



**ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ ΚΡΗΤΗΣ**  
**ΣΧΟΛΗ ΜΗΧΑΝΙΚΩΝ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ**

**ΔΙΠΛΩΜΑΤΙΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ**

**«Μοντελοποίηση Βιοαντιδραστήρα Προσκολλημένης Βιομάζας  
για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων υψηλής αλατότητας»**

**ΕΥΤΥΧΙΑ ΛΕΔΑΚΗ**

**Εξεταστική Επιτροπή:**

**Νικόλαος Καλογεράκης, Καθηγητής (επιβλέπων)**

**Νικόλαος Παρανυχιανάκης, Επίκουρος Καθηγητής**

**Παρασκευή Παναγιωτοπούλου, Επίκουρη Καθηγήτρια**

**Χανιά**

**Οκτώβριος 2016**



## Ευχαριστίες

*Αρχικά, θέλω να ευχαριστήσω τον κ. Νικόλαο Καλογεράκη, Καθηγητή στη Σχολή Μηχανικών Περιβάλλοντος και επιβλέποντα της παρούσας εργασίας, για τη συνεργασία του στην επιλογή του θέματος, τις συμβουλές του κατά τη χρονική διάρκεια ανάπτυξής του αλλά και την αξιολόγηση του τελικού αποτελέσματος.*

*Ξεχωριστά θα ήθελα να εκφράσω την ευγνωμοσύνη μου στην υποψήφια διδάκτορα Μαργαρίτα Πετούση, για τη γενναιόδωρη βοήθειά της, το χρόνο που αφιέρωσε στην παρούσα εργασία, την πολύτιμη επιστημονική συμβολή της σε κάθε στάδιο και βέβαια για την υπομονή που επέδειξε όλο αυτό το χρονικό διάστημα.*

*Θα ήθελα να πω ένα μεγάλο ευχαριστώ στις φίλες και συναδέλφισσές μου Χριστίνα Στυλιανουδάκη και Τατιάνα Μακροπούλου για τη μακρά φιλοξενία τους στα Χανιά και την ψυχολογική υποστήριξή τους, καθώς και στο φίλο μου Αδριανό για το κουράγιο και την αισιοδοξία που μου μετέδιδε κατά τη δύσκολη περίοδο της συγγραφής της παρούσας εργασίας.*

*Τέλος, αυτή μου την προσπάθεια, την αφιερώνω στη μητέρα μου Άρτεμη και στον πατέρα μου Δημήτρη. Τους ευχαριστώ για την εμπιστοσύνη που μου δείχνουν και για τη μεγάλη υποστήριξή τους -ηθική και υλική- όλα αυτά τα χρόνια.*

## Περίληψη

Η ανάπτυξη του κλάδου των Υδατοκαλλιεργειών, έχει έρθει ως απάντηση στην αύξηση του παγκόσμιου πληθυσμού αλλά και στη συνεχόμενη μείωση των αποθεμάτων «άγριων» ψαριών (και άλλων ειδών του θαλασσινού ή του γλυκού νερού) λόγω της χρόνιας υπεραλίευσης. Σήμερα, η Υδατοκαλλιέργεια, αποτελεί πηγή διατροφής και εισοδήματος για εκατομμύρια ανθρώπους ανά τον κόσμο. Μπροστά στις νέες ευκαιρίες -σε επίπεδο κάλυψης διατροφικών αναγκών αλλά και σε οικονομικό επίπεδο- πρέπει να δοθεί προτεραιότητα στη βιωσιμότητα του περιβάλλοντος και των τοπικών κοινωνιών.

Οι Υδατοκαλλιέργειες μπορούν να είναι μία ιδιαίτερα επιζήμια δραστηριότητα για το περιβάλλον, αν συνδυαστούν με υπερεκμετάλλευση των φυσικών πόρων, κακή διαχείριση της διαδικασίας και απουσία συστημάτων επεξεργασίας των αποβλήτων τους. Σε αυτές τις περιπτώσεις, απελευθερώνονται στους υδάτινους αποδέκτες αρκετά μεγάλες συγκεντρώσεις θρεπτικών στοιχείων και οργανικού υλικού με αποτέλεσμα τη δημιουργία ευτροφικών ζωνών, ανοξικών ιζημάτων στο βυθό της θάλασσας, τοξικότητα στους αυτόχθονες υδρόβιους οργανισμούς κ.α.. Απέναντι σε αυτά τα ζητήματα, προκρίνεται η χρήση χερσαίων συστημάτων Υδατοκαλλιέργειας κλειστής ροής με επανακυκλοφορία. Στα συστήματα αυτά υπάρχει αυξημένη δυνατότητα ελέγχου συνολικά της διαδικασίας εκτροφής, αλλά και δυνατότητα επεξεργασίας του υγρού αποβλήτου που προκύπτει σε σημείο που να ξαναχρησιμοποιείται στον κύκλο της παραγωγής. Έτσι, ελαχιστοποιούνται οι αρνητικές επιπτώσεις στα τοπικά οικοσυστήματα και ανεξαρτητοποιούνται γεωγραφικά οι Υδατοκαλλιέργειες.

Στην παρούσα εργασία, έγινε μοντελοποίηση ενός βιοαντιδραστήρα προσκολλημένης βιομάζας ως προς τη δυνατότητά του να επεξεργαστεί υγρά απόβλητα υψηλής αλατότητας. Πάνω στο ύφασμα που χρησιμοποιεί ο αντιδραστήρας ως πληρωτικό υλικό, αναπτύχθηκαν κοινότητες μικροαλγών και βακτηρίων.

Το μαθηματικό μοντέλο αναπτύχθηκε σε περιβάλλον MATLAB® και περιγράφει τη δυναμική των διεργασιών απομάκρυνσης της οργανικής ύλης και των θρεπτικών συστατικών στον υπό μελέτη βιοαντιδραστήρα, για διαφορετικές οργανικές φορτίσεις αποβλήτου. Στη συνέχεια, τροποποιώντας το μοντέλο έγινε διερεύνηση της απόδοσης του συστήματος επεξεργασίας υπό συνεχή τροφοδοσία φρέσκου αποβλήτου, έτσι ώστε να, εκτιμηθεί η καταλληλότητα εφαρμογής του σε πραγματική χερσαία μονάδα υδατοκαλλιέργειας.

Σε γενικές γραμμές, υπήρξε καλή ταύτιση των πειραματικών τιμών απομάκρυνσης, με τις προβλεπόμενες τιμές από το μοντέλο για το χημικά απαιτούμενο οξυγόνο, το άζωτο υπό τη μορφή αμμωνιακών ιόντων και το φώσφορο. Ωστόσο διαπιστώθηκε πως για το νιτρικό άζωτο το μοντέλο κάνει υποεκτίμηση σε σχέση με τις διαθέσιμες πειραματικές τιμές.

Από την προσομοίωση του βιοαντιδραστήρα, προέκυψε ότι το πιλοτικό σύστημα ως έχει, θα μπορούσε να εφαρμοστεί για επεξεργασία ρεύματος αποβλήτου ως και  $5,04 \text{ m}^3/\text{day}$ , στην περίπτωση υψηλής οργανικής φόρτισης και χαμηλής συγκέντρωσης αμμωνιακού αζώτου. Για χαμηλή οργανική φόρτιση του αποβλήτου φάνηκε να υπάρχει δυνατότητα για μεγάλες παροχές εξωτερικής τροφοδοσίας μέχρι και  $45.79 \text{ m}^3/\text{day}$ , με ανάγκη για περαιτέρω επεξεργασία μόνο ως προς το φώσφορο.

## Πίνακας Περιεχομένων

Ευχαριστίες .....	ii
Περίληψη.....	iii
Περιεχόμενοι πίνακες .....	vii
Πίνακας περιεχομένων εικόνων.....	viii

### 1<sup>ο</sup> ΚΕΦΑΛΑΙΟ: ΟΙ ΥΔΑΤΟΚΑΛΛΙΕΡΓΕΙΕΣ ΚΑΙ Η ΔΙΑΧΕΙΡΗΣΗ ΤΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ ΤΟΥΣ .....

1 <sup>ο</sup> ΚΕΦΑΛΑΙΟ: ΟΙ ΥΔΑΤΟΚΑΛΛΙΕΡΓΕΙΕΣ ΚΑΙ Η ΔΙΑΧΕΙΡΗΣΗ ΤΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ ΤΟΥΣ .....	1
---	---

1.1 Τύποι υδατοκαλλιέργειας .....	3
1.2 Χαρακτηριστικά υγρών αποβλήτων υδατοκαλλιέργειών και επίδρασή τους στο περιβάλλον.....	4
1.2.1 Συνέπειες των Υδατοκαλλιέργειών.....	4
1.2.2 Χαρακτηριστικά των αποβλήτων των Υδατοκαλλιέργειών .....	6
1.3 Χερσαία συστήματα υδατοκαλλιέργειας .....	7
1.3.1 Συστήματα ανοικτής ροής.....	7
1.3.1.1 Επεξεργασία υγρών αποβλήτων συστημάτων υδατοκαλλιέργειας ανοικτής ροής .....	7
1.3.1.2 Κύρια προβλήματα συστημάτων ανοικτής ροής.....	8
1.3.2 Συστήματα κλειστής ροής (ή συστήματα με επανακυκλοφορία) .....	8
1.3.2.1 Πλεονεκτήματα Συστήματος Υδατοκαλλιέργειας με Επανακυκλοφορία.....	9
1.4 Απόβλητα Μονάδων Υδατοκαλλιέργειών.....	10
1.5 Μέθοδοι επεξεργασίας των αποβλήτων των υδατοκαλλιέργειών .....	11
1.5.1 Βιολογική επεξεργασία στα συστήματα υδατοκαλλιέργειας με επανακυκλοφορία, με τη χρήση βιόφιλτρων.....	12

### 2<sup>ο</sup> ΚΕΦΑΛΑΙΟ: ΣΥΣΤΗΜΑ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ ΥΨΗΛΗΣ ΑΛΑΤΟΤΗΤΑΣ ΜΕ ΤΗ ΣΥΝΔΡΟΜΗ ΜΙΚΤΗΣ ΚΟΙΝΟΤΗΤΑΣ ΑΛΓΩΝ ΚΑΙ ΒΑΚΤΗΡΙΩΝ.....

2 <sup>ο</sup> ΚΕΦΑΛΑΙΟ: ΣΥΣΤΗΜΑ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ ΥΨΗΛΗΣ ΑΛΑΤΟΤΗΤΑΣ ΜΕ ΤΗ ΣΥΝΔΡΟΜΗ ΜΙΚΤΗΣ ΚΟΙΝΟΤΗΤΑΣ ΑΛΓΩΝ ΚΑΙ ΒΑΚΤΗΡΙΩΝ.....	13
---	----

2.1 Βιοαντιδραστήρας Προσκολλημένης Βιομάζας AdvanTex Treatment Systems .....	13
2.1.1 Πλεονεκτήματα του Βιοαντιδραστήρα Προσκολλημένης Βιομάζας.....	14
2.2 Μικροάλγη.....	15
2.2.1 Χαρακτηριστικά μικροαλγών.....	15
2.2.2 Βιολογική επεξεργασία υγρών αποβλήτων με τη χρήση μικροαλγών.....	17
2.2.2.1 Συνεισφορά στην απομάκρυνση Αζώτου .....	17
2.2.2.2 Συνεισφορά στην απομάκρυνση Φωσφόρου.....	17
2.3 Βιολογική απομάκρυνση του αζώτου στην επεξεργασία υγρών αποβλήτων.....	17
2.3.1 Αυτότροφη νιτροποίηση και αναερόβια απονιτροποίηση .....	18

2.3.2 Ετερότροφη νιτροποίηση και αερόβια απονιτροποίηση .....	19
2.4 Ολοκληρωμένο σύστημα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων υψηλής αλατότητας .....	20
2.4.1 Ο ρόλος του βακτηριακού πληθυσμού.....	20
2.4.2 Συνεργιστική σχέση μικροαλγών – βακτηρίων.....	20
2.4.2.1 Πλεονέκτημα ως προς τον αερισμό του συστήματος.....	20
2.4.2.2 Πλεονέκτημα ως προς την απόδοση της επεξεργασίας υγρών αποβλήτων .....	21

### **3ο ΚΕΦΑΛΑΙΟ: ΜΟΝΤΕΛΟΠΟΙΗΣΗ ΒΙΟΑΝΤΙΔΡΑΣΤΗΡΑ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ ΥΨΗΛΗΣ ΑΛΑΤΟΤΗΤΑΣ.....**

<b>3.1 Περιγραφή πιλοτικής λειτουργίας του βιοαντιδραστήρα .....</b>	<b>22</b>
<b>3.2 Υποθέσεις του μαθηματικού μοντέλου.....</b>	<b>26</b>
3.2.1 Διαμερισματοποίηση του βιοαντιδραστήρα και λειτουργικά χαρακτηριστικά του .	26
3.2.2 Κατανομή βιομάζας στο ύφασμα του βιοαντιδραστήρα.....	27
3.2.3 Παραδοχές για τη διακοπόμενη λειτουργία του συστήματος.....	29
3.2.4 Μοντελοποίηση διεργασιών απομάκρυνσης οργανικής ύλης και θρεπτικών συστατικών.....	30
3.2.4.1 Ανάπτυξη μικροαλγών και βακτηρίων .....	31
3.2.4.2 Απομάκρυνση οργανικής ύλης.....	33
3.2.4.3 Απομάκρυνση Αζώτου .....	33
3.2.4.4 Απομάκρυνση Φωσφόρου .....	35
3.2.5 Ανάπτυξη μαθηματικού μοντέλου στο περιβάλλον του MATLAB® .....	36
3.2.5.1 Ισοζύγια μάζας για τις μεταβλητές κατάστασης του συστήματος .....	36
3.2.5.2 Προσδιορισμός βιοχημικών παραμέτρων- βαθμονόμηση μοντέλου .....	39
<b>3.3 Αποτελέσματα προσομοίωσης της πιλοτικής λειτουργίας του βιοαντιδραστήρα .....</b>	<b>40</b>
3.3.1 Απομάκρυνση οργανικής ύλης.....	41
3.3.2 Απομάκρυνση αζώτου.....	43
3.3.2.1 Απομάκρυνση αμμωνιακού αζώτου .....	43
3.3.2.2 Απομάκρυνση νιτρικού αζώτου .....	46
3.3.3 Απομάκρυνση φωσφόρου .....	48

### **4ο ΚΕΦΑΛΑΙΟ: ΜΕΛΕΤΗ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ ΤΟΥ ΒΙΟΑΝΤΙΔΡΑΣΤΗΡΑ ΥΠΟ ΣΥΝΕΧΗ ΕΞΩΤΕΡΙΚΗ ΤΡΟΦΟΔΟΣΙΑ ΑΠΟΒΛΗΤΟΥ .....**

<b>4.1 Περιγραφή χαρακτηριστικών λειτουργίας του συστήματος υπό συνεχή τροφοδοσία ...</b>	<b>50</b>
<b>4.2 Μελέτη απόκρισης του συστήματος σε διαφορετικούς ρυθμούς τροφοδοσίας του αποβλήτου.....</b>	<b>51</b>
4.2.1 Διακύμανση συγκέντρωσης οργανικής ύλης στην έξοδο του συστήματος .....	53
4.2.2 Διακύμανση συγκέντρωσης εξόδου θρεπτικών συστατικών .....	54

4.2.2.1 Αμμωνιακό άζωτο .....	54
4.2.2.2 Νιτρικό άζωτο.....	56
4.2.2.3 Φώσφορος.....	58
<b>5<sup>ο</sup> ΚΕΦΑΛΑΙΟ: ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ .....</b>	<b>60</b>
<b>6<sup>ο</sup> ΚΕΦΑΛΑΙΟ: Βιβλιογραφία .....</b>	<b>62</b>

## Περιεχόμενοι πίνακες

Πίνακας 1: Σύσταση συνθετικού αποβλήτου και ιχνοστοιχείων .....	24
Πίνακας 2: Προσδιορισθείσες παράμετροι ανάπτυξης αλγών και βακτηρίων κατά τη βαθμονόμηση του μοντέλου .....	39
Πίνακας 3: Προσδιορισθείσες παράμετροι απομάκρυνσης οργ. Ύλης και θρεπτικών συστατικών κατά τη βαθμονόμηση του μοντέλου .....	39
Πίνακας 4: Αρχική σύσταση του συνθετικού αποβλήτου στα επιμέρους πειράματα της λειτουργίας του βιοαντιδραστήρα .....	41



## Πίνακας περιεχόμενων εικόνων

Εικόνα 1: Χρονική εξέλιξη παγκόσμιας παραγωγής παραδοσιακής αλιείας και υδατοκαλλιεργειών (FAO, The State of World Fisheries and Aquaculture 2016, 2016) .....	1
Εικόνα 2: Παραγωγή και ανάπτυξη του κλάδου των υδατοκαλλιεργειών ανά τις κύριες χώρες ανάπτυξής του. Πηγή: National Geographic .....	2
Εικόνα 3: Σύνοψη των συνεπειών της θαλάσσιας υδατοκαλλιέργειας. Πηγή: Dr. George Pararas-Carayannis, Wikimedia Commons .....	5
Εικόνα 4: Τυπικό δείγμα εγκατάστασης συστήματος υδατοκαλλιέργειας με επανακυκλοφορία .....	9
Εικόνα 5: Σύστημα υδατοκαλλιέργειας με επανακυκλοφορία και χρήση βιόφιλτρου επεξεργασία του υγρού αποβλήτου. Πηγή: National Geographic .....	12
Εικόνα 6: Βιοαντιδραστήρας AdvanTex .....	13
Εικόνα 7: Βιοαντιδραστήρας AdvanTex (φαίνεται το πάνω μέρος των φύλλων του συνθετικού υφάσματος καθώς και οι αντλίες ψεκασμού του αποβλήτου. Πηγή: Babatsouli et. al. 2015 .....	13
Εικόνα 8: Μικροάλγη υπό το μικροσκόπιο .....	16
Εικόνα 9: Εμπορικά καλλιεργούμενα μικροάλγη. Πηγή: T.J. Lundquist et. al.....	16
Εικόνα 10: Αλληλεπιδράσεις μικροαλγών -βακτηρίων στην επεξεργασία αποβλήτων. Πηγή: Babatsouli et. al. 2015 .....	21
Εικόνα 11: Διάγραμμα ροής του πιλοτικού συστήματος. Πηγή: Babatsouli et.al. 2015 .....	22
Εικόνα 12: Διάγραμμα τρόπου λειτουργίας του συστήματος. Πηγή: Babatsouli et. Al 2015 ..	23
Εικόνα 13: Αριθμός κυττάρων βακτηρίων και μικροαλγών (log 10) ανά μονάδα επιφάνειας βιοφίλμ (cm <sup>2</sup> ) κάτω από τη λάμπα και πλησίον της λάμπας. Πηγή: Babatsouli et. Al 2015 ..	25
Εικόνα 14: Ανάπτυξη βιοφίλμ μετά από 2 μήνες λειτουργίας του συστήματος.....	26
Εικόνα 15: Πλήθος των γονιδιακών τύπων nirK και nosZ (no/ng DNA) στον αντιδραστήρα τροφοδοτούμενο από απόβλητο που περιέχει α) 100mg/L NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N και 600 mg/L COD και β) 100 mg/L NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N και 100 mg/L COD. Πηγή: Babatsouli et. al. 2015 .....	28
Εικόνα 16: Σχηματική αναπαράσταση της διαμερισματοποίησης του υφάσματος του βιοαντιδραστήρα.....	29
Εικόνα 17: Διάγραμμα των βασικών βιοχημικών διεργασιών που λαμβάνουν χώρα στο πιλοτικό σύστημα AdvanTex ® .....	31
Εικόνα 18: Διαγράμματα προσομοίωσης της απομάκρυνσης του COD κατά την πιλοτική λειτουργία του βιοαντιδραστήρα για διαφορετική αρχική οργανική φόρτιση του αποβλήτου (a: 600 mg/L COD, b: 200 mg/L COD, c: 100 mg/L COD) .....	42
Εικόνα 19: Διαγράμματα προσομοίωσης της απομάκρυνσης του NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N κατά την πιλοτική λειτουργία του βιοαντιδραστήρα για διαφορετική αρχική οργανική φόρτιση του αποβλήτου (a,b: 600 mg/L COD, c,d: 200 mg/L .....	44
Εικόνα 20: Διάγραμμα σύγκρισης του ρυθμού απομάκρυνσης NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N από το σύστημα για τις διαφορετικές περιπτώσεις οργανικής φόρτισης (α)με χαμηλή φόρτιση αμμωνιακού αζώτου (β) με υψηλή φόρτιση αμμωνιακού αζώτου .....	45
Εικόνα 21: Διάγραμμα σύγκρισης του ρυθμού απομάκρυνσης NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N από το σύστημα για τις διαφορετικές περιπτώσεις οργανικής φόρτισης (α)με χαμηλή φόρτιση αμμωνιακού αζώτου (β) με υψηλή φόρτιση αμμωνιακού αζώτου .....	46
Εικόνα 22: Διαγράμματα προσομοίωσης της απομάκρυνσης του NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N κατά την πιλοτική λειτουργία του βιοαντιδραστήρα για διαφορετική αρχική οργανική φόρτιση του αποβλήτου	

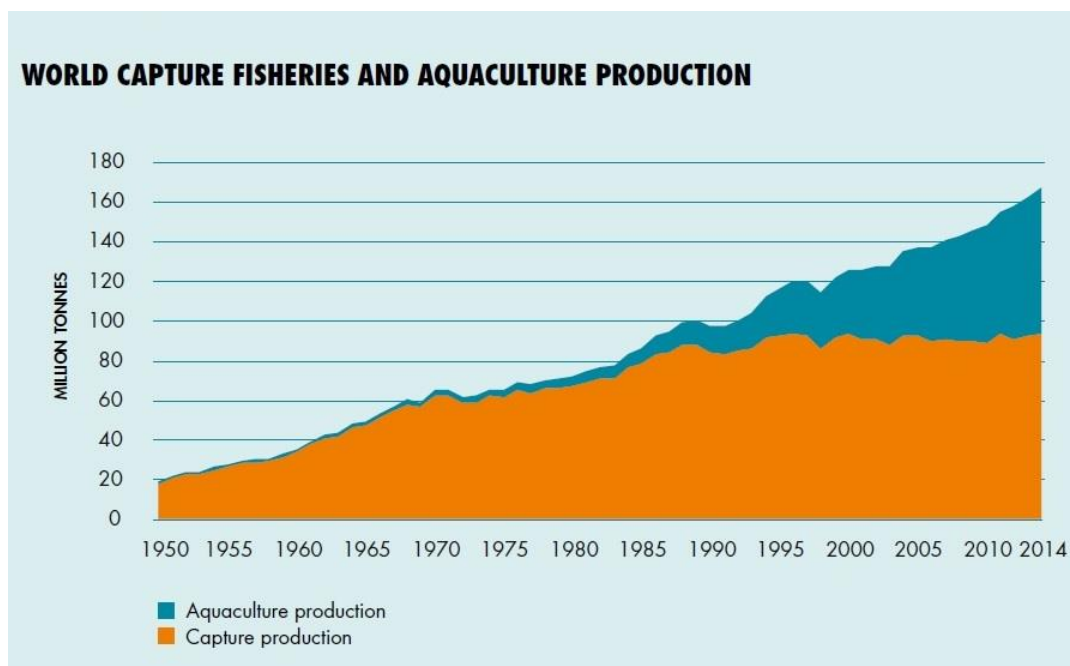
(a,b: 600 mg/L COD, c,d: 200 mg/L COD, e,f: 100 mg/L COD) και διαφορετική φόρτιση αμμ. αζώτου (a,c,e: 10 mg/L $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , b,d,f: 100 mg/L $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ).....	47
Εικόνα 23: Διαγράμματα προσομοίωσης της απομάκρυνσης του $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ κατά την πιλοτική λειτουργία του βιοαντιδραστήρα για διαφορετική αρχική οργανική φόρτιση του αποβλήτου (a,b: 600 mg/L COD, c,d: 200 mg/L COD, e,f: 100 mg/L COD) και διαφορετική φόρτιση αμμ. Αζώτου (a,c,e: 10 mg/L $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , b,d,f: 100 mg/L $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) .....	49
Εικόνα 24: Διάγραμμα συγκέντρωσης όλων των υπό μελέτη συστατικών του συστήματος συναρτήσει του χρόνου στην περίπτωση συνεχούς λειτουργίας του συστήματος με παροχή τροφοδοσίας φρέσκου αποβλήτου ίση με 1L/min.....	52
Εικόνα 25: Διάγραμμα συγκέντρωσης COD στην έξοδο του συστήματος συναρτήσει της ογκομετρικής παροχής φρέσκου αποβλήτου .....	54
Εικόνα 26: Διάγραμμα συγκέντρωσης $\text{NH}_4^+ \text{- N}$ στην έξοδο του συστήματος συναρτήσει της ογκομετρικής παροχής φρέσκου αποβλήτου (περίπτωση τροφοδοσίας με χαμηλό φορτίο αμμωνιακού αζώτου).....	55
Εικόνα 27: Διάγραμμα συγκέντρωσης $\text{NH}_4^+ \text{- N}$ στην έξοδο του συστήματος συναρτήσει της ογκομετρικής παροχής φρέσκου αποβλήτου (περίπτωση τροφοδοσίας με υψηλό φορτίο αμμωνιακού αζώτου) .....	56
Εικόνα 28: Διάγραμμα συγκέντρωσης $\text{NO}_3^- \text{- N}$ στην έξοδο του συστήματος συναρτήσει της ογκομετρικής παροχής φρέσκου αποβλήτου (περίπτωση τροφοδοσίας με χαμηλό φορτίο αμμωνιακού αζώτου).....	57
Εικόνα 29: Διάγραμμα συγκέντρωσης $\text{NO}_3^- \text{- N}$ στην έξοδο του συστήματος συναρτήσει της ογκομετρικής παροχής φρέσκου αποβλήτου (περίπτωση τροφοδοσίας με υψηλό φορτίο αμμωνιακού αζώτου).....	57
Εικόνα 30: Διάγραμμα συγκέντρωσης $\text{PO}_4^{3-} \text{- P}$ στην έξοδο του συστήματος συναρτήσει της ογκομετρικής παροχής φρέσκου αποβλήτου (περίπτωση τροφοδοσίας με χαμηλό φορτίο αμμωνιακού αζώτου).....	58
Εικόνα 31: Διάγραμμα συγκέντρωσης $\text{PO}_4^{3-} \text{- P}$ στην έξοδο του συστήματος συναρτήσει της ογκομετρικής παροχής φρέσκου αποβλήτου (περίπτωση τροφοδοσίας με υψηλό φορτίο αμμωνιακού αζώτου).....	59

## 1<sup>ο</sup> ΚΕΦΑΛΑΙΟ: ΟΙ ΥΔΑΤΟΚΑΛΛΙΕΡΓΕΙΕΣ ΚΑΙ Η ΔΙΑΧΕΙΡΗΣΗ ΤΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ ΤΟΥΣ

Ο όρος «Υδατοκαλλιέργεια», περιγράφει την καλλιέργεια ή την εκτροφή υδρόβιων οργανισμών, όπως είναι τα ψάρια, τα οστρακόδερμα, τα μαλάκια και τα υδρόβια φυτά. Σαν δραστηριότητα, περιλαμβάνει όλες εκείνες τις παρεμβάσεις στη διαδικασία της εκτροφής, που είναι απαραίτητες για τη βελτίωση της παραγωγής. Οι μονάδες υδατοκαλλιέργειας μπορούν να εγκατασταθούν τόσο σε παράκτιες όσο και σε ηπειρώτικες περιοχές.

Τα τελευταία 50 χρόνια έχει λάβει χώρα σημαίνουσα ανάπτυξη του κλάδου των υδατοκαλλιεργειών, καθώς η ζήτηση για τα προϊόντα αλιείας συνεχώς αυξάνεται ενώ η προσφορά ψαριών από την παραδοσιακή αλιεία μειώνεται. Η συμβολή της υδατοκαλλιέργειας στην προμήθεια των ψαριών έχει αυξηθεί σημαντικά φτάνοντας το ποσοστό του 47% το 2006, σε σύγκριση με το 7% το 1974.

Πιο πρόσφατα, το 2014, η συνολική παγκόσμια παραγωγή της αλιείας ήταν 167 εκατομμύρια τόνοι, εκ των οποίων οι υδατοκαλλιέργειες συνείσφεραν 73,8 εκατομμύρια τόνους (περίπου 44%). Η αξία παραγωγής του κλάδου των υδατοκαλλιεργειών έφτασε στα 160 δισεκατομμύρια δολάρια το 2014 (FAO, The State of World Fisheries and Aquaculture 2016, 2016).



