min.

## 4. ΠΑΡΑΘΕΣΗ & ΑΝΑΛΥΣΗ ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΩΝ

### 4.1. Εξέταση της απόδοσης του συστήματος UASB

Όπως αναφέρεται παραπάνω οι περίοδοι λειτουργίας διαμορφώθηκαν σύμφωνα με την εκάστοτε παροχή. Η πρώτη περίοδος λειτουργίας έλαβε χώρα από 30/11/21 έως τις 03/01/22. Η μέση τιμή της θερμοκρασίας στο εσωτερικό του αντιδραστήρα εκείνη την περίοδο ήταν ίση με 14.7°C. Για τον λόγο αυτόν η παροχή χρειάστηκε να μειωθεί στα  $Q=33.6 \text{ m}^3/\text{d}$  η ταχύτητα ανόδου ήταν 0.45 m/h και ο χρόνος παραμονής 30 h. Η ποσοστιαία απομάκρυνση tCOD για την συγκεκριμένη περίοδο ήταν 39%, η απομάκρυνση TSS 53% και η απομάκρυνση BOD<sub>5</sub> 51%.

Η δεύτερη περίοδος ήταν μεταξύ 17/01/22 - 17/03/22 με μέση θερμοκρασία 13.6 °C. Για τον λόγο αυτόν η παροχή χρειάστηκε να μειωθεί κι άλλο στα  $Q=25 \text{ m}^3/\text{d}$ , η ταχύτητα ανόδου ήταν 0.35 m/h και ο χρόνος παραμονής 40 h. Η ποσοστιαία απομάκρυνση tCOD για την συγκεκριμένη περίοδο ήταν 65%, η απομάκρυνση TSS 83% και η απομάκρυνση BOD<sub>5</sub> 54%.

Ενώ η τρίτη περίοδος ήταν μεταξύ 21/03/22 - 27/04/22 με μέση θερμοκρασία 14.8 °C. Για τον λόγο αυτόν η παροχή αυξήθηκε στα  $Q = 40 \text{ m}^3/\text{d}$  η ταχύτητα ανόδου ήταν 0.35 m/h και ο χρόνος παραμονής 25.2 h. Η ποσοστιαία απομάκρυνση tCOD για την συγκεκριμένη περίοδο ήταν 52%, η απομάκρυνση TSS 75% και η απομάκρυνση BOD<sub>5</sub> 52%.

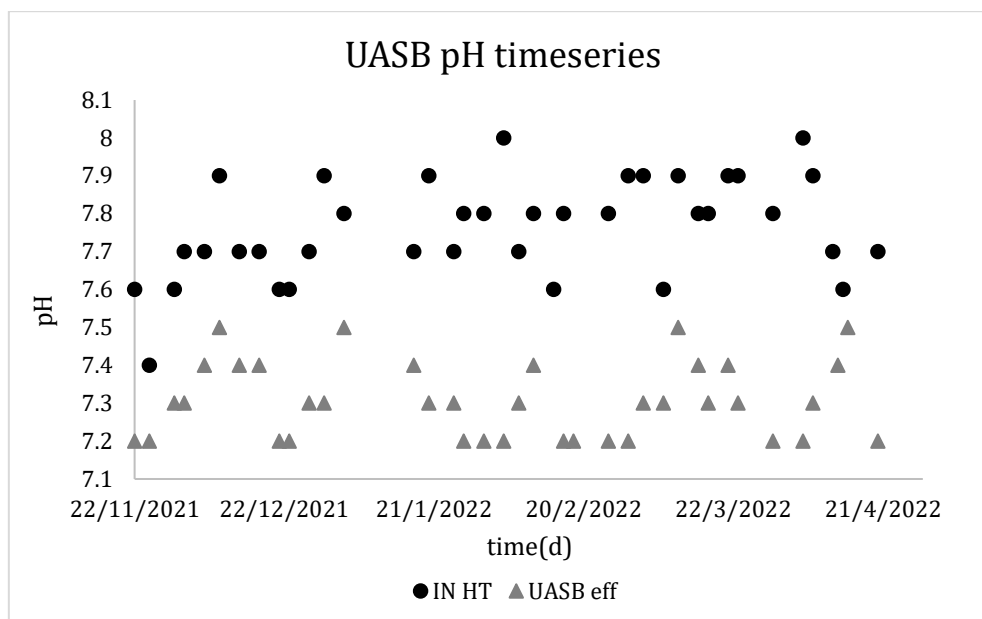
Πίνακας 10: Μέσες τιμές και εύρος των χαρακτηριστικών των λυμάτων στην είσοδο και έξοδο του αναερόβιου αντιδραστήρα για την συνολική περίοδο παρακολούθησης

	Είσοδος ΜΕΣΗ ΤΙΜΗ	Έξοδος UASB	Είσοδος	Έξοδος UASB ΕΥΡΟΣ
pH	7.7 ± 0.13	7.3 ± 0.1	7.4 - 8	7.2 - 7.5
tCOD (mg/l)	372 ± 194	171 ± 93	57 - 945	40 - 458
sCOD (mg/l)	76 ± 38	80 ± 35	20 - 241	37 - 164
BOD <sub>5</sub>	159 ± 81	85 ± 40	29 - 274	28 - 166
NH <sub>4</sub> (mg/l)	36 ± 15	40 ± 13	3.9 - 76	22 - 72
TN (mg/l)	46 ± 15	44 ± 9	11 - 86	31 - 57
TP (mg/l)	6.3 ± 2.4	5.9 ± 1.9	2.6 - 12	3 - 11
PO <sub>4</sub> (mg/l)	4.4 ± 1.4	5.3 ± 1.7	1.6 - 7.2	2.7 - 9.4
TSS (mg/l)	193 ± 96	57 ± 46	44 - 433	12 - 240
VSS (mg/l)	163 ± 80	58 ± 80	27 - 348	11 - 485
Θολότητα (NTU)	165 ± 81	141 ± 100	34 - 361	23 - 438
Αγωγιμότητα (μS/cm)	280 ± 83	1094 ± 207	413 - 1546	730 - 1523
Αλκαλικότητα (mg/l CaCO <sub>3</sub> )	1061 ± 245	332 ± 73	108 - 403	233 - 481

Τα χαρακτηριστικά των λυμάτων στην είσοδο και έξοδο του αναερόβιου αντιδραστήρα φαίνονται στα Σχήματα 22 - 29 ενώ, ο Πίνακας 10 δείχνει τις μέσες τιμές και τα εύρη.

#### pH

Όπως έχει ήδη αναφερθεί, το pH είναι ένας πολύ σημαντικός παράγοντας που επηρεάζει την διεργασία της αναερόβιας χώνευσης. Για αυτό το λόγο έχει ιδιαίτερη σημασία η συνεχής παρακολούθηση της τιμής του.

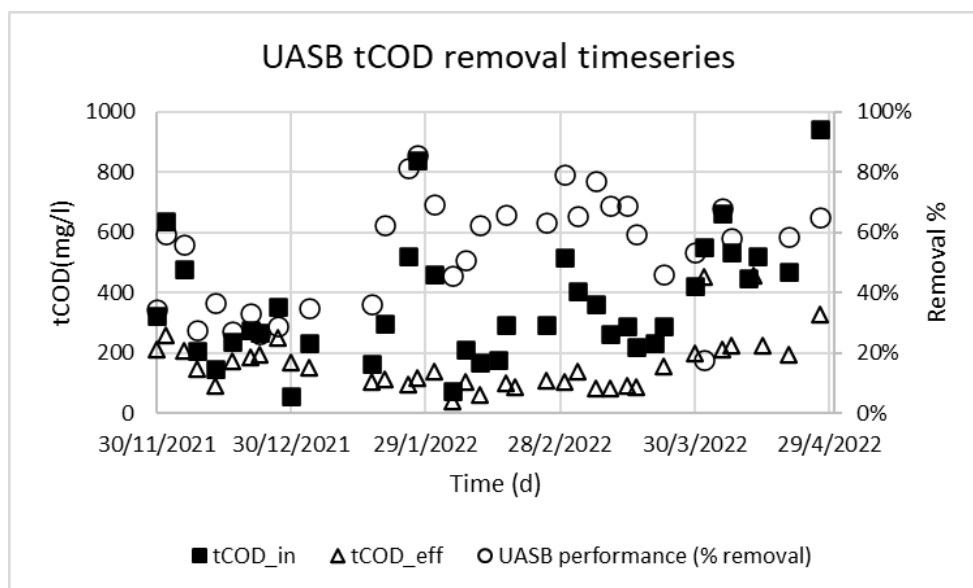


Σχήμα 22: Το pH στην είσοδο και στην έξοδο του αντιδραστήρα UASB.

Από το Σχήμα 22 παρατηρείται ότι το pH στην έξοδο του αντιδραστήρα είναι μικρότερο από αυτό της εισόδου. Όπως έχει προαναφερθεί, τα αναερόβια συστήματα επεξεργασίας θα πρέπει να λειτουργούν υπό το εύρος 6.6 -7.6, έτσι ώστε να μην αναχαιτίζεται το στάδιο της μεθανογένεσης. Παρ' όλα αυτά, το pH της εκροής του κυμάνθηκε σε επιθυμητές τιμές από 7.2 έως 7.5. Τα  $pH_{in}$  και  $pH_{eff}$  κυμάνθηκαν από 7.4 έως 8 και από 7.2 έως 7.5 αντίστοιχα, ενώ οι μέσες τιμές τους ήταν  $7.7 \pm 0.1$  και  $7.3 \pm 0.1$ . Η μείωση που παρατηρείται στο pH της εκροής οφείλεται στην παραγωγή των πτητικών λιπαρών οξέων VFAs.

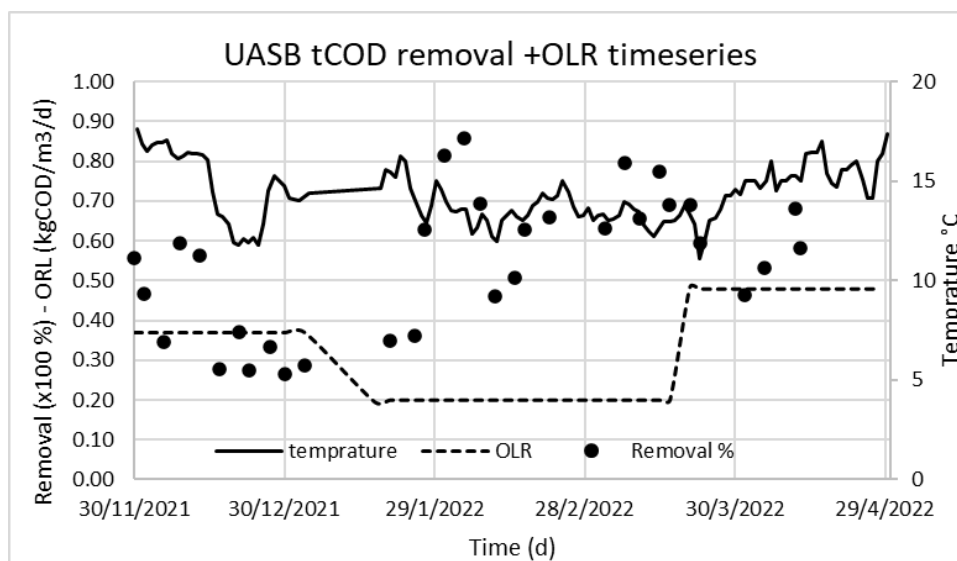
### Ποσοστά απομάκρυνσης COD

Στο Σχήματα 23 και 24 παρουσιάζονται τα ποσοστά απομάκρυνσης του ολικού και διαλυτού COD.



**Σχήμα 23:** Ολικό COD στην είσοδο & έξοδο του αντιδραστήρα UASB και η ποσοστιαία απομάκρυνσή του

Οι συγκεντρώσεις του  $tCOD_{IN}$  και  $tCOD_{EFF}$  του αντιδραστήρα κυμάνθηκαν από 57 mg/L έως 945 mg/L και από 40 mg/L έως 458 mg/L αντίστοιχα, ενώ η μέση τιμή του  $tCOD_{IN}$  ήταν  $372 \pm 194$  mg/L και του  $tCOD_{EFF}$  ήταν  $171 \pm 93$  mg/L. Το ποσοστό απομάκρυνσης του tCOD κυμάνθηκε από 26.6% έως 79.4%, με μέση τιμή  $53.7 \pm 18.0$  %. Σε αυτό το σημείο αξίζει να σημειωθεί, ότι σε παρόμοιες έρευνες με αντιδραστήρες UASB που επεξεργάζονται αστικά λυμάτων την χειμερινή περίοδο, παρουσίασαν αντίστοιχα ποσοστά απομάκρυνσης tCOD 65% και 48% (Barros et al., 2008; Ruiz et al., 2008). Οι χαμηλές συγκεντρώσεις tCOD κατά τη χειμερινή περίοδο οφείλονται κατά κύριο λόγο στις παρασιτικές εισροές όμβριων υδάτων στο αποχετευτικό δίκτυο.

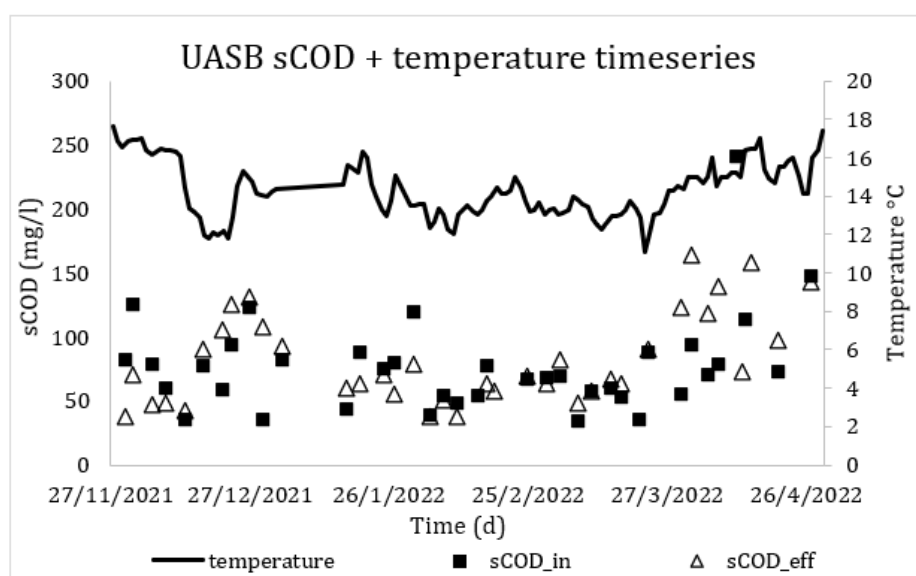


**Σχήμα 24:** Ποσοστιαία απομάκρυνση του tCOD του αντιδραστήρα UASB συναρτήσει της θερμοκρασίας T και της οργανικής φόρτισης OLR

Σε χαμηλές θερμοκρασίες, η απομάκρυνση του COD στον αναερόβιο αντιδραστήρα είναι περιορισμένη και απαιτείται μεγαλύτερο HRT και κατά συνέπεια μειώνεται η οργανική φόρτιση OLR. Έτσι, παρέχεται στο σύστημα επαρκής χρόνος για υδρόλυση των σωματιδιακών οργανικών ουσιών (Gašparikoná et al., 2005). Σύμφωνα με αυτή την θεώρηση το Σχήμα 24 μπορεί να χωριστεί σε 3 περιόδους ανάλογα με την εκάστοτε οργανική φόρτιση OLR. Σημειώνεται ότι ο μέσος όρος στις απομακρύνσεις tCOD για OLR 0.37, 0.20, 0.48 kgCOD/m<sup>3</sup>/d είναι 39, 65 και 52% αντίστοιχα. Η σημαντική μείωση της θερμοκρασίας του υγρού στο αντιδραστήρα από τα τέλη Νοεμβρίου στις αρχές Ιανουαρίου (από 30/11/21 σε 03/01/22) έχει ως αποτέλεσμα τη μεγάλη μείωση της απομάκρυνσης του ολικού COD από 60% σε λιγότερο από 30%. Φαίνεται ότι το σύστημα δεν μπορεί να ανταποκριθεί στην τροφοδοτούμενη οργανική φόρτιση των 0.37 kgCOD/m<sup>3</sup>/d. Στις 17/01/22 η οργανική φόρτιση μειώνεται στα 0.20 kgCOD/m<sup>3</sup>/d και αυτό έχει ως αποτέλεσμα τη σταδιακή αύξηση της απομάκρυνσης του COD από 27% στις 23/12/21 σε 86% στις 27/01/22. Η συνεπακόλουθη αύξηση της οργανικής φόρτισης 0.48 kgCOD/m<sup>3</sup>/d (21/03/22), αρχικά συντελεί στη μείωση της απομάκρυνσης του COD σε 46%. Ωστόσο καθώς η θερμοκρασία αρχίζει και αυξάνεται στα τέλη Μαρτίου-αρχές Απριλίου φαίνεται ότι

το σύστημα ανακάμπτει και μπορεί να ανταπεξέλθει σε αυτή τη φόρτιση πετυχαίνοντας έως και 68% απομάκρυνση.

Οι Ruiz et al. (2008) αναφέρουν ότι τους μήνες Οκτώβριο – Φεβρουάριο οι θερμοκρασίες περιβάλλοντος μειώθηκαν (12–14°C) και οι συγκεντρώσεις της εισόδου ήταν επίσης χαμηλότερες. Αυτούς τους μήνες παρατηρήθηκε η χαμηλότερη απομάκρυνση 28% για το COD. Αντίστοιχα όπως φαίνεται στο Σχήμα 24 η χαμηλότερη απομάκρυνση 26.6% παρατηρείται και στην χαμηλότερη θερμοκρασία 11.1 °C. Παρόμοια οι Khan et al. (2011) σχολιάζουν πως η απόδοση αυτών των συστημάτων εξαρτάται από τη θερμοκρασία και μειώνεται με τη μείωσή της.



Σχήμα 25: Διαλυτό COD στην είσοδο & έξοδο του αντιδραστήρα UASB συναρτήσει της θερμοκρασίας  
T

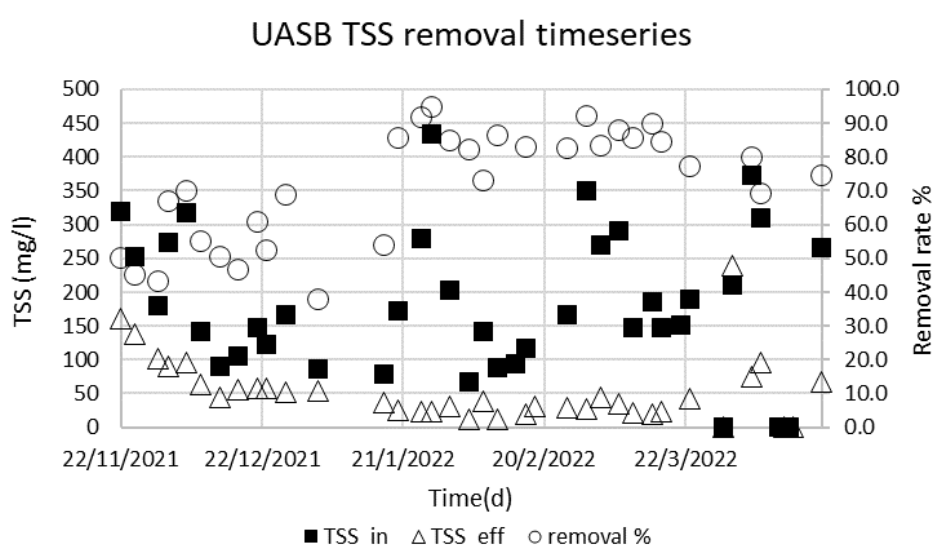
Οι συγκεντρώσεις του  $sCOD_{IN}$  ήταν ίσες με 20 mg/L έως 241 mg/L, με μέση συγκέντρωση  $76 \pm 38$  mg/L και του  $sCOD_{EF}$  κυμάνθηκαν από 37 mg/L έως 164 mg/L, με μέση συγκέντρωση  $80 \pm 35$  mg/L. Αυτό που παρατηρείται και από το Σχήμα 25 είναι ότι η συγκέντρωση του  $sCOD_{IN}$  είναι ίση ή μικρότερη από την συγκέντρωση του  $sCOD_{EFF}$ . Αυτό μπορεί να συμβαίνει διότι η δειγματοληψία γίνεται στιγμιαία, ενώ οι υδραυλικοί χρόνοι παραμονής μεγάλοι. Επομένως, η συγκέντρωση της εξόδου αντιστοιχεί σε μια είσοδο που μπήκε πριν 2-3 ημέρες που μπορεί να ήταν πιο



αυξημένη. Η υπόθεση ότι δεν απομακρύνεται COD και απλά καθιζάνει το σωματιδιακό και όλο το διαλυτό φεύγει στην έξοδο δεν μπορεί να ισχύει διότι, τότε δε θα υπήρχε παραγωγή μεθανίου. Το sCOD καταναλώνεται ύστερα από υδρόλυση του σωματιδιακού rCOD αλλά οι ρυθμοί είναι πιο αργοί λόγω της χαμηλής θερμοκρασίας. Επίσης, αξίζει να σχολιαστεί πως αρχικά υπάρχει μια αύξηση του διαλυτού COD (από 30/11/21 σε 03/01/22) λόγω της μείωσης της θερμοκρασίας με σταθερό OLR 0.37 kgCOD/m<sup>3</sup>/d. Έπειτα, η μείωση του OLR στα 0.20 kgCOD/m<sup>3</sup>/d (από 17/01/22 σε 17/03/22) συντελεί σε μείωση του διαλυτού COD της εξόδου και η ακόλουθη αύξηση του OLR στα 0.48 kgCOD/m<sup>3</sup>/d (από 21/03/22 σε 27/04/22) αυξάνει ξανά το διαλυτό COD της εξόδου.