Εικόνα 1: Χρονική εξέλιξη παγκόσμιας παραγωγής παραδοσιακής αλιείας και υδατοκαλλιεργειών (FAO, The State of World Fisheries and Aquaculture 2016, 2016)

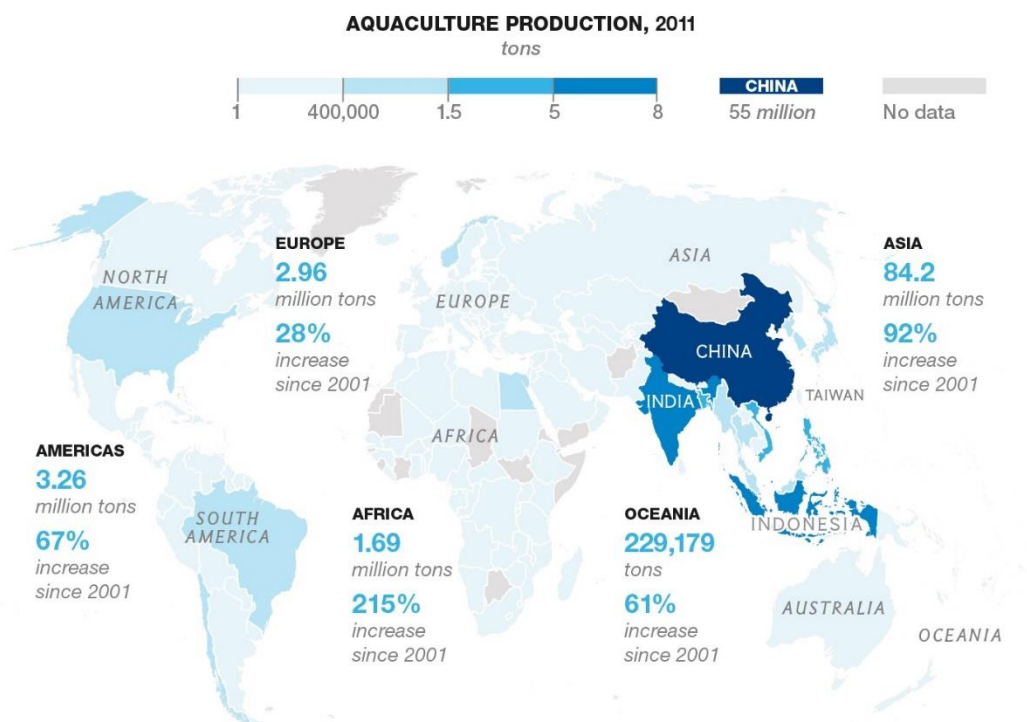
Καθώς ο παγκόσμιος πληθυσμός πλησιάζει τα 7 δισεκατομμύρια, οι δυνατότητες του τομέα της παραδοσιακής αλιείας περιορίζονται. Στα πλαίσια αυτά ειδικοί των θαλάσσιων επιστημών

ερευνούν αξιόπιστες νέες πηγές τροφής διαμέσου της αποκαλούμενης «Γαλάζιας Επανάστασης» (Marziali, 2009) .

Τις τελευταίες δεκαετίες, οι υδατοκαλλιέργειες είναι από τους πιο αναπτυσσόμενους κλάδους της βιομηχανίας παραγωγής τροφίμων. Στην κατεύθυνση αυτή –τόσο στη χώρα μας, όσο και σε παγκόσμιο επίπεδο- έχουν συμβάλει η τεχνολογική ανάπτυξη, οι συνεχώς αυξανόμενες διατροφικές απαιτήσεις σε θαλασσινά προϊόντα καθώς και η μέριμνα για τον κλάδο της Υδατοκαλλιέργειας σε κεντρικοπολιτικό επίπεδο.

Η Ευρωπαϊκή Ένωση έχει αναγνωρίσει τον κλάδο αυτό, ως έναν από τους πυλώνες της Στρατηγικής της για τη λεγόμενη «Γαλάζια Ανάπτυξη». Η Στρατηγική αποσκοπεί στην πλήρωση του εκτιμώμενου ελλείμματος των 8 εκατομμυρίων τόνων μεταξύ του επιπέδου κατανάλωσης των θαλασσινών στην ΕΕ και του όγκο της αιχμαλώτισης από αλιεία μέσα από την ευρωπαϊκή υδατοκαλλιέργεια (Barazi-Γερουλάνου, 2015).

Λαμβάνοντας υπ' όψιν την πτώση του κλάδου της παραδοσιακής αλιείας, η ανάπτυξη των υδατοκαλλιεργειών δύναται να έχει σημαντικά οφέλη για την δημιουργία νέων θέσεων εργασίας και την τόνωση της οικονομίας, ανάλογα και με την ανάπτυξη που παρουσιάζει ο συγκεκριμένος κλάδος σε διαφορετικές χώρες, όπως παρουσιάζεται στην *Εικόνα 2*.



Εικόνα 2: Παραγωγή και ανάπτυξη του κλάδου των υδατοκαλλιεργειών ανά τις κύριες χώρες ανάπτυξής του. Πηγή: National Geographic

## 1.1 Τύποι υδατοκαλλιέργειας

### Κατηγοριοποίηση τρόπων καλλιέργειας και εκτροφής υδρόβιων οργανισμών

- Εκτατική υδατοκαλλιέργεια: καλλιέργεια υδρόβιων οργανισμών, με μικρό βαθμό παρέμβασης εκ μέρους του εκτροφέα/καλλιεργητή όσον αφορά το περιβάλλον εκτροφής και τη διατροφή, σε όλα τα στάδια ανάπτυξης τους.
- Ημι-εντατική υδατοκαλλιέργεια: καλλιέργεια υδρόβιων οργανισμών, όπου ο άνθρωπος επεμβαίνει σε ένα ή σε όλα τα στάδια ανάπτυξης, χρησιμοποιώντας διάφορες τεχνικές, ανάλογα με το εκτρεφόμενο είδος.
- Εντατική υδατοκαλλιέργεια: καλλιέργεια υδρόβιων οργανισμών, όπου ο άνθρωπος επεμβαίνει σε όλα τα στάδια ανάπτυξης, χρησιμοποιώντας διάφορες τεχνικές, ανάλογα με το είδος εκτροφής.
- Υπερεντατική υδατοκαλλιέργεια: καλλιέργεια υδρόβιων οργανισμών σε ένα πλήρως ελεγχόμενο περιβάλλον, όπου υπάρχει παρέμβαση τόσο στις φυσικοχημικές παραμέτρους του νερού, όσο και στη διαδικασία εκτροφής (χορήγηση αποκλειστικά τεχνητής τροφής).

### Επιμέρους κλάδοι υδατοκαλλιέργειας (Μελίσσας, 2014)

#### A) Υδατοκαλλιέργεια θαλασσινών ειδών

A1) Καλλιέργεια ιχθύων εντατικής μορφής, σε θαλάσσιες εκτάσεις με πλωτούς κλωβούς

A3) Εκτροφή οργανισμών θαλασσινού νερού σε χερσαίες εγκαταστάσεις εντός χωμάτων (ponds), τσιμεντένιων ή πλαστικών δεξαμενών, ή σε συστήματα κλειστής ροής νερού (τα λεγόμενα RAS όπως θα εξεταστούν και παρακάτω)

#### B) Οστρακοκαλλιέργειες εντατικής μορφής σε θαλάσσιες εκτάσεις σύμφωνα με τα ακόλουθα συστήματα:

B1) Το πλωτό σύστημα: παράλληλες γραμμές παραγωγής που επιπλέουν στην επιφάνεια της θάλασσας

B2) Πασσαλωτό σύστημα καλλιέργειας οστράκων (poles): παράλληλες γραμμές παραγωγής που στηρίζονται σε κάθετους πασσάλους στηριγμένους στο βυθό της θάλασσας

B3) Κυκλικού τύπου μονάδα εκτροφής οστράκων: αποτελείται από επάλληλους κυκλικούς πλωτήρες

B4)Αρθρωτού τύπου πλωτή οστρακοκαλλιέργεια: πλωτή καλλιέργεια κατάλληλη για ακραίες καιρικές συνθήκες

B5)Καλλιέργεια αποκλειστικά στο βυθό

Γ) Υδατοκαλλιέργεια ειδών γλυκού νερού: υδατοκαλλιέργειες στην πλειοψηφία τους εντατικής μορφής, πραγματοποιούνται εγγύς ή εντός υδάτινων συστημάτων γλυκού νερού.

Δ) Καλλιέργεια υδρόβιων οργανισμών σε φυσικά υφάλμυρα νερά (λιμνοθάλασσες κ.α.): λειτουργούν ως μονάδες υδατοκαλλιέργειας εκτατικής και ημι-εντατικής μορφής.

## **1.2 Χαρακτηριστικά υγρών αποβλήτων υδατοκαλλιεργειών και επίδρασή τους στο περιβάλλον**

Η επέκταση των ιχθυοκαλλιεργειών και γενικότερα των υδατοκαλλιεργειών στην παράκτια ζώνη, κατά τη διάρκεια των τελευταίων δεκαετιών, έχει οδηγήσει σε συγκρούσεις με κοινωνικές ομάδες που επιδιώκουν άλλες χρήσεις της ζώνης αυτής, και αφορούν κυρίως τον τουρισμό (Katranidis, Nitsi, & Vakrou, 2003), όπως συμβαίνει και με τις περισσότερες ανθρώπινες δραστηριότητες παραγωγής τροφίμων, εγείρονται σημαντικά ζητήματα σε σχέση με την βιωσιμότητα του περιβάλλοντος αλλά και την ασφάλεια των καταναλωτών. Για αυτούς τους λόγους, γίνεται σημαντική προσπάθεια για τη διερεύνηση των επιπτώσεων που σχετίζονται με αυτόν τον αναπτυσσόμενο παραγωγικό κλάδο.

### **1.2.1 Συνέπειες των Υδατοκαλλιεργειών**

Οι Υδατοκαλλιέργειες εντατικότερου τύπου, τόσο στην ξηρά (on-shore) όσο και στη θάλασσα (off-shore), αναπτύχθηκαν στην προσπάθεια για κάλυψη της αυξανόμενης ζήτησης για αλιευτικά προϊόντα. Το αποτέλεσμα είναι να έχουν επιτευχθεί πολύ υψηλοί ρυθμοί παραγωγής από τη μία, αλλά και περιβαλλοντικά προβλήματα από την άλλη.

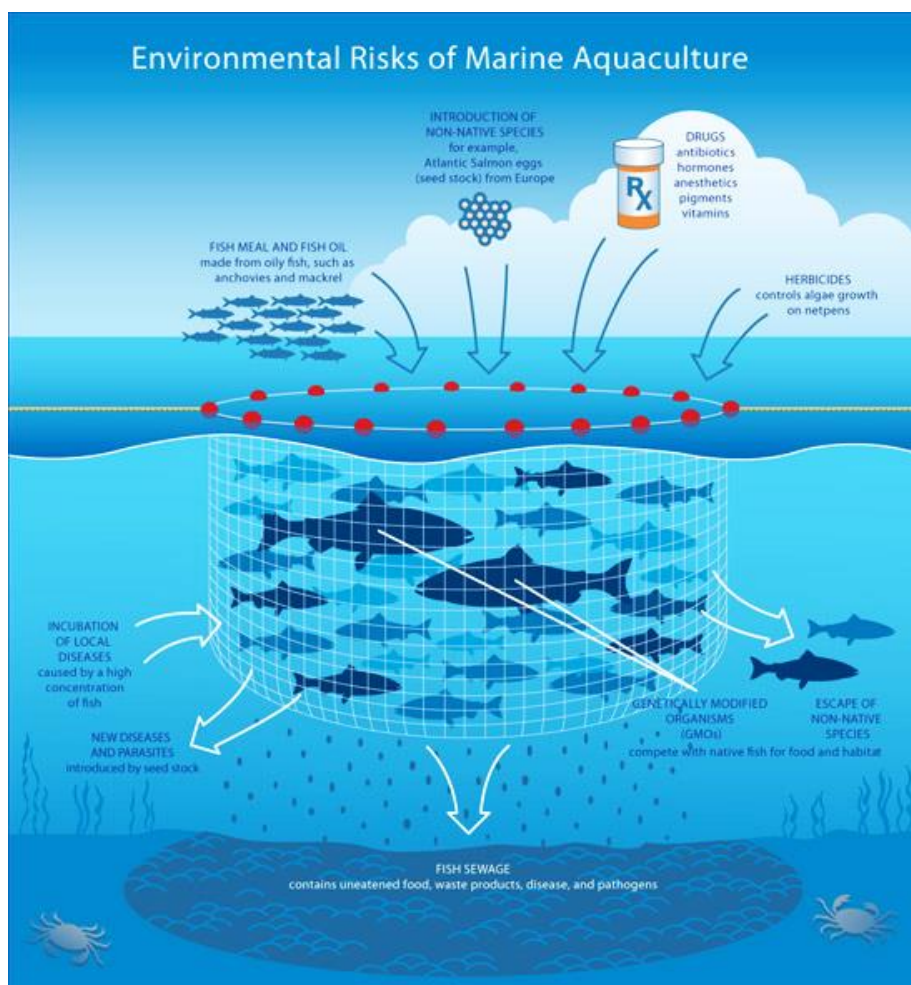
Χαρακτηριστικό παράδειγμα είναι ότι κατά το διάστημα μεταξύ του 1980 και του 2005 -οπότε και ο κλάδος της υδατοκαλλιέργειας γνώρισε τη μεγαλύτερη ανάπτυξη- καταστράφηκε το 20% των μαγκρόβιων δασών σε παγκόσμια κλίμακα (FAO, 2007) (Páez-Osuna, 2001). Ως βασική αιτία αποδείχθηκε η κατασκευή τεχνητών λιμνών υδατοκαλλιέργειας (aquaculture ponds) σε συνδυασμό με την απόρριψη των αποβλήτων τους στο θαλάσσιο περιβάλλον χωρίς προεπεξεργασία (Dierberg & Kiattisimkul, 1996). Αυτή η εξέλιξη, από μόνη της, έχει



επηρεάσει την βιοποικιλότητα και έχει προκαλέσει διάβρωση των γειτονικών, στις υδατοκαλλιέργειες, ακτών (Flaherty, 1995).

Ακόμη μία συνέπεια των υδατοκαλλιεργειών (ponds, θαλάσσιες υδατοκαλλιέργειες σε κλωβούς κ.α.), είναι η ρύπανση των υδάτων από την υπερβολική χρήση ζιζανιοκτόνων, φυτοφαρμάκων και αντιβιοτικών, καθώς επίσης και η συμβολή στη μείωση των αποθεμάτων άγριων ψαριών μέσω της εισαγωγής αλλόχθονων οργανισμών που «δραπετεύουν» από τις τεχνητές εγκαταστάσεις (Jennings, 2001) . Ακόμη και μία προσεκτική διαχείριση, για παράδειγμα όσον αφορά τους θαλάσσιους κλωβούς, είναι δυνατόν να προκαλέσει αρκετά μεγάλη εναπόθεση οργανικού υλικού στον πυθμένα της θάλασσας (ειδικά σε ρηχά νερά) (W.Cole, et al., 2009). Προκαλείται έτσι ένα στρώμα μαύρου, ανοξικού, χαλαρού ιζήματος που έχει συσχετιστεί ακόμη και με την αύξηση της θνησιμότητας των ψαριών. Στην *Εικόνα 3* αναπαρίστανται οι βασικές συνέπειες για τις οποίες έχει γίνει μέχρι τώρα λόγος.

Συμπεραίνουμε, λοιπόν, πως ο κλάδος της υδατοκαλλιέργειας, με τους τρόπους που αναπτύσσεται –κατά κανόνα- μέχρι σήμερα, απέχει πολύ από το να είναι βιώσιμος από οικολογική άποψη.



Εικόνα 3: Σύνοψη των συνεπειών της θαλάσσιας υδατοκαλλιέργειας. Πηγή: Dr. George Pararas-Carayannis, Wikimedia Commons

### 1.2.2 Χαρακτηριστικά των αποβλήτων των Υδατοκαλλιέργειών

Οι κύριοι ρυπαντές στο απόβλητο που παράγεται από τις υδατοκαλλιέργειες είναι οι ανόργανες αζωτούχες ενώσεις (αμμωνία, νιτρώδη και νιτρικά) (Qin, Liub, Richman, & Moncur, 2005). Οι υψηλές συγκεντρώσεις αιωρούμενων οργανικών στερεών, άνθρακα, αμμωνιακού αζώτου και φωσφορικών ενώσεων στα απόβλητα αυτά, προέρχονται κυρίως από την περίσσεια τροφής που δεν καταναλώνεται ή από τα απόβλητα του κύκλου μεταβολισμού των ψαριών (Jennings, 2001). Για παράδειγμα, έχει υπολογιστεί ότι το 50% του αζώτου και το 28% του φωσφόρου που παρέχεται μέσω της τροφής στα ψάρια, διαλύεται και χάνεται στην υδάτινη στήλη (Καρακάσης, Πήττα, Δρακόπουλος, Τσαπάκης, & Χατζηγιάννη, 1998). Για να εξασφαλιστεί η υψηλή ποιότητα του νερού που χρησιμοποιείται κατά τη διαδικασία της εκτροφής, αυτό ανανεώνεται πολλές φορές σε κάθε κύκλο παραγωγής και έτσι, τα απόβλητα (όντας πλούσια σε θρεπτικά συστατικά) διοχετεύονται στο θαλασσινό νερό (ή σε άλλα υδάτινα οικοσυστήματα) ως επί το πλείστον χωρίς προηγούμενη επεξεργασία (Sarà, et al., 2011) (Thomas, Courties, Helwe, Herbland, & Lemonnier, 2010).

Συμπερασματικά, το νερό των αποβλήτων από ημι-εντατικά και εντατικά συστήματα υδατοκαλλιέργειας θα περιέχει:

- Στερεό σωματιδιακό υλικό (περιττώματα και περισσεύματα τροφής)
- Διαλυμένα απόβλητα του μεταβολισμού
- Διαλυμένα θρεπτικά από τροφές και περιττώματα
- Πιθανά και φαρμακευτικά κατάλοιπα

Σε γενικές γραμμές, ο αντίκτυπος στην υδάτινη στήλη, λόγω της υδατοκαλλιέργειας, οφείλεται κατά βάση στα διαλυμένα θρεπτικά συστατικά (Grigorakis & Rigos, 2011).

Όσον αφορά τον άνθρωπο, έχει καταγραφεί πως η οξεία έκθεση σε υψηλές συγκεντρώσεις αμμωνίας, δύναται να προκαλέσει υπερδιέγερση, σπασμούς, ή και θάνατο (Smart, 1978). Η χρόνια έκθεση, ακόμη και σε χαμηλότερες συγκεντρώσεις αμμωνίας, συντελεί στην βλάβη των ιστών, μειωμένη αναπαραγωγική ικανότητα, μειωμένη ανάπτυξη ακόμη και θάνατο (Randall & Wright, 1987).

Όσον αφορά το φυσικό περιβάλλον, οι συνθήκες που αναλύθηκαν, προκαλούν ευτροφισμό στα παρακείμενα ύδατα των υδατοκαλλιέργειών, αναερόβιες συνθήκες λόγω της εξάντλησης του οξυγόνου και τοξικότητα στους υδρόβιους οργανισμούς, σε σημείο που να γίνεται απαγορευτική η εγκατάσταση υδατοκαλλιέργειών σε αβαθή νερά ή νερά που δε χαίρουν καλής



ανανέωσης (Herbeck, Unger, Wub, & Jennerjahn, 2013) (Sarà, et al., 2011) (Thomas, Courties, Helwe, Herbland, & Lemonnier, 2010) .

### 1.3 Χερσαία συστήματα υδατοκαλλιέργειας

Η αυξανόμενη ανησυχία σχετικά με τη διασπορά των αποβλήτων των υδατοκαλλιεργειών στο υδάτινο περιβάλλον, επιτάσσει την περαιτέρω ανάπτυξη τεχνολογίας σχετικά με την επεξεργασία και τη διαχείρισή τους. Η ενότητα αυτή εστιάζει, λοιπόν, στα χερσαία συστήματα υδατοκαλλιεργειών σε δεξαμενές και την επεξεργασία των αποβλήτων τους, καθώς τα συστήματα αυτά προσφέρουν την ευκαιρία για μία δυνητικά βιώσιμη παραγωγή με πολύ μεγαλύτερες δυνατότητες ελέγχου της συνολικής διαδικασίας.

Τα χερσαία συστήματα υδατοκαλλιεργειών σε δεξαμενές (Onshore Aquaculture Systems), περιλαμβάνουν τα Ημίκλειστα (λιμνοδεξαμενές, δεξαμενές) και τα Κλειστά (δεξαμενές, συστήματα με επανακυκλοφορία). Οι υδατοκαλλιέργειες χωρίζονται και σε δύο ακόμη κατηγορίες με βάση το σύστημα του νερού εκτροφής (ΤΕΙ Μεσολογίου):

- α) Σύστημα Ανοικτής Ροής (χρησιμοποίηση του νερού άπαξ-μία φορά)
- β) Σύστημα Κλειστής Ροής (ανακύκλωση, επαναχρησιμοποίηση του νερού)

#### 1.3.1 Συστήματα ανοικτής ροής

##### 1.3.1.1 Επεξεργασία υγρών αποβλήτων συστημάτων υδατοκαλλιέργειας ανοικτής ροής

Για να περιοριστούν οι επιπτώσεις στο υδάτινο οικοσύστημα, έχει δοθεί διέξοδος μέσα από διάφορες λύσεις. Κάποιες από αυτές είναι η αφαίρεση των εναποθέσεων από τον πυθμένα των δεξαμενών με μηχανικές μεθόδους, η φυτοεξυγίανση των υγρών αποβλήτων σε κατάλληλους ταμιευτήρες κ.α.. Παρά το γεγονός ότι οι λύσεις αυτές είναι αρκετά αποτελεσματικές, δεν λύνουν ολοκληρωτικά το πρόβλημα, διότι από μόνες τους παράγουν επιπλέον απόβλητα (ενεργού ιλύος). Επίσης, σε ένα τέτοιο σύστημα εκτροφής, εξακολουθεί να υπάρχει η ανάγκη για αποθήκευση και μεταφορά των αποβλήτων σε ειδικούς σταθμούς για επεξεργασία, μέχρι η σύστασή τους να είναι εκείνη που προβλέπεται από το νόμο.

Για παράδειγμα, στην Ελλάδα, σύμφωνα με την αριθ. ΥΜ/794/21-2-90 εγκύκλιο του Υπουργείου Υγείας Πρόνοιας, για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων από χερσαίες εγκαταστάσεις υδατοκαλλιέργειας ανοικτής ροής με ετήσια δυναμικότητα μικρότερη των 50

τόνων, πριν την διάθεση στη θάλασσα απαιτείται η χρήση εσχαρισμού και καθίζησης (ή ισοδύναμου συστήματος) (Charalambous, Chatziefstathiou, & Makris, 2012).

#### *1.3.1.2 Κύρια προβλήματα συστημάτων ανοικτής ροής*

Τα συστήματα θαλάσσιων υδατοκαλλιεργειών απελευθερώνουν εκ των πραγμάτων τα απόβλητά τους στο περιβάλλον. Το ίδιο όμως συμβαίνει και με τα χερσαία συστήματα υδατοκαλλιεργειών ανοικτής ροής, όταν δεν υπάρχει επεξεργασία των παραγόμενων αποβλήτων. Μετά από μερικά χρόνια εντατικής καλλιέργειας αυτού του τύπου, η συσσώρευση των προϊόντων των αποβλήτων στα παρακείμενα υδάτινα περιβάλλοντα καθώς και η χημική ρύπανση, θα μπορούσε να αναγκάσει τους εκτροφείς να εγκαταλείψουν -για παράδειγμα- τις ήδη υπάρχουσες τεχνητές λίμνες υδατοκαλλιέργειας (aquaculture ponds) και να αποψιλώσουν κι άλλα τμήματα παράλιας βλάστησης (π.χ. μαγκρόβια δάση) για την εγκατάσταση νέων τεχνητών λιμνών. Αυτός είναι, λοιπόν, ένας μη βιώσιμος κύκλος, που επηρεάζει τόσο τον τοπικό πληθυσμό, όσο και τα τοπικά οικοσυστήματα.

#### **1.3.2 Συστήματα κλειστής ροής (ή συστήματα με επανακυκλοφορία)**

Οι χερσαίες υδατοκαλλιέργειες κλειστής ροής, έχουν συνεισφέρει στην ευκολότερη διαχείριση των αποβλήτων. Έτσι όλο και περισσότεροι εκτροφείς πειραματίζονται με συστήματα κλειστής ροής με επανακυκλοφορία, τα οποία έχουν την δυνατότητα να μειώσουν τις επιπτώσεις των αποβλήτων στο εκάστοτε τοπικό οικοσύστημα. Επιπρόσθετα, αυτού του τύπου οι υδατοκαλλιέργειες μπορούν να εγκατασταθούν μακριά από ευαίσθητα ενδιαιτήματα όπου θαλάσσιοι οργανισμοί τρέφονται και αναπαράγονται.

Σύμφωνα με το «Ειδικό Πλαίσιο Χωροταξικού Σχεδιασμού Αειφόρου Ανάπτυξης για τις Υδατοκαλλιέργειες και της Στρατηγικής Μελέτης Περιβαλλοντικών Επιπτώσεων αυτού» και στο πλαίσιο του ν. 2742/99 «Χωροταξικός Σχεδιασμός και Αειφόρος Ανάπτυξη & άλλες διατάξεις» (ΦΕΚ 207/Α/1999), κλειστά κυκλώματα εκτροφής, ορίζονται οι εκμεταλλεύσεις υπερεντατικής υδατοκαλλιέργειας, οι οποίες βασίζονται στην επαναχρησιμοποίηση του νερού εκτροφής, εντός θερμομονωμένων εγκαταστάσεων με τη χρήση τεχνητών μέσων, στις οποίες δημιουργούνται ιδανικές συνθήκες εκτροφής (Υπουργείο Περιβάλλοντος και Ενέργειας, 2011).

Στην επιστημονική κοινότητα, τα κλειστά κυκλώματα εκτροφής είναι γνωστά και ως Συστήματα Υδατοκαλλιεργειών με Επανακυκλοφορία (Recirculating Aquaculture Systems -

RAS). Βασικό τους χαρακτηριστικό είναι ότι εγκαθίστανται στην ξηρά και αποτελούνται από την δεξαμενή εκτροφής, τις απαραίτητες εγκαταστάσεις για την επεξεργασία του νερού -μέσα στο οποίο εκτρέφεται το καλλιεργούμενο είδος- και τέλος από το σύστημα ανακύκλωσης του νερού αυτού. Κατά την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων, λαμβάνουν χώρα πολλές διεργασίες διήθησης, ώστε το νερό να μπορεί να χρησιμοποιηθεί και πάλι για καλλιέργεια. Στην όλη διαδικασία περιλαμβάνονται μηχανικές, χημικές και βιολογικές μέθοδοι επεξεργασίας.



Εικόνα 4: Τυπικό δείγμα εγκατάστασης συστήματος υδατοκαλλιέργειας με επανακυκλοφορία

#### 1.3.2.1 Πλεονεκτήματα Συστήματος Υδατοκαλλιέργειας με Επανακυκλοφορία

Τα πλεονεκτήματα ενός Συστήματος Υδατοκαλλιέργειας με Επανακυκλοφορία είναι πολλά. Τα βασικά παρουσιάζονται παρακάτω:

- Μειώνεται η κατανάλωση του νερού (Tal, et al., 2009). Ένα τέτοιο σύστημα, χρησιμοποιεί έως και εκατό φορές λιγότερο νερό, ανά κιλό παραγόμενου ψαριού σε σχέση με παραδοσιακότερες μορφές χερσαίας ιχθυοκαλλιέργειας (τεχνητές λίμνες, flow-through συστήματα) (Cho, 2016).
- Υπάρχει η δυνατότητα για διαχείριση, αποθήκευση και επεξεργασία των αποβλήτων που συσσωρεύονται κατά τη διάρκεια της ανάπτυξης των εκτρεφόμενων ειδών (Piedrahita, 2003). Επιπλέον, μειώνεται ο όγκος των παραγόμενων αποβλήτων.
- Η ποιότητα του νερού μπορεί να παρακολουθείται συνεχώς, πράγμα το οποίο μειώνει τον κίνδυνο μεταδοθούν ασθένειες και επομένως ελαχιστοποιεί την ανάγκη για επιπρόσθετη χρήση αντιβιοτικών. Έτσι, μεγιστοποιείται η αποδοτικότητα της

παραγωγής αλλά και διατηρείται ένα υγιές περιβάλλον για τα καλλιεργούμενα είδη (Timmons & Ebeling, 2013).

- Μειώνοντας την ανάγκη για φρέσκο και καθαρό νερό δημιουργείται ανεξαρτησία από τα επιφανειακά νερά. Δίνεται, έτσι, η δυνατότητα παραγωγής μιας ευρείας ποικιλίας θαλάσσιων ειδών, κοντά στις αγορές, μειώνοντας ως εκ τούτου τις εκπομπές CO<sub>2</sub> που σχετίζονται με την μεταφορά τους (Tal, et al., 2009).
- Το σύστημα μπορεί να γίνει ακόμη πιο αποτελεσματικό, καθώς υπάρχει η δυνατότητα για την προσθήκη μονάδων για τη διαχείριση του όζοντος, για την απολύμανση των λυμάτων και την απομάκρυνση των οργανικών αποβλήτων, για απαερίωση, για την αφαίρεση του διοξειδίου του άνθρακα κ.α. (Michaud, Blancheton, Bruni, & Piedrahita, 2006).
- Υπάρχει αρκετά μεγάλος βαθμός ανεξαρτησίας από τις καιρικές συνθήκες και άλλες μεταβλητές περιβαλλοντικές συνθήκες.

Οι περιβαλλοντικές επιπτώσεις των υδατοκαλλιεργειών ποικίλλουν, ανάλογα με την τοποθεσία τους, τα είδη που εκτρέφονται και τις μεθόδους που χρησιμοποιούνται. Όταν όμως εφαρμόζονται βιώσιμες πρακτικές, τα θαλασσινά είναι δυνατόν να καλλιεργούνται με τέτοιο τρόπο που υπάρχει πολύ μικρή επίδραση στο περιβάλλον. Τέτοιες προσπάθειες θα μειώνουν συνεχώς:

- τη ζημιά στην οποία υπόκεινται πολλά υδατικά ενδιαιτήματα
- τις ασθένειες στα καλλιεργούμενα είδη και στα είδη που ζουν στο φυσικό τους περιβάλλον σε γειτνίαση με υδατοκαλλιέργειες
- τις αποδράσεις των εκτρεφόμενων ψαριών με κίνδυνο τον επηρεασμό της βιοποικιλότητας (Jennings, 2001)
- 

## 1.4 Απόβλητα Μονάδων Υδατοκαλλιεργειών

Η ποιότητα των υγρών αποβλήτων μετά την έξοδο τους από το σύστημα επεξεργασίας πρέπει να είναι τέτοια ώστε να βρίσκεται εντός των ορίων που καθορίζονται από την ισχύουσα Εθνική Νομοθεσία για θαλάσσιο αποδέκτη, και να πληρούν τους αναγκαίους όρους για διάθεση τους στον τελικό αποδέκτη, όπως καθορίζονται με τις εκάστοτε Νομαρχιακές Αποφάσεις

Συνήθη όρια που καθορίζουν νομαρχιακές αποφάσεις για τη διάθεση των αποβλήτων σε επιφανειακά νερά αποδέκτες σύμφωνα με το ΦΕΚ 1079/15-7-2010/Αριθ.30/οικ.2885 και το ΦΕΚ Δ 711/2010 είναι οι παρακάτω:

- pH 6,0 - 8,5
- Θερμοκρασία < 30 °C
- Ορυκτά έλαια < 12 mg/L
- Φαινόλες (ολικές) < 0,5 mg/L
- Διαλυμένο Οξυγόνο (DO) > 5 mg/L
- Βιοχημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο (BOD) < 25
- Χημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο (COD) < 125 mg/L
- Αιωρούμενα Στερεά (SS) < 35 mg/L
- Ολικό Άζωτο < 15 mg/L
- $\text{NH}_4^+\text{-N}$  < 2 mg/L
- $\text{N-NO}_3$  < 7 mg/L
- TP < 2 mg/L
- Χρώμα = να μην είναι ορατό σε διάλυση 1 : 20 και σε στοιβάδα πάχους 10 cm
- Απουσία επιπλεόντων υλικών
- Σύνολο τοξικών μετάλλων < 3 mg/L

## 1.5 Μέθοδοι επεξεργασίας των αποβλήτων των υδατοκαλλιεργειών

Οι μέθοδοι επεξεργασίας των αποβλήτων των υδατοκαλλιεργειών, κατατάσσονται σε φυσικές, χημικές και βιολογικές. Οι φυσικές μέθοδοι εφαρμόζονται ευρέως σε όλο τον κόσμο για την απομάκρυνση των αιωρούμενων σωματιδίων και τη μείωση των τιμών BOD και COD στην εκροή. Είναι μέθοδοι χαμηλού κόστους, και δεν απαιτούν εξεζητημένη τεχνογνωσία για την εφαρμογή τους.

Μία αποδοτικότερη λύση για τη θανάτωση των μικροοργανισμών -αναφορικά με την παράμετρο του χρόνου-, είναι οι χημικές μέθοδοι επεξεργασίας. Οι χημικές μέθοδοι αποτελούνται κυρίως από τις διεργασίες εξουδετέρωσης, συσσωμάτωσης, αποστείρωσης και οξείδωσης. Είναι πιο ακριβές από τις φυσικές μεθόδους και ενδέχεται να έχουν ακόμη και αρνητική επίδραση στην ποιότητα της εκροής, αν δεν υπάρχει σωστός σχεδιασμός (για παράδειγμα, η χρήση χλωρίου σε υψηλές συγκεντρώσεις θανατώνει τους παθογόνους παράγοντες, αλλά ενδέχεται να έχει τοξική επίδραση στον άνθρωπο).

Οι βιολογικές μέθοδοι επεξεργασίας αποβλήτων (αερόβια επεξεργασία, αναερόβια επεξεργασία κτλ), βασίζονται στους υπάρχοντες (κατά το δυνατόν) μικροοργανισμούς οι οποίοι μετατρέπουν τις οργανικές ουσίες σε αβλαβή ανθρακικά και νιτρικά άλατα που είναι σε

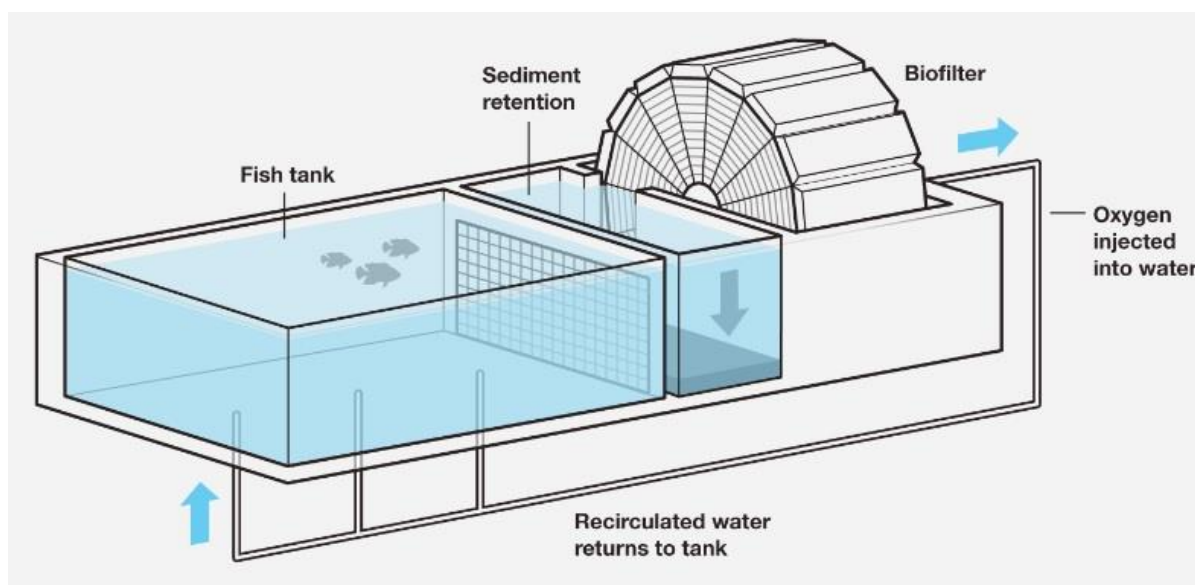


ανόργανη μορφή. Τόσο το χαμηλό κόστος όσο και η περιορισμένη δευτεροβάθμια ρύπανση κάνει τις βιολογικές μεθόδους επεξεργασίας των αποβλήτων των υδατοκαλλιεργειών, την ιδανικότερη επιλογή.

Τέλος, οι βιολογικές μέθοδοι είναι η πιο οικονομική προσέγγιση για την επεξεργασία των αποβλήτων των υδατοκαλλιεργειών, με στόχο ένα βιώσιμο σύστημα στο οποίο θα λαμβάνει χώρα επανακυκλοφορία της επεξεργασμένης εκροής του (Zhang, et al., 2011).

### **1.5.1 Βιολογική επεξεργασία στα συστήματα υδατοκαλλιέργειας με επανακυκλοφορία, με τη χρήση βιόφιλτρων**

Ένα από τα βασικά σημεία της αρχιτεκτονικής ενός συστήματος υδατοκαλλιέργειας με επανακυκλοφορία, είναι πολύ συχνά η επεξεργασία του υγρού αποβλήτου, μέσω της χρήσης βιολογικών φίλτρων (επίσης γνωστά ως βιόφιλτρα). Συνήθως, αποτελούνται από έναν κυλινδρικό βιοαντιδραστήρα που περιέχει υποστρώματα από διαφορετικά υλικά (πληρωτικά μέσα), κατασκευασμένα ώστε να έχουν τη μέγιστη δυνατή επιφάνεια επαφής με σκοπό την ανάπτυξη βακτηριακής κοινότητας με τη δημιουργία βιοφίλμ (Gutierrez-Wing & Malone, 2006). Το βιόφιλτρο περιλαμβάνει αερόβιες και αναερόβιες μικροβιακές διεργασίες για την απομάκρυνση των αζωτούχων ενώσεων που εκκρίνονται από τα ψάρια, καθώς και του άνθρακα που προέρχεται από την μη καταναλισκόμενη τροφή. Η διαδικασία παρουσιάζεται σχηματικά στην *Εικόνα 5*.



*Εικόνα 5: Σύστημα υδατοκαλλιέργειας με επανακυκλοφορία και χρήση βιόφιλτρου επεξεργασία του υγρού αποβλήτου. Πηγή: National Geographic*

## 2<sup>ο</sup> ΚΕΦΑΛΑΙΟ: ΣΥΣΤΗΜΑ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ ΥΨΗΛΗΣ ΑΛΑΤΟΤΗΤΑΣ ΜΕ ΤΗ ΣΥΝΔΡΟΜΗ ΜΙΚΤΗΣ ΚΟΙΝΟΤΗΤΑΣ ΑΛΓΩΝ ΚΑΙ ΒΑΚΤΗΡΙΩΝ

### 2.1 Βιοαντιδραστήρας Προσκολλημένης Βιομάζας AdvanTex Treatment Systems

Ο βιοαντιδραστήρας AdvanTex AX10 Treatment Systems δίνει τη δυνατότητα για περιβαλλοντικά βιώσιμη επεξεργασία των ροών υγρών αποβλήτων (Orenco Systems, n.d.). Είναι όμως η πρώτη φορά που μελετήθηκε η απόδοση ενός τέτοιου συστήματος για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων υψηλής αλατότητας. Ο βιοαντιδραστήρας AdvanTex AX10 (Εικόνα 6 και Εικόνα 7), είναι μία μορφή αντιδραστήρα σταθερής κλίνης (Packed-Bed Reactor), με την καινοτομία του ότι χρησιμοποιεί ένα συνθετικό ύφασμα ως μέσο



Εικόνα 6: Βιοαντιδραστήρας AdvanTex



Εικόνα 7: Βιοαντιδραστήρας AdvanTex (φαίνεται το πάνω μέρος των φύλλων του συνθετικού υφάσματος καθώς και οι αντλίες ψεκασμού του αποβλήτου. Πηγή: Babatsouli et. al. 2015

επεξεργασίας και ανάπτυξης των μικροοργανισμών που θα «αναλάβουν» την εξυγίανση του αποβλήτου.

Στην παρούσα εργασία, η λειτουργία του αναλύεται με σκοπό την ανάδειξή του ως κατάλληλο μέσο για την επεξεργασία των αποβλήτων ενός Συστήματος Υδατοκαλλιέργειας με Επανακυκλοφορία (RAS), όπως αυτό περιεγράφη στο προηγούμενο κεφάλαιο. Οι μικροοργανισμοί που αναπτύσσονται στο ύφασμα του AdvanTex AX10, απομακρύνουν τα ανεπιθύμητα θρεπτικά υλικά και την οργανική φόρτιση από την εκροή.

Το σύστημα αυτό βασίζεται στην τεχνολογία επεξεργασίας λυμάτων με προσκολλημένη βιομάζα. Η βασική αρχή της τεχνολογίας επεξεργασίας λυμάτων προσκολλημένης βιομάζας (attached growth) -γνωστή και ως διεργασία σταθερού βιολογικού φιλμ (fixed film)- είναι η ροή των υγρών αποβλήτων διαμέσω κάποιου φυσικού πληρωτικού υλικού επεξεργασίας. Σε αντίθεση με την τεχνολογία ενεργού ιλύος, όπου οι μικροοργανισμοί για την επεξεργασία των λυμάτων βρίσκονται σε αιώρηση μέσα στις δεξαμενές, στην τεχνολογία προσκολλημένης βιομάζας οι μικροοργανισμοί βρίσκονται οργανωμένοι σε συσσωματώματα, τα οποία προσκολλώνται εύκολα σε οποιοδήποτε στερεό υπόστρωμα, οργανικό ή ανόργανο (άμμος, χαλίκι, τύρφη, ή ειδικά υφάσματα ή πλαστικά υλικά), που βρίσκεται σε επαφή με το νερό, δημιουργώντας το βιοφίλμ.

Αφού, λοιπόν, το υγρό απόβλητο υποστεί πρωτοβάθμια επεξεργασία με στόχο την απομάκρυνση των καθιζανόντων στερεών, ύστερα διέρχεται μέσα από τον βιοαντιδραστήρα και το πληρωτικό υλικό, με στόχο την μείωση της τιμής COD του αποβλήτου και την απομάκρυνση στο μεγαλύτερο δυνατό βαθμό:

- των Ολικών αιωρούμενων στερεών (TSS)
- των Νιτρικών ( $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ,  $\text{NH}_3 - \text{N}$ ,  $\text{TN}$ )
- των Φωσφορικών ( $\text{PO}_4^{3-}$ )

### **2.1.1 Πλεονεκτήματα του Βιοαντιδραστήρα Προσκολλημένης Βιομάζας**

Τις τελευταίες δεκαετίες, στους Αντιδραστήρες Σταθερής Κλίνης, έχουν χρησιμοποιηθεί με επιτυχία, μέσα βιολογικής επεξεργασίας όπως άμμος, χώμα και χαλίκια, με στόχο την επεξεργασία -μικρού έως μεσαίου όγκου- ροών λυμάτων (Crites & Tchobanoglous, 1998). Η μοντέρνα εκδοχή τους, εκτός από την αντικατάσταση του κοκκώδους μέσου από ύφασμα, περιλαμβάνει και επανακυκλοφορία του επεξεργασμένου αποβλήτου, συχνότερη δοσολογία και ομοιόμορφη κατανομή αυτού.



Άλλα πλεονεκτήματα ενός τέτοιου Βιοαντιδραστήρα Προσκολλημένης Βιομάζας, είναι:

- Έκταση: Η έκταση γης που απαιτείται είναι σημαντικά μικρότερη από ότι π.χ. για τα φίλτρα άμμου, επειδή η φόρτισης είναι 5 έως 30 φορές μεγαλύτερη
- Ποιότητα του μέσου επεξεργασίας: Το υφάσμα αυτό αποτελείται από συνθετικές ίνες πολυπροπυλενίου, είναι ανθεκτικό στη βιοαποδόμηση και εύκολο στη μεταφορά και εγκατάσταση αφού είναι πολύ ελαφρύτερο
- Ευκολότερος καθαρισμός και επισκευή: τα συνθετικά φύλλα καθαρίζονται χωρίς, λοιπόν, να υπάρχει η αναγκαιότητα αντικατάστασης του μέσου
- Οικονομία: Σε σύγκριση με τα συστήματα επεξεργασίας που διοχετεύουν αέρα στο απόβλητο ή χρησιμοποιούν μεμβράνες (MBR), ένας βιοαντιδραστήρας προσκολλημένης βιομάζας καταναλώνει λιγότερη ηλεκτρική ενέργεια

Τα πλεονεκτήματα του υφάσματος σε σχέση με τα υπόλοιπα μέσα επεξεργασίας είναι:

- Μεγάλο πορώδες: όσο μεγαλύτερο είναι το πορώδες ενός μέσου τόσο μεγαλύτερη είναι η ικανότητά του για συσσώρευση στερεών και ανάπτυξη της βιομάζας
- Μεγάλο εμβαδόν επιφάνειας ανά μονάδα όγκου ( $m^2/m^3$ ), άρα και καλύτερη επαφής του οξυγόνου και του αποβλήτου με τη βιομάζα
- Μεγάλη δυνατότητα συγκράτησης νερού, αρά και αύξηση του χρόνου παραμονής του αποβλήτου στο φίλτρο με αποτέλεσμα την καλύτερη ποιότητα του επεξεργασμένου αποβλήτου στην έξοδο του συστήματος

## 2.2 Μικροάλγη

### 2.2.1 Χαρκατηριστικά μικροαλγών

Ως άλγη χαρακτηρίζονται οι οργανισμοί που αναπτύσσονται σε υδατικό περιβάλλον και χρησιμοποιούν την ηλιακή ακτινοβολία και το διοξείδιο του άνθρακα για την ανάπτυξή τους. Στην κατηγορία αυτή ανήκουν τα κυανόφυτα, τα χλωρόφυτα, τα χαρόφυτα, τα ροδόφυτα, τα γλαυκόφυτα, τα διάτομα, το φυτοπλαγκτόν, τα φαιόφυτα, τα χρυσόφυτα, τα πυρρόφυτα και τα ευγληνόφυτα. Πρόκειται για μη αγγειακά φυτά, δηλαδή χωρίς συγκεκριμένο σύστημα διανομής των θρεπτικών συστατικών, και διαχωρίζονται σε μακροάλγη και μικροάλγη. Δεν υπάρχει επίσημος ορισμός που να περιγράφει τα μικροάλγη, παρ' όλα αυτά σε αυτήν την

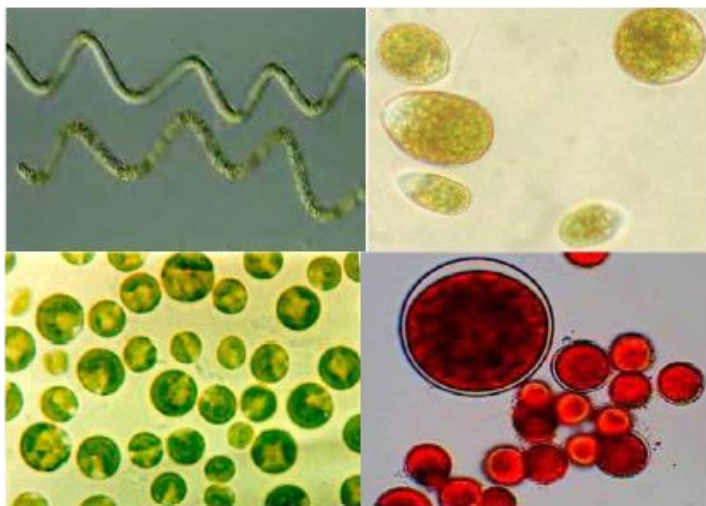
κατηγορία τοποθετούνται γενικώς, όλα εκείνα τα άλγη που είναι πολύ μικρά για να φανούν καθαρά με γυμνό μάτι.

Τα μικροάλγη είναι, λοιπόν, μικροσκοπικά μονοκυτταρικά άλγη που ζουν είτε μεμονωμένα είτε σε αλυσίδες μεταξύ τους. Ανάλογα με το είδος τους, τα μεγέθη τους κυμαίνονται από λίγα μέχρι και μερικές εκατοντάδες μικρόμετρα ( $\mu\text{m}$ ). Σε αυτήν την κατηγορία περιλαμβάνονται τα προκαρυωτικά κυανοβακτήρια, τα ευκαρυωτικά πράσινα άλγη και τα διάτομα (Lundquist, I.C.Woertz, N.W.T.Quinn, &



Εικόνα 8: Μικροάλγη υπό το μικροσκόπιο

J.R.Benemann, 2010). Τα μικροάλγη αναπτύσσονται είτε σε συνθήκες γλυκού νερού είτε σε νερό υψηλής αλατότητας. Συνήθως αναπτύσσονται σε λίμνες, ωκεανούς και γενικότερα όπου υπάρχει υγρασία. Μπορούν να βρεθούν αιωρούμενα μέσα στο νερό ή προσκολλημένα στις περισσότερες επιφάνειες.



Εικόνα 9: Εμπορικά καλλιεργούμενα μικροάλγη. Πηγή: T.J. Lundquist et. al.

Παρόλο που τα μικροάλγη πραγματοποιούν οξυγονοπαραγωγική φωτοσύνθεση (χρησιμοποιούν το οξυγόνο για να παράγουν νερό και αξιοποιούν το διοξείδιο του άνθρακα με τη βοήθεια της ηλιακής ακτινοβολίας), πολλά μπορούν να χρησιμοποιήσουν οργανικά υποκατάστατα (γλυκόζη, οξικό οξύ) στο φως ή στο σκοτάδι (μιξοτροφική και ετεροτροφική

ανάπτυξη αντίστοιχα) και κάποια εξελίσσονται σε μη φωτοσυνθετικά, άχρωμα είδη που ζουν στο σκοτάδι (Lundquist, I.C.Woertz, N.W.T.Quinn, & J.R.Benemann, 2010).

### 2.2.2 Βιολογική επεξεργασία υγρών αποβλήτων με τη χρήση μικροαλγών

Πολλά είδη μικροαλγών αναπτύσσονται σε λύματα λόγω της ικανότητάς τους να αξιοποιούν τα θρεπτικά στοιχεία (όπως το άζωτο και τον φώσφορο) αλλά και τον οργανικό άνθρακα που βρίσκεται σε αυτά. Η ιδέα της χρησιμοποίησης των μικροαλγών για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων, αναπτύχθηκε αρχικά στη δεκαετία του 1950 στην Καλιφόρνια από τον William Oswald (Oswald & Gotaas, 1957).

#### 2.2.2.1 Συνεισφορά στην απομάκρυνση Αζώτου

Τα μικροάλγη είναι ιδιαίτερα αποτελεσματικά στην απομάκρυνση αζώτου από τα υγρά απόβλητα, η οποία επιτυγχάνεται με την αφομοίωσή τους στα κύτταρά τους. Οι πιο κοινές αζωτούχες ενώσεις που αφομοιώνονται από τα μικροάλγη είναι το αμμωνιακό άζωτο ( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ) και το νιτρικό άζωτο ( $\text{NO}_3--\text{N}$ ). Είναι σημαντικό για την συνέχεια να τονιστεί πως η προτιμώμενη πηγή N για τα μικροάλγη είναι το  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  και όταν αυτό είναι διαθέσιμο, δεν αφομοιώνονται άλλες πηγές N (Bhaya, Schwarz, & Grossman, 2002).

#### 2.2.2.2 Συνεισφορά στην απομάκρυνση Φωσφόρου

Τα μικροάλγη, όπως και όλοι οι οργανισμοί, χρειάζονται φώσφορο για να αναπτυχθούν, και έτσι επιτυγχάνεται και μεγάλο μέρος της απομάκρυνσης των φωσφορικών ενώσεων από το προς επεξεργασία απόβλητο.

Τα μικροάλγη είναι το ίδιο αποτελεσματικά στην απομάκρυνση φωσφόρου όσο και οι άλλες χημικές μέθοδοι που εφαρμόζονται.

Το βασικό πλεονέκτημα τους έναντι των χημικών μεθόδων είναι το χαμηλότερο κόστος αφού δε γίνεται χρήση ειδικών χημικών, καθώς επίσης και τα χαμηλότερα ποσά ενέργειας που απαιτούνται. Για παράδειγμα, η παραγωγή  $\text{O}_2$  από τη φωτοσύνθεση των μικροαλγών αναιρεί την ανάγκη για χρήση μηχανικού αερισμού και κατ' επέκταση του αντίστοιχου οικονομικού κόστους, όπως αναλύεται και στην ενότητα 2.4.2.1.

### 2.3 Βιολογική απομάκρυνση του αζώτου στην επεξεργασία υγρών αποβλήτων

Οι ανόργανες αζωτούχες ενώσεις (αμμωνία, νιτρώδη και νιτρικά) θεωρούνται ως οι κύριοι ρυπαντές στο απόβλητο που παράγεται από τις υδατοκαλλιέργειες (Qin, Liub, Richman, &

Moncur, 2005), όπως σημειώθηκε και στο πρώτο κεφάλαιο. Η απαίτηση για επεξεργασία των υγρών αποβλήτων των υδατοκαλλιεργειών, προς αυτήν την κατεύθυνση, έχει να κάνει με:

- την αντιμετώπιση των επιπτώσεων της αμμωνίας στον αποδέκτη, που σχετίζεται με την τοξικότητα στους υδρόβιους οργανισμούς
- την απομάκρυνση του αζώτου για την αποφυγή συνθηκών ευτροφισμού

### 2.3.1 Αυτότροφη νιτροποίηση και αναερόβια απονιτροποίηση

Η κλασική νιτροποίηση είναι μία διαδικασία δύο σταδίων η οποία περιλαμβάνει δύο ομάδες βακτηρίων. Στο πρώτο στάδιο, η αμμωνία ( $NH_4 - N$ ) οξειδώνεται προς νιτρώδη ( $NO_2 - N$ ) από μία ομάδα αυτότροφων βακτηρίων. Στο δεύτερο στάδιο τα νιτρώδη ( $NO_2 - N$ ) οξειδώνονται προς νιτρικά ( $NO_3 - N$ ) από μία άλλη ομάδα αυτότροφων βακτηρίων.

Η κλασική απονιτροποίηση είναι η διαδικασία της βιολογικής αναγωγής των νιτρικών ( $NO_3 - N$ ) ή νιτρώδων ( $NO_2 - N$ ), σε οξείδια του αζώτου ( $NO$ ), υποοξείδια του αζώτου ( $N_2O$ ) και τέλος αέριο άζωτο ( $N_2$ ). Οι δύο παραπάνω διαδικασίες είναι αυτές που απαντώνται συχνότερα όταν έχουμε να κάνουμε με βιολογική απομάκρυνση του αζώτου (Metcalf & Eddy, τόμος Α', 2006).

Τα αερόβια αυτότροφα βακτήρια είναι υπεύθυνα για την κλασική νιτροποίηση, σε κάθε στάδιο της οποίας, παρατηρείται και από διαφορετική ομάδα αυτών. Από την άλλη, ικανά για την κλασική απονιτροποίηση είναι τόσο αυτότροφα όσο και ετερότροφα βακτήρια που συμμετέχουν στην διαδικασία κάτω από αναερόβιες συνθήκες. Τα βακτήρια αυτά, δρουν σε περιβάλλοντα με χαμηλές συγκεντρώσεις  $O_2$  γιατί σε αερόβιες συνθήκες οι συγκεκριμένοι μικροοργανισμοί προτιμούν για δέκτη των ηλεκτρονίων που αποβάλλουν, το  $O_2$  και όχι τα νιτρικά, με αποτέλεσμα να μην μπορεί να λάβει χώρα η κλασική απονιτροποίηση.

#### Μειονεκτήματα της κλασικής μεθόδου

Επειδή τα βακτήρια που είναι υπεύθυνα για την κλασική νιτροποίηση αναπτύσσονται πολύ πιο αργά από ό,τι τα ετερότροφα βακτήρια, τα συστήματα που είναι σχεδιασμένα για νιτροποίηση έχουν γενικά πολύ μεγαλύτερους υδραυλικούς χρόνους και χρόνους παραμονής (Metcalf & Eddy, 2006). Έτσι, η διαδικασία τείνει να είναι χρονοβόρα και να απαιτεί μεγάλες εκτάσεις χώρου για την εγκατάσταση ξεχωριστών αερόβιων και αναερόβιων δεξαμενών. Επιπρόσθετα, οι αυτότροφοι νιτροποιητές είναι ιδιαίτερα ευαίσθητοι σε υψηλές συγκεντρώσεις αμμωνίας και

οργανικής ύλης, οπότε η χρησιμότητα τους είναι περιορισμένη στον τομέα της επεξεργασίας υγρών αποβλήτων με αυτά τα χαρακτηριστικά (Kulikowska, Józwiak, Kowal, & Ciesielski, 2010).

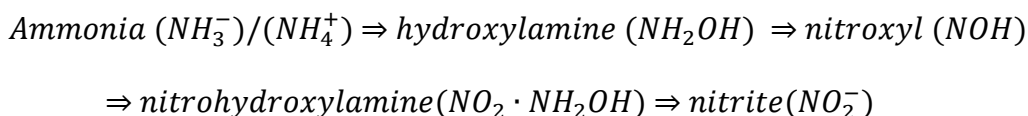
### 2.3.2 Ετερότροφη νιτροποίηση και αερόβια απονιτροποίηση

Από το μακρινό 1953 (Marshall, Dishburger, MacVicar, & Hallmark, 1953), έχουν υπάρξει περιοδικές αναφορές για πραγματοποίηση ετερότροφης νιτροποίησης σε συνδυασμό με αερόβια απονιτροποίηση.

Πρόσφατα, βακτήρια που έχουν ικανότητα για ετερότροφη νιτροποίηση και αερόβια απονιτροποίηση, έχουν μελετηθεί ώστε δυνητικά να χρησιμοποιηθούν για να ξεπεραστούν τα προβλήματα που συνδέονται με τις συμβατικές μεθόδους βιολογικής απομάκρυνσης του αζώτου.

Μελέτες έχουν αναδείξει την ύπαρξη βακτηρίων όπως τα *Bacillus subtilis* A1, *Pseudomonas stutzeri* (Yang, Wang, Zhang, & Zhou, 2011), *Microvirgula aerodenitrificans*, *Comamonas* sp. (Patureau, et al., 2001), *Alcaligenes faecalis* (Joo, Hirai, & Shoda, 2005), *Pseudomonas putida*, *Bacillus* sp. (Kim, et al., 2005) (Kim, et al., 2008), *Acinetobacter calcoaceticus* (Zhao, 2010), *Thiosphaera pantotropha* (Robertson & Kuenen, 1984), που είναι σε θέση να εκτελέσουν ετερότροφη νιτροποίηση και να απονιτροποιούν τα προϊόντα της νιτροποίησης τους κάτω από αερόβιες συνθήκες ακόμη υπό την παρουσία πολύ υψηλής συγκέντρωσης αμμωνίας π.χ. το βακτήριο *Alcaligenes faecalis* strain No. 4 που χρησιμοποιήθηκε για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων χοιροτροφικής μονάδας (Joo, Hirai, & Shoda, 2006).