#### Ποσοστά Απομάκρυνσης Ολικά / Πτητικά Αιωρούμενα Στερεά

Όπως φαίνεται στον Πίνακα 10, οι μέσες συγκεντρώσεις των TSS<sub>IN</sub> και TSS<sub>EFF</sub> ήταν 193 ± 96 mg/L και 57 ± 46 mg/L, αντίστοιχα, ενώ, η μέση συγκέντρωση των VSS<sub>IN</sub> ήταν 163 ± 80 mg/L και η αντίστοιχη συγκέντρωση των VSS<sub>EFF</sub> ήταν 58 ± 80 mg/L. Το ποσοστό απομάκρυνσης των TSS και VSS κυμάνθηκε από 37.9% έως 94.7%, με μέση τιμή 71.5 ± 17% και 32.8% έως 94.2%, με μέση τιμή 72 ± 17%, αντίστοιχα. Τα ποσοστά αυτά είναι μεγαλύτερα από αυτά των Ruiz et al. (2008) όπου η απομάκρυνση TSS κυμάνθηκε από 49% έως 71% με μέση τιμή 51.8%.

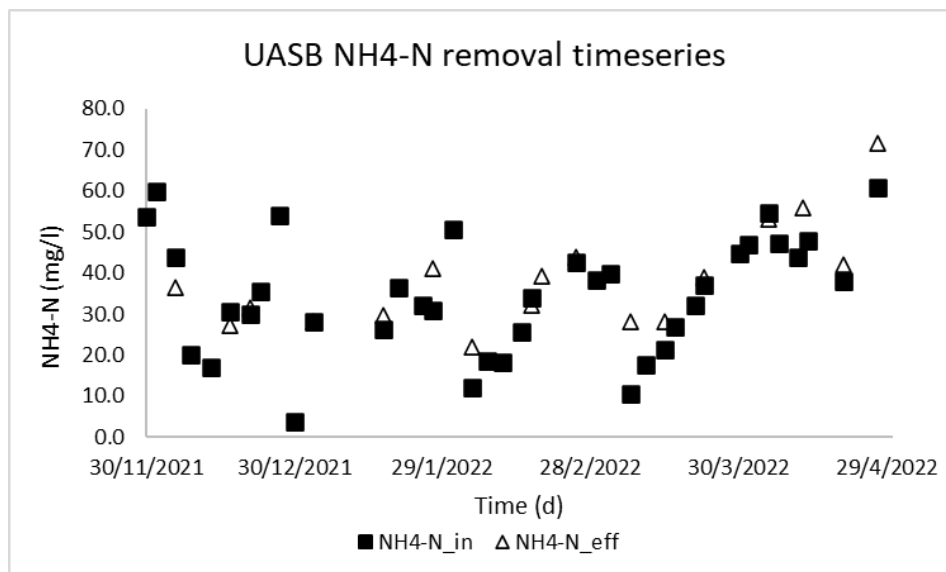


**Σχήμα 26:** TSS στην είσοδο & έξοδο του αντιδραστήρα UASB και η ποσοστιαία απομάκρυνσή τους

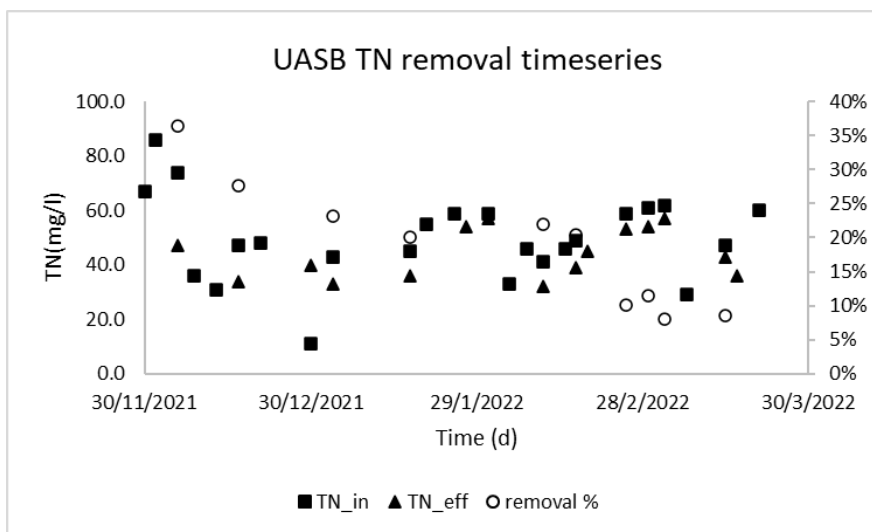
Οι αυξομειώσεις των αιωρούμενων στερεών της εξόδου δεν φαίνεται να επηρεάζονται όσο το ολικό και διαλυτό COD της εξόδου από την οργανική φόρτιση και τη θερμοκρασία. Τα TSS εξόδου είναι συνήθως κάτω από 60 mg/L. Ωστόσο, η μείωση της οργανικής φόρτισης από OLR 0.37 σε 0.2 kgCOD/m<sup>3</sup>/d έχει ως αποτέλεσμα μια μείωση των TSS στα επίπεδα των 25-40 ενώ η επακόλουθη αύξηση της οργανικής φόρτισης σε 0.48 kgCOD/m<sup>3</sup>/d συντελεί σε αύξηση των TSS.

#### Ποσοστά Απομάκρυνση Ολικού Αζώτου & Αμμωνιακού

Οι μέσες συγκεντρώσεις του ολικού αζώτου στην είσοδο TN<sub>in</sub> και στην έξοδο TN<sub>eff</sub> του αντιδραστήρα UASB ήταν 46 ± 15 mgN/L και 44 ± 9 mgN/L, αντίστοιχα, ενώ οι μέσες συγκεντρώσεις του αμμωνιακού αζώτου στην είσοδο NH<sub>4</sub>-N<sub>in</sub> και στην εκροή NH<sub>4</sub>-N<sub>eff</sub> του αντιδραστήρα ήταν 35.6 ± 15.0 mgN/L και 39.9 ± 13.0 mgN/L, αντίστοιχα. Όπως είναι λογικό δεν παρατηρείται κάποια απομάκρυνση αμμωνίας (βλ. Σχήμα 27). Ωστόσο, στην εκροή του συστήματος οι συγκεντρώσεις του NH<sub>4</sub>-N ήταν υψηλότερες σε σχέση με αυτές της εισόδου. Αντίστοιχα και οι Khan et al. (2011) αναφέρουν ότι η απομάκρυνση αμμωνίας ήταν ασήμαντη και οι συγκεντρώσεις ήταν υψηλότερες στην έξοδο. Το οργανικό άζωτο των λυμάτων υδρολύεται σε αμμωνιακό κατά την παραμονή του στον αερόβιο αντιδραστήρα και απαντάται υπό αυτή τη μορφή στην έξοδο του αντιδραστήρα. Η παρουσία θρεπτικών στην εκροή έχει αναφερθεί και σε άλλες έρευνες. Στα συστήματα UASB τα θρεπτικά δεν απομακρύνονται (παρά μόνο μικρά ποσοστά για σύνθεση του κυτταρικού υλικού) αλλά αλλάζουν οι χημικές μορφές τους (Mahmoud, 2008). Από την άλλη πλευρά, το TN μειώθηκε και είχε ποσοστό απομάκρυνσης 19% (βλ. Σχήμα 28). Το μεγαλύτερο ποσοστό απομάκρυνσης οφείλεται στην καθίζηση του σωματιδιακού N ενώ, ένα μέρος του οργανικού N προσλαμβάνεται από τους μικροοργανισμούς για την σύνθεσή τους.



Σχήμα 27: Αμμωνία στην είσοδο και έξοδο του αντιδραστήρα UASB

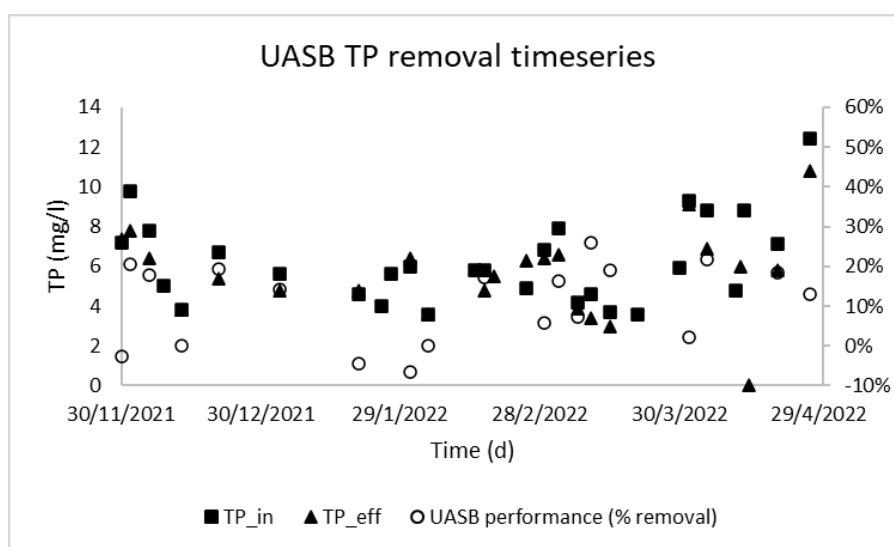


Σχήμα 28: Ολικό άζωτο στην είσοδο & έξοδο του αντιδραστήρα UASB και η ποσοστιαία απομάκρυνσή του

### Ποσοστά Απομάκρυνση Ολικού Φωσφόρου & Ορθοφωσφορικών

Η μέση συγκέντρωση του  $TP_{in}$  ήταν  $6.3 \pm 2.4$  mgP/L, ενώ η αντίστοιχη του  $TP_{eff}$  ήταν  $5.9 \pm 1.9$  mgP/L. Η συγκέντρωση των  $PO_4-P_{in}$  στην είσοδο ήταν ίση με  $4.4 \pm 1.4$  mgP/L και στην έξοδο ίση με  $5.3 \pm 1.7$  mgP/L. Οι συγκεντρώσεις των  $PO_4-P_{eff}$  είναι

υψηλότερες σε σχέση με τις συγκεντρώσεις των  $\text{PO}_4\text{-P}_{\text{in}}$ . Όπως και στην περίπτωση της  $\text{NH}_4\text{-N}$ , λόγω της υδρόλυσης του σωματιδιακού φώσφορου των λυμάτων και μετατροπής του σε ορθοφωσφορικά. Παρ' όλα αυτά, οι μεταβολές αυτές είναι πολύ μικρές και δεν θεωρούνται σημαντικές, αν συμπεριληφθεί και το πειραματικό σφάλμα που εμπεριέχεται στις μετρήσεις. Αντίστοιχα και οι Khan et al. (2011) αναφέρουν ότι η απομάκρυνση  $\text{PO}_4\text{-P}$  ήταν ασήμαντη και οι συγκεντρώσεις ήταν υψηλότερες στην έξοδο. Αντιθέτως οι Barros et al. (2008) επισημαίνουν ότι η συγκέντρωση αμμωνίας και ορθοφωσφορικών μειώθηκε από την είσοδο προς την έξοδο. Από την άλλη πλευρά, ο TP μειώθηκε και είχε ποσοστό απομάκρυνσης 13% (βλ. Σχήμα 29). Το μεγαλύτερο ποσοστό απομάκρυνσης οφείλεται στην καθίζηση του σωματιδιακού P ενώ, ένα μέρος του οργανικού P προσλαμβάνεται από τους μικροοργανισμούς για την σύνθεσή τους. Παρόμοια, οι Khan et al. (2011) αναφέρουν 23% απομάκρυνση του TP.

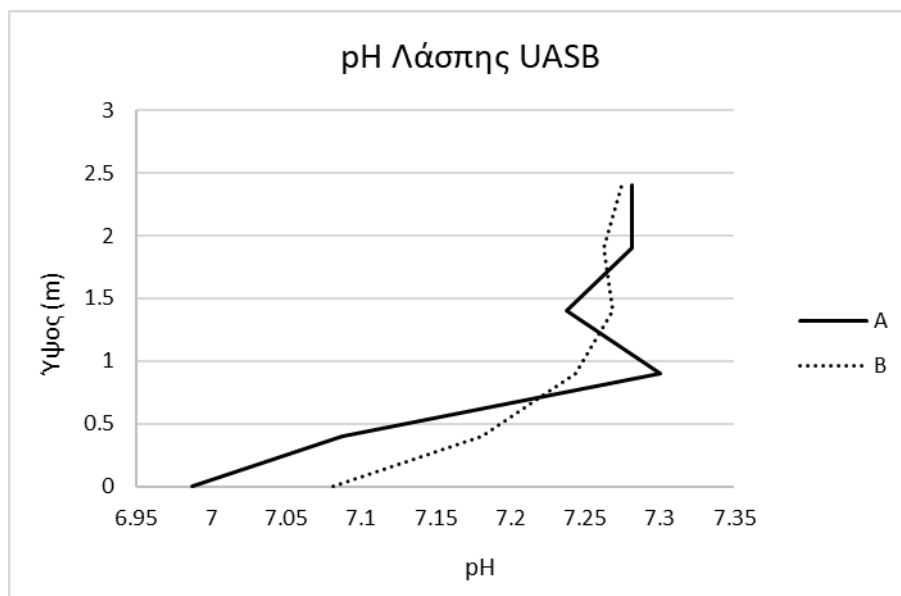


**Σχήμα 29:** Ολικός φώσφορος στην είσοδο & έξοδο του αντιδραστήρα UASB και η ποσοστιαία απομάκρυνσή του

### Προφίλ Ιλύος Αντιδραστήρα UASB

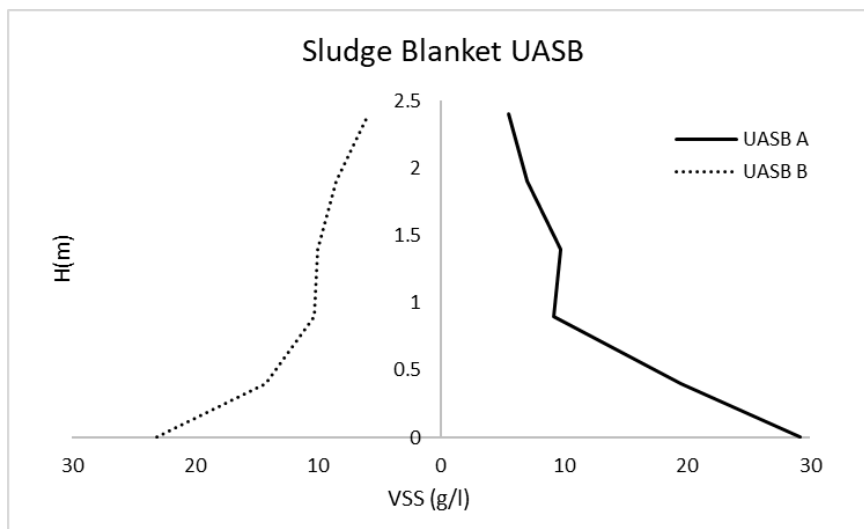
Από το Σχήμα 30 παρατηρούμε ότι στα χαμηλότερα ύψη, το pH και των 2 αντιδραστήρων είναι χαμηλότερο σε σχέση με τα μεγαλύτερα ύψη. Η παρατήρηση αυτή ίσως υποδεικνύει ότι στα χαμηλότερα ύψη μπορεί να γίνεται η

υδρόλυση/οξογένεση/οξικογένεση. Παρόμοια μελέτη, εκείνη των Ruiz et al. (2008), δείχνει ότι στα χαμηλότερα ύψη εμφανίζεται μεγαλύτερη συγκέντρωση οξικού οξέος 50-150 mg/l και αντίστοιχα το pH μειώνεται 7- 6.5.

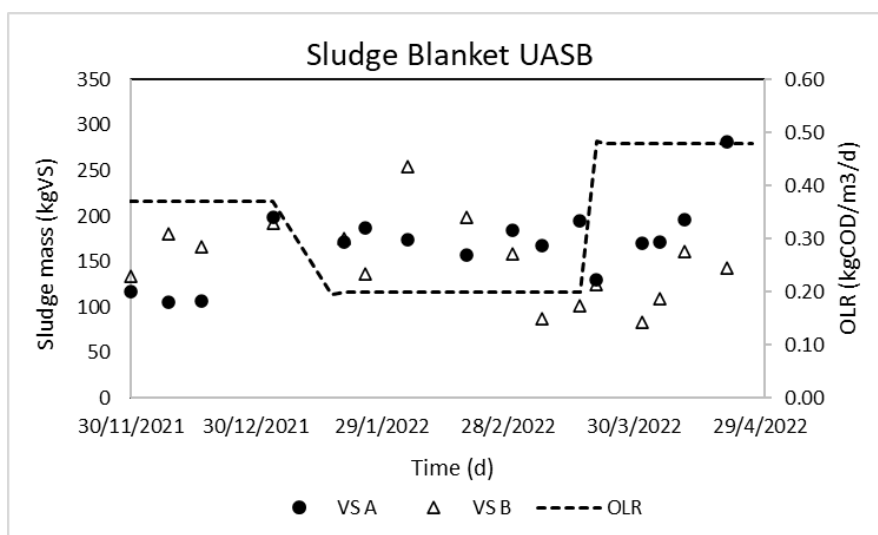


Σχήμα 30: pH λάσπης καθ' ύψος του αντιδραστήρα UASB

Το Σχήμα 31 δείχνει την ποσότητα της βιομάζας που βρίσκεται μέσα στον αντιδραστήρα. Παρατηρείται ότι ιλύς υπάρχει σε όλο το ύψος του αντιδραστήρα μέχρι τα 2.5m όχι μόνο στα χαμηλά στρώματα. Πιο συγκεκριμένα, για τα ύψη 0, 0.4, 0.9, 1.4, 1.9, 2.4 m ο μέσος όρος συγκέντρωσης των πτητικών στερεών της ιλύος για τους 2 αντιδραστήρες είναι 26, 16, 9.7, 9.9, 7.7, 5.6 gVS/l αντίστοιχα. Όπως είναι αναμενόμενο, κοντά στον πυθμένα του αντιδραστήρα υπάρχει μεγάλη συσσώρευση ιλύος.



Σχήμα 31: Μέσο προφίλ ιλύος καθ' ύψος του αντιδραστήρα UASB



Σχήμα 32:Συνολική μάζα λάσπης σε όλο τον αντιδραστήρα UASB

### Ισοζύγιο COD

Το ισοζύγιο μάζας COD του αναερόβιου αντιδραστήρα UASB υπολογίζεται εξισώνοντας το εισερχόμενο COD με το άθροισμα (α) COD εκροής, (β) COD που μετατράπηκε σε μεθάνιο, (γ) COD που μετατράπηκε σε μεθάνιο και είναι διαλυμένο στην εκροή, (δ) COD που φεύγει με την περίσσεια ιλύ και (ε) COD που καταναλώνεται για την αναγωγή των θεικών (Goyal, 2003). Στο συγκεκριμένο σύστημα η

κατανάλωση COD από θειοαναγωγικά βακτήρια θεωρείται αμελητέα, διότι η συγκέντρωση θειικών στην είσοδο είναι πολύ χαμηλή. Άρα η εξίσωση διαμορφώνεται ως εξής :

$$\text{COD}_{\text{είσοδου}} = \text{COD}_{\text{εξόδου}} + \text{COD}_{\text{λάσπης}} + \text{COD}_{\text{CH}_4} + \text{COD}_{\text{CH}_{4,s}}$$

Όπου:

**Εξίσωση 9**

1.  $\text{COD}_{\text{είσοδου}} \text{ (kg/d)} = \text{COD}_{\text{είσοδου σε όρους μάζας } Q_{in}} \text{ (m}^3/\text{d)} * \text{COD}_{in} \text{ (mg/lit)}$
2.  $\text{COD}_{\text{εξόδου}} \text{ (kg/d)} = \text{COD}_{\text{εξόδου σε όρους μάζας } Q_{out}} \text{ (m}^3/\text{d)} * \text{COD}_{out} \text{ (mg/lit)}$
3.  $\text{COD}_{\text{CH}_4} \text{ (kg/d)} = V * i * 780 / (273 + T)$

Όπου:

**Εξίσωση 10**

- ✓  $i =$  το % της περιεκτικότητας σε μεθάνιο στο βιοαέριο (84%),
  - ✓  $V =$  ο όγκος του βιοαερίου που παράγεται σε  $\text{m}^3/\text{d}$ , και
  - ✓  $T =$  είναι η θερμοκρασία του αντιδραστήρα σε  $^{\circ}\text{C}$
4.  $\text{COD}_{\text{λάσπης}} \text{ (kg/d)} = \text{COD}_{\text{removed}} * Y * F$

Όπου:

**Εξίσωση 11**

- ✓  $Y =$  ο συντελεστής απόδοσης βιομάζας ( $\text{kgVS}/\text{kgCOD}_{\text{removed}}$ )
- ✓  $F =$  το ισοδύναμο COD ανά μονάδα μάζας μικροοργανισμών ( $\text{kgCOD}/\text{kgVS}$ )

Η τιμή του  $Y$  για τις 3 περιόδους λειτουργίας υπολογίστηκε ως 0.14, 0.09, 0.15 αντίστοιχα και το  $F$  λήφθηκε ως 1.3.

$$5. \text{COD}_{\text{CH}_{4,s}} \text{ (kg)} = 4 * C_{\text{gas}} * Q$$

Όπου:

**Εξίσωση 12**

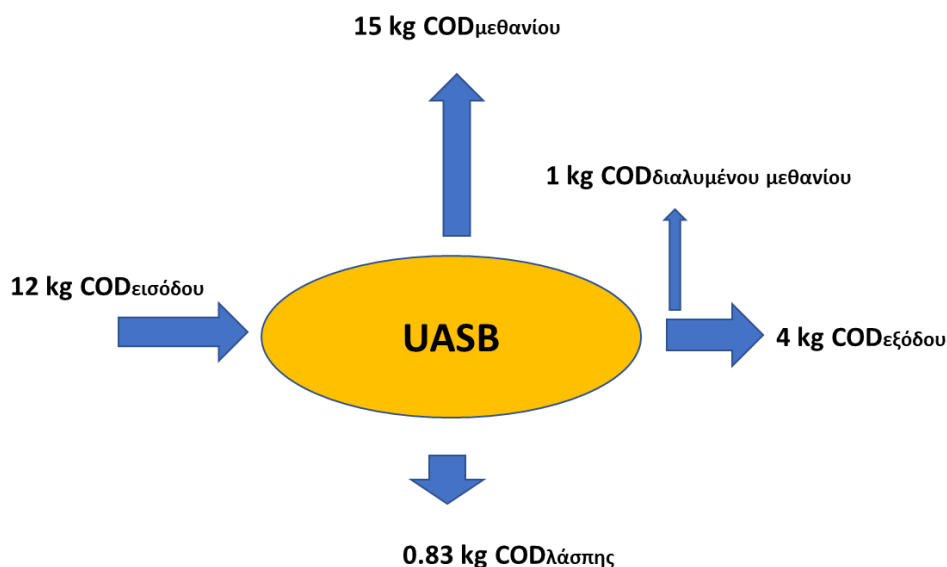
- ✓  $C_{\text{gas}} =$  η συγκέντρωση  $\text{CH}_4$  διαλυμένη στην εκροή του αντιδραστήρα ( $\text{mg/L}$ )

Η τιμή της συγκέντρωσης μεθανίου στην εκροή είναι  $8 \text{ mg/l}$  σύμφωνα με τον αισθητήρα.