Οι μικροοργανισμοί που είναι ετερότροφοι νιτροποιητές και αερόβιοι απονιτροποιητές, είναι γνωστοί για την ικανότητα τους να παράγουν νιτρικά από ανόργανες αλλά και από οργανικές πηγές, με τα εξής στάδια (Vymazal, 2007):



## 2.4 Ολοκληρωμένο σύστημα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων υψηλής αλατότητας

Το σύστημα που μελετήθηκε από τους (Babatsouli, et al., 2015), αφορούσε έναν βιοαντιδραστήρα AdvanTex AX10 στον οποίον παροχετεύτηκε συνθετικό απόβλητο, που προσομοίωνε εκείνο της εξόδου των υδατοκαλλιεργειών, ώστε να αναπτυχθεί η απαιτούμενη μικροβιακή κοινότητα πάνω στα συνθετικά φύλλα και να «φιλοξενηθεί» η προσκολλημένη βιομάζα. Στο σύστημα προστέθηκε μία λάμπα φθορισμού, για την ανάπτυξη των αυτότροφων μικροοργανισμών, ενώ στο βιοφίλμ που αναπτύχθηκε μετά την πάροδο λίγων μηνών, έγινε εμβολιασμός μικροαλγών *Picochlorum* sp. Το συγκεκριμένο γένος μικροαλγών έχει εφαρμοστεί αποτελεσματικά στην βιοεξυγίανση αποβλήτων με μεγάλη αλατότητα (Nicolas von Alvensleben, 2013).

### 2.4.1 Ο ρόλος του βακτηριακού πληθυσμού

Η βακτηριακή κοινότητα που αναπτύχθηκε στο προσκολλημένο βιοφίλμ, πάνω στα φύλλα του βιοαντιδραστήρα AdvanTex AX10, συνίστατο από: τα *Gammaproteobacteria*, *Alphaproteobacteria*, *Cytophagia*, *Flavobacteria*, *Phycisphaerae*, *Chlamydiae*, *Planctomycetacia*, *Opitutae*, *Sphingobacteria*, *Deltaproteobacteria*, *Epsilonproteobacteria* και *Clostridia*. Η πλειοψηφία (περίπου το 95%) των αλληλουχιών της πιο άφθονης τάξης (*Gammaproteobacteria*) ανήκουν στο γένος *Pseudomonas*.

Με διάφορες τεχνικές για τον προσδιορισμό της μικροβιακής κοινότητας του βιοφίλμ, αποδείχθηκε η πλήρης απουσία οξειδωτών αμμωνίας. Αυτό το γεγονός, σε συνδυασμό με την απόδοση του συστήματος όσον αφορά την απομάκρυνση του αζώτου (N), οδηγούν στο συμπέρασμα πως λαμβάνει χώρα ετερότροφη νιτροποίηση ακολουθούμενη από αερόβια απονιτροποίηση (μία διαδικασία που αναλύθηκε εκτενώς στο κεφάλαιο 2.3.2).

### 2.4.2 Συνεργιστική σχέση μικροαλγών – βακτηρίων

#### 2.4.2.1 Πλεονέκτημα ως προς τον αερισμό του συστήματος

Στο σύστημα επεξεργασίας που μελετήθηκε, φάνηκε να παίζουν σημαντικό ρόλο οι συνεργιστικές σχέσεις που ανέπτυξαν τα μικροάλγη και βακτήρια. Τα βακτήρια οξειδώνουν

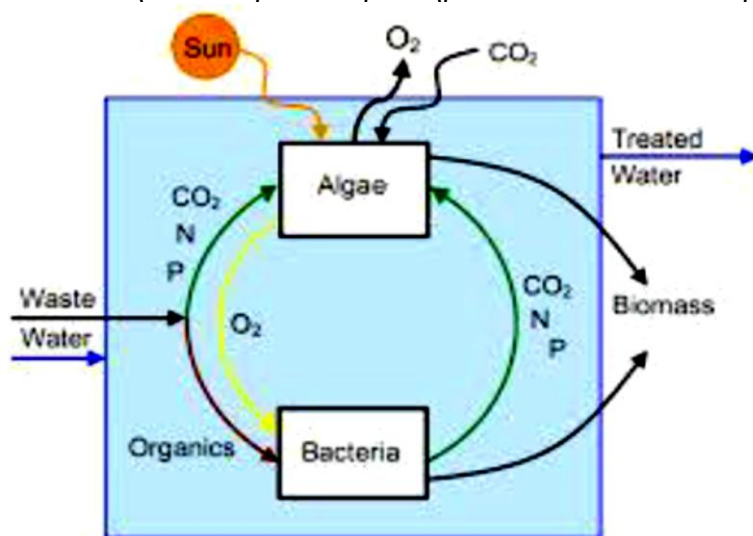


οργανική ύλη εξασφαλίζοντας το απαιτούμενο  $CO_2$  για τα μικροάλγη, τα οποία με τη σειρά τους παράγουν το απαραίτητο –για τα βακτήρια- οξυγόνο, μειώνοντας έτσι τις συνολικές απαιτήσεις του συστήματος για μηχανικό αερισμό. Σχηματική αναπαράσταση αυτής της διαδικασίας γίνεται στην *Εικόνα 10*. Η δυνατότητα αυτής της ιδιότυπης συνεργασίας μεταξύ βακτηρίων και μικροαλγών έχουν γίνει αντικείμενο και άλλων ερευνητών/ριών. Ενδεικτικά, αναφέρεται ότι: οι (Lundquist, I.C.Woertz, N.W.T.Quinn, & J.R.Benemann, 2010), διαπίστωσαν πως στο σύστημα που εξέτασαν, η παρουσία των μικροαλγών μείωσε κατά πολύ την ανάγκη για μηχανικό αερισμό, ενώ επετεύχθησαν υψηλοί ρυθμοί απομάκρυνσης τόσο των αζωτούχων όσο και των φωσφορικών ενώσεων

#### 2.4.2.2 Πλεονέκτημα ως προς την απόδοση της επεξεργασίας υγρών αποβλήτων

Έχουν πραγματοποιηθεί πολλές μελέτες γύρω από την ικανότητα μίας μικροβιακής κοινότητας που αποτελείται από μικροάλγη και βακτήρια, να συνεισφέρει στην απομάκρυνση των θρεπτικών από τα υγρά απόβλητα (He, et al., 2013) (Ruiz-Martinez, Garcia, Romero, Seco, & Ferrer, 2012). Όσον αφορά την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων των υδατοκαλλιεργειών, η χρήση αυτών των μικτών καλλιεργειών έχει αναφερθεί, σε εγκαταστάσεις που αφορούν Συστήματα Υδατοκαλλιέργειας με Επανακυκλοφορία (RAS). Παρατηρήθηκε, λοιπόν, ότι μειώθηκε η συγκέντρωση αζώτου και φωσφόρου στο επεξεργασμένο απόβλητο στην έξοδο των συστημάτων αυτών (Metaxa, et al., 2006).

Τέλος, είναι σημαντικό να αναφερθεί, πως όσον αφορά την απομάκρυνση του COD, η αποδοτικότητα του βιοαντιδραστήρα AdvanTex AX10 βελτιώθηκε κατά πολύ μετά τον



εμβολιασμό του βιοφίλμ με μικροάλγη. Η απομάκρυνση COD κατά τους πρώτους μήνες της λειτουργίας του συστήματος και πριν από τον εμβολιασμό, ποτέ δεν ξεπέρασε το 70% (Babatsouli, et al., 2015).

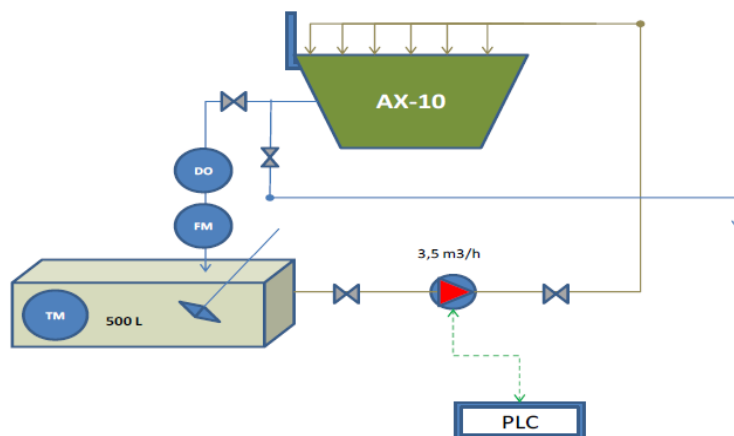
Εικόνα 10: Αλληλεπιδράσεις μικροαλγών -βακτηρίων στην επεξεργασία αποβλήτων. Πηγή: Babatsouli et. al. 2015

### 3<sup>ο</sup> ΚΕΦΑΛΑΙΟ: ΜΟΝΤΕΛΟΠΟΙΗΣΗ ΒΙΟΑΝΤΙΔΡΑΣΤΗΡΑ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ ΥΨΗΛΗΣ ΑΛΑΤΟΤΗΤΑΣ

#### 3.1 Περιγραφή πιλοτικής λειτουργίας του βιοαντιδραστήρα

Η πιλοτική μονάδα που προσομοιώθηκε έχει το διάγραμμα ροής που παρουσιάζεται στην εικόνα 11 και αποτελείται από:

- Τον αντιδραστήρα AdvanTex AX10 (Bed reactor) με το συνθετικό ύφασμα πολυπροπυλενίου ως μέσο ανάπτυξης των μικροοργανισμών.
- Μια δεξαμενή τροφοδοσίας – επανακυκλοφορίας συνολικού όγκου 500 L.
- Μια αντλία τροφοδοσίας.
- Έναν κεντρικό πίνακα ελέγχου.
- Δύο λάμπες φθορισμού για την ανάπτυξη των αυτότροφων μικροοργανισμών.
- Μια παγίδα ενεργού άνθρακα δέσμευσης οσμών, από την οποία εισέρχεται ο αέρας στο σύστημα με εφελκυσμό.
- Ένα φίλτρο πολυπροπυλενίου μεγέθους πόρων 10  $\mu\text{m}$  τοποθετημένο πριν την αντλία τροφοδοσίας, ώστε να την προστατεύει από τη βιομάζα που αφαιρείται από το βιοφίλμ.



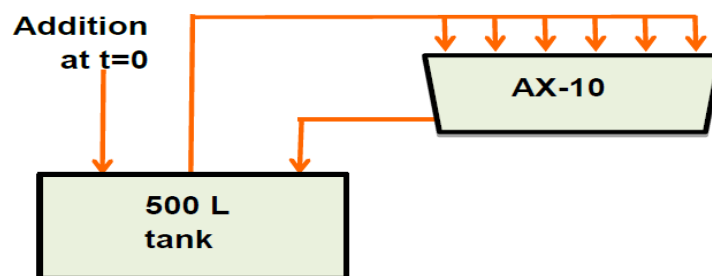
Εικόνα 11: Διάγραμμα ροής του πιλοτικού συστήματος. Πηγή: Babatsouli et.al. 2015

Η «καρδιά» του παραπάνω συστήματος είναι το ύφασμα προσκόλλησης της βιομάζας (32 κάθετα φύλλα), το οποίο αποτελείται από συνθετικές ίνες πολυπροπυλενίου και είναι ανθεκτικό στη βιοαποδόμηση.



Όπως φαίνεται στο διάγραμμα ροής του συστήματος, το απόβλητο διοχετεύεται στο βιοαντιδραστήρα μέσω αντλίας από τη δεξαμενή τροφοδοσίας-επανακυκλοφορίας και ψεκάζεται ομοιόμορφα στην κορυφή του υφάσματος-βιοφίλτρου. Το απόβλητο, αφότου ψεκάσθει πάνω στο ύφασμα, διεισδύει μέσα από τα 'φύλλα' του, όπου έρχεται σε επαφή με την αναπτυγθείσα βιομάζα. Στη συνέχεια, το επεξεργασμένο απόβλητο εγκαταλείπει το βιοφίλτρο λόγω βαρύτητας και επιστρέφει και πάλι μέσω σωληνώσεων στην δεξαμενή τροφοδοσίας-επανακυκλοφορίας.

Κατά την πιλοτική λειτουργία του βιοαντιδραστήρα από τους (Babatsouli, et al., 2015), τόσο η τροφοδοσία του συστήματος με απόβλητο όσο και η παροχή του αποβλήτου στο ύφασμα-βιοφίλμ ήταν ασυνεχής. Πιο συγκεκριμένα, κατά την επεξεργασία κάθε παρτίδας αποβλήτου, η αντλία τροφοδοσίας αποβλήτου στο βιοαντιδραστήρα ακολουθούσε διακοπτόμενη λειτουργία με επαναλαμβανόμενους κύκλους (2 συναπτά λεπτά λειτουργίας-παύση 8 λεπτών). Κάθε επιμέρους παρτίδα αποβλήτου, υφίστατο επεξεργασία 6 ωρών συνολικά (συμπεριλαμβανομένου του χρόνου παύσης της αντλίας) έως σχεδόν πλήρους εξυγίανσης. Σχηματικά η λειτουργία του συστήματος παρουσιάζεται στην παρακάτω εικόνα.



Εικόνα 12: Διάγραμμα τρόπου λειτουργίας του συστήματος. Πηγή: Babatsouli et. Al 2015

Σε κάθε επιμέρους πείραμα, αρχικά τροφοδοτείτο η δεξαμενή (συνολικής χωρητικότητας 500 L), με θαλασσινό νερό (150 L) και προστίθετο συνθετικό απόβλητο, ώστε να προσομοιωθεί η σύσταση αποβλήτου προερχόμενου από υδατοκαλλιέργεια.

Το συνθετικό απόβλητο περιείχε:

- ζάχαρη (του εμπορίου) ως τη μοναδική πηγή άνθρακα
- θειικό αμμώνιο ( $\text{NH}_4\text{SO}_4$ ) και νιτρικό νάτριο ( $\text{NaNO}_3$ ) ως ανόργανες πηγές αζώτου
- διβασικό φωσφορικό κάλιο ( $\text{K}_2\text{HPO}_4$ ) και δισόξινο φωσφορικό κάλιο ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ) ως ανόργανες πηγές φωσφόρου

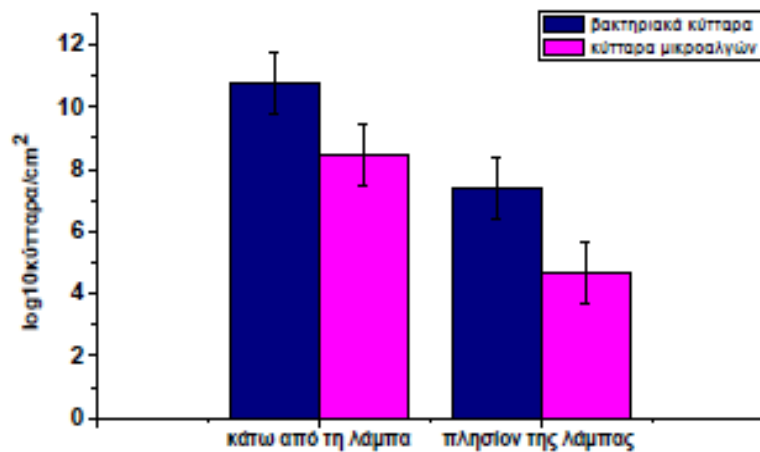
Επίσης ιχνοστοιχεία μετάλλων προστίθεντο στο σύστημα σε μηνιαία βάση. Η σύσταση του συνθετικού αποβλήτου και οι τελικές συγκεντρώσεις των θρεπτικών φαίνονται στον Πίνακα 1. Το pH διατηρείτο μεταξύ 6.5-7.5, με προσθήκη υδροξειδίου του νατρίου (NaOH).

Πίνακας 1: Σύσταση συνθετικού αποβλήτου και ιχνοστοιχείων

ΣΥΣΤΑΣΗ ΣΥΝΘΕΤΙΚΟΥ ΑΠΟΒΛΗΤΟΥ (mg/L)	ΙΧΝΟΣΤΟΙΧΕΙΑ (mg/L)
<b>COD:</b> 100 / 200 / 600	<b><i>MgSO<sub>4</sub> · 7H<sub>2</sub>O</i>:</b> 75
<b><i>NH<sub>4</sub><sup>+</sup> – N</i>:</b> 10 / 100	<b><i>CaCl<sub>2</sub> · 2H<sub>2</sub>O</i>:</b> 25
<b><i>NO<sub>3</sub><sup>-</sup> – N</i>:</b> 11	<b><i>FeSO<sub>4</sub> · 7H<sub>2</sub>O</i>:</b> 4,98
<b><i>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></i>:</b> 4,9	<b><i>MnCl<sub>2</sub> · 4H<sub>2</sub>O</i>:</b> 0,181
	<b><i>ZnSO<sub>4</sub> · 7H<sub>2</sub>O</i>:</b> 0,222
	<b><i>CuSO<sub>4</sub> · 5H<sub>2</sub>O</i>:</b> 0,079
	<b><i>Co(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> · 6H<sub>2</sub>O</i>:</b> 0,0494

Κατά τη χρονική περίοδο της πιλοτικής λειτουργίας του συστήματος, προσδιορίστηκε η ποιοτική και ποσοτική σύσταση της βιομάζας στην επιφάνεια του ανεπτυγμένου βιοφίλμ. Η σύνθεση της ευκαρυωτικής κοινότητας του μικροβιακού πληθυσμού προσδιορίστηκε ότι αποτελείτο από φωτοσυνθετικούς μικροοργανισμούς και μύκητες. Όπως έχει ήδη αναφερθεί, τα *Picochlorum sp.* και *Stichococcus sp* ήταν τα κυρίαρχα είδη των μικροαλγών και αποτελούσαν περίπου το 90% των συνολικών ευκαρυωτικών κυττάρων.

Από τις αναλύσεις επί της μικροβιακής κοινότητας προέκυψε επίσης ότι ο αριθμός των κυττάρων των βακτηρίων είναι 2-3 τάξεις μεγέθους μεγαλύτερος από τον αριθμό των μικροαλγών. Επίσης ο αριθμός των κυττάρων των μικροαλγών είναι 4 τάξεις μεγέθους μεγαλύτερος στη περιοχή κάτω από το φως της λάμπας συγκριτικά με τον αριθμό των κυττάρων των μικροαλγών που βρίσκονται σε περιοχές πλησίον της λάμπας. Το ίδιο συμβαίνει και στην περίπτωση των βακτηρίων, των οποίων ο αριθμός είναι 3 τάξεις μεγέθους μεγαλύτερος κάτω από τη λάμπα, δείχνοντας τη συνεργιστική σχέση μεταξύ βακτηρίων και μικροαλγών, όπως αυτή αναλύθηκε στην παράγραφο 2.4.2.



Εικόνα 13: Αριθμός κυττάρων βακτηρίων και μικροαλγών ( $\log 10$ ) ανά μονάδα επιφάνειας βιοφίλμ ( $\text{cm}^2$ ) κάτω από τη λάμπα και πλησίον της λάμπας. Πηγή: Babatsouli et. Al 2015

Η λειτουργία του βιοαντιδραστήρα εξετάστηκε χρησιμοποιώντας τρεις τύπους συνθετικού αποβλήτου που διέφεραν μεταξύ τους στην οργανική φόρτιση: ένα υψηλής ( $\text{COD}=600 \text{ mg/l}$ ), ένα μεσαίας ( $\text{COD}=200 \text{ mg/l}$ ) και ένα χαμηλής ( $\text{COD}=100 \text{ mg/l}$ ) οργανικής φόρτισης. Κάθε μία από τις παραπάνω οργανικές φορτίσεις εξετάστηκε με δύο διαφορετικές συγκεντρώσεις  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ , μια χαμηλή ( $10 \text{ mg/l}$ ) και μία υψηλή συγκέντρωση ( $100 \text{ mg/l}$ ), ενώ η συγκέντρωση των  $\text{PO}_4^{3-}$  διατηρήθηκε σταθερή στα  $4.9 \text{ mg/l}$  και των νιτρικών σε  $11 \text{ mg/l}$  (τα στοιχεία παρουσιάζονται συγκεντρωτικά στον Πίνακα 1). Κατά τη διάρκεια των πειραμάτων δείγματα λαμβάνονταν κάθε μία ώρα από τη δεξαμενή τροφοδοσίας του αποβλήτου. Σημειώνεται επίσης, ότι οι παραπάνω συγκεντρώσεις αναφέρονται στις αρχικές συγκεντρώσεις του συνθετικού αποβλήτου στο δοχείο επανακυκλοφορίας.

## 3.2 Υποθέσεις του μαθηματικού μοντέλου

### 3.2.1 Διαμερισματοποίηση του βιοαντιδραστήρα και λειτουργικά χαρακτηριστικά του

Το σύστημα προς μελέτη θεωρήθηκε ότι αποτελείται από δύο επιμέρους τμήματα διαφορετικής «λειτουργίας», δηλαδή:

- α) από ένα δοχείο τροφοδοσίας λειτουργικού όγκου 150 λίτρων, όπου λαμβάνει χώρα ανάμειξη του επεξεργασμένου αποβλήτου που προέρχεται από τον βιοαντιδραστήρα με την ήδη αποθηκευμένη ποσότητα αποβλήτου
- β) από τον βιοαντιδραστήρα στον οποίο λαμβάνουν χώρα όλες οι βιοχημικές διεργασίες προς εξυγίανση του αποβλήτου.

Ο βιοαντιδραστήρας αποτελείται από 32 φύλλα υφάσματος, προς ανάπτυξη της βιομάζας, καθένα από τα οποία είναι διπλωμένο στα δύο γύρω από μια μπάρα στήριξης. Συνεπώς συνολικά μέσα στον αντιδραστήρα υπάρχουν 64 κάθετα φύλλα υφάσματος διαστάσεων 70 εκ. μήκους και 53 εκ. ύψους. Το ύφασμα είναι τοποθετημένο έτσι ώστε να υπάρχει διάκενο λίγων χιλιοστών μεταξύ των γειτονικών φύλλων, που επιτρέπει την εισχώρηση του φωτός μέχρι 10 εκ. περίπου κάτω από τη λάμπα (εικόνα 14). Η βιομάζα θεωρείται ότι έχει αναπτυχθεί σε όλη την επιφάνεια του βιοφίλμ, η οποία συνολικά ανέρχεται σε 47,48 τ.μ. όπως έχει υπολογιστεί βάσει των διαστάσεων των φύλλων του υφάσματος. Ωστόσο, η σύσταση της βιομάζας καθ' ύψος του υφάσματος διαφέρει, λόγω της παρουσίας της λάμπας φθορισμού η οποία υποβοηθά την αυτοτροφική ανάπτυξη των μικροαλγών στο πάνω μέρος του υφάσματος.



Εικόνα 14: Ανάπτυξη βιοφίλμ μετά από 2 μήνες λειτουργίας του συστήματος

Κατά τη διάρκεια λειτουργίας της αντλίας, το ύφασμα βρίσκεται κορεσμένο σε υγρό. Από ανεξάρτητο πείραμα, βρέθηκε, ότι η ποσότητα υγρού που μπορεί να κατακρατηθεί από το

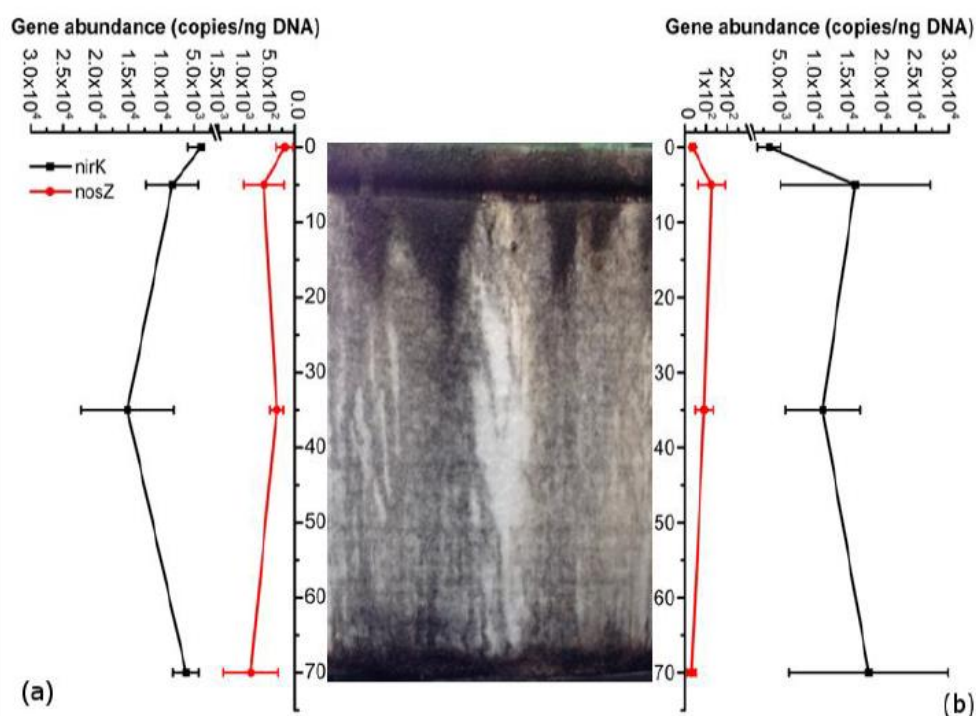
σύνολο των φύλλων στην κατάσταση κορεσμού είναι περίπου 58.5 λίτρα. Ο όγκος αυτός αποτελεί επομένως, τον (σταθερό) όγκο υγρού που περιέχεται στο εσωτερικό του υφάσματος κατά τη διάρκεια λειτουργίας της αντλίας. Προς απλούστευση του μοντέλου, θεωρήθηκε επίσης ότι ο παραπάνω όγκος αποβλήτου παραμένει πάνω στο ύφασμα ομοιόμορφα κατανεμημένος και κατά το χρονικό διάστημα στο οποίο η αντλία παραμένει κλειστή.

Καθώς ένας απειροστός όγκος υγρού αποβλήτου ρέει πάνω στα φύλλα του αντιδραστήρα, υφίσταται ταυτόχρονα εξυγίανσή λόγω επαφής με τη βιομάζα, αλλά και ανάμειξη με τον κατακρατούμενο όγκο αποβλήτου που συναντά κατά την κάθοδό του στο φύλλο (με τον οποίο ανταλλάσσει ουσίες λόγω ανάμειξης). Για να προσομοιωθεί αυτή η διαρκής ανάμειξη του υγρού αποβλήτου με γειτονικούς όγκους αποβλήτου κατά την κάθοδό του στο φύλλο, επιλέχθηκε να γίνει διαμερισματοποίηση καθ' ύψος του υφάσματος στο μοντέλο σε 5 διαδοχικές περιοχές ίδιων διαστάσεων (ίσου μήκους και ύψους), οι οποίες θεωρητικά συμπεριφέρονται ως διαδοχικοί αντιδραστήρες συνεχούς ροής κατά τη διάρκεια λειτουργίας της αντλίας.

Σημειώνεται ότι οι διεργασίες απομάκρυνσης θρεπτικών συστατικών και οργανικής ύλης από το υγρό απόβλητο λαμβάνουν χώρα στην πραγματικότητα μόνο στον όγκο υγρού που βρίσκεται πάνω στο βιοφίλμ και όχι στον επιπρόσθετο κύριο όγκο υγρού αποβλήτου που συσσωρεύεται στο ύφασμα. Δηλαδή, η διεσπαρμένη βιομάζα στον κύριο όγκο υγρού του υφάσματος είναι ελάχιστη και άρα δε συμβάλλει σημαντικά στην αποδόμηση του φορτίου του αποβλήτου. Το ίδιο ισχύει και για το δοχείο επανακυκλοφορίας του αποβλήτου. Θεωρούμε επίσης ότι η μεταφορά μάζας των διαφόρων ουσιών προς το βιοφίλμ, δεν παρεμποδίζεται και συνεπώς η συγκέντρωση των ουσιών του αποβλήτου σε επαφή με αυτό, είναι κάθε χρονική στιγμή ίση με τη συγκέντρωση που έχουν οι ουσίες στον κυρίως όγκο του υγρού που κατακρατείται στο ύφασμα.

### **3.2.2 Κατανομή βιομάζας στο ύφασμα του βιοαντιδραστήρα**

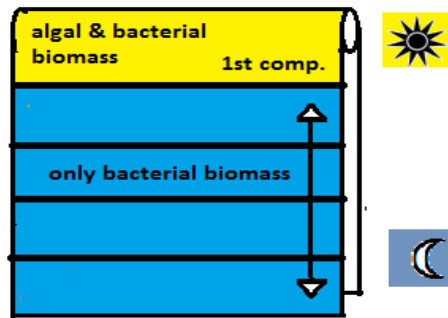
Το σύστημα περιλαμβάνει ένα ιδιαίτερα πορώδες ύφασμα ως μέσο προσκόλλησης της βιομάζας. Η ανάπτυξη της βιομάζας στην επιφάνεια του υφάσματος διαφέρει σε πυκνότητα ανάλογα με την περιοχή (*Εικόνα 15*). Πιο συγκεκριμένα στην περιοχή κάτω ακριβώς από τη λάμπα φθορισμού η βιομάζα παρατηρήθηκε να έχει μεγαλύτερες απόλυτες τιμές πληθυσμού παρά σε περιοχές πλησίον της (*Εικόνα 14*).



Εικόνα 15: Πλήθος των γονιδιακών τύπων *nirK* και *nosZ* (no/ng DNA) στον αντιδραστήρα τροφοδοτούμενο από απόβλητο που περιέχει α) 100mg/L  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  και 600 mg/L COD και β) 100 mg/L  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  και 100 mg/L COD. Πηγή: Babatsouli et. al. 2015

Όπως αναφέρθηκε και προηγουμένως, οι λάμπες φθορισμού φωτίζουν το βιοφίλτρο καθ' όλη τη διάρκεια κάθε πειράματος (6 ώρες), αλλά η διάταξη του υφάσματος επιτρέπει τη διείσδυση των ακτινών φωτός μόνο έως περίπου 10 εκατοστά από την κορυφή του υφάσματος. Επομένως, τα τμήματα βιοφίλμ που βρίσκονται πιο χαμηλά υψομετρικά δε φωτίζονται. Θεωρήθηκε λοιπόν, ότι εμφανίζονται δύο διαφορετικές ως προς τη βιομάζα, περιοχές προς μελέτη. Στην περιοχή όπου φτάνει το φως, υπάρχει ανάπτυξη και φωτοσυνθετική δραστηριότητα των μικροαλγών σε συνδυασμό με τη βακτηριακή δραστηριότητα, ενώ στην κατώτερη περιοχή του βιοφίλμ που βρίσκεται στο σκοτάδι αναπτύσσονται μόνο βακτήρια.