Το ισοζύγιο μάζας COD υπολογίστηκε χρησιμοποιώντας την εξίσωση 9. Κατά τους υπολογισμούς του ισοζυγίου το ισοζύγιο δεν κλείνει για καμία περίοδο λειτουργίας, όπως φαίνεται και στο παρακάτω Σχήμα 33 και Πίνακα 11. Το ποσοστό απόκλισης είναι υψηλό για την 2<sup>η</sup> και 3<sup>η</sup> περίοδο όπου, παρατηρείται αυξημένη παραγωγή βιοαερίου σε σχέση με το εισερχόμενο COD.

Ενδεχομένως το ισοζύγιο να μη κλείνει διότι :

- ✓ Κατά την μέτρηση του COD η δειγματοληψία ήταν στιγμιαία και διακυμάνσεις των ποιοτικών τιμών στην εισροή επηρεάζουν, σε συνδυασμό με τον χρόνο παραμονή του αντιδραστήρα, την ποιότητα του ισοζυγίου
- ✓ Δεν υπάρχουν συνθήκες πλήρους μίξης μέσα στον αντιδραστήρα.
- ✓ Η μέτρηση του βιοαερίου μπορεί να είναι ανακριβής, λόγω ετεροχρονισμένης παραγωγής σε σχέση με την εισροή των λυμάτων και την ενδογενή παραγωγή από συσσωρευμένο οργανικό φορτίο στον αντιδραστήρα.



**Σχήμα 33:** Μέσος όρος ισοζυγίου μάζας COD του αντιδραστήρα UASB για την συνολική λειτουργία



Πίνακας 11: Μέσοι όροι ισοζυγίου μάζας COD του αντιδραστήρα UASB ανα περίοδο λειτουργίας

Παροχή (m <sup>3</sup> /d)	COD (kg)					
	COD <sub>Εισόδου</sub>	COD <sub>Εξόδου</sub>	COD <sub>λάσπης</sub>	COD <sub>CH<sub>4</sub></sub>	COD <sub>CH<sub>4</sub>,s</sub>	GAP (%)
Q <sub>1</sub> = 33.6	10.8	6.5	0.84	3.1	1.8	-6
Q <sub>2</sub> = 25	8.0	2.5	0.6	7.6	0.8	-41
Q <sub>3</sub> = 40	23	5.5	2.4	24.1	1.3	-46

#### 4.2. Εξέταση της απόδοσης του συστήματος CW

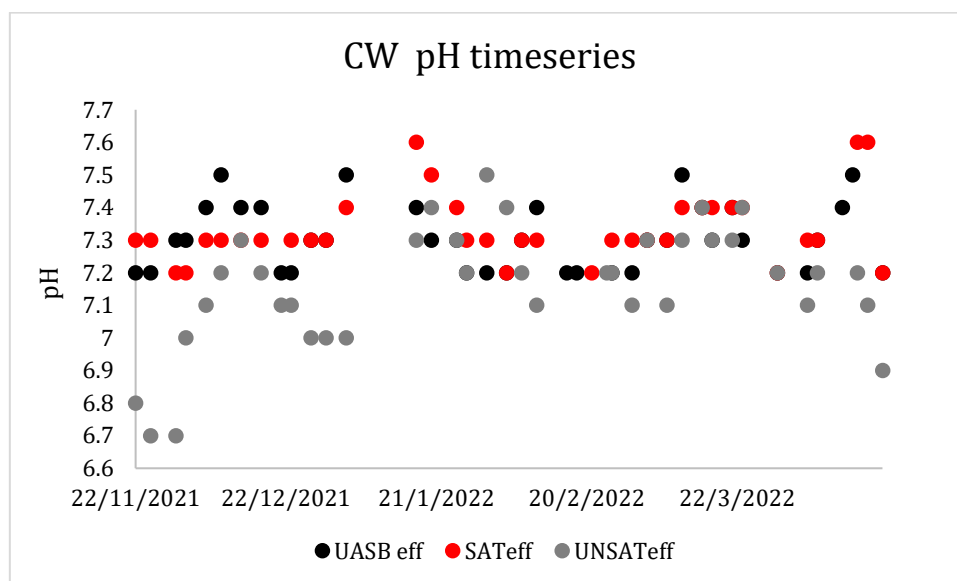
Τα χαρακτηριστικά των λυμάτων στην είσοδο και έξοδο των υγροβιότοπων φαίνονται στα Σχήματα 34 – 40, ενώ ο Πίνακας 12 δείχνει τις μέσες τιμές και τα ποσοστά απομάκρυνσης.

Πίνακας 12: Μέσες τιμές των χαρακτηριστικών των λυμάτων στην είσοδο και έξοδο των υγροβιότοπων και η ποσοστιαία απομάκρυνση των εξεταζόμενων ουσιών για την συνολική περίοδο παρακολούθησης

	Είσοδος	Έξοδος SAT	Έξοδος UNSAT	SAT % απομάκρυνσης	UNSAT % απομάκρυνσης	T.Y % απομάκρυνσης
	<b>ΜΕΣΗ ΤΙΜΗ</b>					
pH	7.3 ± 0.1	7.3 ± 0.1	7.2 ± 0.2	-	-	-
tCOD (mg/l)	171 ± 93	73 ± 32	20 ± 9.8	53 ± 16	68 ± 10	84 ± 10
sCOD (mg/l)	80 ± 35	55 ± 28	19 ± 10	32.1 ± 17	59.9 ± 18	75.2 ± 14
BOD5 (mg/l)	85 ± 40	30 ± 13	5 ± 2.6	52.9 ± 17	85.2 ± 2.7	94.9 ± 1.44
NO3 (mg/l)	n/a	n/a	30 ± 9.7	n/a	n/a	n/a
NH4 (mg/l)	40 ± 13	38 ± 12	1.8 ± 1.9	(-)2 ± 21	95.7 ± 4	93.6 ± 10
TN (mg/l)	44 ± 9	5.3 ± 16	37 ± 9	5.3 ± 16	9.8 ± 13	15.5 ± 20
TP (mg/l)	5.9 ± 1.9	5.8 ± 1.6	5.3 ± 1.3	0.1 ± 9	12.8 ± 8	10.2 ± 18
PO4 (mg/l)	5.3 ± 1.7	5.6 ± 1.7	4.9 ± 1.3	(-6.2) ± 14	14.6 ± 12	11 ± 18
TSS (mg/l)	57 ± 46	8.6 ± 4.5	3.8 ± 2.6	82.3 ± 11	49.7 ± 26	90.2 ± 10
VSS (mg/l)	58 ± 80	7.4 ± 3.9	2.7 ± 1.8	82.1 ± 9	60.8 ± 22	92.6 ± 10
Θολότητα (NTU)	141 ± 100	42 ± 28	4 ± 4	-	-	-
Αγωγιμότητα (μs/cm)	1094 ± 207	1090 ± 187	934 ± 154	-	-	-
Αλκαλικότητα (mg/l CaCo3)	332 ± 73	348 ± 80	134 ± 24	-	-	-

pH

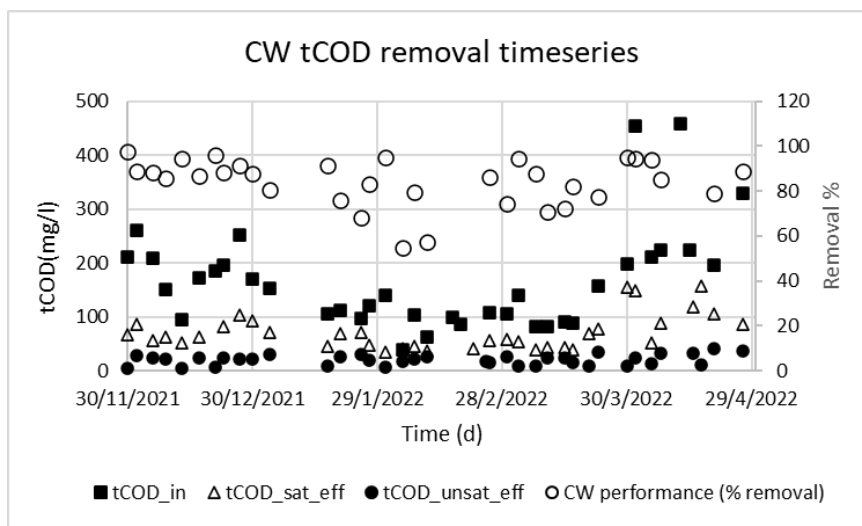
Από το σχήμα 34 παρατηρείται ότι το pH στην έξοδο του ακόρεστου υγροβιότοπου  $UNSAT_{eff}$  είναι μικρότερο από αυτό της εισόδου  $UASB_{eff}$ , ενώ το pH της εκροής του κορεσμένου  $SAT_{eff}$  παραμένει σταθερό σε σχέση με αυτό της εισόδου. Τα pH του κορεσμένου και του ακόρεστου κυμάνθηκαν από 7.2 έως 7.6 και από 6.7 έως 7.5, αντίστοιχα, ενώ οι μέσες τιμές τους ήταν  $7.3 \pm 0.1$  και  $7.2 \pm 0.2$ . Στον ακόρεστο υγροβιότοπο παρατηρείται νιτροποίηση λόγω των αερόβιων συνθηκών με αποτέλεσμα να καταναλώνεται αλκαλικότητα και να μειώνεται το pH της εξόδου. Στον κορεσμένο υγροβιότοπο δεν επιτελείται απονιτροποίηση (καθώς δεν υπάρχει ανακυκλοφορία από τον ακόρεστο προς τον κορεσμένο υγροβιότοπο) με αποτέλεσμα να επικρατούν αναερόβιες συνθήκες χωρίς κάποια σημαντική αλλαγή στο pH.



**Σχήμα 34:** Το pH στην είσοδο και στην έξοδο των υγροβιότοπων όπου:  $UASB_{eff}$ ,  $SAT_{eff}$  &  $UNSAT_{eff}$  είναι η είσοδος του κορεσμένου υγροβιότοπου, η έξοδος & η έξοδος του ακόρεστου αντίστοιχα.

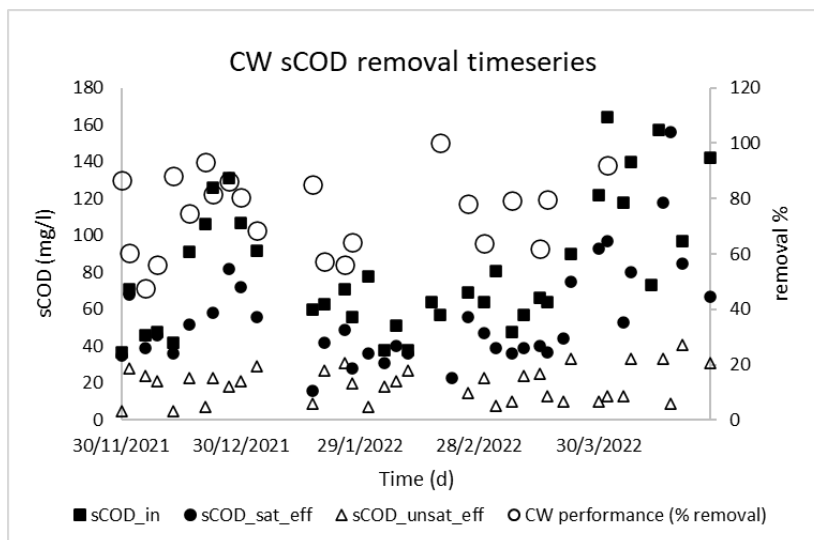
Ποσοστά απομάκρυνσης COD

Στα σχήματα 35-36 παρουσιάζονται τα ποσοστά απομάκρυνσης του ολικού και διαλυτού COD από το διβάθμιο σύστημα των τεχνητών υγροβιοτόπων.



**Σχήμα 35:** Ολικό COD στην είσοδο & έξοδο των υγροβιοτόπων και η ποσοστιαία απομάκρυνσή του, όπου:  $tCOD_{in}$ ,  $tCOD_{sat\_eff}$  &  $tCOD_{unsat\_eff}$  είναι η είσοδος του κορεσμένου υγροβιοτόπου, η είσοδος και η έξοδος του ακόρεστου αντίστοιχα.

Οι συγκεντρώσεις του  $tCOD_{sat\_eff}$  και  $tCOD_{unsat\_eff}$  του συστήματος κυμάνθηκαν από 34 mg/L έως 157 mg/L και από 5 mg/L έως 41 mg/L, αντίστοιχα, ενώ η μέση τιμή του  $tCOD_{sat\_eff}$  ήταν  $73 \pm 32$  mg/L και του  $tCOD_{unsat\_eff}$  ήταν  $20 \pm 9.8$  mg/L. Το ποσοστό απομάκρυνσης του  $tCOD_{sat}$  κυμάνθηκε από 21.2% έως 75.8%, με μέση τιμή  $53 \pm 16\%$  ενώ ,το ποσοστό απομάκρυνσης του  $sCOD_{unsat}$  κυμάνθηκε από 25% έως 93.8%, με μέση τιμή  $68 \pm 10\%$ . Τέλος, το ποσοστό απομάκρυνσης και των 2 υγροβιοτόπων συνολικά  $tCOD_{CW}$  κυμάνθηκε από 55% έως 94.9%, με μέση τιμή  $84.7 \pm 10.6\%$ . Το COD της τελικής εκροής είναι πολύ χαμηλό ( $20 \pm 9.8$  mg/L) δείχνοντας ότι το σύστημα συνολικά επιτυγχάνει πολύ υψηλή απομάκρυνση του οργανικού φορτίου. Επίσης οι αυξομειώσεις του COD της τελικής εκροής είναι μικρές παρά τις αλλαγές στην παροχή, τη θερμοκρασία και την οργανική φόρτιση.



**Σχήμα 36:** Διαλυτό COD στην είσοδο & έξοδο των υγροβιότοπων και η ποσοστιαία απομάκρυνσή του, όπου:  $sCOD_{in}$ ,  $sCOD_{sat\_eff}$  &  $sCOD_{unsat\_eff}$  είναι η είσοδος του κορεσμένου υγροβιότοπου, η είσοδος και η έξοδος του ακόρεστου αντίστοιχα.

Οι συγκεντρώσεις του  $sCOD_{sat\_eff}$  και  $sCOD_{unsat\_eff}$  του συστήματος κυμάνθηκαν από 16 mg/L έως 156 mg/L και από 5 mg/L έως 41 mg/L, αντίστοιχα, ενώ η μέση τιμή του  $sCOD_{sat\_eff}$  ήταν  $55 \pm 28$  mg/L και του  $sCOD_{unsat\_eff}$  ήταν  $19 \pm 10$  mg/L. Το ποσοστό απομάκρυνσης του  $sCOD_{sat}$  κυμάνθηκε από 12.3% έως 73.3%, με μέση τιμή  $32.1 \pm 17\%$  ενώ ,το ποσοστό απομάκρυνσης του  $sCOD_{unsat}$  κυμάνθηκε από 25% έως 93.8%, με μέση τιμή  $59.9 \pm 18\%$ . Τέλος, το ποσοστό απομάκρυνσης και των 2 υγροβιότοπων συνολικά  $sCOD_{CW}$  κυμάνθηκε από 28.9% έως 93.3%, με μέση τιμή  $75.2 \pm 14.0\%$ . Φαίνεται ότι ο ακόρεστος υγροβιότοπος επιτυγχάνει υψηλότερη απομάκρυνση του οργανικού φορτίου σε σχέση με τον κορεσμένο λόγω των αερόβιων συνθηκών που επικρατούν.

Η συνολική απόδοση απομάκρυνσης tCOD, sCOD είναι αρκετά ικανοποιητική καθώς τα ποσοστά συμπίπτουν και με άλλες παρόμοιες έρευνες. Για παράδειγμα οι Pelissari et al., (2017) σχολιάζουν πως ο VF παρουσίασε καλή απομάκρυνση στερεών και οργανικών ουσιών, που ήταν  $86 \pm 4\%$  για το TSS και  $89 \pm 10\%$  για το COD.

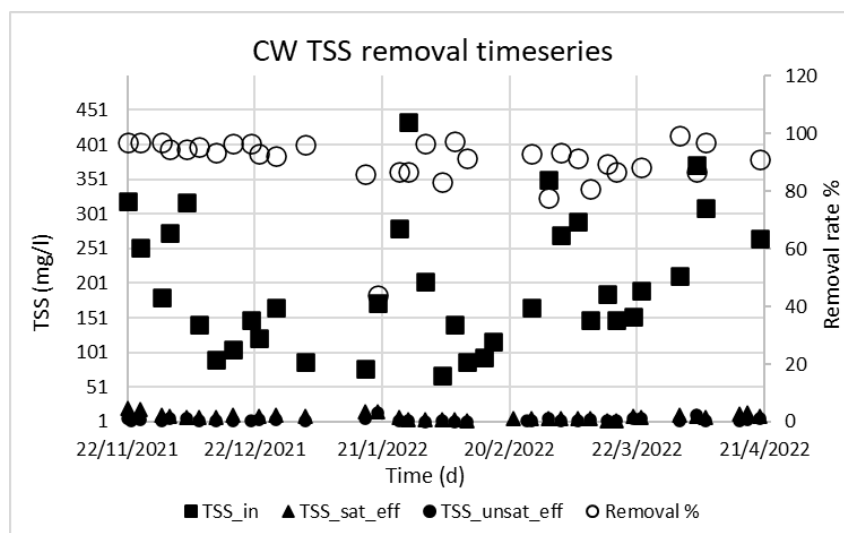
Αν εξετάσουμε τα δύο συστήματα ξεχωριστά φαίνεται πως στον ακόρεστο T.Y υπάρχει μεγαλύτερη απομάκρυνση τόσο tCOD όσο sCOD λόγω των αερόβιων

συνθηκών που επικρατούν. Ωστόσο ο βαθμός απόδοσης του κορεσμένου είναι ικανοποιητικός διότι, η οργανική ύλη μπορεί να αποικοδομηθεί με αναερόβιες μικροβιακές διεργασίες καθώς, και με καθίζηση και διήθηση (Fan et al., 2013).

Ο ρυθμός απομάκρυνσης του COD στην ακόρεστη ζώνη ήταν υψηλότερος από την κορεσμένη ζώνη, που αντιστοιχεί στα αποτελέσματα DO που δείχνουν ότι η ακόρεστη ζώνη είχε περισσότερο οξυγονωμένο περιβάλλον από την κορεσμένη ζώνη (Al-Saedi et al., 2018). Σε παρόμοιο συμπέρασμα κατέληξαν οι Fan et al. (2013) και Valipour and Ahn (2016). Σύμφωνα με Xia et al., (2020) πολύ υψηλότερα ποσοστά αφαίρεσης COD παρατηρήθηκαν στην ακόρεστη ζώνη (28.5-32.6 g/m<sup>2</sup>/d) σε σύγκριση με την κορεσμένη ζώνη (5.2-8.1 g/m<sup>2</sup>/d), υποδηλώνοντας ότι η αφαίρεση COD κυρίως έγινε στην ακόρεστη ζώνη λόγω της ανάπτυξης ετερότροφων βακτηρίων.

#### Ποσοστά Απομάκρυνσης Ολικών Αιωρούμενων Στερεών

Όσον αφορά στα ολικά αιωρούμενα στερεά (TSS) παρά, τις υψηλές διακυμάνσεις της συγκέντρωσης εισόδου (εκροή UASB), διατηρήθηκαν αρκετά σταθερές και χαμηλές συγκεντρώσεις εξόδου στις διαδοχικές φάσεις (saturated/unsaturated) της γραμμής επεξεργασίας. Οι συγκεντρώσεις TSS εξόδου κυμαίνονταν μεταξύ 2 - 21 mg/l, και 1 -14 mg/l για τον κορεσμένο και ακόρεστο υγροβιότοπο αντίστοιχα. Ενώ, η μέση τιμή για τον κορεσμένο και ακόρεστο υγροβιότοπο αντίστοιχα είναι  $8.6 \pm 4.5$  mg/l και  $3.8 \pm 2.6$  mg/l. Το ποσοστό απομάκρυνσης TSS<sub>sat</sub> κυμάνθηκε από 40% έως 95.4%, με μέση τιμή  $81.8 \pm 11\%$ , ενώ το ποσοστό απομάκρυνσης TSS<sub>unsat</sub> κυμάνθηκε από 25% έως 83.3%, με μέση τιμή  $56.9 \pm 18\%$ . Τέλος, το ποσοστό απομάκρυνσης και των 2 υγροβιότοπων συνολικά TSS<sub>cw</sub> κυμάνθηκε από 44% έως 99.2%, με μέση τιμή  $90.2 \pm 10\%$ .