Ακολούθως, βάσει της πυκνότητας της βιομάζας που δίνεται στο διάγραμμα της Εικόνας 14, θεωρήθηκε στο μοντέλο, ότι η συγκέντρωση του βακτηριακού πληθυσμού και των μικροαλγών στο φωτιζόμενο τμήμα του υφάσματος (1<sup>ο</sup> compartment) είναι  $10^{10.8}$  cells/cm<sup>2</sup> και  $10^{8.5}$  cells/cm<sup>2</sup> αντίστοιχα, ενώ η συγκέντρωση των βακτηρίων σε κάθε ένα από τα υπόλοιπα 4 τμήματα υπό σκιά θεωρήθηκε ίση με  $10^{7.3}$  cells/cm<sup>2</sup>.



Εικόνα 16: Σχηματική αναπαράσταση της διαμερισματοποίησης του υφάσματος του βιοαντιδραστήρα

Επιπλέον, θεωρείται ότι η βιομάζα του συστήματος παραμένει σταθερή σε σύσταση και σε ποσότητα κατά το χρονικό διάστημα εκτέλεσης των πειραμάτων (6 ώρες).

Σημειώνεται στο σημείο αυτό, ότι η βιομάζα του συστήματος περιλαμβάνει και μύκητες, οι διεργασίες των οποίων ωστόσο, προς απλούστευση του μοντέλου δεν μελετώνται.

### 3.2.3 Παραδοχές για τη διακοπόμενη λειτουργία του συστήματος

Η αντλία εσωτερικής ανακυκλοφορίας του αποβλήτου στον βιοαντιδραστήρα λειτουργεί, όπως προαναφέρθηκε, διακοπόμενα κατά περιοδικό τρόπο. Πιο συγκεκριμένα, ο βέλτιστος τρόπος λειτουργίας της αντλίας, όπως βρέθηκε πειραματικά, είναι 2 συναπτά λεπτά λειτουργίας ανά διαστήματα των 10 λεπτών (Babatsouli, et al., 2015). Η ογκομετρική παροχή της αντλίας, κατά την περίοδο λειτουργίας της είναι ρυθμισμένη στα  $3.5 \text{ m}^3/\text{h}$ .

Το δοχείο συλλογής του αποβλήτου περιέχει αρχικά περίπου 150 λίτρα συνθετικού αποβλήτου σε κάθε επιμέρους κύκλο πειράματος. Με τη δεδομένη παροχή, στη διάρκεια των 2 λεπτών λειτουργίας της αντλίας υπολογίζεται ότι διοχετεύονται 117 λίτρα συνθετικού αποβλήτου στο ύφασμα του βιοαντιδραστήρα προσκολλημένης βιομάζας. Η ποσότητα του τροφοδοτούμενου αποβλήτου εισέρχεται αρχικά στο ανώτερο και φωτιζόμενο τμήμα του υφάσματος (1<sup>ο</sup> διαμέρισμα του υφάσματος) και στη συνέχεια περνά διαδοχικά στα 4 κατώτερα και μη φωτιζόμενα τμήματα.

Μετά τη διέλευση του από το ύφασμα, το απόβλητο οδηγείται στη δεξαμενή επανακυκλοφορίας όπου αναμιγνύεται με την υπάρχουσα ποσότητα υγρού αποβλήτου. Κατά το χρονικό διάστημα λειτουργίας της αντλίας σε κάθε κύκλο (2 πρώτα λεπτά), η ποσότητα



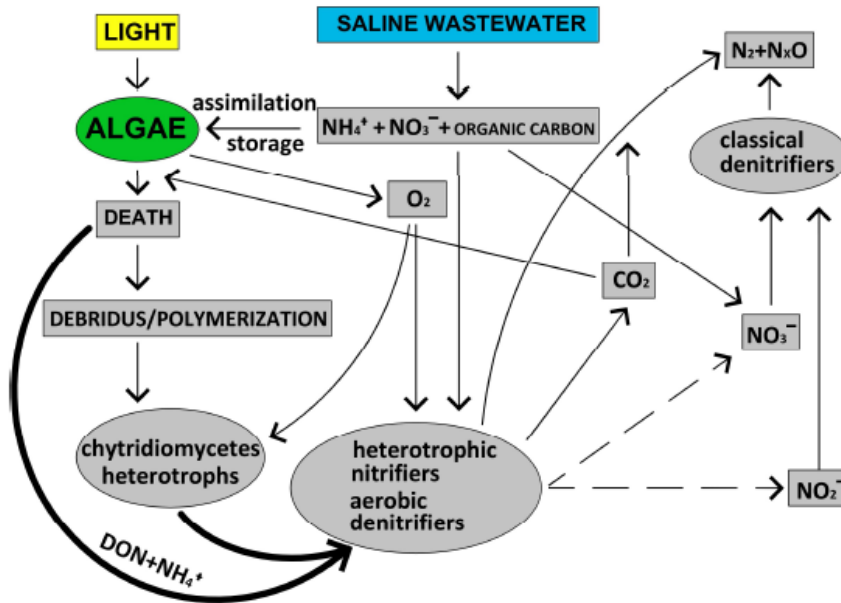
αποβλήτου που βρίσκεται στο δοχείο επανακυκλοφορίας υφίσταται σε πραγματικές συνθήκες διαρκή μεταβολή του όγκου της μέχρι την επανασυλλογή όλης της ποσότητας του υγρού που έχει διοχετευτεί στον βιοαντιδραστήρα. Προς απλούστευση ωστόσο του μοντέλου, θεωρήθηκε ότι το υγρό απόβλητο που διοχετεύεται στον βιοαντιδραστήρα επιστρέφει με τον ίδιο ογκομετρικό ρυθμό στο δοχείο συλλογής, έτσι ώστε κάθε χρονική στιγμή ο όγκος του υγρού αποβλήτου στο δοχείο να παραμένει σταθερός.

Στο χρονικό διάστημα των 8 λεπτών που ακολουθεί σε κάθε κύκλο ( $t=2 \text{ min}-t=10 \text{ min}$ ), η αντλία παραμένει κλειστή και θεωρείται ότι όλος ο πλεονάζων όγκος αποβλήτου (εκτός του υπολειπόμενου όγκου 58.5 λίτρων) βρίσκεται στο δοχείο επανασυλλογής. Επομένως κατά το χρονικό διάστημα αυτό η συγκέντρωση των υπό εξέταση ουσιών στο δοχείο επανακυκλοφορίας, παραμένει σταθερή, ενώ στα επιμέρους τμήματα του υφάσματος λόγω παρουσίας της βιομάζας, θεωρείται ότι η βιοαποδόμηση συνεχίζεται και κατά την παύση της αντλίας.

Θεωρήθηκε επομένως, ότι οι περιοχές του υφάσματος έχουν σταθερό όγκο ως προς το χρόνο και λειτουργούν ως αντιδραστήρες συνεχούς ροής και πλήρους ανάμιξης (CSTR) όταν η αντλία είναι σε λειτουργία ( $t=0 \text{ min}-t=2 \text{ min}$ ) ενώ όταν η αντλία είναι κλειστή ( $t=2 \text{ min}-t=10 \text{ min}$ ) λειτουργούν ως αντιδραστήρες διαλείποντος έργου (batch reactors). Θεωρείται επίσης ότι έχουμε μηδενικές απώλειες μάζας υγρού αποβλήτου και ότι όλη η αντλούμενη ποσότητα αποβλήτου διέρχεται από το ύφασμα προσκολλημένης βιομάζας και υφίσταται βιοεξυγίανση.

#### **3.2.4 Μοντελοποίηση διεργασιών απομάκρυνσης οργανικής ύλης και θρεπτικών συστατικών**

Το ολοκληρωμένο σχήμα περιγραφής των διεργασιών που λαμβάνουν χώρα στο βιοαντιδραστήρα όπως έχει δοθεί από τους (Babatsouli, et al., 2015) δίνεται στην *Εικόνα 17*. Το πάχος των βελών υποδεικνύει τη σχετική συμβολή των διεργασιών. Τα συμπαγή βέλη αναφέρονται σε μονοπάτια για τα οποία υπάρχουν ενδείξεις ότι πραγματοποιούνται, ενώ τα διακεκομμένα βέλη αναφέρονται σε υποθετικά μονοπάτια.



Εικόνα 17: Διάγραμμα των βασικών βιοχημικών διεργασιών που λαμβάνουν χώρα στο πιλοτικό σύστημα AdvanTex®

Όπως φαίνεται στο παραπάνω διάγραμμα, ο πληθυσμός των αλγών και των βακτηρίων δρουν παράλληλα και αναπτύσσονται καταναλώνοντας οργανική ύλη και θρεπτικά συστατικά. Οι βιοχημικές διεργασίες που αφορούν στους δύο παραπάνω πληθυσμούς μοντελοποιούνται κατά τον τρόπο που περιγράφεται στις επόμενες ενότητες.

#### 3.2.4.1 Ανάπτυξη μικροαλγών και βακτηρίων

Τα *Stichococcus* και *Picochlorum*, τα πιο άφθονα γένη μικροαλγών στο βιοφίλμ, έχουν την ικανότητα να βρίσκονται στην μικτότροφη κατάσταση και επομένως μπορούν να αντλούν ενέργεια τόσο από τη φωτοσύνθεση, όσο και από τον οργανικό άνθρακα μέσω της ετερότροφης κατάστασης (Ahmad & Hellebust, 1986).

Δεδομένου ωστόσο, ότι στο σύστημα τα κύτταρα των μικροαλγών έχουν αναπτυχθεί μόνο στην ανώτερη και φωτιζόμενη περιοχή του υφάσματος, αλλά όχι στα μη φωτιζόμενα κατώτερα τμήματα του, θεωρήθηκε προς απλούστευση του μοντέλου, ότι τα μικροάλγη έχουν ως κύριο μηχανισμό πρόσληψης ενέργειας και ανάπτυξης τη φωτοσυνθετική δραστηριότητα και επομένως ως κύρια πηγή ενέργειας και άνθρακα το διοξείδιο του άνθρακα.

Τα μικροάλγη, μέσω της φωτοσυνθετικής τους δραστηριότητας παρέχουν οξυγόνο στα βακτήρια και εκείνα παρέχουν το απαιτούμενο διοξείδιο του άνθρακα για τα μικροάλγη, με τη διαδικασία που αναλύθηκε στην παράγραφο 2.4.2.1. Επομένως, στο υπό μελέτη σύστημα έχει

θεωρηθεί ότι το οξυγόνο και το διοξείδιο του άνθρακα δε συνιστούν περιοριστικά υποστρώματα για την ανάπτυξη βακτηρίων και αλγών αντίστοιχα.

Για την περιγραφή του ρυθμού ανάπτυξης των αλγών επιλέχθηκε μοντέλο τύπου «Monod» για τη μικροβιακή ανάπτυξη. Η εξίσωση του ρυθμού είναι της μορφής πολλαπλών περιοριστικών υποστρωμάτων ταυτόχρονης χρήσης και ως υποστρώματα θεωρούνται το άζωτο υπό μορφή αμμωνιακών ιόντων και ο φώσφορος υπό μορφή φωσφορικών ιόντων εξίσωση (1).

#### Ειδικός ρυθμός ανάπτυξης αλγών

$$\mu_a = \mu_{max_a} \cdot \left( \frac{[PO_4^{3-}]}{K_{PO_4^{3-}} + [PO_4^{3-}]} \right) \cdot \left( \frac{[NH_4^+]}{K_{NH_4^+} + [NH_4^+]} \right) \quad (1)$$

Όπου

$\mu_a$ : ειδικός ρυθμός ανάπτυξης μικροαλγών ( $min^{-1}$ )

$\mu_{max_a}$ : μέγιστος ειδικός ρυθμός ανάπτυξης των μικροαλγών ( $min^{-1}$ )

$K_{PO_4^{3-}}$ : σταθερά κορεσμού για το φώσφορο υπό μορφή φωσφορικών ( $mg/L$ )

$K_{NH_4^+}$ : σταθερά κορεσμού για το άζωτο υπό μορφή αμμωνιακών ( $mg/L$ )

Έχει αναλυθεί ότι η προτιμώμενη πηγή αζώτου για τα μικροάλγη είναι το  $NH_4^+-N$  και όταν αυτό είναι διαθέσιμο, δεν αφομοιώνονται άλλες πηγές αζώτου. Προς απλούστευση του μοντέλου και δεδομένου ότι στο σύστημα υπό πραγματικές συνθήκες θα υπάρχει επάρκεια σε αμμωνιακό άζωτο, θεωρήθηκε ότι περιοριστικό υπόστρωμα για την ανάπτυξη των αλγών αποτελεί μόνο το αμμωνιακό άζωτο.

Από την άλλη, τα βακτήρια του γένους *Pseudomonas* που κυριαρχούν επί της βακτηριακής κοινότητας, είναι ετερότροφοι μικροοργανισμοί και συμμετέχουν στην αποδόμηση οργανικού υλικού στα λύματα, προκειμένου να παραλάβουν οργανικό άνθρακα για τις ανάγκες ανάπτυξης νέων κυττάρων. Η αερόβια ανάπτυξη των ετερότροφων βακτηρίων θεωρήθηκε επίσης ότι ακολουθεί το μοντέλο Monod, με περιοριστικό υπόστρωμα μόνο την οργανική ύλη (σε όρους χημικά απαιτούμενου οξυγόνου) όπως υποδεικνύεται και από το γνωστό μοντέλο διεργασιών ASM1 (Activated Sludge Model) (Henze, Jr, Gujer, Marais, & Matsuo, 1987).

#### Ειδικός ρυθμός ανάπτυξης βακτηρίων

$$\mu_b = \mu_{max_b} \cdot \left( \frac{[COD]}{K_{COD_b} + [COD]} \right) \quad (2)$$

Όπου,

$\mu_b$ : ειδικός ρυθμός ανάπτυξης βακτηρίων ( $\text{min}^{-1}$ )

$\mu_{max_b}$ : μέγιστος ειδικός ρυθμός ανάπτυξης των βακτηρίων ( $\text{min}^{-1}$ )

$K_{COD_b}$ : σταθερά κορεσμού για το COD ( $\text{mg/L}$ )

#### 3.2.4.2 Απομάκρυνση οργανικής ύλης

Σύμφωνα με τα παραπάνω, η απομάκρυνση της οργανικής ύλης από το σύστημα θεωρήθηκε ότι πραγματοποιείται αποκλειστικά και μόνο από το βακτηριακό πληθυσμό, καθώς τα μικροάλλα συμπεριφέρονται ως αυτότροφοι μικροοργανισμοί. Επομένως, ο ρυθμός απομάκρυνσης της οργανικής ύλης συνδέεται μόνο με τον ειδικό ρυθμό ανάπτυξης των βακτηρίων σύμφωνα με την εξίσωση (3).

#### *Ειδικός ρυθμός απομάκρυνσης COD από τα βακτήρια*

$$q_{COD_b} = \frac{\mu_b}{Y_{X_b/COD}} \quad (3)$$

Όπου,

$\mu_b$ : ειδικός ρυθμός ανάπτυξης βακτηρίων ( $\text{min}^{-1}$ )

$q_{COD_b}$ : ειδικός ρυθμός αφομοίωσης COD από τα βακτήρια ( $\text{mg COD/mg biomass /min}$ )

$Y_{X_b/COD}$ : συντελεστής απόδοσης βιομάζας με COD ως υπόστρωμα ( $\text{mg biomass/mg substrate}$ )

#### 3.2.4.3 Απομάκρυνση Αζώτου

Η απομάκρυνση του αζώτου στο εξεταζόμενο σύστημα, θεωρήθηκε ότι οφείλεται τόσο στην αφομοίωση του από τα αναπτυσσόμενα άλλα και βακτήρια, όσο και στην απονιτροποιητική δραστηριότητα των βακτηρίων, όπως αναλύθηκε στην παράγραφο 2.3.2.

Τα μικροάλλα προσλαμβάνουν στα κύτταρά τους μόνο αμμωνιακό άζωτο, όπως ήδη αναλύθηκε. Αντιθέτως τα βακτηριακά κύτταρα προσλαμβάνουν τόσο αμμωνιακό άζωτο όσο και νιτρικό. Οι σχετικές εξισώσεις του ρυθμού αφομοίωσης αμμωνιακού και νιτρικού αζώτου από τα άλλα και τα βακτήρια είναι αντίστοιχα οι (4) και (5).

Σημειώνεται, ότι σε πραγματικές συνθήκες αναμένεται, το δυναμικό αφομοίωσης των θρεπτικών συστατικών από άλγη και βακτήρια επί μακρό χρονικό διάστημα να μειωθεί συν τω χρόνω λόγω κορεσμού των κυττάρων (αν δε λαμβάνει χώρα απομάκρυνση βιομάζας όπως στον εν λόγω βιοαντιδραστήρα). Θεωρούμε ωστόσο ότι για τη μικρή χρονική διάρκεια των πειραμάτων το δυναμικό αφομοίωσης θρεπτικών συστατικών παραμένει σταθερό.

*Ειδικός ρυθμός αφομοίωσης αμμωνιακού αζώτου από άλγη και βακτήρια*

$$q_{NH_4} = \frac{\mu_a}{Y_{X_a/NH_4^+}} + \frac{\mu_b}{Y_{X_b/NH_4^+}} \quad (4)$$

*Ειδικός ρυθμός αφομοίωσης νιτρικού αζώτου από τα βακτήρια*

$$q_{NO_3b} = \frac{\mu_b}{Y_{X_b/NO_3^-}} \quad (5)$$

Όπου,

$q_{NH_4}$ : ειδικός ρυθμός αφομοίωσης  $NH_4^+-N$  από άλγη και βακτήρια (mg/mg biomass/min)

$\mu_a$ : ειδικός ρυθμός ανάπτυξης μικροαλγών ( $min^{-1}$ )

$\mu_b$ : ειδικός ρυθμός ανάπτυξης βακτηρίων ( $min^{-1}$ )

$Y_{X_a/NH_4^+}$ : συντελεστής απόδοσης βιομ. αλγών με  $NH_4^+-N$  ως υπόστρωμα (mg biomass/mg substrate)

$Y_{X_b/NH_4^+}$ : συντελεστής απόδοσης βιομ. βακτηρίων με  $NH_4^+-N$  ως υπόστρωμα (mg biomass/mg substrate)

$q_{NO_3b}$ : ειδικός ρυθμός αφομοίωσης  $NO_3^- -N$  από τα βακτήρια (mg/mg biomass/min)

$Y_{X_b/NO_3^-}$ : συντελεστής απόδοσης βιομ. βακτηρίων με  $NO_3^- -N$  ως υπόστρωμα (mg biomass/mg substrate)

Όπως αναφέρθηκε από τους (Babatsouli, et al., 2015), η real time PCR (τεχνική «real-time polymerase chain reaction») που πραγματοποιήθηκε για έλεγχο των οξειδωτών αμμωνίας, έδειξε πλήρη απουσία του γονιδιακού τύπου amoA από τη μικροβιακή κοινότητα, τόσο για τα βακτήρια όσο και για τα αρχαία κάτω από όλες τις οργανικές και αμμωνιακές φορτίσεις που εφαρμόστηκαν στο σύστημα. Το αποτέλεσμα αυτό επιβεβαιώθηκε περαιτέρω, από απλή PCR. Όπως αναλύθηκε, λοιπόν, και στην παράγραφο 2.4.1, μπορεί να εξαχθεί το συμπέρασμα ότι η ετερότροφη νιτροποίηση ακολουθούμενη από αερόβια απονιτροποίηση (HNAD) ήταν η κύρια διεργασία που ήταν υπεύθυνη για την απομάκρυνση του N με τη βοήθεια των βακτηρίων.

Οι ετερότροφοι νιτροποιητές - αερόβιοι απονιτροποιητές είναι ικανοί να απομακρύνουν το άζωτο υπό αερόβιες συνθήκες χρησιμοποιώντας οργανική ύλη (Yao, Zhang, Liu, & Liu, 2013). Για τον εν λόγω μηχανισμό απομάκρυνσης του αζώτου έχουν προταθεί δύο μονοπάτια, τα οποία διαφέρουν ως προς το αερόβιο σκέλος (Chen & Ni, 2012). Το ένα μονοπάτι ακολουθεί πλήρη νιτροποίηση και απονιτροποίηση όπως ακριβώς κάνει αντιπροσωπευτικά το βακτήριο *T. pantotropha*, ενώ το άλλο μονοπάτι οδηγεί σε απονιτροποίηση μέσω υδροξυλαμίνης όπως αντιπροσωπεύεται από το βακτήριο *A. faecalis*. Στην παρούσα εργασία, λόγω έλλειψης δεδομένων σχετικά με τα πιθανά ενδιάμεσα προϊόντα της νιτροποίησης- απονιτροποίησης, θεωρείται ότι η τελευταία ακολουθεί τον πρώτο μηχανισμό με παραγωγή νιτρικού αζώτου ως ενδιάμεσο προϊόν. Η στοιχειομετρία της μετατροπής του αμμωνιακού αζώτου σε νιτρικό θεωρείται 1-1. Επίσης θεωρείται ότι τόσο η διεργασία νιτροποίησης όσο και η διεργασία απονιτροποίησης είναι πρώτης τάξης. Οι σχετικές εξισώσεις δίνονται παρακάτω:

Ρυθμός νιτροποίησης αμμωνιακού αζώτου

$$q_{nitr} = k_{nitr} \cdot [NH_4^+] \quad (6)$$

Ρυθμός απονιτροποίησης νιτρικού αζώτου

$$q_{denitr} = k_{denitr} \cdot [NO_3^-] \quad (7)$$

Όπου,

$q_{nitr}$ : ειδικός ρυθμός νιτροποίησης ( $mg/L \cdot min$ )

$k_{nitr}$ : σταθερά νιτροποίησης ( $min^{-1}$ )

$q_{denitr}$ : ειδικός ρυθμός απονιτροποίησης ( $mg/L \cdot min$ )

$k_{denitr}$ : σταθερά απονιτροποίησης ( $min^{-1}$ )

Λόγω του μεγάλου πλήθους των ψευδομονάδων που έχουν ανιχνευθεί στο σύστημα -οι οποίες χαρακτηρίζονται ως κλασικοί απονιτροποιητές- δεν αποκλείεται να λαμβάνει χώρα και αναερόβια κλασική απονιτροποίηση. Ωστόσο εκτιμάται ότι η αναερόβια απονιτροποίηση θα έχει πολύ χαμηλούς ρυθμούς, δεδομένων των αερόβιων συνθηκών εκτέλεσης του πειράματος (βλ. αερόβια απονιτροποίηση) και της χαμηλής συγκέντρωσης νιτρικού αζώτου.

#### 3.2.4.4 Απομάκρυνση Φωσφόρου

Ο φώσφορος είναι απαραίτητο στοιχείο για την ανάπτυξη των μικροοργανισμών, αφού αποτελεί βασικό συστατικό των φωσφολιπιδίων, των νουκλεοτιδίων και των νουκλεικών οξέων. Συνεπώς, θεωρείται ότι ο φώσφορος αφομοιώνεται τόσο από τα μικροάλλα όσο και από

τα βακτήρια και το αντίστοιχο μοντέλο απομάκρυνσης του φωσφόρου ακολουθεί τη μικροβιακή ανάπτυξη εξισώσεις (8) και (9). Δε θεωρείται ότι λαμβάνουν χώρα επιπλέον διεργασίες απομάκρυνσης φωσφόρου πέρα από τις παραπάνω σχετιζόμενες με την ανάπτυξη μικροαλγών και βακτηρίων.

*Ειδικός ρυθμός αφομοίωσης φωσφόρου από τα άλγη*

$$q_{PO_4a} = \frac{\mu_a}{Y_{Xa/PO_4^{3-}}} \quad (8)$$

*Ειδικός ρυθμός αφομοίωσης φωσφόρου από τα βακτήρια*

$$q_{PO_4b} = \frac{\mu_b}{Y_{Xb/PO_4^{3-}}} \quad (9)$$

Όπου,

$q_{PO_4a}$ : ειδικός ρυθμός αφομοίωσης  $PO_4^{3-}$ -P από τα άλγη (mg/mg biomass/min)

$q_{PO_4b}$ : ειδικός ρυθμός αφομοίωσης  $PO_4^{3-}$ -P από τα βακτήρια (mg/mg biomass/min)

$Y_{Xa/PO_4^{3-}}$ : συντελεστής απόδοσης βιομ. αλγών με  $PO_4^{3-}$ -N ως υπόστρωμα (mg biomass/mg substrate)

$Y_{Xb/PO_4^{3-}}$ : συντελεστής απόδοσης βιομ. βακτηρίων με  $PO_4^{3-}$ -P ως υπόστρωμα (mg biomass/mg substrate)

### 3.2.5 Ανάπτυξη μαθηματικού μοντέλου στο περιβάλλον του MATLAB®

Στην παρούσα εργασία αναπτύχθηκε στο περιβάλλον του MATLAB® ένα απλό μαθηματικό μοντέλο, για την περιγραφή της δυναμικής των διεργασιών απομάκρυνσης οργανικής ύλης και θρεπτικών συστατικών, στο βιοαντιδραστήρα AdvanTex AX10 ο οποίος μελετήθηκε πειραματικά από τους (Babatsouli, et al., 2015) για την εξυγίανση υγρών αποβλήτων υψηλής αλατότητας με μικτή καλλιέργεια αλγών- βακτηρίων.

#### 3.2.5.1 Ισοζύγια μάζας για τις μεταβλητές κατάστασης του συστήματος

Το μοντέλο που αναπτύχθηκε είναι μηχανιστικού τύπου και έχει ως σκοπό την εύρεση κατάλληλων, αντιπροσωπευτικών παραμέτρων για τις διεργασίες που θεωρούνται ως κύριες για την απομάκρυνση οργανικής ύλης και θρεπτικών συστατικών όπως αυτές αναπτύχθηκαν στην προηγούμενη ενότητα.



Οι μεταβλητές κατάστασης του συστήματος αφορούν στη συγκέντρωση των (α) χημικά απαιτούμενο οξυγόνο (COD) (b)  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , (c)  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ , (d)  $\text{PO}_4^{3-}\text{P}$  τόσο στο δοχείο επανακυκλοφορίας του αποβλήτου, όσο και σε κάθε διαμέρισμα του υφάσματος προσκόλλησης.

Τα ισοζύγια μάζας για τις μεταβλητές κατάστασης του συστήματος δίνονται παρακάτω αναλυτικά για τα διαφορετικά διαμερίσματα του βιοφίλμ καθώς και για το δοχείο τροφοδοσίας για την περίοδο κάθε κύκλου όπου η αντλία βρίσκεται σε λειτουργία.

### Περίοδος λειτουργίας της αντλίας (t=0 min- t=2 min)

COD	
<b>1<sup>ο</sup> compartment:</b>	
$\frac{dC_{COD_1}}{dt} = \frac{(q_{pump} \cdot C_{COD_{tank}} - q_{pump} \cdot C_{COD_1} - q_{COD_b} \cdot X_{b_l} \cdot A)}{V_i}$	(10)
<b>i- οστό compartment:</b>	
$\frac{dC_{COD_i}}{dt} = \frac{(q_{pump} \cdot C_{COD_{i-1}} - q_{pump} \cdot C_{COD_i} - q_{COD_b} \cdot X_{b_d} \cdot A)}{V_i}$	(11)

NH <sub>4</sub>	
<b>1<sup>ο</sup> compartment:</b>	
$\frac{dC_{NH_4_1}}{dt} = \frac{(q_{pump} \cdot C_{NH_4_{tank}} - q_{pump} \cdot C_{NH_4_1} - (q_{NH_4_b} \cdot X_{b_l} - q_{NH_4_a} \cdot X_{a_l}) \cdot A)}{V_i} - q_{nitr\_i}$	(12)
<b>i- οστό compartment:</b>	
$\frac{dC_{NH_4_i}}{dt} = \frac{(q_{pump} \cdot C_{NH_4_{i-1}} - q_{pump} \cdot C_{NH_4_i} - q_{NH_4_b} \cdot X_{b_d} \cdot A)}{V_i} - q_{nitr\_i}$	(13)

NO<sub>3</sub>

**1<sup>ο</sup> compartment:**

$$\frac{dC_{NO_3_1}}{dt} = \frac{(q_{pump} \cdot C_{NO_3_{tank}} - q_{pump} \cdot C_{NO_3_1} - q_{NO_3_b} \cdot X_{b_l} \cdot A)}{V_i} + a \cdot q_{nitr_i} - q_{denitr_1} \quad (14)$$

**i- οστό compartment:**

$$\frac{dC_{NO_3_i}}{dt} = \frac{(q_{pump} \cdot C_{NO_3_{i-1}} - q_{pump} \cdot C_{NO_3_i} - q_{NO_3_b} \cdot X_{b_d} \cdot A)}{V_i} + a \cdot q_{nitr_i} - q_{denitr_i} \quad (15)$$

PO<sub>4</sub>

**1<sup>ο</sup> compartment:**

$$\frac{dC_{PO_4_1}}{dt} = \frac{(q_{pump} \cdot C_{PO_4_{tank}} - q_{pump} \cdot C_{PO_4_1} - (q_{PO_4_b} \cdot X_{b_l} - q_{PO_4_a} \cdot X_{a_l}) \cdot A)}{V_i} \quad (16)$$

**i- οστό compartment:**

$$\frac{dC_{PO_4_i}}{dt} = \frac{(q_{pump} \cdot C_{PO_4_{i-1}} - q_{pump} \cdot C_{PO_4_i} - q_{PO_4_b} \cdot X_{b_d} \cdot A)}{V_i} \quad (17)$$

Επεξήγηση συμβόλων εξισώσεων (10)-(17).

$q_{pump}$ : ογκ. ρυθμός παροχής αντλίας ανακυκλοφορίας (L/min)

$C_{COD_i}$ : συγκέντρωση COD για το i-οστό compartment (mg/L)

$C_{NH_4_i}$ : συγκέντρωση NH<sub>4</sub>-N για το i-οστό compartment (mg/L)

$C_{NO_3_i}$ : συγκέντρωση NO<sub>3</sub>-N για το i-οστό compartment (mg/L)

$C_{PO_4_i}$ : συγκέντρωση PO<sub>4</sub>-P για το i-οστό compartment (mg/L)

$X_{b_l}$ : συγκέντρωση βακτηριακής βιομάζας στο 1<sup>ο</sup> compartment (φωτιζόμενο)(mg d-cells/m<sup>2</sup> surf.)

$X_{b_d}$ : συγκέντρωση βακτηριακής βιομάζας στο i-οστό compartment (υπό σκιά)(mg d-cells/m<sup>2</sup> surf.)

$X_{a_l}$ : συγκέντρωση βιομάζας μικροαλγών στο 1<sup>ο</sup> compartment (φωτιζόμενο)(mg d-cells/m<sup>2</sup> surf.)

$A$ : επιφάνεια βιοφίλμ (m<sup>2</sup>)

$V_i$ : κατακρατούμενος όγκος υγρού στο i-οστό compartment (L)

$a$ : στοιχειομετρικός συντελεστής μετατροπής αμμωνιακών σε νιτρικά (=3.44 σε όρους μάζας)

$q_{nitr_i}$ : ρυθμός νιτροποίησης στο i-οστό compartment (mg/L·min)

$q_{denitr_i}$ : ρυθμός απονιτροποίησης στο i-οστό compartment (mg/L·min)

$V_{tank}$ : ο όγκος υγρού αποβλήτου στο εξωτερικό δοχείο (L)

Παρακάτω δίνεται επίσης, το γενικό ισοζύγιο μάζας για το εξωτερικό δοχείο, όπου ο συμβολισμός  $C_{tank}$  αναφέρεται στην εκάστοτε συγκέντρωση οποιαδήποτε μεταβλητής κατάστασης εκ των COD, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> στο δοχείο συλλογής και  $C_5$  η αντίστοιχη συγκέντρωση της στο 5<sup>ο</sup> τμήμα του υφάσματος.

$$\frac{dC_{tank}}{dt} = \frac{(q_{pump} \cdot C_5 - q_{pump} \cdot C_{tank})}{V_{tank}} \quad (18)$$

### Περίοδος παύσης της αντλίας (t=2 min- t=10 min)

Για την περίοδο αυτή ισχύουν τα ίδια ισοζύγια με προηγουμένως εξισώσεις **(10)-(18)**, αν τεθεί όπου  $q_{pump} = 0$ . Συνεπώς, μεταβολή στη συγκέντρωση των μεταβλητών κατάστασης λαμβάνει χώρα μόνο στα επιμέρους 5 διαμερίσματα του υφάσματος προσκόλλησης βιομάζας αλλά όχι στο δοχείο συλλογής.

#### 3.2.5.2 Προσδιορισμός βιοχημικών παραμέτρων- βαθμονόμηση μοντέλου

Οι παράμετροι που προέκυψαν από τη βαθμονόμηση του μοντέλου δίνονται συγκεντρωτικά στους παρακάτω πίνακες:

Πίνακας 2: Προσδιορισθείσες παράμετροι ανάπτυξης αλγών και βακτηρίων κατά τη βαθμονόμηση του μοντέλου

$\mu_{max_a}$	$0.002 \text{ min}^{-1}$
$\mu_{max_b}$	$0.0005 \text{ min}^{-1}$
$K_{COD_b}$	$180 \text{ mg/L}$
$K_{PO_4^{3-}_a}$	$50.5 \text{ mg/L}$
$K_{NH_4^+_a}$	$0.062 \text{ mg/L}$

Πίνακας 3: Προσδιορισθείσες παράμετροι απομάκρυνσης οργ. Υλης και θρεπτικών συστατικών κατά τη βαθμονόμηση του μοντέλου

$Y_{X_b/COD}$	$0.69 \frac{\text{mg biomass}}{\text{mg substrate}}$
$Y_{X_b/NO_3^-}$	$60 \frac{\text{mg biomass}}{\text{mg substrate}}$
$Y_{X_b/NH_4^+}$	$28 \frac{\text{mg biomass}}{\text{mg substrate}}$
$Y_{X_a/NH_4^+}$	$16 \frac{\text{mg biomass}}{\text{mg substrate}}$
$Y_{X_b/PO_4^{3-}}$	$83 \frac{\text{mg biomass}}{\text{mg substrate}}$
$Y_{X_a/PO_4^{3-}}$	$114 \frac{\text{mg biomass}}{\text{mg substrate}}$
$k_{nitr}$	$0.005 \text{ min}^{-1}$
$k_{denitr}$	$0.5 \text{ min}^{-1}$

Σημειώνεται προς σύγκριση των παραπάνω τιμών με τη σχετική βιβλιογραφία ότι:

- τα βακτήρια που ακολουθούν αερόβια ετεροτροφική ανάπτυξη και βρίσκονται στην ενεργό ιλύ συστημάτων επεξεργασίας υγρών αστικών αποβλήτων, αναφέρεται ότι έχουν εύρος τιμών της σταθεράς κορεσμού σε COD μεταξύ 10 και 180 mg/L, καθώς επίσης ο συντελεστής απόδοσης βιομάζας για την αερόβια ανάπτυξη τους επί της διαλυτής βιοδιασπώμενης οργανικής ύλης βρίσκεται στο εύρος 0.46-0.69 g cell COD formed/ g COD oxidized (Henze, Jr, Gujer, Marais, & Matsuo, 1987).
- Ο μέγιστος ειδικός ρυθμός ανάπτυξης για το *Agrobacterium sp* LAD9 που αποτελεί ετερότροφο νιτροποιητή - αερόβιο απονιτροποιητή, έχει αναφερθεί ίσος προς  $1.999d^{-1} = 0.0014min^{-1}$  (Chen & Ni, 2012), που είναι τριπλάσιος σχεδόν από το μέγιστο ειδικό ρυθμό που θεωρήθηκε για τη βακτηριακή ανάπτυξη στο μοντέλο.
- Ο μέγιστος ειδικός ρυθμός ανάπτυξης για τα μικροάλγη όπως θεωρήθηκε ίσος με  $0.002 min^{-1}$ , είναι ίδιας τάξης μεγέθους με τους μέγιστους ειδικούς ρυθμούς που βρέθηκαν για τα μικροάλγη *S. Capricornulum* ( $2.45 d^{-1}$ ) (Goldman, Oswald, & Jenkins, 1974) και *Thermosynechococcus sp.* CL-1 ( $3.5 d^{-1}$ ) (Hsueh, Li, Chen, & Chu, 2009) κατά τη διερεύνηση του ρυθμού ανάπτυξης των τελευταίων με μοντέλο τύπου Monod.
- Για τη *Chlorella vulgaris*, οι Aslan and Kapdan αναφέρουν σταθερά κορεσμού του φωσφόρου ίση με 10.5 mg/L (Aslan & Kapdan, 2006).
- Αναφέρεται από τον Jalalizadeh (Jalalizadeh, 2012) σε ανάλογη εργασία μοντελοποίησης φωτοβιοαντιδραστήρα ανάπτυξης μικροαλγών, συντελεστής απόδοσης της βιομάζας των αλγών σε άζωτο και φώσφορο που αντιστοιχεί σε 16 και 114 g algae/g substrate αντίστοιχα.
- Αναφέρεται από τον Yang (Yang A. , 2011) σε μοντέλο Monod για την ανάπτυξη μικροαλγών με το άζωτο ως περιοριστικό υπόστρωμα μεταξύ άλλων, σταθερά κορεσμού του αζώτου ίση με  $0.001mol/m^3$  ως  $NH_4^+-N$ .

### 3.3 Αποτελέσματα προσομοίωσης της πιλοτικής λειτουργίας του βιοαντιδραστήρα

Στα παρακάτω παρουσιάζονται τα αποτελέσματα από την προσομοίωση της πιλοτικής λειτουργίας του βιοαντιδραστήρα. Πιο συγκεκριμένα, προσομοιώθηκε η απομάκρυνση της οργανικής ύλης, του αμμωνιακού και νιτρικού αζώτου καθώς και του φωσφόρου υπό μορφή φωσφορικών ιόντων στο δοχείο ανακυκλοφορίας ως συνάρτηση του χρόνου.

Η προσομοίωση του συστήματος έγινε για τα πειράματα διαφορετικής αρχικής σύστασης αποβλήτου (6 περιπτώσεις συνολικά) που διεξήγαγαν οι (Babatsouli, et al., 2015) και περιγράφονται συνοπτικά στον παρακάτω πίνακα.

Πίνακας 4: Αρχική σύσταση του συνθετικού αποβλήτου στα επιμέρους πειράματα της λειτουργίας του βιοαντιδραστήρα

Ουσία	Συγκέντρωση (mg/L)					
<b>COD</b>	600	200	100	600	200	100
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup> -N</b>	10	10	10	100	100	100
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup> -N</b>	11	11	11	11	11	11
<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> -P</b>	4.9	4.9	4.9	4.9	4.9	4.9

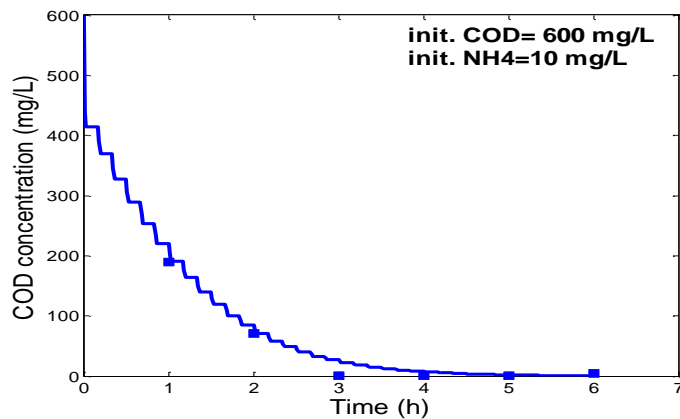
### 3.3.1 Απομάκρυνση οργανικής ύλης

Η οργανική ύλη, όπως αυτή εκφράζεται μέσω του χημικά απαιτούμενου οξυγόνου (COD), θεωρήθηκε ότι απομακρύνεται από το σύστημα αποκλειστικά μέσω της βακτηριακής δραστηριότητας, με ρυθμό ανάλογο της βακτηριακής ανάπτυξης, η οποία με τη σειρά της περιορίζεται μόνο από τη διαθεσιμότητα της οργανικής ύλης. Συνεπώς, στο μοντέλο που αναπτύχθηκε, η κινητική μείωσης του COD εμφανίζεται εξαρτώμενη μόνο από την ίδια τη συγκέντρωσή του COD και κατ' επέκταση ανεξάρτητη από τη συγκέντρωση των θρεπτικών συστατικών του συστήματος.

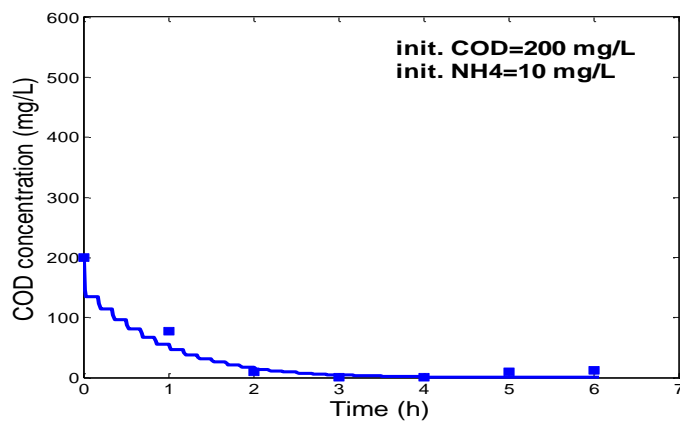
Όπως φαίνεται στα διαγράμματα της *Εικόνας 18*, το μοντέλο προσομοιώνει πιστά, με ελάχιστες αποκλίσεις τη δυναμική μείωσης του COD για όλες τις περιπτώσεις διαφορετικής αρχικής οργανικής φόρτισης του συστήματος, με χαμηλή συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου. Τα αποτελέσματα της προσομοίωσης του συστήματος για τα πειράματα με υψηλή συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου δεν παρουσιάζονται ξεχωριστά, καθώς το σύστημα ακολουθεί κάθε φορά την ίδια ακριβώς κινητική, όταν η αρχική οργανική φόρτιση παραμένει σταθερή, ανεξαρτήτως της συγκέντρωσης των αμμωνιακών ιόντων όπως αναφέρθηκε προηγουμένως. Δεδομένου ότι δεν έχει αναφερθεί από τους Babatsouli et. al. μεταβολή στην δυναμική απομάκρυνσης της οργανικής ύλης για την περίπτωση υψηλής συγκέντρωσης αμμωνιακού αζώτου, θεωρείται ότι το μοντέλο περιγράφει και στην περίπτωση αυτή επαρκώς καλά το σύστημα.

Όπως παρατηρείται, ο ρυθμός μείωσης του COD αυξάνεται με την αύξηση της οργανικής φόρτισης. Σε κάθε περίπτωση ωστόσο, η απομάκρυνση της οργανικής ύλης φαίνεται να έχει ολοκληρωθεί σε διάστημα 4 ωρών από την έναρξη του πειράματος.

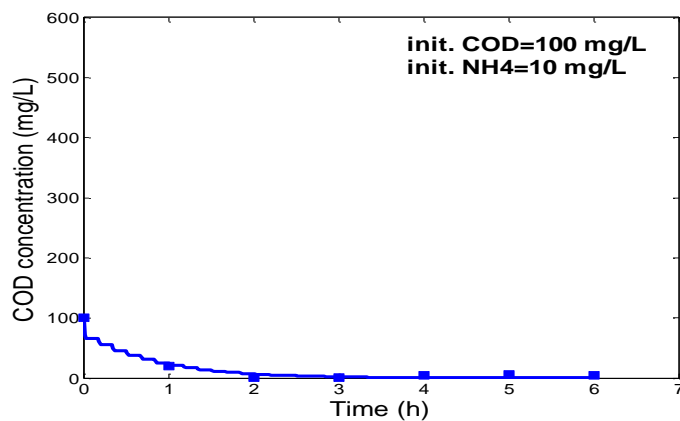
(a)



(b)



(c)



Εικόνα 18: Διαγράμματα προσομοίωσης της απομάκρυνσης του COD κατά την πιλοτική λειτουργία του βιοαντιδραστήρα για διαφορετική αρχική οργανική φόρτιση του αποβλήτου (a: 600 mg/L COD, b: 200 mg/L COD, c: 100 mg/L COD)

Σημειώνεται στο σημείο αυτό, για τα προηγούμενα διαγράμματα καθώς και για το σύνολο των διαγραμμάτων που ακολουθούν, ότι η αρχική βηματική μείωση της συγκέντρωσης, που παρατηρείται στο χρόνο "μηδέν" των διαγραμμάτων, οφείλεται στην ταχύτατη αραίωση που υφίσταται το υγρό απόβλητο κατά την έναρξη του πειράματος, όταν έρχεται σε επαφή και ανάμειξη με τον ήδη εξυγιασμένο υπολειπόμενο όγκο υγρού αποβλήτου που κατακρατείται στο ύφασμα.

Επιπλέον, σημειώνεται ότι τα πλατό των διαγραμμάτων οφείλονται στις περιοδικές παύσεις της αντλίας, διάρκειας 8 λεπτών. Κατά τις περιόδους αυτές, στο δοχείο επανακυκλοφορίας, από το οποίο λαμβάνεται δείγμα, δε λαμβάνει χώρα μεταβολή της σύστασης του αποβλήτου, το οποίο αποτυπώνεται στο διάγραμμα ως σταθερή συγκέντρωση. Αντιθέτως, οι διεργασίες εξυγίανσης του αποβλήτου στον κύριο βιοαντιδραστήρα (ύφασμα) συνεχίζονται και κατά τη διάρκεια παύσης της αντλίας. Το υγρό απόβλητο που κατακρατείται στο πορώδες ύφασμα, στη διάρκεια των 8 λεπτών αποδομείται έως ότου η αντλία τεθεί ξανά σε λειτουργία. Σε κάθε χρονική στιγμή έναρξης της αντλίας, παρατηρείται το ίδιο φαινόμενο ταχείας μείωσης της συγκέντρωσης, λόγω ανάμειξης του κυκλοφορούντος υγρού αποβλήτου με τον υπολειπόμενο όγκο αποβλήτου στο ύφασμα.

### **3.3.2 Απομάκρυνση αζώτου**

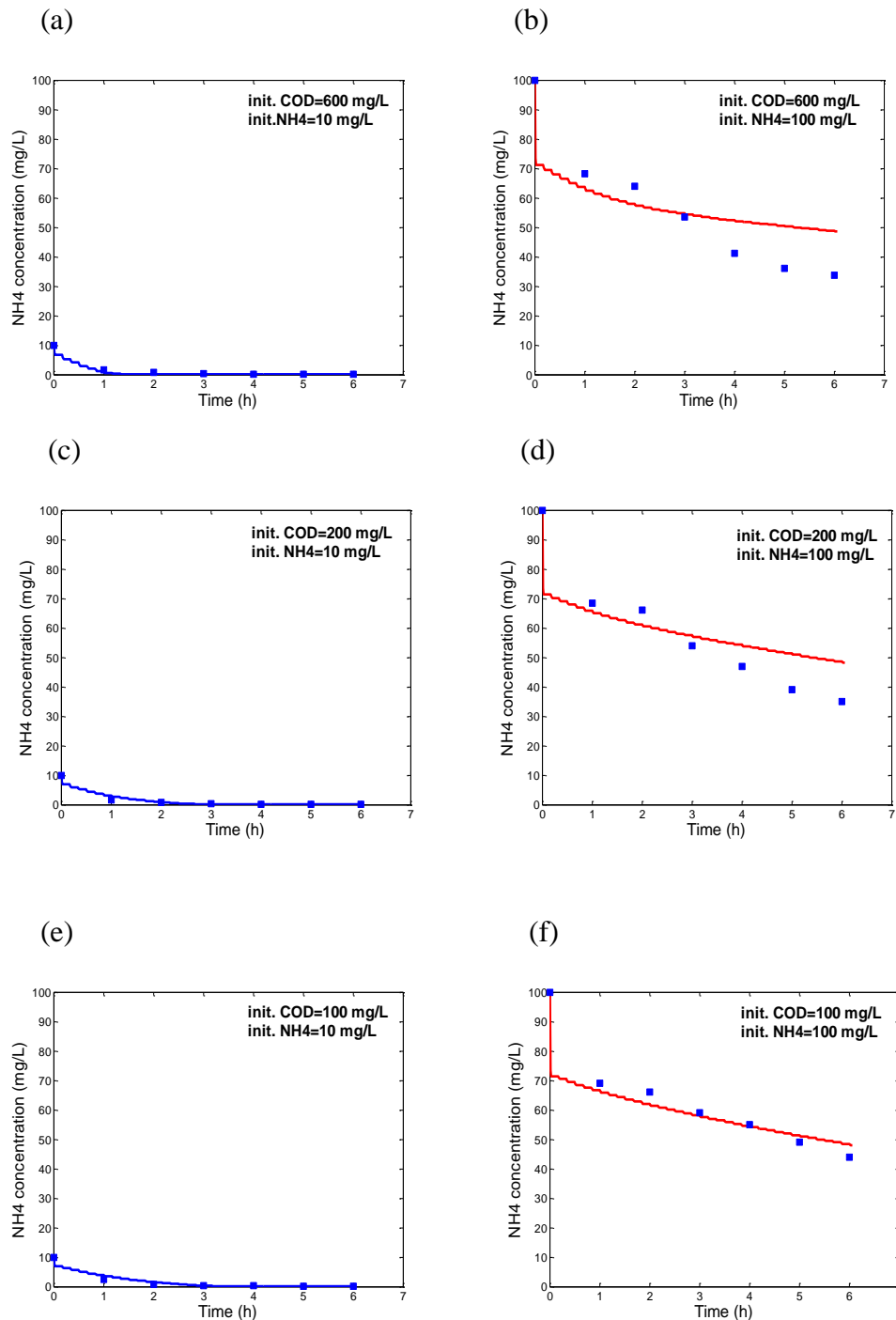
Το άζωτο θεωρείται ότι απομακρύνεται από το σύστημα, αφενός μέσω της πρόσληψής του από τα βακτήρια και τα μικροάλλα για τις ανάγκες ανάπτυξης της βιομάζας τους και αφετέρου μέσω της ετερότροφης νιτροποίησης και αερόβιας απονιτροποίησης που έχει υποτεθεί ως ο πιθανός κύριος μηχανισμός απονιτροποίησης για το σύστημα.

#### *3.3.2.1 Απομάκρυνση αμμωνιακού αζώτου*

Το άζωτο υπό τη μορφή αμμωνιακών ιόντων, θεωρήθηκε ότι αποτελεί πηγή αζώτου τόσο των βακτηρίων όσο και των μικροαλγών. Μάλιστα, για τα μικροάλλα θεωρήθηκε ως αποκλειστική πηγή αζώτου δεδομένου ότι σύμφωνα με τη βιβλιογραφία είναι η προτιμώμενη πηγή αζώτου μεταξύ των άλλων μορφών και όταν βρίσκεται σε επάρκεια καμία άλλη μορφή αζώτου δεν καταναλώνεται (Bhaya, Schwarz, & Grossman, 2002). Η απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου από το σύστημα οφείλεται ωστόσο και στην παράλληλη νιτροποιητική δραστηριότητα του βακτηριακού πληθυσμού.

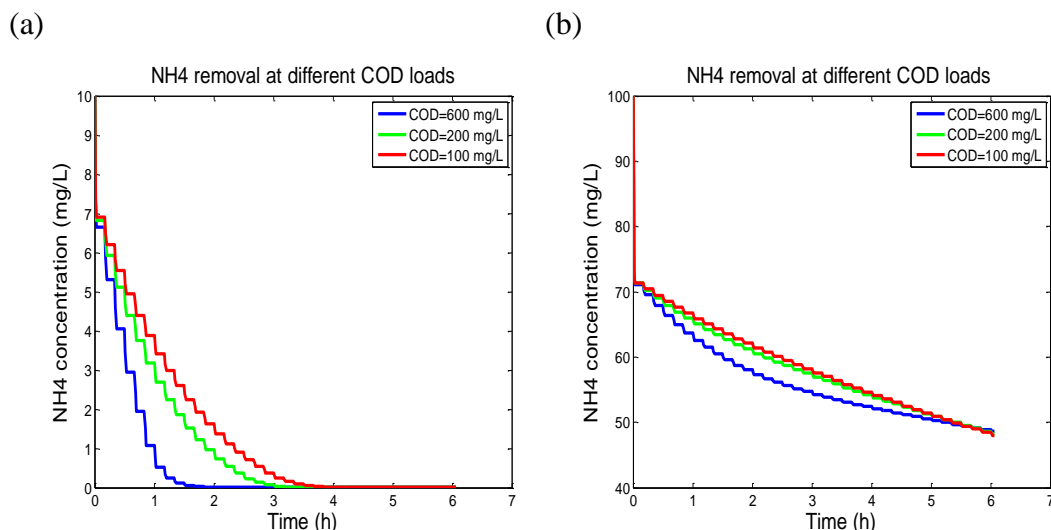


Στα διαγράμματα της *Εικόνας 19*, για την περίπτωση όπου η συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου είναι χαμηλή (10 mg/L), παρατηρείται ότι το μοντέλο ακολουθεί πιστά τα πειραματικά δεδομένα. Η μεταβολή που παρατηρείται στη δυναμική απομάκρυνσης του αμμωνιακού αζώτου λόγω διαφορετικής αρχικής συγκέντρωσης του COD οφείλεται αποκλειστικά στα βακτήρια και φαίνεται ευκρινέστερα στην *Εικόνα 20 (α)*. Καθώς αυξάνεται η οργανική φόρτιση, αυξάνεται και ο ρυθμός απομάκρυνσης του αμμωνιακού αζώτου, ως αποτέλεσμα της ταχύτερης ανάπτυξης της βακτηριακής βιομάζας.



*Εικόνα 19: Διαγράμματα προσομοίωσης της απομάκρυνσης του  $\text{NH}_4\text{-N}$  κατά την πιλοτική λειτουργία του βιοαντιδραστήρα για διαφορετική αρχική οργανική φόρτιση του αποβλήτου (a,b: 600 mg/L COD, c,d: 200 mg/L COD, e,f: 100 mg/L COD).*

Για την περίπτωση ωστόσο, όπου η συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου στο απόβλητο είναι υψηλή, παρατηρείται ότι οι εκτιμώμενες τιμές του μοντέλου, για αρχικές φορτίσεις COD 600mg/L και 200 mg/L, αποκλίνουν αρκετά από τα πειραματικά δεδομένα, ιδιαίτερα κατά τα τελευταία δείγματα κάθε πειράματος.



Εικόνα 20: Διάγραμμα σύγκρισης του ρυθμού απομάκρυνσης  $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$  από το σύστημα για τις διαφορετικές περιπτώσεις οργανικής φόρτισης (α) με χαμηλή φόρτιση αμμωνιακού αζώτου (β) με υψηλή φόρτιση αμμωνιακού αζώτου

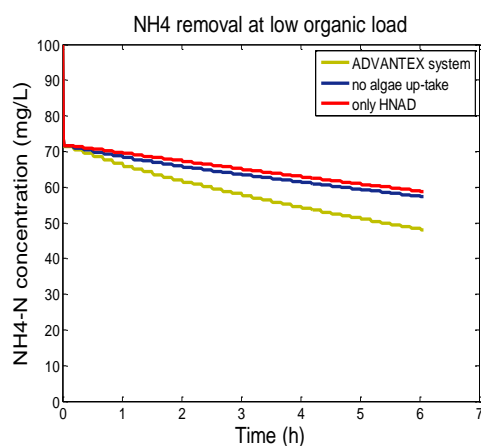
Προκειμένου να δειχθεί η επιμέρους συμβολή των βακτηρίων, των αλγών και της ετερότροφης νιτροποίησης στην απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου, παρουσιάζεται στα διαγράμματα της Εικόνας 21. η σύγκριση της δυναμικής του υπάρχοντος συστήματος με τις υποθετικές περιπτώσεις όπου (α) απουσιάζουν τα άλγη από το σύστημα (β) η απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου οφείλεται αποκλειστικά και μόνο στην ετερότροφη νιτροποίηση. Η προσομοίωση έγινε ενδεικτικά μόνο για τις περιπτώσεις υψηλής αμμωνιακής φόρτισης και για (α) COD=100 mg/L και (β) COD=600 mg/L.

Όπως παρατηρείται, σε υψηλότερη οργανική φόρτιση του αποβλήτου, αυξάνεται ο αρχικός ρυθμός απομάκρυνσης λόγω της βακτηριακής ανάπτυξης. Στη συνέχεια, και εφόσον το COD έχει καταναλωθεί η βακτηριακή ανάπτυξη θεωρητικά σταματά, οπότε και η αφομοίωση των αμμωνιακών από τα βακτήρια σταματά εξίσου. Αυτό συμβαίνει μέσα σε διάστημα 3-4 ωρών όπως αναφέρθηκε σε προηγούμενη ενότητα.

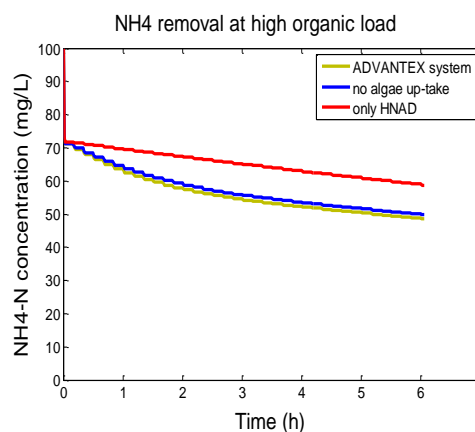
Παρατηρείται ότι σε χαμηλή οργανική φόρτιση η απουσία των μικροαλγών από το σύστημα οδηγεί σε αισθητή μείωση του ρυθμού απομάκρυνσης του αμμωνιακού αζώτου (πράσινη και μπλε γραμμή), ενώ στην περίπτωση υψηλής οργανικής φόρτισης το σύστημα δεν

αντιλαμβάνεται αρχικά την απουσία αυτή λόγω της πρόσληψης αζώτου από τα βακτήρια (ταύτιση δυναμικής στην περίπτωση απουσίας και παρουσίας αλγών).