**Σχήμα 37:** TSS στην είσοδο & έξοδο των υδροβιότοπων και η ποσοστιαία απομάκρυνσή τους, όπου:  $TSS_{in}$ ,  $TSS_{sat\_eff}$  &  $TSS_{unsat\_eff}$  είναι η είσοδος του κορεσμένου υδροβιότοπου, η είσοδος και η έξοδος του ακόρεστου αντίστοιχα.

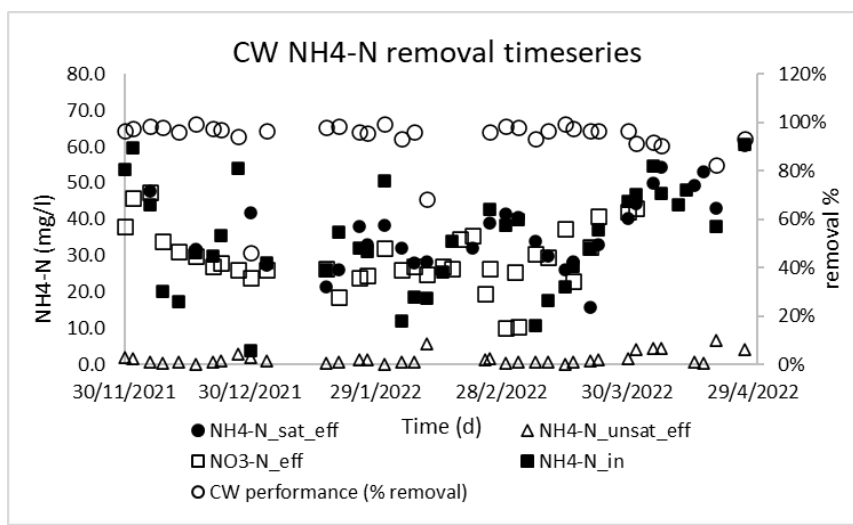
Τα ανόργανα αιωρούμενα στερεά απομακρύνονται με φυσικές μεθόδους. Ο κύριος μηχανισμός απομάκρυνσης των ολικών αιωρούμενων στερεών στους Τ.Υ. κατακόρυφης ροής, είναι η καθίζηση μέσω της βαρύτητας και η φίλτραση από το υπόστρωμα. Όπως το νερό περνάει από το πορώδες υπόστρωμα κατακόρυφα, η ταχύτητα κίνησης του νερού μειώνεται. Τα στερεά δεν μπορούν να διαπεράσουν το πληρωτικό υλικό και παγιδεύονται είτε μηχανικά είτε λόγω προσρόφησης (Kadlec and Wallace 2009).

Στην παρούσα εργασία το μεγαλύτερο ποσοστό απομάκρυνσης TSS εμφανίζεται στον κορεσμένο υδροβιότοπο 81.8 %. Σύμφωνα με τους Bassani et.al., 2021 μεγαλύτερα ποσοστά απομάκρυνσης TSS παρουσίασε ο κορεσμένος υδροβιότοπος SatVF συγκριτικά με τον ακόρεστο υγρότοπο UnsatVF. Επίσης οι Dong and Sun (2007) αναφέρουν πως, η παρουσία ενός κορεσμένου στρώματος μπορεί να μειώσει την ταχύτητα ροής, ευνοώντας τα φαινόμενα καθίζησης και προσρόφησης στερεών. Επιπλέον, όπως έδειξαν οι Silveira et al., 2015, η υψηλότερη απόδοση για την απομάκρυνση των TSS προκύπτει από την καλύτερη παγίδευση των TSS στην κορεσμένη ζώνη. Η κορεσμένη ζώνη μπορεί να αυξήσει την παγίδευση στερεών λόγω χαμηλότερης ταχύτητας υγρού μέσα στους πόρους. Υψηλή απόδοση αφαίρεσης TSS

(πάνω από 90%) παρατηρείται σε όλες τις μονάδες Τ.Υ. ανεξάρτητα από το οργανικό φορτίο.

### Ποσοστά Απομάκρυνση Ολικού Αζώτου & Αμμωνιακού

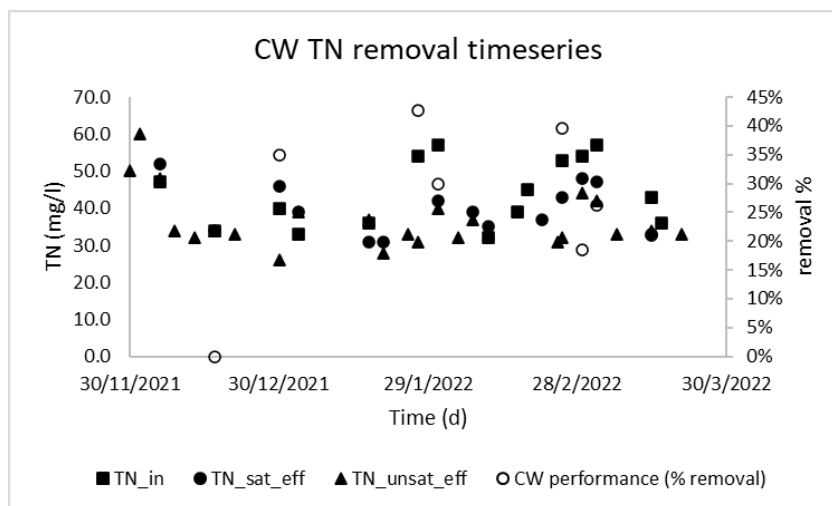
Οι συγκεντρώσεις  $\text{NH}_4\text{-N}$  της εξόδου κυμαίνονταν μεταξύ 15.7 - 68.4 mgN/l , και 0.1 -7 mgN/l για τον κορεσμένο και ακόρεστο υγροβιότοπο αντίστοιχα. Ενώ, η μέση τιμή για τον κορεσμένο και ακόρεστο υγροβιότοπο αντίστοιχα είναι  $38 \pm 12$  mgN/l και  $1.8 \pm 1.9$  mgN/l. Το ποσοστό απομάκρυνσης  $\text{NH}_4\text{-N}_{\text{unsat}}$  κυμάνθηκε από 79% έως 100%, με μέση τιμή  $95.6 \pm 4.0$  % , ενώ για τον κορεσμένο ήταν αμελητέο. Παρόμοιες μελέτες (Al-Saedi et al.,2018; Xia et al.,2020) αναφέρουν πως η αμμωνία αφαιρέθηκε σχεδόν πλήρως υπό ακόρεστες συνθήκες, με ποσοστό απομάκρυνσης τόσο υψηλό όσο 89–100%; 98.4–100% αντίστοιχα. Επιπλέον, οι Adrados et al. (2014) σχολιάζουν ότι τα ακόρεστα συστήματα πέτυχαν υψηλή απόδοση απομάκρυνσης αμμωνίας.



**Σχήμα 38:**  $\text{NH}_4\text{-N}$  στην είσοδο & έξοδο των υγροβιότοπων και η ποσοστιαία απομάκρυνσή της, όπου:  $\text{NH}_4\text{-N}_{\text{in}}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}_{\text{sat\_eff}}$  &  $\text{NH}_4\text{-N}_{\text{unsat\_eff}}$  είναι η είσοδος του κορεσμένου υγροβιότοπου, η είσοδος και η έξοδος του ακόρεστου αντίστοιχα.  $\text{NO}_3\text{-N}_{\text{eff}}$  είναι τα νιτρικά στην έξοδο του ακόρεστου.

Παρατηρώντας το Σχήμα 38 αντιλαμβανόμαστε ότι ο κορεσμένος υγροβιότοπος δεν πετυχαίνει κάποιο σημαντικό ποσοστό απομάκρυνσης αμμωνίας λόγω των αναερόβιων συνθηκών που επικρατούν σε αυτόν. Αντίθετα, η γραμμή

επεξεργασίας του ακόρεστου υγροβιότοπου ήταν υπό αερόβια κατάσταση έτσι, επιτεύχθηκε υψηλός ρυθμός νιτροποίησης με ταυτόχρονη παραγωγή νιτρικών στη τελική εκροή.



**Σχήμα 39:** TN στην είσοδο & έξοδο των υγροβιότοπων και η ποσοστιαία απομάκρυνσή της, όπου:  $TN_{in}$ ,  $TN_{sat\_eff}$  &  $TN_{unsat\_eff}$  είναι η είσοδος του κορεσμένου υγροβιότοπου, η είσοδος και η έξοδος του ακόρεστου αντίστοιχα.

Οι συγκεντρώσεις TN εξόδου κυμαίνονταν μεταξύ 31 - 52 mgN/l , και 26 -48 mgN/l για τον κορεσμένο και ακόρεστο υγροβιότοπο αντίστοιχα. Ενώ, η μέση τιμή για τον κορεσμένο και ακόρεστο υγροβιότοπο αντίστοιχα είναι  $40 \pm 7$  mgN/l και  $37 \pm 9$  mgN/l. Το ποσοστό απομάκρυνσης  $TN_{sat}$  κυμάνθηκε από -18% έως 26%, με μέση τιμή  $5.3 \pm 16\%$  ενώ, το ποσοστό απομάκρυνσης  $TN_{unsat}$  κυμάνθηκε από 43% έως -3%, με μέση τιμή  $9.8 \pm 13\%$ . Τέλος, το ποσοστό απομάκρυνσης και των 2 υγροβιότοπων συνολικά  $TN_{CW}$  κυμάνθηκε από -18% έως 43%, με μέση τιμή  $15.5 \pm 20.0 \%$ .

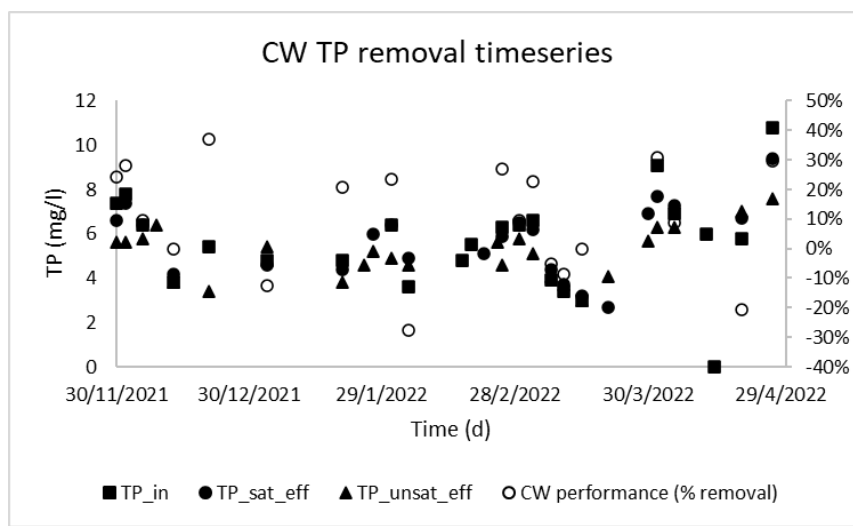
Παρατηρείται χαμηλή απομάκρυνση ολικού αζώτου (TN). Σε αερόβιες συνθήκες αναπτύσσονται αερόβια αυτότροφα βακτήρια, που οξειδώνουν την αμμωνία σε νιτρικά (νιτροποίηση). Ως εκ τούτου, η απομάκρυνση της αμμωνίας οφείλεται στην νιτροποίηση που συμβαίνει στον ακόρεστο υγροβιότοπο, ενώ στον κορεσμένο υγροβιότοπο δεν έχουμε καμία απομάκρυνση  $NH_4-N$ , διότι επικρατούν αναερόβιες συνθήκες. Επομένως, το ποσοστό απομάκρυνσης των CW όσον αφορά το TN είναι χαμηλό, διότι ο μοναδικός μηχανισμός απομάκρυνσης αμμωνιακού αζώτου



είναι η νιτροποίηση που συμβαίνει στον ακόρεστο υγροβιότοπο. Δεν υπάρχει ιδιαίτερη απονιτροποίηση λόγω της απουσίας της ανακυκλοφορίας των νιτρικών από τον κρεστο στον κορεσμένο υγροβιότοπο.

Οι τρεις κύριες οδοί απομάκρυνσης  $\text{NH}_4\text{-N}$  είναι η νιτροποίηση, η αφομοίωση στα κύτταρα των μικροοργανισμών και η προσρόφηση στο υπόστρωμα του υγροτόπου. Στο εξεταζόμενο σύστημα μπορεί να επιτευχθεί απομάκρυνση του ολικού αζώτου μέσω απονιτροποίησης με την ανακυκλοφορία της εκροής του ακόρεστου πίσω στον κορεσμένο υγροβιότοπο.

#### Ποσοστά Απομάκρυνση Ολικού Φωσφόρου & Ορθοφωσφορικών



**Σχήμα 40:** TP στην είσοδο & έξοδο των υγροβιότοπων και η ποσοστιαία απομάκρυνσή της, όπου:  $\text{TP}_{\text{in}}$ ,  $\text{TP}_{\text{sat\_eff}}$  &  $\text{TP}_{\text{unsat\_eff}}$  είναι η είσοδος του κορεσμένου υγροβιότοπου, η είσοδος και η έξοδος του ακόρεστου αντίστοιχα.

Οι συγκεντρώσεις TP εξόδου κυμαίνονταν μεταξύ 2.7 - 9.4 mgP/l, και 3 - 8.2 mgP/l για τον κορεσμένο και ακόρεστο υγροβιότοπο αντίστοιχα. Ενώ, η μέση τιμή για τον κορεσμένο και ακόρεστο υγροβιότοπο αντίστοιχα είναι  $5.8 \pm 1.6$  mgP/l και  $5.3 \pm 1.3$  mgP/l. Το ποσοστό απομάκρυνσης  $\text{TP}_{\text{sat}}$  κυμάνθηκε από -16% έως 15%, με μέση τιμή  $0.1 \pm 9.0$  % ενώ, το ποσοστό απομάκρυνσης  $\text{TP}_{\text{unsat}}$  κυμάνθηκε από -4% έως 24%, με μέση τιμή  $12.8 \pm 8.0$  %. Τέλος, το ποσοστό απομάκρυνσης και των 2 υγροβιότοπων συνολικά  $\text{TP}_{\text{CW}}$  κυμάνθηκε από -21% έως 37%, με μέση τιμή  $12.1 \pm 16.0$ %. Σύμφωνα

με τις παραπάνω τιμές και το Σχήμα 40 φαίνεται ότι δεν υπάρχει κάποια σημαντική απομάκρυνση φωσφόρου τόσο στον ακόρεστο όσο και στον κορεσμένο Τ.Υ.. Αυτό οφείλεται στο υπόστρωμα που χρησιμοποιεί ο κορεσμένος και ακόρεστος είναι χαλίκι, άμμος & χαλίκι αντίστοιχα με χαμηλή περιεκτικότητα σε ασβέστιο. Αυτά τα υλικά χαρακτηρίζονται από χαμηλή προσροφητική ικανότητα των φωσφορικών ιόντων, ενώ η απουσία ασβεστίου δεν ευνοεί την κατακρήμνιση του φωσφόρου.

Οι Xia et al., 2020 αναφέρουν ότι ο φώσφορος αφαιρέθηκε κυρίως στην ακόρεστη ζώνη, έχοντας ρυθμούς απομάκρυνσης TP  $0.16-0.26 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$ , εμφανώς υψηλότερους από εκείνους στην κορεσμένη ζώνη ( $0.05-0.13 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ). Τα αποτελέσματα θα μπορούσαν ίσως να αποδοθούν στην υψηλή ικανότητα προσρόφησης του φωσφόρου από την σκωρία στην ακόρεστη περιοχή και στην κακή προσρόφηση του φωσφόρου από το χαλίκι στο κορεσμένο στρώμα. Η σκωρία αποτελείται από μεγάλη ποσότητα Fe, Al, Ca και οργανικό άνθρακα, ο οποίος είναι ευνοϊκός για την απορρόφηση του φωσφόρου μέσω συντονισμένης συμπλοκοποίησης. Η παρουσία οξειδίων Fe, Al, Ca αυξάνει την προσρόφηση και την καθίζηση του P (Kadlec and Knight, 1996).

Ενδεχομένως, ο μοναδικός μηχανισμός απομάκρυνσης P στην παρούσα εργασία μπορεί να είναι μέσω της πρόσληψης από τα φυτά, δεδομένου του ότι έχει ήδη κορεστεί η προσροφητική ικανότητα των υλικών, όμως ο ρυθμός πρόσληψης είναι αρκετά αργός σε σύγκριση με τους άλλους μηχανισμούς, για τον λόγο αυτό είναι πολύ μικρό. Η συνεισφορά των φυτών μπορεί να είναι σχετικά μεγαλύτερη μόνο στην περίοδο ανάπτυξής τους. (Verma et al., 2022)

Αναφορικά με  $\text{PO}_4\text{-P}$  οι συγκεντρώσεις στην έξοδο του κορεσμένου και του ακόρεστου κυμαίνονταν μεταξύ  $2.4 - 9.4 \text{ mgP/l}$  και  $3 - 7.7 \text{ mgP/l}$  αντίστοιχα. Ενώ, η μέση τιμή για τον κορεσμένο και ακόρεστο υδροβιότοπο αντίστοιχα είναι  $5.6 \pm 1.7 \text{ mgP/l}$  και  $4.9 \pm 1.3 \text{ mgP/l}$ . Η απομάκρυνση  $\text{PO}_4\text{-P}$  ήταν αμελητέα και οι συγκεντρώσεις ήταν υψηλότερες στην έξοδο του ακόρεστου από την είσοδο (Πίνακας 12). Το ποσοστό απομάκρυνσης  $\text{PO}_4\text{-P}_{\text{sat}}$  ήταν  $-6.2 \pm 14\%$  ενώ, το ποσοστό απομάκρυνσης  $\text{PO}_4\text{-P}_{\text{unsat}}$  ήταν  $14.6 \pm 12.0\%$ . Παρόμοια, η έρευνα των Kim et al., (2015) έδειξε ότι η συγκέντρωση  $\text{PO}_4\text{-P}$  αυξήθηκε κατά τη διάρκεια της κορεσμένης φάσης. Αυτό

οφείλεται στις μειωμένες συνθήκες οξυγόνου που επικρατούν στην κορεσμένη φάση και έχει ως αποτέλεσμα την διαλυτοποίηση του σωματιδιακού P σε  $PO_4\text{-P}$ . Επίσης η απελευθέρωση του οργανικού P μπορεί να έχει συμβεί από την αυτόλυση αυστηρά αερόβιων βακτηριακών κυττάρων διότι, βρέθηκαν σε αναερόβιες συνθήκες (Turner et al., 2003) ή από την αναερόβια διάσπαση οργανικών ενώσεων αζώτου και φωσφόρου (Reddy & D'Angelo, 1994). Αντίθετα, όπως σχολιάζουν και οι Kim et al., (2015) στον ακόρεστο T.Y. που ήταν υπό αερόβια κατάσταση, παρατηρήθηκε σημαντική νιτροποίηση και χαμηλή απελευθέρωση διαλυμένου P. Τέλος, το ποσοστό απομάκρυνσης και των 2 υγροβιότοπων συνολικά  $PO_4\text{-P\_CW}$  ήταν  $13.4 \pm 16.0\%$ . Σύμφωνα με τις παραπάνω τιμές φαίνεται ότι δεν υπάρχει κάποια σημαντική απομάκρυνση ορθοφωσφορικών τόσο στον ακόρεστο όσο και στον κορεσμένο T.Y. Αντίστοιχα αυτό οφείλεται στο υπόστρωμα που χρησιμοποιούν. Ο Πίνακας 12 δείχνει ότι τα ορθοφωσφορικά έχουν αυξηθεί στην έξοδο του αναερόβιου αντιδραστήρα, στη συνέχεια αυξάνονται κι άλλο στην έξοδο του κορεσμένου T.Y και μειώνονται στην έξοδο του ακόρεστου.

Υπάρχουν τέσσερις γνωστοί μηχανισμοί απομάκρυνσης φωσφορικών σε υγροτόπους: προσρόφηση στο υπόστρωμα και στις ρίζες των φυτών, χημική κατακρήμνιση ως αδιάλυτα φωσφορικά άλατα, πρόσληψη φυτών για σύνθεση βιομάζας και μικροβιακή πρόσληψη για σύνθεση βιομάζας (Vymazal, 2007; Kadlec and Wallace, 2009; Haritash et al., 2015). Όμως, η προσρόφηση και η καθίζηση είναι οι πιο σημαντικές διεργασίες για την απομάκρυνση φωσφορικών στα CW. Αυτές οι δύο διαδικασίες συνδέονται και εξαρτώνται από τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά των υποστρώματος. Η άμμος συνήθως παρέχει καλύτερες θέσεις προσρόφησης για την απομάκρυνση του P και το χαλίκι παρέχει καλύτερη οξυγόνωση στα VFCW (Priya et al., 2013). Στην παρούσα εργασία στον ακόρεστο T.Y υπάρχει ένα στρώμα άμμου ανάμεσα από αυτό του χαλικιού. Αυτό το χαρακτηριστικό προσδίδει τα οφέλη τόσο της άμμου όσο και του χαλικιού. Έχει περισσότερες θέσεις προσρόφησης και καλύτερες συνθήκες οξυγόνωσης.