(a)



(b)



Εικόνα 21: Διάγραμμα σύγκρισης του ρυθμού απομάκρυνσης  $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$  από το σύστημα για τις διαφορετικές περιπτώσεις οργανικής φόρτισης (α) με χαμηλή φόρτιση αμμωνιακού αζώτου (β) με υψηλή φόρτιση αμμωνιακού αζώτου

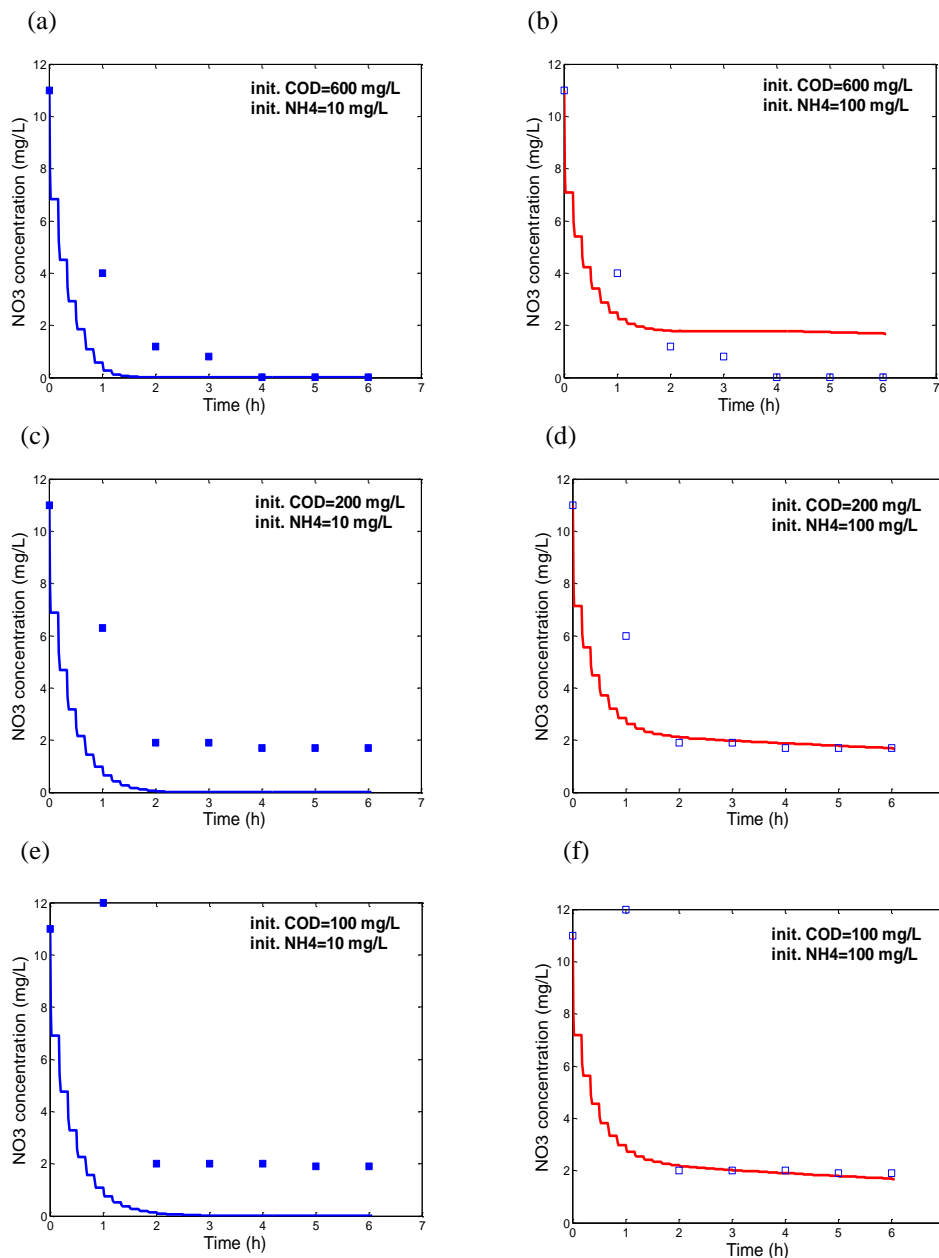
### 3.3.2.2 Απομάκρυνση νιτρικού αζώτου

Το άζωτο υπό μορφή νιτρικών ιόντων απομακρύνεται από το σύστημα μέσω των βακτηρίων, αφενός μέσω αφομοίωσής του στη βιομάζα των τελευταίων και αφετέρου λόγω μετατροπής του σε στοιχειακό άζωτο κατά την αερόβια απονιτροποίηση. Παράλληλα με την απομάκρυνσή του, το νιτρικό άζωτο θεωρείται επίσης ότι «παράγεται» στο σύστημα ως ενδιάμεσο της νιτροποιητικής δραστηριότητας των βακτηρίων. Ο ρυθμός παραγωγής του είναι στοιχειομετρικά ανάλογος του ρυθμού νιτροποίησης του αμμωνιακού αζώτου όπως αναφέρθηκε στα προηγούμενα.

Όπως παρατηρείται στην Εικόνα 22, το μοντέλο στην περίπτωση χαμηλής συγκέντρωσης αμμωνιακού αζώτου προσομοιώνει πενιχρά το σύστημα, καθώς προβλέπει, αντίθετα με την πραγματικότητα, ότι η συγκέντρωση των νιτρικών ιόντων μέσα σε χρονικό διάστημα δύο ωρών έχει μηδενιστεί. Όπως ακριβώς και στην περίπτωση απομάκρυνσης του αμμωνιακού αζώτου της προηγούμενης παραγράφου, ο ρυθμός απομάκρυνσης αυξάνεται αυξανόμενης της οργανικής φόρτισης του αποβλήτου.

Για την περίπτωση υψηλής φόρτισης σε αμμωνιακό άζωτο, το μοντέλο προβλέπει ότι το σύστημα δε θα καταφέρει να απομακρύνει πλήρως το νιτρικό άζωτο, το οποίο οφείλεται

προφανώς στο γεγονός, ότι η παραγωγή νιτρικών λόγω νιτροποίησης έχει μεγάλο ρυθμό, τον οποίο δεν προλαβαίνει να αντισταθμίσει η απονιτροποίηση και η αφομοίωση λόγω βακτηριακής ανάπτυξης. Πιο συγκεκριμένα, από την 4<sup>η</sup> ώρα λειτουργίας του συστήματος και έπειτα, οπότε το COD έχει καταναλωθεί και η βακτηριακή ανάπτυξη έχει «σταματήσει», η μείωση του νιτρικού αζώτου στο σύστημα οφείλεται αποκλειστικά στην αερόβια απονιτροποίηση. Αν παρατηρηθεί προσεκτικά σε κάθε πείραμα υψηλής αμμωνιακής φόρτισης, φαίνεται ότι το σύστημα απομακρύνει αργά το νιτρικό άζωτο κατά τις τελευταίες ώρες λειτουργίας, το οποίο συνεπάγεται ότι η απονιτροποίηση έχει μεγαλύτερο απόλυτο ρυθμό από τη νιτροποίηση.



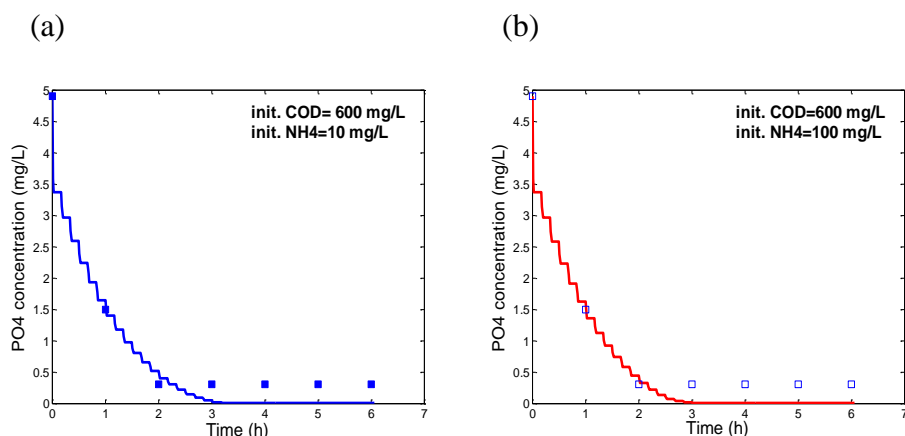
Εικόνα 22: Διαγράμματα προσομοίωσης της απομάκρυνσης του  $\text{NO}_3\text{--N}$  κατά την πιλοτική λειτουργία του βιοαντιδραστήρα για διαφορετική αρχική οργανική φόρτιση του αποβλήτου (a,b: 600 mg/L COD, c,d: 200 mg/L COD, e,f: 100 mg/L COD) και διαφορετική φόρτιση αμμ. αζώτου (a,c,e: 10 mg/L  $\text{NH}_4^+\text{--N}$ , b,d,f: 100 mg/L  $\text{NH}_4^+\text{--N}$ )

### 3.3.3 Απομάκρυνση φωσφόρου

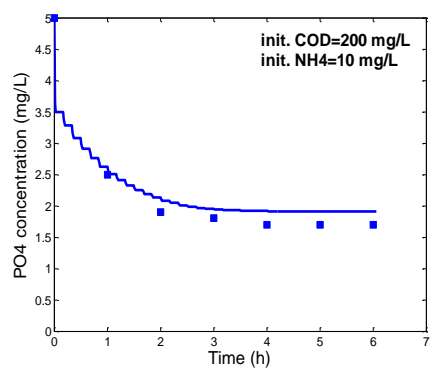
Ο φώσφορος θεωρείται ότι προσλαμβάνεται τόσο από τα βακτήρια όσο και από τα μικροάλγη για την ανάπτυξη της βιομάζας τους. Το μοντέλο ακολουθεί τα πειραματικά δεδομένα τόσο σε υψηλή όσο και σε χαμηλή φόρτιση αμμωνιακού αζώτου αρκετά καλά, με περισσότερες ωστόσο αποκλίσεις στην περίπτωση υψηλής συγκέντρωσης  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ .

Σημειώνεται, ότι δεν αναφέρθηκε από τους (Babatsouli, et al., 2015) μεταβολή στη δυναμική της απομάκρυνσης του φωσφόρου για την περίπτωση υψηλής συγκέντρωσης αμμωνιακών ιόντων και συνεπώς ως πειραματικά δεδομένα για την εκάστοτε περίπτωση υψηλής φόρτισης λαμβάνονται τα αντίστοιχα δεδομένα χαμηλής αμμωνιακής φόρτισης.

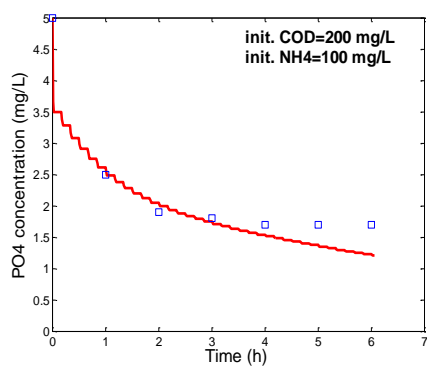
Στην *Εικόνα 23* φαίνεται ότι για τις περιπτώσεις χαμηλού αρχικού COD (100 και 200 mg/L), ο φώσφορος δεν απομακρύνεται τελείως από το σύστημα. Αυτή η παρατήρηση συνεπάγεται ότι η απομάκρυνση του φωσφόρου από το σύστημα οφείλεται κατά το μεγαλύτερο βαθμό στα βακτήρια και όχι στα μικροάλγη. Στις περιπτώσεις χαμηλής αμμωνιακής φόρτισης (c και e) παρατηρείται επιπλέον, ότι το μοντέλο υποδεικνύει ότι η απομάκρυνση του φωσφόρου αποκλειστικά από τα μικροάλγη κατά τις τελευταίες 2 ώρες του πειράματος έχει πολύ μικρό ρυθμό. Αντίθετα, στην περίπτωση υψηλών αμμωνιακών (d και f), κατά τις ώρες 4h-6h παρατηρείται εμφανώς μεγαλύτερος ρυθμός αφομοίωσης του φωσφόρου.



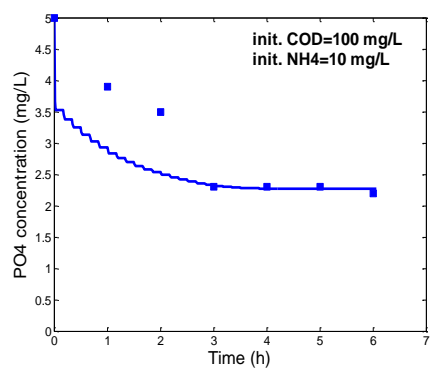
(c)



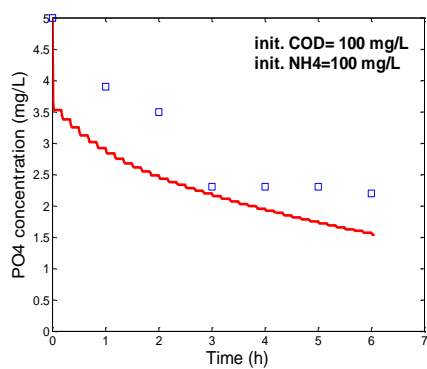
(d)



(e)



(f)



Εικόνα 23: Διαγράμματα προσομοίωσης της απομάκρυνσης του  $PO_4^{3--N}$  κατά την πιλοτική λειτουργία του βιοαντιδραστήρα για διαφορετική αρχική οργανική φόρτιση του αποβλήτου (a,b: 600 mg/L COD, c,d: 200 mg/L COD, e,f: 100 mg/L COD) και διαφορετική φόρτιση αμμ. αζώτου (a,c,e: 10 mg/L  $NH_4^+-N$ , b,d,f: 100 mg/L  $NH_4^+-N$ )

## **4<sup>ο</sup> ΚΕΦΑΛΑΙΟ: ΜΕΛΕΤΗ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ ΤΟΥ ΒΙΟΑΝΤΙΔΡΑΣΤΗΡΑ ΥΠΟ ΣΥΝΕΧΗ ΕΞΩΤΕΡΙΚΗ ΤΡΟΦΟΔΟΣΙΑ ΑΠΟΒΛΗΤΟΥ**

Στο προηγούμενο κεφάλαιο έγινε προσομοίωση της λειτουργίας του βιοαντιδραστήρα με άπαξ τροφοδοσία αποβλήτου και περιοδική ανακύκλωση αυτού στο εσωτερικό του συστήματος.

Μεγαλύτερο ενδιαφέρον ωστόσο, παρουσιάζει η μελέτη της λειτουργίας του συστήματος που αναπτύχθηκε, υπό συνθήκες συνεχούς εξωτερικής τροφοδοσίας φρέσκου αποβλήτου, έτσι ώστε να διερευνηθεί η απόδοση του συστήματος και η καταλληλότητα εφαρμογής του σε πραγματική έξοδο μονάδας υδατοκαλλιέργειας on-shore.

Στα παρακάτω μελετάται η απόκριση του συστήματος ως προς τη συγκέντρωση εξόδου, για διαφορετικές τιμές παροχής τροφοδοσίας αποβλήτου και για τις διαφορετικές περιπτώσεις σύστασης του αποβλήτου που μελετήθηκαν στο προηγούμενο κεφάλαιο.

### **4.1 Περιγραφή χαρακτηριστικών λειτουργίας του συστήματος υπό συνεχή τροφοδοσία**

Στην παρούσα ενότητα, θεωρούμε αρχικά το σύστημα υπό συνεχή τροφοδοσία αποβλήτου, διατηρώντας την ίδια ακριβώς διάταξη και χαρακτηριστικά, όπως αυτά έχουν αναφερθεί και στην περίπτωση ασυνεχούς λειτουργίας. Πιο συγκεκριμένα, θεωρείται ότι το σύστημα αποτελείται από τον ίδιο εξοπλισμό (εξωτερικό δοχείο και επιφάνεια προσκόλλησης βιομάζας) και διατηρεί την ίδια ακριβώς ποσότητα, σύσταση και κατανομή βιομάζας στο ύφασμα προσκόλλησης. Συνεπώς οι διεργασίες απομάκρυνσης της οργανικής ύλης και των θρεπτικών συστατικών παραμένουν ίδιες όπως προσδιορίστηκαν στο προηγούμενο κεφάλαιο.

Η βασική τροποποίηση του συστήματος έγκειται στην προσθήκη σημείου εισόδου και σημείου εξόδου του αποβλήτου στο δοχείο τροφοδοσίας. Η είσοδος και η έξοδος του αποβλήτου πραγματοποιούνται με σταθερή και ίση παροχή ώστε να διατηρείται σταθερός ο περιεχόμενος όγκος αποβλήτου στο δοχείο συλλογής και επανακυκλοφορίας. Εκτός αυτού, για αποφυγή συσσώρευσης του αποβλήτου στο δοχείο, θεωρείται επίσης ότι η αντλία εσωτερικής ανακυκλοφορίας του αποβλήτου στο σύστημα λειτουργεί στην προκειμένη περίπτωση αδιαλείπτως με σταθερή επίσης παροχή, ίση με αυτή που είχε στο πιλοτικό πείραμα ( $3.5 \text{ m}^3/\text{h}$ ).



Το γενικό ισοζύγιο μάζας (ισχύει για κάθε μεταβλητή κατάσταση) για το δοχείο ανακυκλοφορίας δίνεται παρακάτω. Τα σύμβολα που αφορούν σε βιοχημικές διεργασίες έχουν ήδη παρουσιαστεί σε προηγούμενη ενότητα.

$$\frac{dC_{tank}}{dt} = \frac{Q_{feed} \cdot C_{feed} - Q_{disp} \cdot C_{tank} + Q_{pump} \cdot C_5 - Q_{pump} \cdot C_{tank}}{V_{tank}} \quad (19)$$

Όπου  $Q_{feed} = Q_{disp}$  αντιστοιχεί στον εκάστοτε ογκομετρικό ρυθμό τροφοδοσίας αποβλήτου και  $C_{feed}$  στη συγκέντρωση του ρεύματος τροφοδοσίας.

Σημειώνεται ότι τα ισοζύγια μάζας για τα τμήματα του βιοφίλμ, είναι ακριβώς όπως παρουσιάστηκαν σε προηγούμενη παράγραφο (εξισώσεις **10-17**).

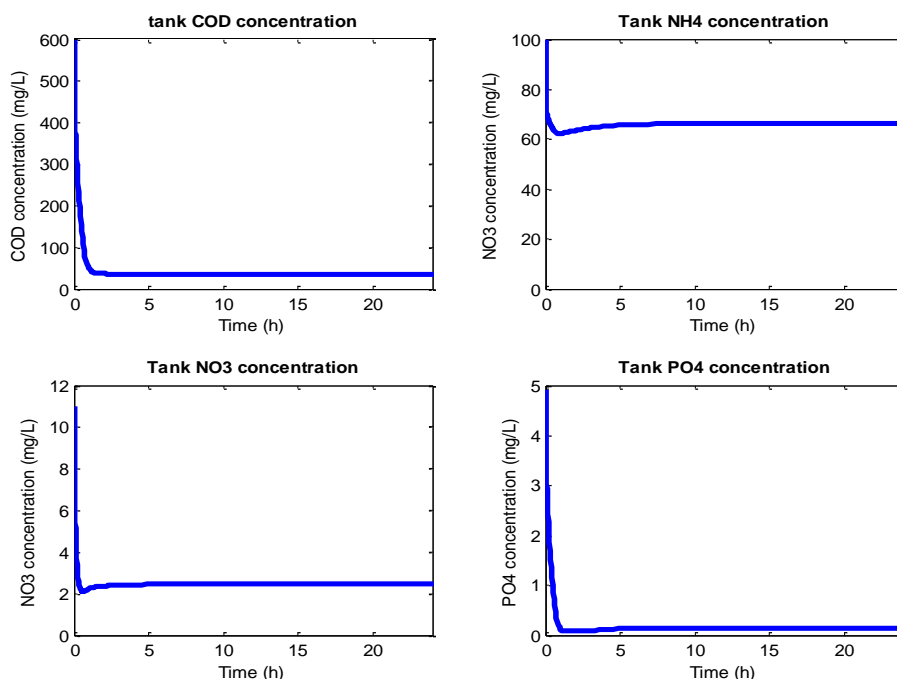
Το απόβλητο που εισέρχεται στο σύστημα θεωρείται ότι έχει σταθερή σύσταση. Η σύσταση του επεξεργασμένου απόβλητου που εξέρχεται από το σύστημα και απορρίπτεται στο περιβάλλον αναμένεται να σταθεροποιηθεί συν τω χρόνω σε κάθε περίπτωση όπου το σύστημα οδηγείται σε ισορροπία.

Για άμεση σύγκριση της απόδοσης του συστήματος υπό συνεχή και ασυνεχή λειτουργία, οι διαφορετικές περιπτώσεις σύστασης του τροφοδοτούμενου αποβλήτου επιλέχθηκαν να είναι ίδιες με αυτές των πειραμάτων που προσομοιώθηκαν στο προηγούμενο κεφάλαιο.

## 4.2 Μελέτη απόκρισης του συστήματος σε διαφορετικούς ρυθμούς τροφοδοσίας του αποβλήτου

Κατά τη συνεχή λειτουργία του συστήματος, γενικά αναμένεται όπως έχει ήδη αναφερθεί στα παραπάνω, σε μικρό χρονικό διάστημα από την έναρξη της λειτουργίας, το σύστημα να μεταβεί σε μόνιμη κατάσταση (steady state), οπότε η συγκέντρωση των θρεπτικών συστατικών και της οργανικής ύλης στα διάφορα σημεία του συστήματος (εξωτερικό δοχείο και επιμέρους τμήματα του βιοφίλμ) διατηρείται σταθερή συναρτήσει του χρόνου. Η συγκέντρωση του αποβλήτου που εξέρχεται από το σύστημα και απορρίπτεται στο περιβάλλον είναι προφανώς ίση κάθε χρονική στιγμή με τη συγκέντρωση του εξωτερικού δοχείου.

Παρακάτω, δίνεται ενδεικτικά το διάγραμμα της προσομοίωσης του συστήματος στην περίπτωση υψηλής συγκέντρωσης τόσο οργανικής ύλης (COD=600 mg/L) όσο και αμμωνιακού αζώτου ( $\text{NH}_4^+=100 \text{ mg/L}$ ) και για την περίπτωση εξωτερικής παροχής φρέσκου αποβλήτου ίσης με 1L/min.



Εικόνα 24: Διάγραμμα συγκέντρωσης όλων των υπό μελέτη συστατικών του συστήματος συναρτήσει του χρόνου στην περίπτωση συνεχούς λειτουργίας του συστήματος με παροχή τροφοδοσίας φρέσκου αποβλήτου ίση με 1L/min.

Όπως παρατηρείται, το σύστημα φθάνει σε μόνιμη κατάσταση μέσα σε χρονικό διάστημα περίπου 13 ωρών, με συγκεντρώσεις εξόδου COD=36 mg/L,  $\text{NH}_4^+\text{N}=66 \text{ mg/L}$ ,  $\text{NO}_3^-\text{N}=2.47 \text{ mg/L}$  και  $\text{PO}_4^{3-}\text{P}=0.14 \text{ mg/L}$ .

Αυξάνοντας την παροχή της εξωτερικής τροφοδοσίας του συστήματος, αναμένεται το σύστημα να σταθεροποιηθεί γενικά σε μεγαλύτερο χρόνο και σε μεγαλύτερη συγκέντρωση για όλα τα επιμέρους συστατικά του αποβλήτου. Αυτό οφείλεται στη μείωση του χρόνου παραμονής του αποβλήτου στο σύστημα.

Στα παρακάτω παρουσιάζεται η απόκριση του συστήματος, όπως αυτή μελετήθηκε για τις διαφορετικές περιπτώσεις σύστασης του αποβλήτου (6 περιπτώσεις) και για διαφορετικές τιμές παροχής τροφοδοσίας του αποβλήτου στην κλίμακα 0.5-10 L/ min (4 περιπτώσεις). Η χαμηλότερη τιμή παροχής που εξετάστηκε και αντιστοιχεί σε 0.5 L/min οδηγεί σε επεξεργασία

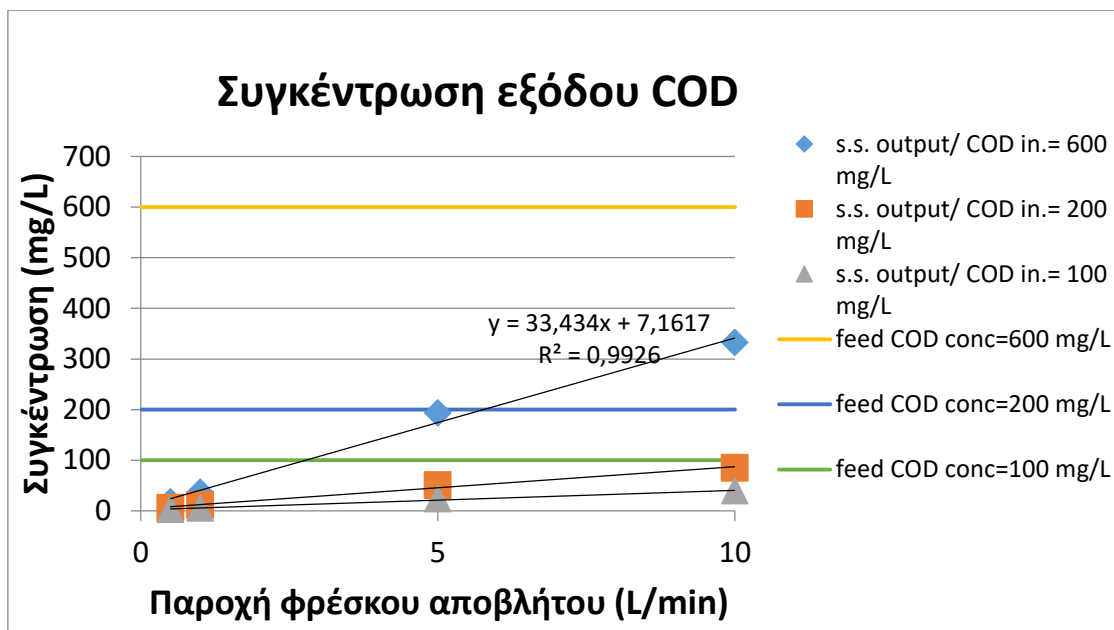
(με είσοδο και απόρριψη) 150 λίτρων αποβλήτου σε χρονικό διάστημα 5 ωρών, λειτουργία συγκρίσιμη με την περίπτωση της ασυνεχούς επεξεργασίας του ίδιου όγκου αποβλήτου σε 6 ώρες όπως αυτή έλαβε χώρα κατά την πιλοτική λειτουργία του συστήματος. Ενδιαφέρουσα θα ήταν η μελέτη του συστήματος σε μεγαλύτερες παροχές τροφοδοσίας, ώστε να διερευνηθεί η ικανότητα του βιοαντιδραστήρα για διαχείριση μεγαλύτερου όγκου αποβλήτων.

Σημειώνεται στο σημείο αυτό, ότι ενδεικτικά τα επιτρεπτά όρια συγκέντρωσης για τη διάθεση επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων σε υδάτινους αποδέκτες σύμφωνα με το ΦΕΚ 1079/15-7-2010/Αριθμ. 30/οικ. 2885 και το ΦΕΚ Δ 711/2010 είναι τα εξής: 125 mg/L COD, 2 mg/L TP, 2 mg/L  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , 7mg/L  $\text{NO}_3\text{-N}$ .

#### 4.2.1 Διακύμανση συγκέντρωσης οργανικής ύλης στην έξοδο του συστήματος

Αυξάνοντας την παροχή τροφοδοσίας φρέσκου αποβλήτου στο σύστημα, παρατηρείται στο διάγραμμα της *Εικόνας 25*, ότι για την περίπτωση όπου το απόβλητο έχει υψηλή συγκέντρωση COD, η συγκέντρωση εξόδου του επεξεργασμένου αποβλήτου (σε COD) φαίνεται να είναι αρκετά καλή γραμμική συνάρτηση της παροχής τροφοδοσίας. Συνεπώς, μπορεί να υπολογιστεί χονδροειδώς ότι η απαιτούμενη παροχή τροφοδοσίας έτσι ώστε η οργανική φόρτιση του επεξεργασμένου αποβλήτου να βρίσκεται στα επιτρεπτά όρια από τη νομοθεσία (έως 125 mg/L COD), θα πρέπει να είναι μικρότερη από 3.5 L/min, που σημαίνει 5,04 m<sup>3</sup>/ day.

Για την περίπτωση χαμηλής οργανικής φόρτισης του τροφοδοτούμενου αποβλήτου (COD= 200 mg/L και COD= 100 mg/L), ομοίως υπολογίζεται από τις γραμμικές συναρτήσεις παροχής – συγκέντρωσης ( $y=8.336x+3.646$ ,  $R^2=0.991$  και  $y=3.864x+2.001$ ,  $R^2=0.99$  αντιστοίχως) ότι η μέγιστη παροχή τροφοδοσίας που μπορεί να εφαρμοστεί στο σύστημα είναι 14.5 L/min (20.88 m<sup>3</sup>/ day) και 31.8 L/min (45.79 m<sup>3</sup>/ day) αντίστοιχα. Οι παραπάνω θεωρήσεις ισχύουν στο θεωρητικό πλαίσιο που έχει υποτεθεί, και στο οποίο η βακτηριακή ανάπτυξη δεν περιορίζεται από τα θρεπτικά συστατικά άζωτο και φώσφορο.