Ισοζύγιο αζώτου

Το ισοζύγιο μάζας αζώτου στους CW μπορεί να εκφραστεί χρησιμοποιώντας την εξίσωση

$$N_{in} = N_{out} + N_{biofilm} + N_{plant} + N_{gas} + N_{filtered} \quad \text{Εξίσωση 13}$$

Όπου:

- ✓  $N_{in}$  (kg/d) = αντιπροσωπεύει την ποσότητα αζώτου στην είσοδο
- ✓  $N_{out}$  (kg/d) = αντιπροσωπεύει την ποσότητα αζώτου στην έξοδο
- ✓  $N_{biofilm}$  (kg/d) = αντιπροσωπεύει το άζωτο που έχει συσσωρευτεί στο έδαφος και το ίζημα
- ✓  $N_{plant}$  (kg/d) = αντιπροσωπεύει το άζωτο που έχει αφομοιωθεί από τα φυτά
- ✓  $N_{gas}$  (kg/d) = αντιπροσωπεύει το άζωτο που χάθηκε μέσω απονιτροποίησης
- ✓  $N_{filtered}$  (kg/d) = αντιπροσωπεύει την ποσότητα κατακράτησης αζώτου στο CW.

(Lee et al., 2014)

Για τον υπολογισμό του ισοζυγίου του αζώτου στη συγκεκριμένη εργασία η Εξίσωση 16 απλοποιείται ως εξής:

$$NH_4 - N_{εισόδου} = NH_4 - N_{εξόδου} + NO_3 - N_{εξόδου}$$

Όπου:

Εξίσωση 14

- ✓  $NH_4 - N_{εισόδου}$  (kg) = αμμωνία εισόδου σε όρους μάζας  $Q$  ( $m^3/d$ ) \*  $NH_4 - N_{in}$  (mg/l)
- ✓  $NH_4 - N_{εξόδου}$  (kg) = αμμωνία εξόδου σε όρους μάζας  $Q$  ( $m^3/d$ ) \*  $NH_4 - N_{out}$  (mg/l)
- ✓  $NO_3 - N_{εξόδου}$  (kg) = νιτρικά στην έξοδο του ακόρεστου σε όρους μάζας  $Q$  ( $m^3/d$ ) \*  $NO_3 - N$  (mg/l)

Το ισοζύγιο αζώτου υπολογίστηκε μόνο για τον ακόρεστο υδροβιότοπο διότι, τόσο στον αντιδραστήρα UASB όσο και στον κορεσμένο υδροβιότοπο δεν παρατηρείται κάποια αξιοσημείωτη απομάκρυνση αμμωνίας.

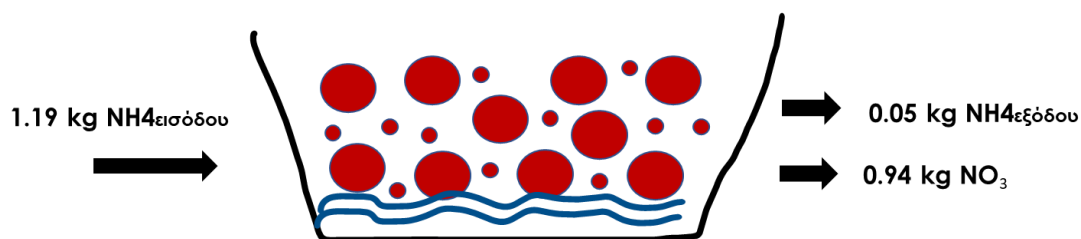
Το ποσοστό απόκλισης του ισοζυγίου είναι περίπου 20%. Ενδεχομένως, υπάρχει κάποια κατανάλωση N από τα φυτά και τους μικροοργανισμούς αλλά και προσρόφηση από το πληρωτικό υλικό. Επίσης, λόγω των μικτών συνθηκών

(αερόβιων, ανοξικών) που επικρατούν στον ακόρεστο υδροβιότοπο, σε κάποιο στρώμα ίσως γίνεται μερική απονιτροποίηση.

Ενδεχομένως το ισοζύγιο να μη κλείνει διότι :

**Πίνακας 13:** Μέσοι όροι ισοζυγίου μάζας αζώτου στον ακόρεστο Τ.Υ ανά περίοδο λειτουργίας

NH <sub>4</sub> (kg)				
UNSAT				
Παροχή (m <sup>3</sup> /d)	NH <sub>4,εισόδου</sub>	NH <sub>4,εξόδου</sub>	NO <sub>3</sub>	GAP (%)
Q1=33.6	1.20	0.04	1.10	11
Q2=25	0.81	0.02	0.64	22
Q3=40	1.40	0.09	1.30	30



**Σχήμα 41:** Μέσος όρος ισοζυγίου μάζας αζώτου για την συνολική λειτουργία στον ακόρεστο Τ.Υ

### 4.3. Εξέταση της απόδοσης του συνδυασμένου συστήματος

Τα χαρακτηριστικά των λυμάτων στην είσοδο και έξοδο του συνδυασμένου συστήματος UASB + CW φαίνονται στα Σχήματα 42-43 ενώ, ο Πίνακας 14 δείχνει τις μέσες τιμές και τα ποσοστά απομάκρυνσης.

**Πίνακας 14:** Μέσες τιμές των χαρακτηριστικών των λυμάτων στην είσοδο και έξοδο του συνδυασμένου συστήματος και η ποσοστιαία απομάκρυνση των εξεταζόμενων ουσιών για την συνολική περίοδο παρακολούθησης .

	Είσοδος	Έξοδος UASB	Έξοδος T.Y	UASB % απομάκρυνσης	T.Y % απομάκρυνσης	Συνολικό % απομάκρυνσης
pH	7.7 ± 0.13	7.3 ± 0.1	7.2 ± 0.2	-	-	-
tCOD (mg/l)	372 ± 194	171 ± 93	20 ± 9.8	53.7 ± 18	84 ± 10	92 ± 6
sCOD (mg/l)	76 ± 38	80 ± 35	19 ± 10	<0	75.2 ± 14	72 ± 12
BOD5 (mg/l)	159 ± 81	85 ± 40	5 ± 2.6	53.2 ± 16	94.9 ± 1.44	96 ± 3.2
NO3 (mg/l)	n/a	n/a	30 ± 9.7	-	n/a	n/a
NH4 (mg/l)	36 ± 15	40 ± 13	1.8 ± 1.9	<0	93.6 ± 10	94 ± 10
TN (mg/l)	46 ± 15	44 ± 9	37 ± 9	20 ± 9	15.5 ± 20	15.5 ± 20
TP (mg/l)	6.3 ± 2.4	5.9 ± 1.9	5.3 ± 1.3	13 ± 13	10.2 ± 18	14 ± 20
PO4 (mg/l)	4.4 ± 1.4	5.3 ± 1.7	4.9 ± 1.3	<0	11 ± 18	<0
TSS (mg/l)	193 ± 96	57 ± 46	3.8 ± 2.6	71.5 ± 17	90.2 ± 10	97 ± 3.2
VSS (mg/l)	163 ± 80	58 ± 80	2.7 ± 1.8	72 ± 17	92.6 ± 10	98 ± 3
Θολότητα (NTU)	165 ± 81	141 ± 100	4 ± 4	-	-	-
Αγωγιμότητα (μs/cm)	280 ± 83	1094 ± 207	934 ± 154	-	-	-
Αλκαλικότητα (mg/l CaCo3)	1061 ± 245	332 ± 73	134 ± 24	-	-	-

Η μέση τιμή συγκέντρωσης του tCOD<sub>in</sub> ήταν 372 ± 194 mg/L και του tCOD<sub>eff</sub> ήταν 20 ± 9.8 mg/L. Το ποσοστό απομάκρυνσης του tCOD κυμάνθηκε από 63.1% έως 99%, με μέση τιμή 92.6 ± 6%. Όμοια η συγκέντρωση του sCOD στην είσοδο και έξοδο του συστήματος ήταν 76 ± 38 mg/L και 19 ± 10 mg/L αντίστοιχα. Το ποσοστό απομάκρυνσης του sCOD κυμάνθηκε από 41.6% έως 93.8%, με μέση τιμή 72 ± 12%. Τα αποτελέσματα αυτά είναι αντίστοιχα και με άλλες έρευνες όπου, Barros et al.,(2008); Ma (2005); Cheng et al. (2010); El-Khateeb & El-Bahrawy (2003) πέτυχαν ποσοστά απομάκρυνσης COD χρησιμοποιώντας UASB+CW 90.5%; 90%; 91-94%; 91.2% αντίστοιχα.

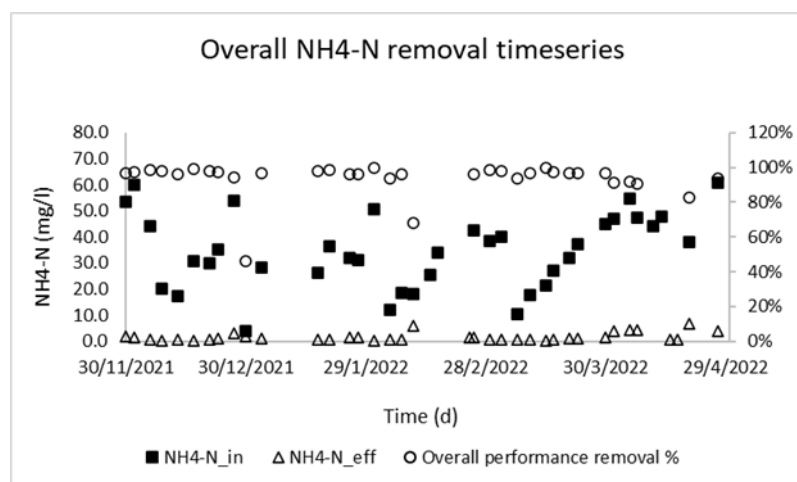
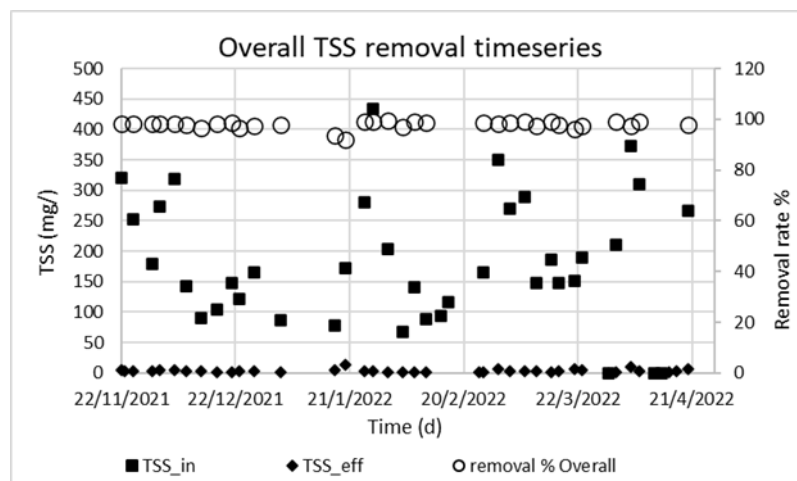
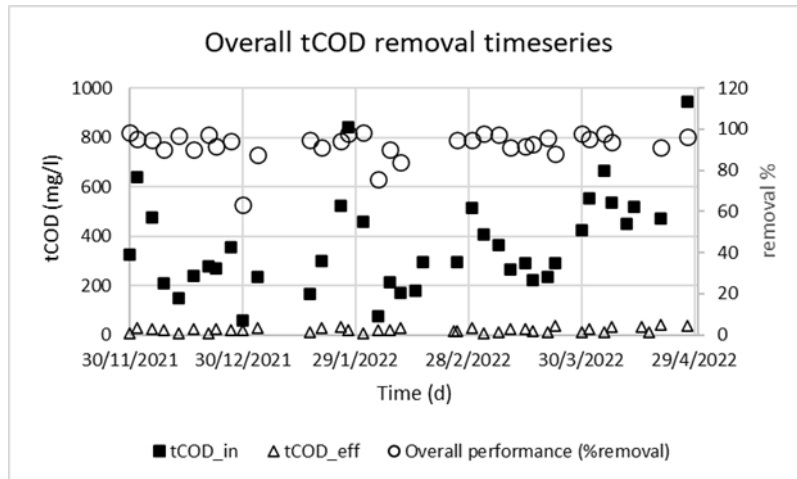
Η μέση τιμή συγκέντρωσης  $TSS_{in}$  ήταν  $193 \pm 96$  mg/L και  $TSS_{eff}$  ήταν  $3.8 \pm 2.6$  mg/L. Το ποσοστό απομάκρυνσης του TSS κυμάνθηκε από 81.8% έως 99.5%, με μέση τιμή  $97.3 \pm 3.0\%$ . Όπως υποδεικνύεται στον Πίνακα 14 και στο Σχήμα 43 οι T.Y αφαίρεσαν το κύριο μέρος των εισερχόμενου αιωρούμενων στερεών. Όμοια οι Ruiz et al., (2008) για το συνδυασμένο σύστημα UASB+CW σημείωσαν 85-96% απομάκρυνση. Επίσης, τα ποσοστά των Barros et al., (2008) κυμάνθηκαν από 75% έως 97% με μέση τιμή 93.9%.

Όσον αφορά τα θρεπτικά η μέση τιμή συγκέντρωσης  $NH_4-N_{in}$  ήταν  $35 \pm 15$  mg/L και  $NH-N_{EF}$  ήταν  $1.8 \pm 1.9$  mg/L. Το ποσοστό απομάκρυνσης αμμωνίας κυμάνθηκε από 68% έως 100%, με μέση τιμή  $95 \pm 6\%$ . Το μεγάλο ποσοστό απομάκρυνσης αμμωνίας οφείλεται στον ακόρεστο T.Y όπου κάτω από αερόβιες συνθήκες γίνεται νιτροποίηση και σχεδόν όλη η αμμωνία μετατρέπεται σε νιτρικά. Αύτη η επίδοση είναι αντίστοιχη και με άλλες έρευνες όπου, Cheng et al. (2010), El-Khateeb & El-Bahrawy (2003), Mahmood et al., (2013) πέτυχαν ποσοστά απομάκρυνσης  $NH_4-N$  χρησιμοποιώντας UASB+CW 89-97%, 88.4%, 100% αντίστοιχα.

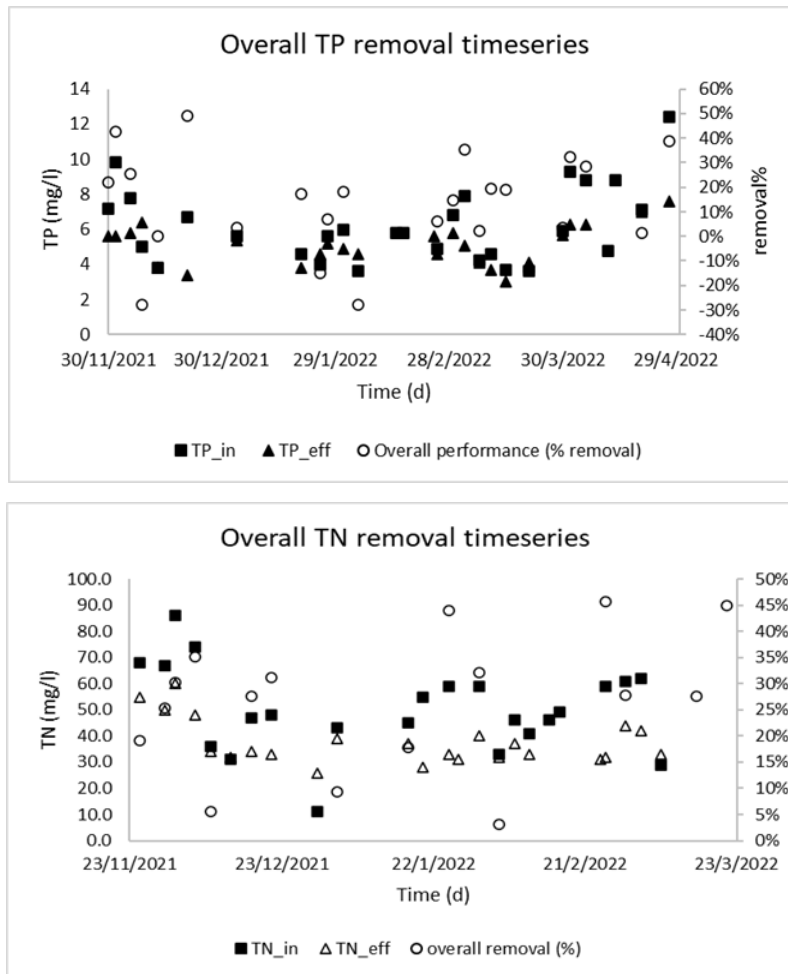
Η συγκέντρωση ολικού αζώτου και η συγκέντρωση ολικού φωσφόρου καθώς και ορθοφωσφορικών παραμένει σχεδόν ίδια σε όλο την γραμμή επεξεργασίας. Συνολικά, η απομάκρυνση του σύστημα UASB + CW για το ολικό άζωτο και φωσφόρο είναι χαμηλή με ποσοστά  $16 \pm 20\%$  και  $14 \pm 20\%$  αντίστοιχα και οφείλεται στην πρόσληψη θρεπτικών για την ανάπτυξη των μικροοργανισμών καθώς και στην πιθανή κατακράτηση των σωματιδιακών μορφών αζώτου και φωσφόρου από το στρώμα της ιλύος.

Οι Cheng et al. (2010) σχολιάζουν ότι στον αντιδραστήρα UASB τα ποσοστά απομάκρυνσης θρεπτικών ουσιών όπως TN και TP είναι μόνο 10-25% και 10-20% αλλά το συνδυασμένο σύστημα UASB+CW είχε 78-86% μείωση του TP. Σύμφωνα με τους Barros et al.,(2008), El-Khateeb and El-Bahrawy (2003) συνολικά, το σύστημα UASB+CW κατάφερε περίπου 52%, 76.9% απομάκρυνση αζώτου και 38%, 49.2% της αφαίρεσης φωσφόρου αντίστοιχα. Επίσης, η συγκέντρωση ολικού αζώτου και αμμωνίας καθώς και η συγκέντρωση ολικού φωσφόρου και ορθοφωσφορικών μειώθηκαν από την είσοδο ως την έξοδο. Η αμμωνία απομακρύνθηκε κυρίως στους

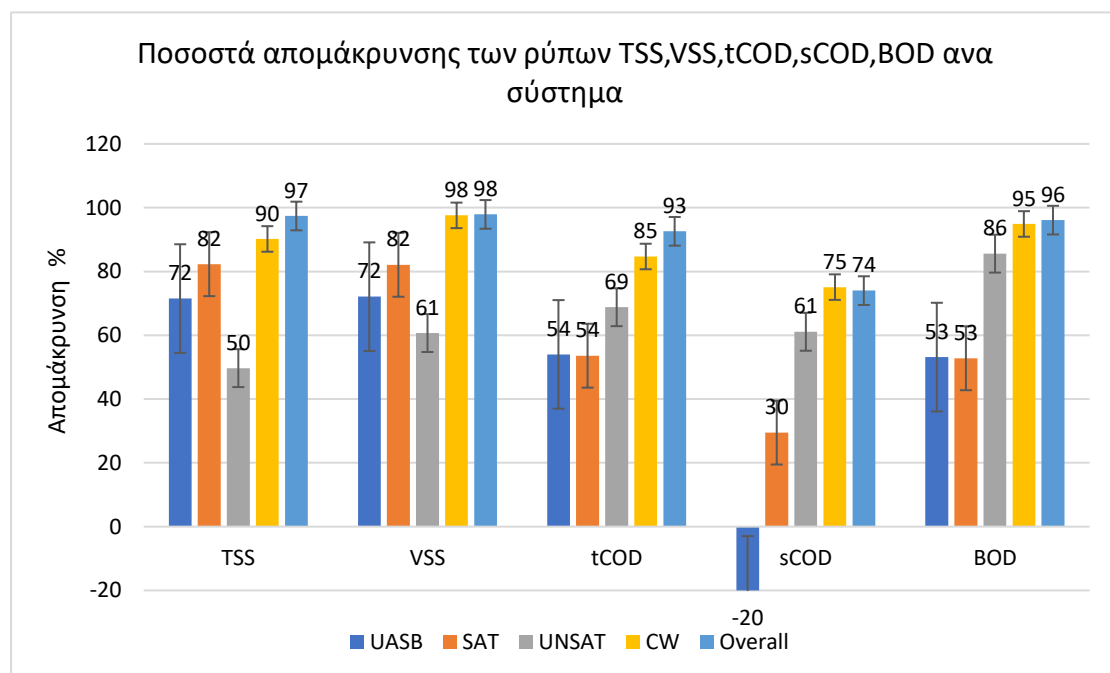
Τ.Υ ενώ υπήρξε και μείωση ορθοφωσφορικών. Το σύστημα UASB - CW κατάφερε να απομακρύνει το 52% του ολικού αζώτου και το 38% του ολικού φωσφόρου (Barros et al.,2008).

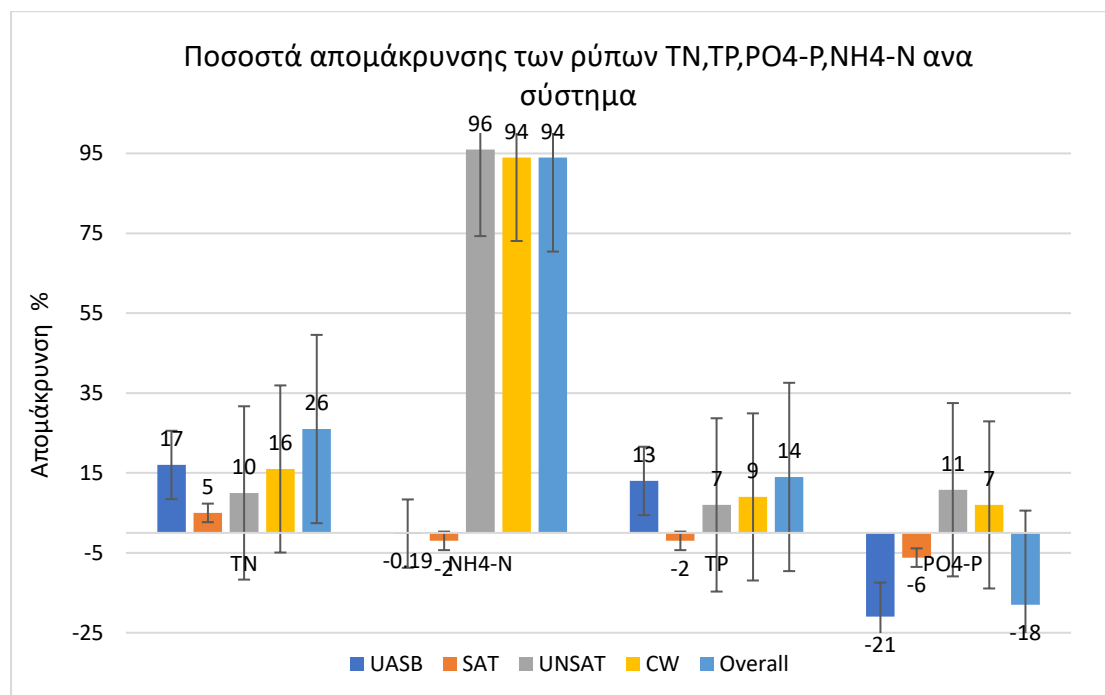






Σχήμα 42: Χαρακτηριστικά των λυμάτων και της τελικής εκροής και ποσοστιαία απομάκρυνση του συνδυασμένου συστήματος.





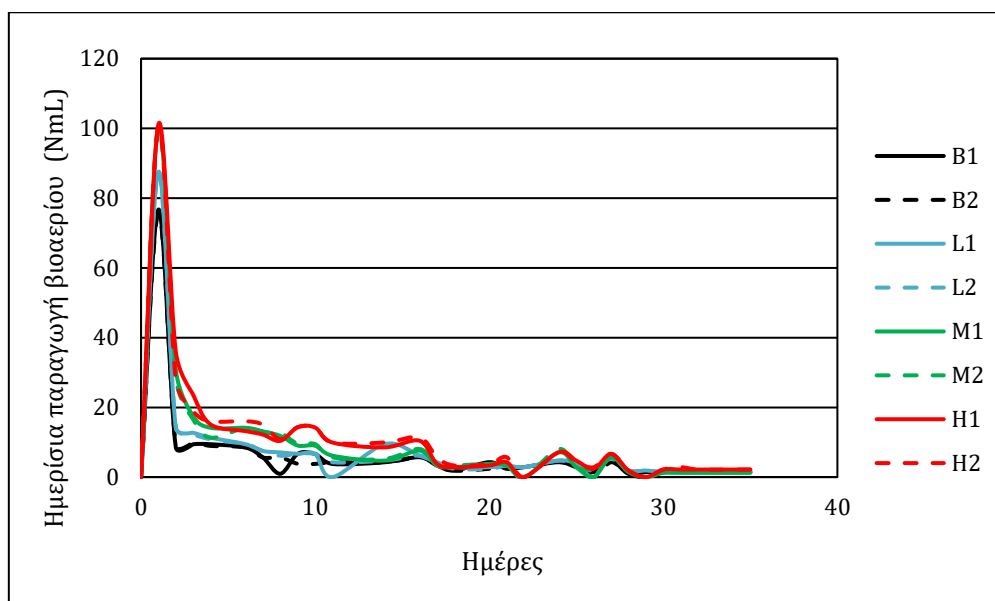
Σχήμα 43: Ποσοστά απομάκρυνσης συμβατικών ρύπων ανά σύστημα

#### 4.4. Πειράματα BMP

Τα πειράματα BMP πραγματοποιήθηκαν χρησιμοποιώντας ως **εμβόλιο (inoculum)** εγκλιματισμένη ύλη που ελήφθη από τον UASB αντιδραστήρα που επεξεργαζόταν επιτυχώς μέσω αναερόβιας χώνευσης αστικά υγρά απόβλητα, και ως **υπόστρωμα** διαφορετικές συγκεντρώσεις γλυκόζης ή αστικά υγρά. Όλες οι δοκιμές πραγματοποιήθηκαν εις διπλούν, ενώ έγινε χρήση εξίσου εις διπλούν επιπλέον φιαλιδίων που περιείχαν μόνο αναερόβια λάσπη και νερό ως τυφλό δείγμα, προκειμένου να υπολογιστεί η ενδογενής παραγωγή του μεθανίου.

Στο Σχήμα 44 παρουσιάζονται οι διακυμάνσεις της ημερήσιας παραγωγής βιοαερίου των εξεταζόμενων φορτίσεων συναρτήσει του χρόνου. Η μεσαία φόρτιση  $F/M=0.170 \text{ gCOD/gVS}$  ήταν και η φόρτιση με την οποία λειτουργούσε το σύστημα εκείνη την περίοδο με παροχή  $Q=67,3 \text{ m}^3/\text{d}$ . Κατά τις πρώτες ημέρες της αναερόβιας χώνευσης τα συστήματα αντιδρούν με έντονη παραγωγή βιοαερίου. Αυτό πιθανότατα οφείλεται στην διαθεσιμότητα της εύκολα βιοαποδομήσιμης οργανικής ύλης των υποστρωμάτων, στην παρουσία υψηλού περιεχομένου μεθανογενών

βακτηρίων και στην ταχεία ανάπτυξή τους (Aragaw & Gessesse 2013. Μετά την απότομη μείωση την 3<sup>η</sup> ημέρα και μέχρι τη λήξη των δοκιμών, η παραγωγή βιοαερίου σε όλες τις φορτίσεις μειώνεται σταδιακά. Στις μέρες που ακολουθούν σημειώνονται μικρές διακυμάνσεις στην παραγωγή μεθανίου, καταλήγοντας σε σύγκλιση των τιμών στο πέρας των δοκιμών.



**Σχήμα 44:** Ημερήσια αναπαράσταση της παραγωγής βιοαερίου (σε STP συνθήκες), με ιλύ UASB και υπόστρωμα γλυκόζης στους 17°C όπου: B1-B2 blank, L1-L2 χαμηλή φόρτιση  $F/M=0.061$  gCOD/gVS, M1-M2 μεσαία φόρτιση  $F/M=0.170$  gCOD/gVS, H1-H2 υψηλή φόρτιση  $F/M=0.252$  gCOD/gVS.

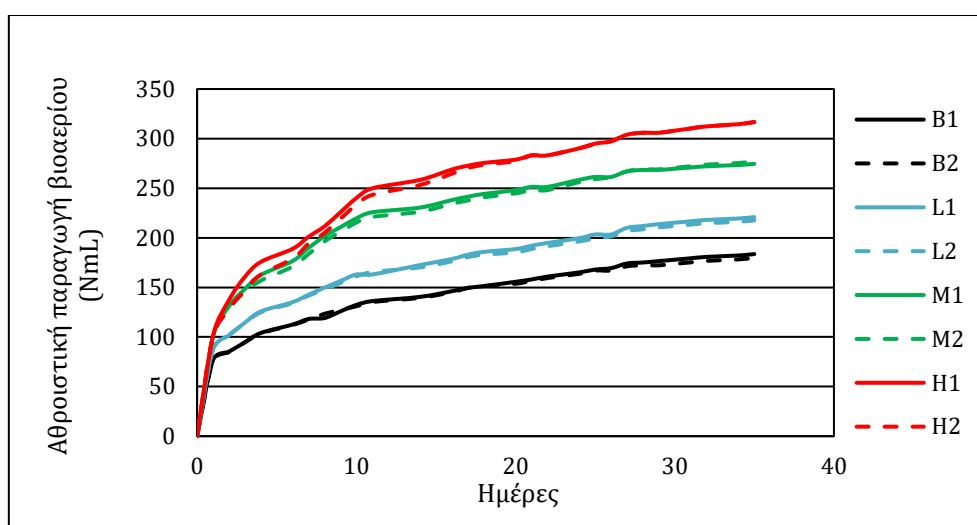
Η αθροιστική παραγωγή μεθανίου κατά την περίοδο των δοκιμών BMP με γλυκόζη και θερμοκρασία περιβάλλοντος 17 °C παρουσιάζεται στο Σχήμα 45. Όπως παρατηρείται, καθ' όλη τη διάρκεια των δοκιμών, όλες οι εξεταζόμενες φορτίσεις σημειώνουν παρόμοια τάση. Επίσης, είναι φανερό ότι η μεγαλύτερη φόρτιση  $F/M=0.252$  gCOD/gVS σημείωσε την υψηλότερη παραγωγή δίνοντας συνολικά 316 mL βιοαέριο, ακολουθούν οι φορτίσεις  $F/M=0.170$  gCOD/gVS και  $F/M=0.061$  gCOD/gVS με παραγόμενο όγκο μεθανίου 275 και 219 mL, αντίστοιχα και τέλος, το blank του οποίου η παραγωγή φτάνει τα 182 mL. Επιπλέον, εκφράζοντας ως προς το COD της λάσπης και της γλυκόζης που μετρήθηκαν στην αρχή του πειράματος και στο τέλος το ανάμεικτο οι τιμές που προκύπτουν με βάση το  $COD_{removed}$  είναι 0.13, 0.16 και 0.18 l biogas/  $COD_{removed}$  για χαμηλή, μεσαία και υψηλή φόρτιση.

$$\frac{L_{\text{biogas}}}{\text{gCOD}_{\text{removed}}} = \frac{L_{\text{biogas}}}{\text{COD}_{\text{in}} - \text{COD}_{\text{out}}}$$

Όπου:

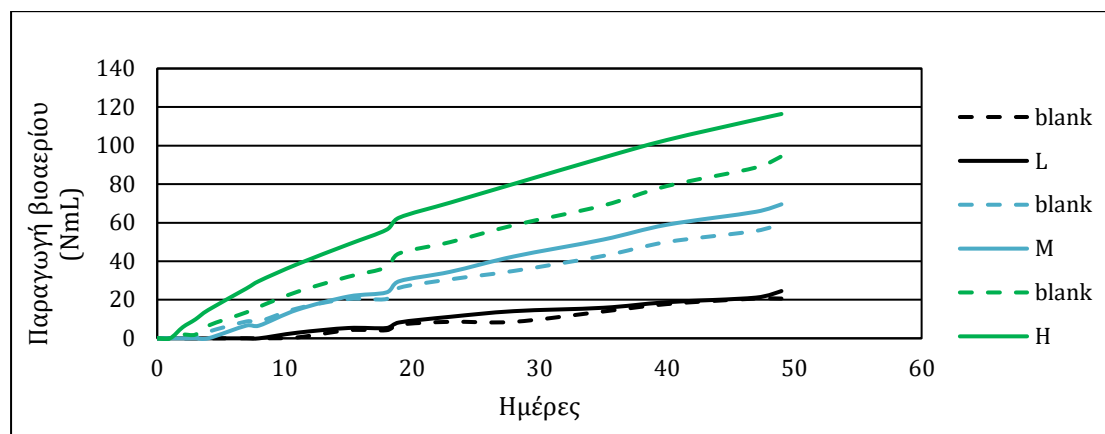
Εξίσωση 15

- $L_{\text{biogas}}$  = η παραγωγή του βιοαερίου
- $\text{COD}_{\text{in}} \text{ (g)} = \text{COD}_{\text{gluc}} \text{ (mg/l)} * V \text{ (l)} + \text{COD}_{\text{sludge}} \text{ (mg/l)} * V \text{ (l)}$
- $\text{COD}_{\text{out}} \text{ (g)} = \text{COD}_{\text{mix}} \text{ (mg/l)} * V \text{ (l)}$



**Σχήμα 45:** Αθροιστική αναπαράσταση της παραγωγής βιοαερίου (σε STP συνθήκες), με ιλύ UASB και υπόστρωμα γλυκόζης στους 17°C όπου: B1-B2 blank, L1-L2 χαμηλή φόρτιση  $F/M=0.061 \text{ gCOD/gVS}$ , M1-M2 μεσαία φόρτιση  $F/M=0.170 \text{ gCOD/gVS}$ , H1-H2 υψηλή φόρτιση  $F/M=0.252 \text{ gCOD/gVS}$ .

Η αθροιστική παραγωγή μεθανίου κατά την περίοδο των δοκιμών BMP με λύματα και θερμοκρασία περιβάλλοντος 10°C παρουσιάζεται στο Σχήμα 46. Όπως παρατηρείται, καθ' όλη τη διάρκεια των δοκιμών, όλες οι εξεταζόμενες φορτίσεις σημειώνουν παρόμοια τάση. Επίσης, είναι φανερό ότι η μεγαλύτερη φόρτιση  $F/M=0.027 \text{ gCOD/gVS}$  σημείωσε την υψηλότερη παραγωγή βιοαερίου δίνοντας συνολικά 116 mL, ακολουθούν οι φορτίσεις  $F/M=0.045 \text{ gCOD/gVS}$  και  $F/M=0.097 \text{ gCOD/gVS}$  με παραγόμενο όγκο βιοαερίου 70 και 25 mL αντίστοιχα. Η μικρή παραγωγή βιοαερίου σε αυτό το πείραμα οφείλεται στην χαμηλή θερμοκρασία και τον περιορισμό της βιοδιασπασιμότητας της τροφής (ανεπεξεργαστα λύματα). Σύμφωνα με την Εξίσωση 9 οι τιμές που προκύπτουν με βάση το  $\text{COD}_{\text{removed}}$  είναι 0.03, 0.04 και 0.11 l biogas/kg  $\text{COD}_{\text{removed}}$  για χαμηλή, μεσαία και υψηλή φόρτιση.



**Σχήμα 46:** Αθροιστική αναπαράσταση της παραγωγής βιοαερίου (σε STP συνθήκες), με ιλύ UASB και υπόστρωμα λύματα στους 10°C όπου: L χαμηλή φόρτιση  $F/M=0.097$  gCOD/gVS, M μεσαία φόρτιση  $F/M=0.045$  gCOD/gVS, H υψηλή φόρτιση  $F/M=0.027$  gCOD/gVS.

#### 4.5. Εξέταση της δραστηριότητας της νιτροποίησης του υγροβιότοπου

Για την εξέταση της δραστηριότητας νιτροποίησης στον ακόρεστο υγροβιότοπο, πραγματοποιήθηκαν 3 πειράματα batch. Με την ελάχιστη παροχή στο συνολικό σύστημα, σε κάθε batch εφαρμόστηκαν διαφορετικές συγκεντρώσεις αμμωνίας. Πιο αναλυτικά, για την παροχή των  $33.7$  m<sup>3</sup>/d η συγκέντρωση αμμωνίας στο πείραμα ήταν  $11.7$  mg/l, για την παροχή των  $25$  m<sup>3</sup>/d εφαρμόστηκε μια χαμηλή συγκέντρωση αμμωνίας  $6.24$  mg/l και μια υψηλή  $14.2$  mg/l. Στον Πίνακα 15 παρουσιάζονται συγκεντρωτικά τα τεχνικά χαρακτηριστικά του συστήματος και των πειραμάτων batch για τον υπολογισμό του ρυθμού AUR στον ακόρεστο υγροβιότοπο.

Οι ρυθμοί κατανάλωσης  $\text{NH}_4\text{-N}$  και παραγωγής  $\text{NO}_3$  για τα πειράματα batch προκύπτουν από τις κλήσεις των καμπυλών όπως φαίνεται στο Σχήμα 47.

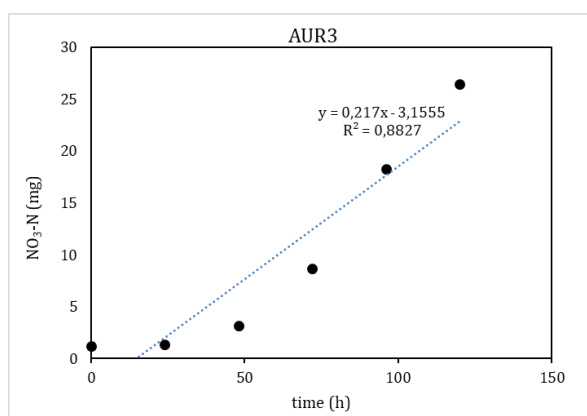
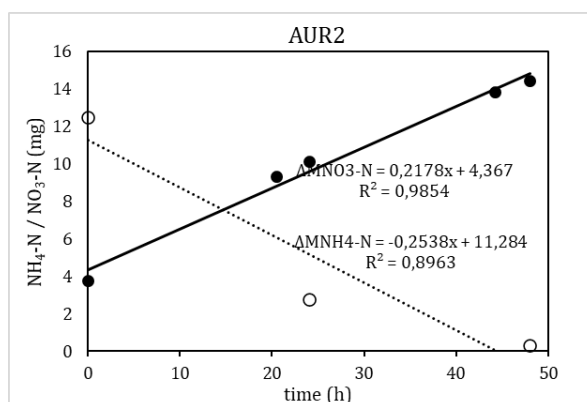
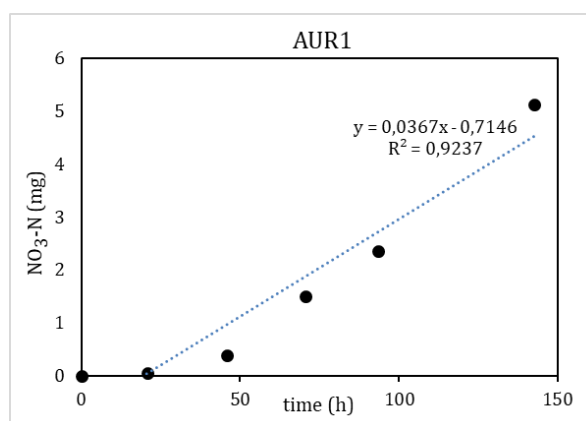
**Πίνακας 15:** Τεχνικά χαρακτηριστικά και απόδοση πειραμάτων AUR

		FULL-SCALE		BATCH	
BATCH 1	Τεχνικά χαρακτηριστικά	$Q$ (m <sup>3</sup> /d)	33.7	$V_{\text{ww}}$ (L)	0.5
		$\text{NH}_4\text{-N}$ (g/m <sup>3</sup> )	38.7	$V_{\text{άμμου}}$ (L)	0.147
				$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/l)	11.7

		MNH <sub>4</sub> -N (g/d)	1304	AUR (mgN/h)	0.037
		W <sub>άμμου</sub> (g)	36700800	W <sub>άμμου</sub> (g)	235
		SSA (m <sup>2</sup> /g)	0.0045	SSA (m <sup>2</sup> /g)	0.0045
				A (m <sup>2</sup> )	1.05
	<b>AUR<sub>1</sub> mgNO<sub>3</sub>-N/m<sup>2</sup> SSA<sub>sand</sub>/d</b>		0.789		0.832
BATCH 2	Τεχνικά χαρακτηριστικά	Q (m <sup>3</sup> /d)	25	V <sub>ww</sub> (L)	2
		NH <sub>4</sub> -N (g/m <sup>3</sup> )	32.2	V <sub>άμμου</sub> (m <sup>3</sup> )	0.0015
		MNH <sub>4</sub> -N (g/d)	805	NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	6.24
		W <sub>άμμου</sub> (g)	36700800	AUR (mgN/h)	0.218
		SSA (m <sup>2</sup> /g)	0.0045	W <sub>άμμου</sub> (g)	2400
				SSA (m <sup>2</sup> /g)	0.0045
				A (m <sup>2</sup> )	10.8
	<b>AUR<sub>2</sub> mgNO<sub>3</sub>-N/ m<sup>2</sup> SSA<sub>sand</sub> /d</b>		0.487		0.484
BATCH 3	Τεχνικά χαρακτηριστικά	Q (m <sup>3</sup> /d)	25	V <sub>ww</sub> (L)	2
		NH <sub>4</sub> -N (g/m <sup>3</sup> )	32.2	V <sub>άμμου</sub> (m <sup>3</sup> )	0.0013
		MNH <sub>4</sub> -N (g/d)	805	NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	14.2
		W <sub>άμμου</sub> (g)	36700800	AUR (mgN/h)	0.217
		SSA (m <sup>2</sup> /g)	0.0045	W <sub>άμμου</sub> (g)	2400
				SSA (m <sup>2</sup> /g)	0.0045
				A (m <sup>2</sup> )	10.8
	<b>AUR<sub>3</sub> mgNO<sub>3</sub>-N/ m<sup>2</sup> SSA<sub>sand</sub> /d</b>		0.487		0.482

Σύμφωνα με τον παραπάνω πίνακα και το σχήμα παρακάτω παρατηρούμε ότι όταν η παροχή του συστήματος ήταν 33.7 m<sup>3</sup>/d και η αρχική συγκέντρωση NH<sub>4</sub>-N στο batch 1 ήταν 11.7 mg/l φαίνεται να υπάρχει μια καλή συσχέτιση μεταξύ συστήματος πλήρους κλίμακας και batch πειράματος όσον αφορά τον ρυθμό παραγωγής νιτρικών. Αντίστοιχα, στο batch 2 με συνθήκες παροχή 25 m<sup>3</sup>/d και αρχική συγκέντρωση NH<sub>4</sub>-N 6.24 mg/l ο ρυθμός παραγωγής νιτρικών AUR κατά το πείραμα είναι μικρότερος σε σχέση με το batch 2 και ανταποκρίνεται στη μειωμένη φόρτιση που δέχεται το πλήρες σύστημα. Επιπλέον, μετρήθηκε και η κατανάλωση αμμωνίας έστω μια φορά στο batch2 για επιβεβαίωση. Τέλος, στο batch 3 η παροχή παρέμεινε ίδια 25 m<sup>3</sup>/d αλλά η συγκέντρωση αμμωνίας στο πείραμα ήταν μεγαλύτερη και ίση με 14.2 mg/l ώστε να εξεταστεί εάν η φόρτιση κατά το batch πείραμα επηρεάζει το ρυθμό που υπολογίζεται. Ο ρυθμός AUR από το ευθύγραμμο τμήμα της καμπύλης είναι παρόμοιος με το σύστημα εκείνη την περίοδο και αντίστοιχο με εκείνον του batch 2. Και υπό αυτές τις συνθήκες φαίνεται να υπάρχει γραμμικότητα στην

κατανάλωση αμμωνίας και παραγωγή νιτρικών. Η αβεβαιότητα στο συγκεκριμένο πείραμα σχετίζεται με τις ιδιαίτερες συνθήκες ροής και επαφής των λυμάτων σε ένα στρώμα τεχνητού υγροβιότοπου σε σχέση με εκείνες στον batch αντιδραστήρα που βρίσκεται υπό συνεχή τεχνητό αερισμό και επαφή των λυμάτων με τη μάζα άμμου που βρίσκεται βυθισμένα σε αυτά. Ως γενικό συμπέρασμα φαίνεται ότι η ταχύτητα απομάκρυνσης του αμμωνιακού αζώτου είναι παρόμοια στο πλήρες σύστημα του ακόρεστου τεχνητού υγρο βίοτοπου σε σχέση με το εργαστηριακό σύστημα.



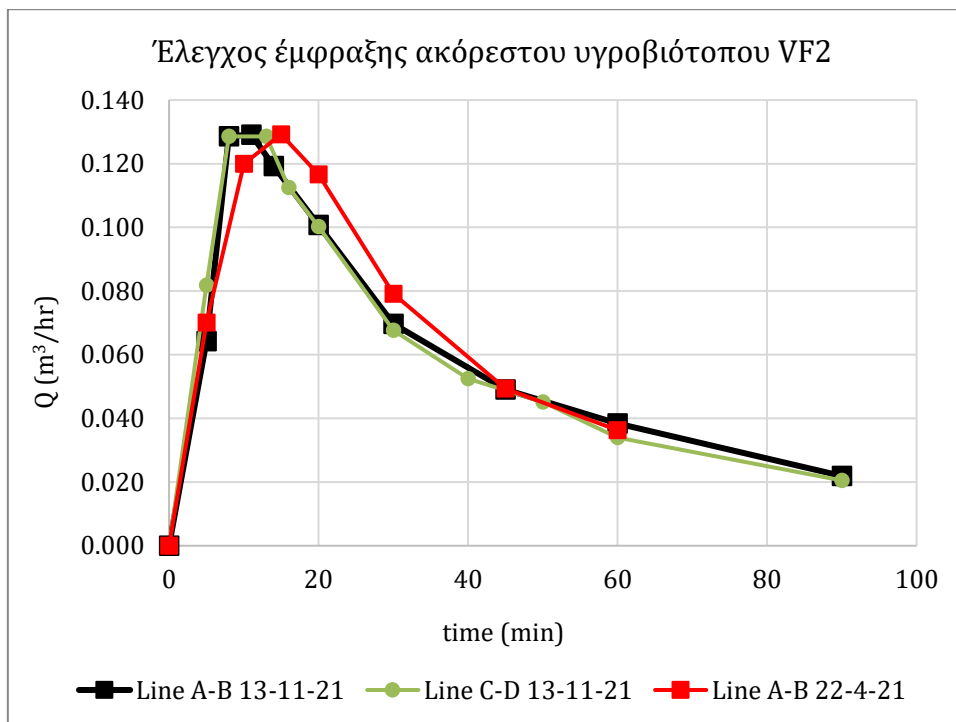
**Σχήμα 47:** Κατανάλωση αμμωνίας και παραγωγή νιτρικών (mg) σε συνάρτηση με τον χρόνο (h) στα πειράματα batch

#### 4.6. Έλεγχος Διηθητικότητας Υδροβιότοπων

Το Σχήμα 48 περιλαμβάνει προηγούμενα δεδομένα για την διηθητικότητα του ακόρεστου τεχνητού υδροβιότοπου λίγο μετά την εκκίνηση λειτουργίας του 22/04/21 όταν η ανάπτυξη της βιομάζας ήταν ακόμα περιορισμένη. Ελέγχθηκε η μια γραμμή A-B του ακόρεστου Τ.Υ., δεδομένου ότι η φόρτιση και η κατασκευή είναι ίδια και στις δύο γραμμές αλλά, και δεδομένα που προέκυψαν από τις μετρήσεις που έγιναν στις 13/11/21.

Ο έλεγχος της διηθητικότητας εκτιμάται από το εμβαδόν που καταλαμβάνει το διάγραμμα της παροχής  $Q$  ( $m^3/hr$ ), συναρτήσεως του χρόνου (t) 5, 8, 13, 16, 20, 30, 40, 50, 60, 90 min. Το συνολικό εμβαδόν που καταλαμβάνει η γραμμή A-B στις 22/04/21 (αρχική κατάσταση πορώδους μέσου VSSF UNSAT CW) στην πρώτη ώρα είναι  $4.5 m^3$  και στις 13/11/21 είναι  $4.3 m^3$  (έπειτα από περίπου 7 μήνες συνεχούς λειτουργίας). Επομένως, αυτό που παρατηρείται συγκριτικά με τις προηγούμενες μετρήσεις είναι ότι 7 μήνες μετά η διηθητικότητα είναι ίδια και δεν εμφανίζεται κάποιο πρόβλημα έμφραξης.





Σχήμα 48: Διηθητικότητα ακόρεστου υγροβιότοπου

## 5. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Η παρακολούθηση του αντιδραστήρα UASB και των τεχνητών υγροβιότοπων πραγματοποιήθηκε από τις 22/11/2021 έως τις 27/4/2022. Οι ρύποι που εξετάστηκαν για τον έλεγχο της λειτουργίας και αποδοτικότητας της μονάδας, στο πλαίσιο της παρούσας διπλωματικής εργασίας ήταν: ολικά αιωρούμενα στερεά (TSS), χημικά απαιτούμενο οξυγόνου (COD), βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνο (BOD<sub>5</sub>), ολικό άζωτο TN, αμμωνία (NH<sub>4</sub>), ολικό φώσφορο (TP) και φωσφορικά (PO<sub>4</sub>). Στο κεφάλαιο αυτό παρουσιάζονται τα συμπεράσματα που προέκυψαν από τα πειράματα και τις αναλύσεις των παραπάνω:

- Κατά την διάρκεια της χειμερινής περιόδου, όπου η θερμοκρασία του εξωτερικού περιβάλλοντος μειώθηκε στους  $14.8 \pm 1.4$  επηρεάστηκε αντίστοιχα και η απόδοση του αντιδραστήρα όσον αφορά την απομάκρυνση COD και BOD<sub>5</sub>.
- Το pH αρχικά μειώνεται στον αναερόβιο αντιδραστήρα λόγω της οξεογένεσης, ενώ η δεύτερη μείωση εμφανίζεται στον ακόρεστο υγροβιότοπο λόγω της κατανάλωσης αλκαλικότητας από την νιτροποίηση, χωρίς όμως να παρατηρείται κάποια σημαντική μείωση που να μπορεί να επηρεάσει την βιολογική δραστηριότητα.
- Σχεδόν όλη η αμμωνία μετατρέπεται σε νιτρικά στον ακόρεστο υγροβιότοπο μέσω νιτροποίησης.
- Τα ποσοστά απομάκρυνσης για την συνολική περίοδο παρακολούθησης του αναερόβιου αντιδραστήρα UASB για ολικά αιωρούμενα στερεά (TSS), ολικού χημικά απαιτούμενο οξυγόνο (tCOD) και βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνου (BOD<sub>5</sub>) ήταν  $75 \pm 17 \%$ ,  $54 \pm 18 \%$  και  $53 \pm 16 \%$ , αντίστοιχα.
- Οι τεχνητοί υγροβιότοποι είχαν απόδοση απομάκρυνσης  $90 \pm 10 \%$  για TSS,  $85 \pm 10\%$  tCOD,  $95 \pm 1.44 \%$  BOD<sub>5</sub> και  $93.6 \pm 10\%$  NH<sub>4</sub>. Ενώ το συνδυασμένο σύστημα είχε απόδοση απομάκρυνσης  $97 \pm 3.2 \%$ ,  $93 \pm 6 \%$ ,  $96 \pm 3.2\%$  και  $94 \pm 10\%$  αντίστοιχα. Επίσης, οι μέσες συγκεντρώσεις στην τελική εκροή ήταν 5 mg/l BOD<sub>5</sub>, 3.8 mg/l TSS και 4 NTU θολότητα

- Από τα αποτελέσματα μπορεί να προκύψει το συμπέρασμα ότι η χρήση των CW<sub>s</sub> ως δευτεροβάθμια επεξεργασία μετά από έναν αντιδραστήρα UASB είναι μια πολλά υποσχόμενη τεχνολογία για την ανάκτηση και επαναχρησιμοποίηση λυμάτων. Σύμφωνα με τον Ευρωπαϊκό Κανονισμό 2020/741 του Ευρωπαϊκού Κοινοβουλίου η συγκέντρωση των BOD<sub>5</sub> και TSS συστήνεται να είναι  $\leq 10$  mg/l ενώ θολότητα  $\leq 5$  NTU. Συγκριτικά με τις μετρήσεις της τελικής εκροής του συστήματος προκύπτει, ότι οι συγκεντρώσεις αυτές είναι μέσα στα όρια του ευρωπαϊκού κανονισμού για γεωργική άρδευση έπειτα, από κατάλληλη απολύμανση.
- Τόσο στον αντιδραστήρα UASB όσο και στους τεχνητούς υγροβιότοπους δεν παρατηρήθηκε κάποια σημαντική μείωση θρεπτικών για τον λόγο αυτόν, οι μέσες συγκεντρώσεις NO<sub>3</sub> και PO<sub>4</sub> στην τελική εκροή ήταν 30 mgN/l και 4.9 mgP/l αντίστοιχα. Επομένως, το σύστημα αυτό παράγει νερό πλούσιο σε θρεπτικά στοιχεία, κατάλληλο για την άρδευση καλλιεργειών.
- Η παραγωγή βιοαερίου με βάση το COD<sub>removed</sub> είναι 0.13, 0.16 και 0.18 l biogas/COD<sub>removed</sub> για χαμηλή, μεσαία και υψηλή φόρτιση όσον αφορά την γλυκόζη. Ενώ για τα λύματα είναι 0.03, 0.04 και 0.11 l biogas/gCOD<sub>removed</sub> αντίστοιχα.
- Το ισοζύγιο μάζας COD στον αντιδραστήρα UASB δε κλείνει και έχει ποσοστό απόκλισης για κάθε περίοδο λειτουργίας -6% -41% -46% αντίστοιχα. Αντίστοιχα, το ισοζύγιο μάζας αζώτου στον ακόρεστο έχει ποσοστό απόκλισης 11% 22% 30% για κάθε περίοδο λειτουργίας.
- Σε όλα τα πειράματα AUR ο ρυθμός νιτροποίησης του πειράματος και του συστήματος είναι παρόμοιος. Επομένως επιβεβαιώνεται ότι στον ακόρεστος υγροβιότοπο η αμμωνία οξειδώνεται σε νιτρικά.
- Η καμπύλη ροής στράγγισης του ακόρεστου υγροβιότοπου δεν έχει αλλάξει συγκριτικά με την αρχική κατάσταση έπειτα από περίπου 7 μήνες συνεχούς λειτουργίας.

## 7. ΠΡΟΤΑΣΕΙΣ ΓΙΑ ΜΕΛΛΟΝΤΙΚΗ ΕΡΕΥΝΑ

Ορισμένα ενδιαφέροντα θέματα προς διερεύνηση του συγκεκριμένου συστήματος είναι τα ακόλουθα:

- Σε περίπτωση που στο σύστημα απαιτείται κάποια μερική απονιτροποίηση, μπορεί να εφαρμοστεί μια ανακυκλοφορία από την εκροή του ακόρεστου πίσω στον κορεσμένο έτσι ώστε, να μειωθεί το επίπεδο το ολικού αζώτου (TN) και να πληρείται το όριο της Ελληνικής νομοθεσίας που είναι 45mg/l TN.
- Σε περίπτωση που απαιτείται κάποια απομάκρυνση P θα μπορούσε να χρησιμοποιηθεί ένα στάδιο υγροβιότοπων με μη αδρανή πληρωτικό υλικό πχ. Ασβεστόλιθο ή ισοδύναμη τεχνολογία.
- Όσον αφορά τα πληρωτικά υλικά των υγροβιότοπων μπορούν να γίνουν τα κατάλληλα πειράματα ώστε, να βρεθούν πιο οικονομικά και βιώσιμα υλικά.
- Επίσης, ερευνητικό ενδιαφέρον παρουσιάζει ποια είναι η τύχη μικρορύπων και βαρέων μετάλλων σε ένα τέτοιο σύστημα.
- Σημαντικό είναι να επιβεβαιωθεί η απόδοση του συστήματος και στο μέγιστο της δυναμικότητας του που είναι  $Q= 100 \text{ m}^3/\text{d}$ .
- Δεδομένου ότι οι υγροβιότοποι είναι ένα σύστημα ανοιχτού εδάφους η παρακολούθηση και μέτρηση αέριων εκπομπών παρουσιάζει ενδιαφέρον. Πιο συγκεκριμένα, η έκλυση αέριων ρύπων του θερμοκηπίου και η συσχέτιση τους με την επεξεργαζόμενη ποσότητα των λυμάτων.

## ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

- Αγγελάκης, Α. Ν., & Tchobanoglous, G. (1995). *Υγρά απόβλητα: Φυσικά συστήματα επεξεργασίας και ανάκτηση, επαναχρησιμοποίηση και διάθεση εκροών*. Πανεπιστημιακές Εκδόσεις Κρήτης.
- Ανδρεαδάκης, Α., (2015). *Επεξεργασία και Διαχείριση Λυμάτων και Ιλύος* (Σημειώσεις). Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο.
- Αντωνόπουλος, Β. Ζ. (2019). *Περιβαλλοντική Υδρολογία Λιμνών και Υγροτόπων*. Ελληνικά Ακαδημαϊκά Ηλεκτρονικά Συγγράμματα και Βοηθήματα.
- Αντωνόπουλος, Β. Ζ. (2015). *Υδραυλική Περιβάλλοντος και Ποιότητα Επιφανειακών Υδάτων*. Εκδόσεις Τζιόλα.
- Δαμάλα, Π. Ζ. (2015). Αξιολόγηση φυσικών συστημάτων επεξεργασίας λυμάτων στις αναπτυσσόμενες χώρες (Διπλωματική εργασία, Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο).<https://docplayer.gr/45933008-Ethniko-metsovio-polytehneio-axiologisi-fysikon-systimaton-epexergasias-lymaton-stis-anaptyssomenes-hores-polyxeni-h-damala.html>.
- Ειδική Υπηρεσία Διαχείρισης Επιχειρησιακού Προγράμματος “Περιβάλλον & Αειφόρος Ανάπτυξη. (2012). *Τεχνική Υποστήριξη της Κεντρικής Υπηρεσίας Υδάτων για τον προσδιορισμό κατάλληλων συστημάτων και την ανάπτυξη κριτηρίων επιλογής για την επεξεργασία λυμάτων οικισμών Δ προτεραιότητας*. [http://www.roikos.gr/wp-content/uploads/mikra\\_systimata\\_epeksergasias.pdf?fbclid=IwAR248kpSQdpBC1bylAIUXxeWeXPugczhymTKOayKWgsKpkpQ4H9Wlqia\\_VI#page65](http://www.roikos.gr/wp-content/uploads/mikra_systimata_epeksergasias.pdf?fbclid=IwAR248kpSQdpBC1bylAIUXxeWeXPugczhymTKOayKWgsKpkpQ4H9Wlqia_VI#page65).
- Ζαχαρίου, Σ. (2010). *Μελέτη της αναερόβιας χώνευσης υγρού αποβλήτου ελαιοτριβείου εστιάζοντας στην επίδραση της πηγής αζώτου στην τελική παραγωγή μεθανίου* (Διπλωματική εργασία, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης).  
[https://ikee.lib.auth.gr/record/285339/files/%CE%94%CE%B9%CF%80%CE%BB%CF%89%CE%BC%CE%B1%CF%84%CE%B9%CE%BA%CE%AE.pdf?fbclid=IwAR2frzGTaLwIw5pAkxXt5vwRz8IKU-5qGSw3OWDBE\\_fY3d4yAZG1b7iwSeo](https://ikee.lib.auth.gr/record/285339/files/%CE%94%CE%B9%CF%80%CE%BB%CF%89%CE%BC%CE%B1%CF%84%CE%B9%CE%BA%CE%AE.pdf?fbclid=IwAR2frzGTaLwIw5pAkxXt5vwRz8IKU-5qGSw3OWDBE_fY3d4yAZG1b7iwSeo).
- Κούτσικος, Ι. (2020). *Καινοτόμες τεχνολογίες για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων* (Διπλωματική εργασία, Ελληνικό Ανοικτό Πανεπιστήμιο).

[https://apothesis.eap.gr/bitstream/repo/47920/1/115521\\_%CE%9A%CE%9F%CE%A5%CE%A4%CE%A3%CE%99%CE%9A%CE%9F%CE%A3\\_%CE%99%CE%A9%CE%91%CE%9D%CE%9D%CE%97%CE%A3.pdf?fbclid=IwAR2bqI3Z\\_ScZS3Ga2Apk7Zxhhy\\_KVfFBV1zEzxHrzu739ffRwsAeCKmsaj8](https://apothesis.eap.gr/bitstream/repo/47920/1/115521_%CE%9A%CE%9F%CE%A5%CE%A4%CE%A3%CE%99%CE%9A%CE%9F%CE%A3_%CE%99%CE%A9%CE%91%CE%9D%CE%9D%CE%97%CE%A3.pdf?fbclid=IwAR2bqI3Z_ScZS3Ga2Apk7Zxhhy_KVfFBV1zEzxHrzu739ffRwsAeCKmsaj8).

Λουπασάκη, Ε. (2014). *Επεξεργασία υγρών αποβλήτων με αναερόβιο αντιδραστήρα UASB & συστήματα προσκολλημένης ανάπτυξης* (Διδακτορική διατριβή, Πολυτεχνείο Κρήτης). Εθνικό Αρχείο Διδακτορικών Διατριβών.

Παρασκελίδου, Μ. (2009). *Επεξεργασία υγρών αποβλήτων με τη μέθοδο των τεχνητών υγροτόπων – Εφαρμογή σε ορεινή περιοχή του Ν. Ροδόπης* (Μεταπτυχιακή διατριβή, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης).  
<http://ikee.lib.auth.gr/record/124469/files/GRI-2010-5727.pdf>.

Σωτηροπούλου, Α. (2010). *Συστήματα τεχνητών υγροβιότοπων για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων* (Πτυχιακή εργασία, Α.Τ.Ε.Ι. Δυτ. Μακεδονίας).  
<https://paperzz.com/doc/5181738/%CF%83%CF%85%CF%83%CF%84%CE%AE%C2%B5%CE%B1%CF%84%CE%B1-%CF%84%CE%B5%CF%87%CE%BD%CE%B7%CF%84%CF%8E%CE%BD-%CF%85%CE%B3%CF%81%CE%BF%CE%B2%CE%B9%CF%8C%CF%84%CE%BF%CF%80%CF%89%CE%BD-%CE%B3%CE%B9%CE%B1-%CF%84%CE%B7%CE%BD-%CE%B5>.

Φουντουλάκης, Μ. (2019). *Τεχνητοί υγρότοποι επεξεργασίας, Περιβαλλοντική Βιοτεχνολογία* [Διάλεξη]. Τμήμα Περιβάλλοντος, Πανεπιστήμιο Αιγαίου.

Φλέγκας, Ε. (2020). ΑΞΙΟΛΟΓΗΣΗ ΑΠΟΚΕΝΤΡΩΜΕΝΩΝ ΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΛΥΜΑΤΩΝ ΧΑΜΗΛΟΥ ΕΝΕΡΓΕΙΑΚΟΥ ΑΠΟΤΥΠΩΜΑΤΟΣ (Διπλωματική εργασία, Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο).  
[https://dspace.lib.ntua.gr/xmlui/bitstream/handle/123456789/52544/%CE%A4%CE%B5%CF%8D%CF%87%CE%BF%CF%82\\_%CE%A4%CE%B5%CE%BB%CE%B9%CE%BA%CF%8C.pdf?sequence=1](https://dspace.lib.ntua.gr/xmlui/bitstream/handle/123456789/52544/%CE%A4%CE%B5%CF%8D%CF%87%CE%BF%CF%82_%CE%A4%CE%B5%CE%BB%CE%B9%CE%BA%CF%8C.pdf?sequence=1).

Abdelgadir, A., Chen, X., Liu, J., Xie, X., Zhang, J., Zhang, K., Heng, W. & Liu, N. (2014). Characteristics, Process Parameters, and Inner Components of Anaerobic Bioreactors. *BioMed Research International*, pp. 1–10. <https://doi.org/10.1155/2014/841573>.

- Adrados, B., Sa´nchez, O., Arias, C.A., Becares, E., Garrido, L., Mas, J., Brix, H., Morato, J. (2014). Microbial communities from different types of natural wastewater treatment systems: vertical and horizontal flow constructed wetlands and biofilters. *Water Res.*, 55, pp. 304-312.
- Akratos, S. C., Papaspyros, J. N. E., & Tsihrintzis, V. A. (2009). Total nitrogen and ammonia removal prediction in horizontal subsurface flow constructed wetlands: use of artificial neural networks and development of a design equation. *Bioresource Technology*, 100(2), pp. 586-596. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.06.071>.
- Aragaw, T., & Gessesse, A. (2013). Co-digestion of cattle manure with organic kitchen waste to increase biogas production using rumen fluid as inoculums. *International Journal of Physical Sciences*, 8(11), 443-450.
- Arias, C.A., & Brix, H. (2006, September 23-29). *Onsite treatment of sewage in rural areas – comparison of vertical flow constructed wetland systems, sand filters and filterbeds* [Conference session]. 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Lisbon, Portugal.
- Al-Saedi, R., Smettem, K., Siddique, K.H.M. (2018). Nitrogen removal efficiencies and pathways from unsaturated and saturated zones in a laboratory-scale vertical flow constructed wetland. *Journal of Environmental Management* , 228, 466-474. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.048>
- Bassani, L., Pelissari, C., da Silva, A.R., Sezerino, P.H. (2021). Feeding mode influence on treatment performance of unsaturated and partially saturated vertical flow constructed wetland. *Science of the Total Environment*, 754 (1), 142400.
- Barros, P., Ruiz, I., & Soto, M. (2008). Performance of an anaerobic digester-constructed wetland system for a small community. *Ecological Engineering*, 33(3), 142-149. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.02.015>.
- Blackall, L.L., Crocetti, G.R., Saunders, A.M., Bond, P.L. (2002). A review and update of the microbiology of enhanced biological phosphorus removal in wastewater treatment plants. *Antonie Leeuwenhoek*, 81 (1/4), pp. 681-691. [10.1023/a:1020538429009](https://doi.org/10.1023/a:1020538429009)

- Brix, H. (1993). Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes, and treatment performance. In G. A. Moshiri (Ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement* (1st ed., pp. 9-22). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781003069997>.
- Burgess, J. B., & Pletschke, B. I. (2008). Hydrolytic enzymes in sewage sludge treatment: A mini-review. *Water SA*, 34(3). <https://doi.org/10.4314/wsa.v34i3.180627>.
- Cassery, C., & Erijman, L. (2003) "Molecular monitoring of microbial diversity in an UASB reactor," *International Biodeterioration & Biodegradation*, 52(1), pp. 7–12. [https://doi.org/10.1016/S0964-8305\(02\)00094-X](https://doi.org/10.1016/S0964-8305(02)00094-X).
- Cooper, P. F., Job, G. D., Green, M. B., & Shutes, R. B. E. (1996). *Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. WRC Publications.
- Cheng, L. L., Lee, Y. H., Lin, H. J., Chou, S. M. (2010): Treatment of mixture of sewage and partially treated swine wastewater by a combination of UASB and constructed wetlands. – Pract. Period. Hazard. Toxic Radioact. Waste Manage. 14: 234-239.
- Crites, R., & Tchobanoglous, G. (1998). *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*. McGraw Hill.
- Daud, M. K., Rizvi, H., Akram, M. F., Ali, S., Rizwan, M., Nafees, M. & Jin, Z. S. (2018). Review of Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor Technology: Effect of Different Parameters and Developments for Domestic Wastewater Treatment. *Journal of Chemistry*, pp 1–13. <https://doi.org/10.1155/2018/1596319>.
- Dong, Z., Sun, T. (2007). A potential new process for improving nitrogen removal in constructed wetlands—promoting coexistence of partial-nitrification and ANAMMOX. *Ecol. Eng.*, 31 (2) pp. 69-78 <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.04.009>
- Dorofeev, A.G., Nikolaev, Y.A. Mardanov, A.V., Pimenov, N.V.(2020).Role of phosphate-accumulating bacteria in biological phosphorus removal from wastewater. *Appl. Biochem. Microbiol.*, 56 (1), pp. 1-14. <https://doi.org/10.1134/S0003683820010056>
- El-Khateeb, A. M., El-Bahrawy, Z. A. (2003): Extensive post-treatment using constructed wetland. *Life Science Journal* 10: 560-565.



- Fan, J., Wang, W., Zhang, B., Guo, Y., Ngo, H.H., Guo, W., Zhang, J., Wu, H. (2013). Nitrogen removal in intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: impact of influent COD/N ratios. *Bioresour. Technol.*, 143, pp. 461-466.
- Foresti, E. (2002). "Anaerobic treatment of domestic sewage: established technologies and perspectives," *Water Science and Technology.*, 45(10), pp. 181–186  
<https://doi.org/10.2166/wst.2002.0324>.
- Gašpariková, E., Kapusta, Š., Bodik, I., Derco, J., & Kratochvil, K. (2005). Evaluation of anaerobic-aerobic wastewater treatment plant operations. *Polish Journal of Environmental Studies*, 14(1), 29-33.
- García, J., Aguirre, P., Mujeriego, R., Huang, Y., Ortiz, L., & Bayona, J. M. (2004). Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater. *Water Research*, 38(7), 1669-1678.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.01.011>.
- Goyal, N.K.(2003). Tracing pollutional parameters through a UASB plant, M.Tech dissertation, Indian Institute of Technology, Roorkee.
- Gopal, P. M., Sivaman, N. M., & Barik, D. (2019). Paper Industry Wastes and Energy Generation From Wastes. In D. Barik (Ed.), *Energy from Toxic Organic Waste for Heat and Power Generation* (1st ed., pp. 83-97). Woodhead Publishing. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102528-4.00007-9>.
- Haandel, A. C., & Lettinga, G. (1994). *Anaerobic Sewage Treatment: A Practical Guide for Regions with A Hot Climate*, John Wiley and Sons.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.05.015>.
- Halalsheh, M., Koppes, J., Den Elzen, J., Zeeman, G., Fayyad, M., Lettinga, G. (2005). Effect of SRT and temperature on biological conversions and the related scum-forming potential. *Water Research*, 39(12), 2475-2482.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.12.012>.
- Haritash, A.K., Sharma, A., Bahel, K. (2015). The potential of Canna lily for wastewater treatment under Indian conditions. *Int. J. Phytoremediation*, 17, pp. 999-1004.

- Henze, M., van Loosdrecht, M.C.M., Ekama, G.A. & Brdjanovic, D. (2015). Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. Water Intelligence Online (IWA Publishing) 7.
- Henze, M., Van Loosdrecht M. C .M., Ekama, G. A., & Brdjanovic, D. (2008). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design (Volume 7)*. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780401867>.
- Huang, J., Reneau, R., & Hageborn, C. (2000). Nitrogen removal in constructed wetlands employed to treat domestic wastewater. *Water Research*, 34(9), 2582-2588. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00018-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00018-X).
- Ibanez, J. G., Hernandez – Esparza, M., Doria – Serrano, C., Fregoso – Infante, A., Mohan – Singh, M. (2007). Environmental Chemistry: Fundamentals. Springer Science & Business Media.
- Ileleji, K. E., Martin C., & Jones, D. (2015). Chapter 17 – Basics of Energy Production through Anaerobic Digestion of Livestock Manure. In A. Dahiya (Ed.), *Bioenergy: Biomass to Biofuels* (1st ed., pp. 287-295). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-407909-0.00017-1>.
- Illmer, P., Schinner, F. (1995). Solubilization of inorganic calcium phosphates solubilization mechanisms. *Soil Biol. Biochem.*, 27 (3), pp. 257-263. [10.1016/0038-0717\(94\)00190-C](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)00190-C)
- Jewell, W.J.(1987) “Anaerobic sewage treatment,” *Environmental Science and Technology*, 21(1), pp. 14–21. <https://doi.org/10.1021/es00155a002>.
- Ju, X., Wu, S., Huang, X., Zhang, Y., Dong, R. (2014). How the novel integration of electrolysis in tidal flow constructed wetlands intensifies nutrient removal and odor control. *Bioresource Technology*, 169, 605-613. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.07.051>.
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. D. (2009). *Treatment Wetlands* (2nd ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781420012514>
- Kadlec, R. H. (1995). Overview: surface flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 32(3), 1-12. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(95\)00599-4](https://doi.org/10.1016/0273-1223(95)00599-4).

- Kadlec, R. H., Knight, R. L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. F., & Haberl, R. (2000). *Constructed Wetlands for Water Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation*. IWA Publishing.
- Kadlec, R. H., & Knight, R. L. (1996). *Treatment Wetlands*. CRC Press LLC.
- Kalyuzhnyi, S.V., Sklyar, V.I., Davlyatshina, M.A., Parshina, S.N., Simankova, M.V., Kostrikina, N.A., Nozhevnikova, A.N. (1996) "Organic removal and microbiological features of UASB-reactor under various organic loading rates," *Bioresource Technology*, 55(1), pp. 47–54. [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(95\)00100-X](https://doi.org/10.1016/0960-8524(95)00100-X).
- Kalogo, Y., & Verstraete, W. (1999). "Development of anaerobic sludge bed (ASB) reactor technologies for domestic wastewater treatment: motives and perspectives," *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 15(5), pp. 523–534. <https://doi.org/10.1023/A:1008950121308>.
- Kangle, K.M.,Kore, V. S., Kulkarni, G. S. (2012) "Recent trends in anaerobic codigestion: a review," *Universal Journal of Environmental Research and Technology*, 2(4) , pp. 210–219.
- Kaviyarasan, K. (2014). Application of UASB Reactor in Industrial Wastewater Treatment - A Review. *International Journal of Scientific & Engineering Research*, 5(1), pp 584-589.
- Khan, A. A., Gaur, R. Z., Tyagi, V. K., Khursheed, A., Lew, B., Mehrotra, I., & Kazmi, A. A. (2011). Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: a review. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(12), 1232-1251. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.05.017>.
- Kumar, S., & Ankaram, S. (2019). Chapter 12- Waste-to-Energy Model/Tool Presentation. In S. Kumar, R. Kumar, & A. Pandey (Eds.), *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering: Waste Treatment Processes for Energy Generation* (1st ed., pp. 239-258). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64083-3.00012-9>.
- Kim, B., Gautiera, M., Molle, P., Michel, P., Gourdon, R. (2015). Influence of the water saturation level on phosphorus retention and treatment performances of vertical flow constructed wetland combined with trickling filter and FeCl<sub>3</sub> injection. *Ecological Engineering.*, 80, pp. 53-61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.097>

- Landa, H., Capella, A., Jiménez, B. (1997). Particle size distribution in an e122fluent from an advanced primary treatment and its removal during filtration, *Water Science and Technology*, 36(4), 159-165. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00435-6](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00435-6).
- Lew, B., Lustig, I., Beliavski, M., Tarre, S., & Green, M. (2011). “An integrated UASB-sludge digester system for raw domestic wastewater treatment in temperate climates,” *Bioresource Technology*, 102(7), pp. 4921–4924. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.01.030>.
- Lee, S., Maniquiz-Redillas, M.C., Choi, J., Kim, L.-H. (2014). Nitrogen mass balance in a constructed wetland treating piggery wastewater effluent. *Journal of Environmental Sciences*, 26(6), pp. 1260–1266. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(13\)60597-5](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(13)60597-5).
- Lee, C., Fletcher, T. D., & Sun, G. (2009). Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in Life Sciences*, 9(1), 11-22. <https://doi.org/10.1002/elsc.200800049>.
- Lew, B., Tarre, S., Belavski, M., Green, M. (2004). UASB reactor for domestic wastewater treatment at low temperatures: a comparison between a classical UASB and hybrid UASB-filter reactor. *Water Sci Technol* 49 (11-12): 295–301. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0865>.
- Ma, J. J. (2005): Study on the treatment of sewage by a combined upflow anaerobic sludge blanket (UASB)-constructed wetland process. – Published MSc Thesis, Institute of Environmental Engineering, National Sun Yat-sen Univ., Taiwan.
- Mahmoud, N. (2008). High strength sewage treatment in a UASB reactor and an integrated UASB-digester system. *Bioresource Technology*, 99(16), 7531–7538. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.02.021>.
- McCarty, P. L., Kim, J., & Bae, J. (2011). Domestic wastewater treatment as a net energy producer-Can this be achieved? *Environmental Science & Technology*, 45(17), 7100–7106. <https://doi.org/10.1021/es2014264>.
- Menzel, T., Neubauer, P., & Junne, S. (2020). Role of Microbial Hydrolysis in Anaerobic Digestion. *Energies*, 13(21), 1-29. <https://doi.org/10.3390/en13215555>.
- Metcalf & Eddy. (2017). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. McGraw-Hill.

- Morgenroth, E., Kommedal, R., & Harremoës, P., (2002). Processes and modeling of hydrolysis of particulate organic matter in aerobic wastewater treatment – a review. *Water Science & Technology*, 45(6), 25–40. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0091>.
- Owen, W. F., Stuckey, D. C., Healy Jr., J. B., Young, L. Y., & McCarty, P. L. (1979). Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity. *Water Research*, 13(6). 485-492. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(79\)90043-5](https://doi.org/10.1016/0043-1354(79)90043-5).
- Ong, S.A., Uchiyama, K., Inadama, D., Ishida, Y., Yamagiwa, K. (2010). Performance evaluation of laboratory scale up-flow constructed wetlands with different designs and emergent plants. *Bioresour. Technol.*, 101, pp. 7239-7244.
- Prost-Boucle, S., Molle, P. (2012). Recirculation on a single stage of vertical flow constructed wetland: treatment limits and operation modes. *Ecological Engineering* 43, 81–84. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.02.022>
- Pedescoll, A., Uggetti, E., Llorens, E., Granés, F., García, D., & García, J. (2009). Practical method based on saturated hydraulic conductivity used to assess clogging in subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 35(8), 1216–1224. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.03.016>.
- Pelissari, C., Ávila, C., Trein, C.M., García, J., de Armas, R.D., Sezerino, P.H.(2017). Nitrogen transforming bacteria within a full-scale partially saturated vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. *Science of the Total Environment*, 574, pp.390-399. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.207>.
- Priya, S, G., Brighu, U. (2013). Comparison of different types of media for nutrient removal efficiency in vertical upflow constructed wetlands. *Int. J. Environ. Eng. Manag.*, 4, pp. 405-416.
- Queensland Department of Natural Resources (QDNR). (2000). *Guidelines for Using Freewater Surface Constructed Wetlands to Treat Municipal Sewage*. Queensland Department of Natural Resources.
- Reed, S. C., Middlebrooks, E. J., & Crites, R.W. (1988). *Natural System for Waste Management and Treatment*. McGraw-Hill.

- Reed, S. C., & Crites, R. W. (1984). Handbook of land treatment systems for industrial and municipal wastes. Noyes Publications.
- Reedy, K. R., & Smith, W. H. (1987). *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*. Magnolia Publishing.
- Reedy, K. R., & D.L. Sutton. (1984). Water Hyacinths for Water Quality Improvement and Biomass Production. *Journal of Environmental Quality*, 14(1). <https://doi.org/10.2134/jeq1984.00472425001300010001x>.
- Ren, T.T., Mu, Y., Ni, B.J., & Yu, H.Q. (2009) “Hydrodynamics of upflow anaerobic sludge blanket reactors,” *AIChE Journal*, 55(2), pp. 516–528, 2009. <https://doi.org/10.1002/aic.11667>.
- Ruiz, I., Álvarez, J. A., Díaz, M. A., Serrano, L., & Soto, M.(2008). MUNICIPAL WASTEWATER TREATMENT IN AN ANAEROBIC DIGESTER-CONSTRUCTED WETLAND SYSTEM. *Environmental Technology*, 29(11), 1249 — 1256. <http://doi.org/10.1080/09593330802296173>.
- Sun, Zhao, Allen.(2005). Enhanced removal of organic matter and ammoniacal-nitrogen in a column experiment of tidal flow constructed wetland system *J. Biotechnol.*, 115, pp. 189-197.
- Sangeetha, T., Rajneesh, C. P., Yan, W. (2020). 15 – Integration of microbial electrolysis cells with anaerobic digestion to treat beer industry wastewater. In R. Abbassi, A. K. Yadav, F. Khan, V. Garaniya (Eds.), *Integrated Microbial Fuel Cells for Wastewater Treatment* (1st ed., pp. 313-346). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817493-7.00015-1>.
- Saeed, T., & Sun, G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of Environmental Management*, 112, 429-448. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.01>.
- Seghezzo, L., Zeeman, G., Van Lier, J.B., Hamelers, H.V.M. & Lettinga, G. (1998). A review: The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. *Bioresource Technology*, 65, pp 175-190. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(98\)00046-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(98)00046-7).

- Silva, R. O., Yoshi, H. C. M. H., Rocha, L. B., Lima, O. C. M., Jiménez, L., & Jorge, L. M. M. (2017). Synthesis of a New Route for Methanol Production by Syngas Arising from Sugarcane Vinasse. *Computer Aided Chemical Engineering*, 40, 811-816. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63965-3.50137-9>.
- Singh, K.S., Viraraghavan, T., & Bhattacharyya, D. (2006). "Sludge blanket height and flow pattern in UASB reactors: Temperature effects", *Journal of Environmental Engineering*, 132(8), pp. 895–900.
- Singh, K.S., & Viraraghavan, T. (2004). Municipal wastewater treatment by UASB process: Start-up at 20°C and operation at low temperatures. *Environmental Technology*, 25 (6), pp 621-634. [10.1080/09593330.2004.9619352](https://doi.org/10.1080/09593330.2004.9619352).
- Singh, K.S., Harada, H., & Viraraghavan, T. (1996). "Low-strength wastewater treatment by a UASB reactor", *Bioresource Technology*, 55(3), pp. 187–194. [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(96\)86817-9](https://doi.org/10.1016/0960-8524(96)86817-9).
- Silveira, D., D. Belli Filho, P., Philippi, L. S., Kim, B., Molle, P. (2015). Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater. *Ecological Engineering* 77, 257–264. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.040>
- Sultana, M. (2014). *Treatment of Industrial and Agro-Industrial Wastewater Using Constructed Wetlands*. (Doctoral dissertation, University of Patras). <https://nemertes.library.upatras.gr/jspui/bitstream/10889/8574/1/PDF.pdf>.
- Stefanakis, A. I., & Tsihrintzis, V. A. (2012). Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. *Chemical Engineering Journal*, 181–182, 416-430. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.11.108>.
- Song, H. L., Nakano, K., Taniguchi, T., Nomura, M., & Nishimura, O. (2009). Estrogen removal from treated municipal effluent in small-scale constructed wetland with different depth. *Bioresource Technology*, 100(12), 2945-2951. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.01.045>.

- Turner, B.L., Driessen, J.P., Haygarth, P.M., McKelvie, I.D. (2003). Potential contribution of lysed bacterial cells to phosphorus solubilisation in two rewetted Australian pasture soils. *Soil Biol. Biochem.*, 35 (1), pp. 187-189. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(02\)00244-4](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00244-4)
- Uemura, S., & Harada, H. (2000). "Treatment of sewage by a UASB reactor under moderate to low temperature conditions," *Bioresource Technology*, 72(3), pp. 275–282. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(99\)00118-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)00118-2).
- United States Environmental Protection Agency. (n.d.). *Basic Information about Anaerobic Digestion(AD)*. <https://www.epa.gov/anaerobic-digestion/basic-information-about-anaerobic-digestion-ad>
- UN-HABITAT. (2008). *Constructed Wetlands Manual* (HS/980/08E). <https://unhabitat.org/sites/default/files/download-manager-files/Constructed%20Wetlands%20Manual.pdf>.
- Valipour, A., & Ahn, Y-H. (2016). Constructed wetlands as sustainable ecotechnologies in decentralization practices: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 180-197. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5713-y>.
- Varel, V.H., Hashimoto, A.G., & Chen, Y.R. (1980). "Effect of temperature and retention time on methane production from beef cattle waste," *Applied and Environmental Microbiology*, 40(2), pp. 217–222. <https://doi.org/10.1128/aem.40.2.217-222.1980>.
- Van Lier, J. B., Vashi, A., Van Der Lubbe, J., & Heffernan, B. (2010). Anaerobic Sewage Treatment using UASB Reactors: Engineering and Operational Aspects. *Environmental Anaerobic Technology*, 59-89. [https://doi.org/10.1142/9781848165434\\_0004](https://doi.org/10.1142/9781848165434_0004).
- Verma, V., Soti, A., Kulshreshtha, N.M., Rampuria, A., Brighu, U., Gupta, A.B. (2022). Strategies for enhancing phosphorous removal in Vertical Flow Constructed Wetlands. *Journal of Environmental Management*, Volume 317( 1 ), pp. 115406.
- Vymazal, J., (2013). Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: a review. *Ecological Engineering*, 61(Part B), 582-592. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.06.023>.



- Vymazal, J., & Kröpfelová, L. (2008). Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. *Environmental Pollution*, 14. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8580-2>.
- Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, 380(1–3), 48-65. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>
- Watson, J. T., Diobato, F. D., & Lauch, M. (1987). Design and Performance of the Artificial Wetlands Wastewater Treatment Plant at Iselin. In K. R. Reddy, & W. H. Smith (Eds.), *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery* (pp. 263-270). Magnolia Publishing.
- Wu, H., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., Fan, J., & Liu, H. (2015). A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Bioresource Technology*, 175, 594-60. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.068>.
- Xu, J., Zhang, J., Xie, H., Li, C., Bao, N., Zhang, C., & Shi, Q. (2010). Physiological responses of *Phragmites australis* to wastewater with different chemical oxygen demands. *Ecological Engineering*, 36(10), 1341-1347. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.06.010>.
- Xia, Z., Liu, G., She, Z., Gao, M., Zhao, Y., Guo, L., Jin, C. (2020). Performance and bacterial communities in unsaturated and saturated zones of a vertical-flow constructed wetland with continuous-feed. *Bioresource Technology*, 33(2) , 142-149. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123859>.
- Yan, Y., & Xu, J. (2014). Improving winter performance of constructed wetlands for wastewater treatment in Northern China: a review. *Wetlands*, 34, 243-253. <https://doi.org/10.1007/s13157-013-0444-7>.
- Zhang, D. Q., Tan, S. K., Gersberg, R. M., Zhu, J., Sadreddini, S., & Li, Y. (2012). Nutrient removal in tropical subsurface flow constructed wetlands under batch and continuous flow conditions. *Journal of Environmental Management*, 96(1), 1-6. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.10.009>.