Εικόνα 25: Διάγραμμα συγκέντρωσης COD στην έξοδο του συστήματος συναρτήσει της ογκομετρικής παροχής φρέσκου αποβλήτου

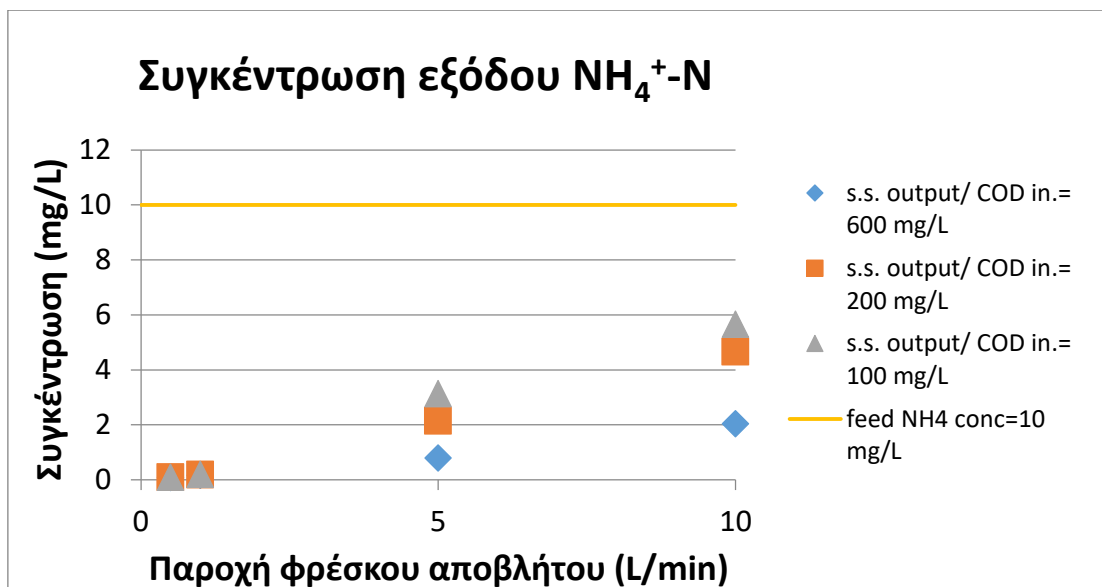
Οι παραπάνω τιμές αφορούν σε υπολογισμούς που λαμβάνουν υπ' όψιν μόνο τη μείωση της οργανικής ύλης. Η επιλογή της παροχής τροφοδοσίας για το σύστημα επηρεάζεται και από τη συγκέντρωση αζώτου και φωσφόρου στην έξοδο του συστήματος. Η αντίστοιχη ανάλυση όσον αφορά στα θρεπτικά συστατικά παρουσιάζεται παρακάτω.

#### 4.2.2 Διακύμανση συγκέντρωσης εξόδου θρεπτικών συστατικών

##### 4.2.2.1 Αμμωνιακό άζωτο

Στα διαγράμματα των Εικόνων 26 και 27, φαίνεται η συγκέντρωση εξόδου του συστήματος για περίπτωση τροφοδοσίας αποβλήτου χαμηλής και υψηλής περιεκτικότητας σε αμμωνιακό άζωτο αντίστοιχα.

Για την περίπτωση χαμηλής περιεκτικότητας σε αμμωνιακό άζωτο (10 mg/L), παρατηρείται ότι μειωμένη περιεκτικότητα του τροφοδοτούμενου αποβλήτου σε οργανική ύλη οδηγεί σε μειωμένη απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου. Αυτή η παρατήρηση έρχεται σε συμφωνία με την υπόθεση ότι σε χαμηλή οργανική φόρτιση, ο ρυθμός βακτηριακής ανάπτυξης μειώνεται και κατ' επέκταση μειώνεται και η απομάκρυνση λόγω πρόσληψης από τη βακτηριακή βιομάζα. Για την περίπτωση όπου COD= 600 mg/L επομένως, μπορεί να εφαρμοστεί έως και 10L/min παροχή τροφοδοσίας ώστε το σύστημα να παράγει απόβλητο μέσα στα επιτρεπτά όρια (έως 2mg/L).

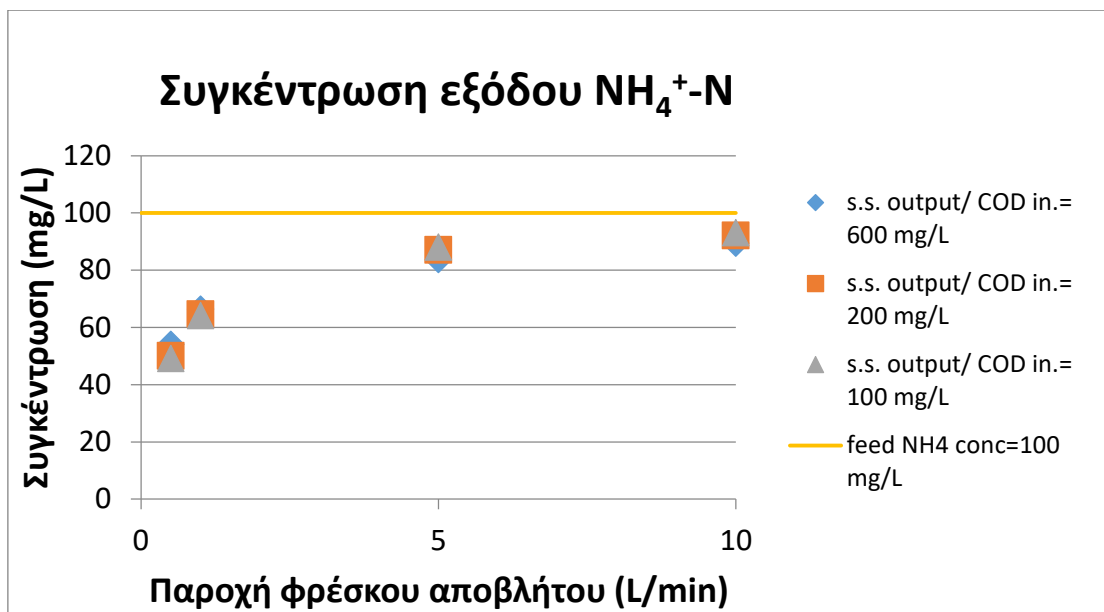


Εικόνα 26: Διάγραμμα συγκέντρωσης  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  στην έξοδο του συστήματος συναρτήσει της ογκομετρικής παροχής φρέσκου αποβλήτου (περίπτωση τροφοδοσίας με χαμηλό φορτίο αμμωνιακού αζώτου)

Για την περίπτωση υψηλής περιεκτικότητας σε αμμωνιακό άζωτο, σύμφωνα με το διάγραμμα της Εικόνας 27, φαίνεται ότι μακροσκοπικά η συγκέντρωση εξόδου από το σύστημα είναι ανεξάρτητη από την οργανική φόρτιση του αποβλήτου. Νωρίτερα, έχει επίσης παρατηρηθεί στην παράγραφο 3.3.2.1, ότι σε υψηλή οργανική φόρτιση φαίνεται η συμβολή των αλγών στην αφομοίωση του αζώτου να υπερνικάται από την αφομοίωση των βακτηρίων. Οι δύο προηγούμενες παρατηρήσεις υποδεικνύουν ότι στην προκειμένη περίπτωση το επίπεδο συγκέντρωσης εξόδου του αμμωνιακού αζώτου από το σύστημα καθορίζεται από την ετερότροφη νιτροποίηση.

Όπως φαίνεται από το διάγραμμα της Εικόνας 27, η συγκέντρωση εξόδου του αποβλήτου δεν βρίσκεται μέσα στα επιτρεπτά όρια για καμία από τις περιπτώσεις παροχής αποβλήτου που μελετώνται. Με διερεύνηση βάσει του μοντέλου, βρέθηκε ότι η μεγαλύτερη παροχή αποβλήτου που θα μπορούσε να εφαρμοστεί στο σύστημα ώστε να έχουμε επιτρεπτές τιμές εξόδου σε αμμωνιακά στην περίπτωση υψηλής περιεκτικότητας τους είναι μεταξύ 0.005L/min και 0.01 L/min= 7.2 L-14.4 L/day το οποίο είναι προφανώς μη αποδεκτό από άποψη αποδοτικότητας. Θεωρείται επομένως ότι στην περίπτωση αυτή θα πρέπει να ακολουθηθεί περαιτέρω ξεχωριστή επεξεργασία ενδεχομένως, για το φορτίο αμμωνιακού αζώτου του αποβλήτου.

Ενδιαφέρον παρουσιάζει η έξοδος του συστήματος για παροχή 10L/min, όπου φαίνεται η συγκέντρωση να πλησιάζει εξαιρετικά τη συγκέντρωση εισόδου με μέση τιμή 91.51mg/L.

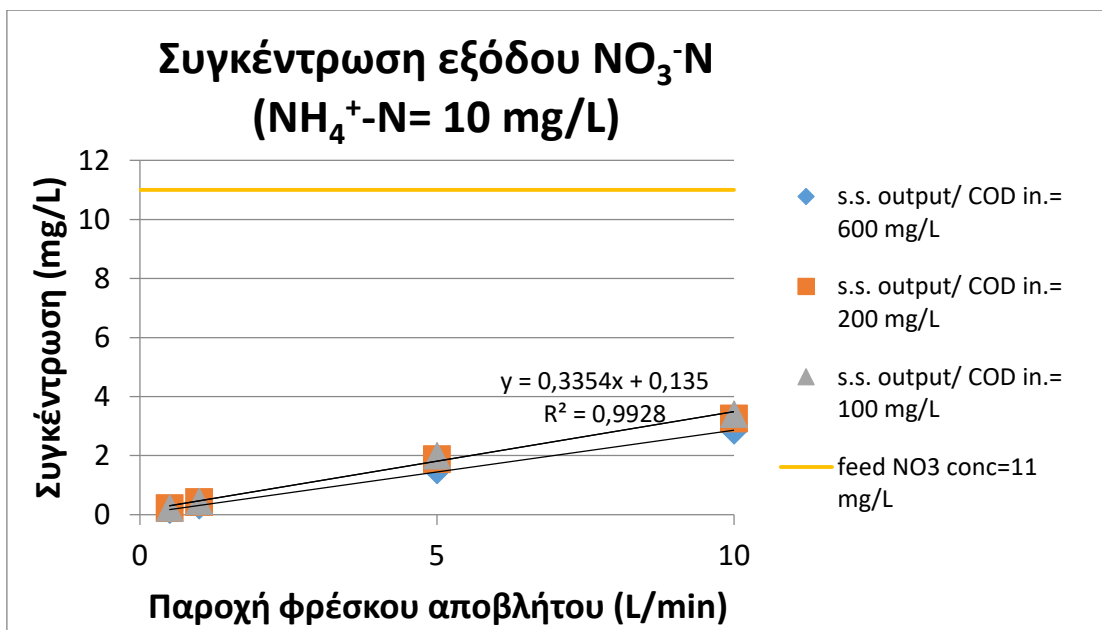


Εικόνα 27: Διάγραμμα συγκέντρωσης  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  στην έξοδο του συστήματος συναρτήσει της ογκομετρικής παροχής φρέσκου αποβλήτου (περίπτωση τροφοδοσίας με υψηλό φορτίο αμμωνιακού αζώτου)

#### 4.2.2.2 Νιτρικό άζωτο

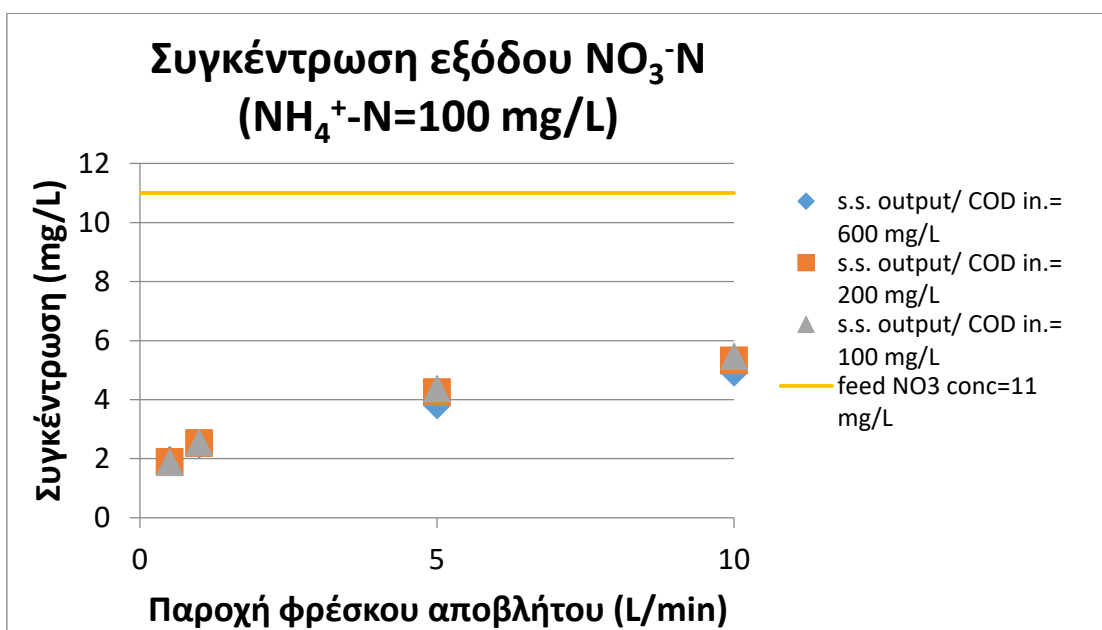
Το επιτρεπτό όριο συγκέντρωσης του νιτρικού αζώτου στα προς διάθεση επεξεργασμένα υγρά απόβλητα είναι όπως αναφέρθηκε 7 mg/L. Όπως φαίνεται στα διαγράμματα των Εικόνων 28 και 29, για όλο το εύρος παροχών τροφοδοσίας που εξετάστηκε, η συγκέντρωση του νιτρικού αζώτου στην έξοδο του συστήματος είναι καλώς κάτω από το επιτρεπτό όριο.

Για την περίπτωση χαμηλής αμμωνιακής φόρτισης, όπου τα δεδομένα συγκέντρωσης εξόδου φαίνεται να ακολουθούν γραμμική σχέση με την παροχή, μπορεί να υπολογιστεί για την «χειρότερη» περίπτωση όπου  $\text{COD}=100 \text{ mg/L}$ , ότι η παροχή τροφοδοσίας μπορεί να αυξηθεί έως και  $20.49 \text{ L/min} = 29.5 \text{ m}^3/\text{day}$  ώστε το σύστημα να παραμένει στα επιτρεπτά όρια. Για υψηλότερη οργανική φόρτιση δε φαίνεται να επηρεάζεται αισθητά η συγκέντρωση εξόδου του συστήματος καθώς τα δεδομένα φαίνονται να ταυτίζονται σε αδρές γραμμές. Η παρατήρηση αυτή ενισχύει την άποψη ότι η μόνιμη κατάσταση του συστήματος όσον αφορά τα αμμωνιακά και νιτρικά φαίνεται να καθορίζεται από το ρυθμό της νιτροποίησης και απονιτροποίησης αντίστοιχα.



Εικόνα 28: Διάγραμμα συγκέντρωσης  $\text{NO}_3^- \text{N}$  στην έξοδο του συστήματος συναρτήσει της ογκομετρικής παροχής φρέσκου αποβλήτου (περίπτωση τροφοδοσίας με χαμηλό φορτίο αμμωνιακού αζώτου)

Αντιθέτως για την περίπτωση υψηλής συγκέντρωσης σε αμμωνιακά, η σχέση παροχής-συγκέντρωσης δεν είναι γραμμική, αλλά ακολουθεί την ίδια μορφή με το αντίστοιχο διάγραμμα αμμωνιακού αζώτου (εικόνα 27). Το γεγονός ότι για παροχή 10L/min η συγκέντρωση εξόδου είναι κάτω από το επιτρεπτό όριο οφείλεται στο ότι ο ρυθμός της απονιτροποίησης είναι συνολικά μεγαλύτερος από το ρυθμό της νιτροποίησης. Συνεπώς η νιτροποίηση αποτελεί το περιοριστικό στάδιο της HNAD.

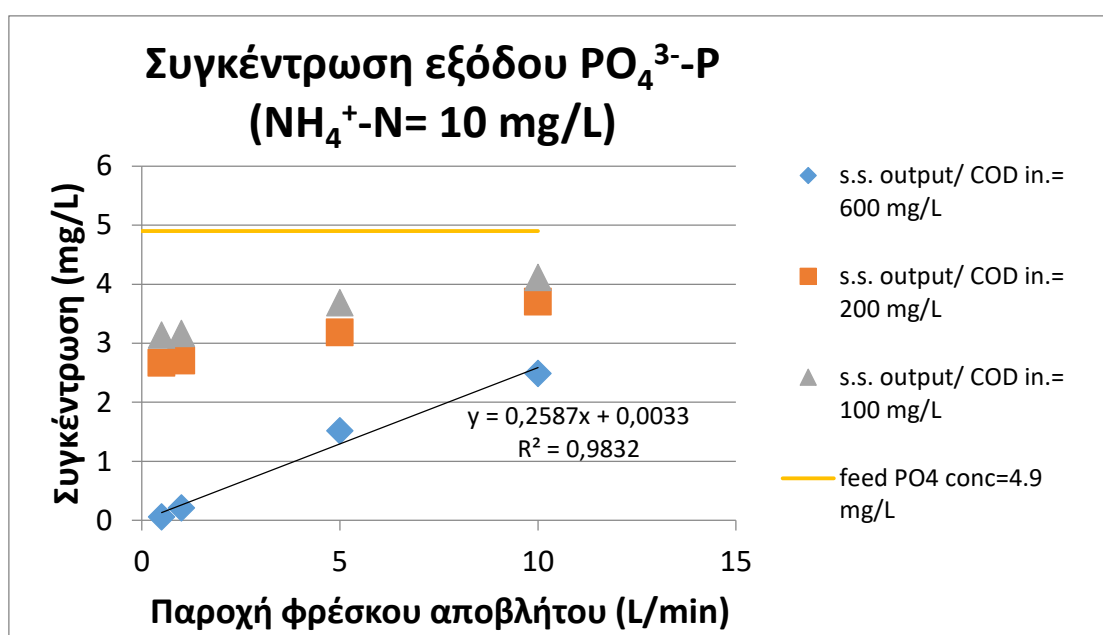


Εικόνα 29: Διάγραμμα συγκέντρωσης  $\text{NO}_3^- \text{N}$  στην έξοδο του συστήματος συναρτήσει της ογκομετρικής παροχής φρέσκου αποβλήτου (περίπτωση τροφοδοσίας με υψηλό φορτίο αμμωνιακού αζώτου)



#### 4.2.2.3 Φώσφορος

Το επιτρεπτό όριο συγκέντρωσης του φωσφόρου στα υγρά απόβλητα για απόρριψη τους στο περιβάλλον είναι σύμφωνα με τη νομοθεσία 2 mg/L. Όπως φαίνεται στο διάγραμμα της Εικόνας 30, για χαμηλή οργανική και αμμωνιακή φόρτιση του αποβλήτου η έξοδος του συστήματος είναι για κάθε εξεταζόμενη παροχή πάνω από τα επιτρεπτά όρια. Αντιθέτως, για υψηλή οργανική φόρτιση, σύμφωνα με τη γραμμικότητα που ακολουθούν τα δεδομένα μπορεί να υπολογιστεί ότι η μέγιστη παροχή που μπορεί να εφαρμοστεί στο σύστημα είναι  $7.74 \text{ L/min} = 11.14 \text{ m}^3/\text{day}$ .

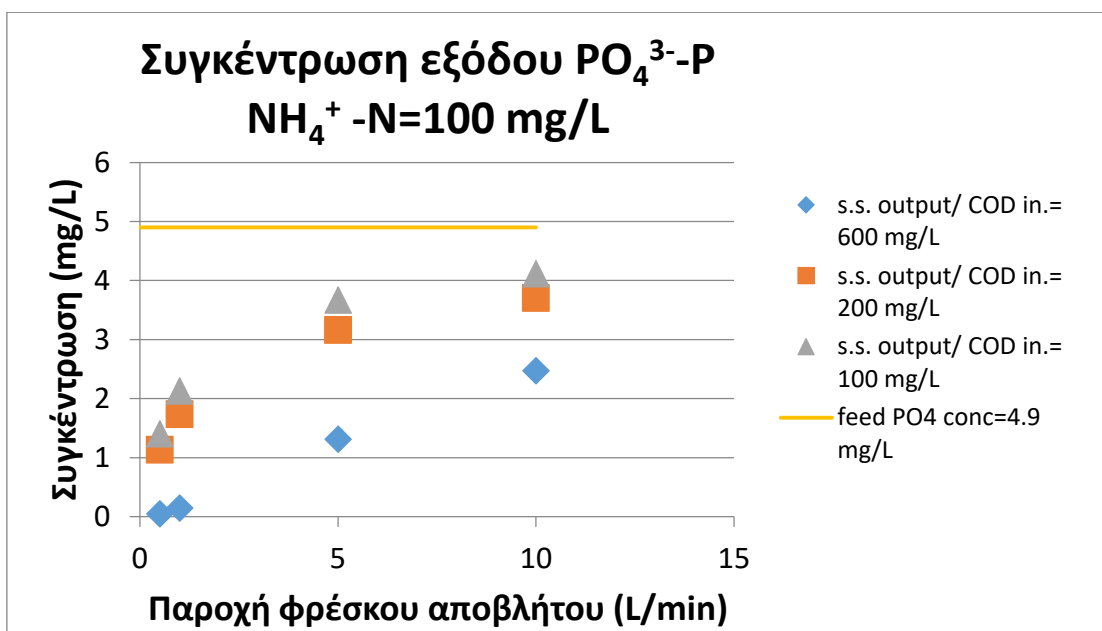


Εικόνα 30: Διάγραμμα συγκέντρωσης  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  στην έξοδο του συστήματος συναρτήσει της ογκομετρικής παροχής φρέσκου αποβλήτου (περίπτωση τροφοδοσίας με χαμηλό φορτίο αμμωνιακού азώτου)

Η συμπεριφορά του συστήματος υποδεικνύει, ότι η βακτηριακή αφομοίωση αποτελεί ενδεχομένως τη βασική αιτία απομάκρυνσης του φωσφόρου από το σύστημα. Στο ίδιο συμπέρασμα καταλήξαμε και στην παράγραφο 3.3.3. όπου κατά τις τελευταίες ώρες του πειράματος η συγκέντρωση του φωσφόρου βρίσκεται στα 2-2.5 mg/L περίπου και αφομοιώνεται με πολύ αργό ρυθμό από τα μικροάλλα.

Στο παρακάτω διάγραμμα δίνεται η αντίστοιχη συμπεριφορά του συστήματος στην περίπτωση υψηλής φόρτισης του αποβλήτου σε αμμωνιακό άζωτο. Όπως φαίνεται, σε υψηλή οργανική φόρτιση δεν υπάρχει ιδιαίτερη διαφορά στη συγκέντρωση εξόδου που επιτυγχάνει το σύστημα συγκριτικά με την προηγούμενη περίπτωση. Ωστόσο, φαίνεται το σύστημα να επιτυγχάνει συγκέντρωση εξόδου εντός του επιτρεπτού ορίου για χαμηλή παροχή της αντλίας τροφοδοσίας

ακόμα και σε χαμηλή οργανική φόρτιση, αντίθετα με τα προηγούμενα. Αυτή η συμπεριφορά, ενδεχομένως οφείλεται στην αύξηση του ρυθμού ανάπτυξης των αλγών λόγω αύξησης της διαθεσιμότητας του αμμωνιακού αζώτου. Κατ' επέκταση εμφανίζεται και αύξηση στην αφομοίωση του φωσφόρου από τα μικροάλγη.



Εικόνα 31: Διάγραμμα συγκέντρωσης  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  στην έξοδο του συστήματος συναρτήσει της ογκομετρικής παροχής φρέσκου αποβλήτου (περίπτωση τροφοδοσίας με υψηλό φορτίο αμμωνιακού αζώτου)

## 5<sup>ο</sup> ΚΕΦΑΛΑΙΟ: ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

- ❖ Στην παρούσα εργασία αναπτύχθηκε ένα απλό μαθηματικό μοντέλο μηχανιστικού χαρακτήρα σε περιβάλλον MATLAB®, για την περιγραφή των διεργασιών που λαμβάνουν χώρα στο εσωτερικό φωτοβιοαντιδραστήρα επεξεργασίας αποβλήτων υψηλής αλατότητας.
- ❖ Οι μικροοργανισμοί, οι οποίοι θεωρήθηκε ότι συμβάλλουν στην απομάκρυνση οργανικής ύλης και θρεπτικών συστατικών από το σύστημα, ήταν αφενός τα βακτήρια που βρίσκονται ανεπτυγμένα σε όλη την επιφάνεια του βιοφίλμ του αντιδραστήρα και αφετέρου τα μικροάλγη που φωτοσυνθέτουν μόνο στο φωτιζόμενο τμήμα του τελευταίου.
- ❖ Η κινητική ανάπτυξης αλγών και βακτηρίων θεωρήθηκε ότι ακολουθεί το μοντέλο Monod και αντίστοιχα η αφομοίωση συστατικών στα αναπτυσσόμενα κύτταρα της βιομάζας ορίζεται από τον συντελεστή απόδοσης της βιομάζας και τον αντίστοιχο ρυθμό ανάπτυξης της. Θεωρήθηκε επιπλέον, ότι στο σύστημα λαμβάνει χώρα νιτροποίηση του αμμωνιακού αζώτου και απονιτροποίηση του νιτρικού αζώτου, οι οποίες μοντελοποιήθηκαν ως διεργασίες πρώτης τάξης.
- ❖ Το μοντέλο προσομοιώνει πολύ καλά την απομάκρυνση των δύο σημαντικότερων φορτίων του αποβλήτου από το σύστημα, δηλαδή του χημικά απαιτούμενου οξυγόνου και του αζώτου υπό τη μορφή αμμωνιακών ιόντων, τόσο στην περίπτωση υψηλής όσο και στην περίπτωση χαμηλής συγκέντρωσης των τελευταίων. Για την απομάκρυνση του φωσφόρου η πρόβλεψη του μοντέλου είναι εξίσου καλή, ωστόσο για το νιτρικό άζωτο υπάρχει γενικά μια απόκλιση των πειραματικών τιμών από τις εκτιμώμενες (υποεκτίμηση).
- ❖ Η καλή ταύτιση σε γενικές γραμμές των πειραματικών τιμών με τις προβλεπόμενες από το μοντέλο, σε συνδυασμό με το γεγονός ότι οι τιμές των εκτιμώμενων βιοχημικών παραμέτρων είναι ως επί το πλείστον συγκρίσιμες με τις δεδομένες τιμές της σχετικής βιβλιογραφίας, υποδεικνύει ότι οι διεργασίες που επιλέχθηκαν για την περιγραφή του συστήματος είναι κύριες και σημαντικές.
- ❖ Το μοντέλο που αναπτύχθηκε εφαρμόστηκε επίσης για τη διερεύνηση και πρόβλεψη της συμπεριφοράς του βιοαντιδραστήρα υπό συνθήκες συνεχούς εξωτερικής τροφοδοσίας του,

με φρέσκο απόβλητο. Ως παράμετρος προς μεταβολή κατά τη μελέτη αυτή, θεωρήθηκε η εξωτερική ογκομετρική παροχή του φρέσκου αποβλήτου.

- ❖ Από την προσομοίωση του βιοαντιδραστήρα προέκυψε ότι το πιλοτικό σύστημα ως έχει, θα μπορούσε να εφαρμοστεί για επεξεργασία ρεύματος αποβλήτου ως και  $5,04 \text{ m}^3/\text{day}$  στην περίπτωση υψηλής οργανικής φόρτισης του αποβλήτου ( $\text{COD}=600 \text{ mg/L}$ ), έτσι ώστε η επεξεργασμένη ροή να βρίσκεται εντός των επιτρεπτών ορίων συγκέντρωσης COD. Στην περίπτωση αυτή, το νιτρικό άζωτο και ο φώσφορος αναμένεται επίσης να έχουν επιτρεπτές τιμές συγκέντρωσης. Όσον αφορά στο αμμωνιακό άζωτο, αν η συγκέντρωση του τροφοδοτούμενου αποβλήτου είναι χαμηλή ( $10 \text{ mg/L}$ ) τότε αναμένεται μείωση του στα αποδεκτά όρια.
- ❖ Αντιθέτως, αν η συγκέντρωσή του αμμωνιακού αζώτου στο απόβλητο είναι υψηλή ( $100 \text{ mg/L}$ ), τότε όπως προβλέπεται από το μοντέλο, το σύστημα φαίνεται να αποτυγχάνει, ακόμα και σε εξαιρετικά μικρές παροχές τροφοδοσίας αποβλήτου, να μειώσει το φορτίο αμμωνιακού αζώτου στο επιτρεπτό όριο. Στην περίπτωση αυτή επομένως θα πρέπει να γίνει περαιτέρω επεξεργασία του αποβλήτου με άλλες μεθόδους.
- ❖ Εφόσον το τροφοδοτούμενο απόβλητο έχει χαμηλή συγκέντρωση σε χημικά απαιτούμενο οξυγόνο (το οποίο θα μπορούσε να ισχύει σε περίπτωση συχνής ανανέωσης του νερού των δεξαμενών υδατοκαλλιέργειας), η παροχή εξωτερικής τροφοδοσίας μπορεί να φτάσει έως και  $45.79 \text{ m}^3/\text{day}$ . Στην περίπτωση αυτή ωστόσο, δεν αναμένεται μείωση των επιπέδων του φωσφόρου στα επιτρεπτά επίπεδα. Αντιθέτως, η συγκέντρωση του νιτρικού και αμμωνιακού αζώτου της εξόδου αναμένεται να βρεθεί εντός των επιτρεπόμενων ορίων.

## 6<sup>ο</sup> ΚΕΦΑΛΑΙΟ: Βιβλιογραφία

- Ahmad, I., & Hellebust, J. A. (1986). PATHWAYS OF AMMONIUM ASSIMILATION IN THE SOIL ALGA STICHOCOCCUS BACILLARIS NAEG. *New Phytologist*, 103(1), σσ. 57–68.
- Aslan, S., & Kapdan, I. K. (2006). Batch kinetics of nitrogen and phosphorus removal from synthetic wastewater by algae. *Ecological Engineering*, σσ. 64-70.
- Babatsouli, P., Fodelianakis, S., Paranychianakis, N., Venieri, D., Dialynas, M., & Kalogerakis, N. (2015, July). Single stage treatment of saline wastewater with marine bacterial–microalgae consortia in a fixed-bed photobioreactor. *Journal of Hazardous Materials*(292), pp. 155–163.
- Barazi-Γερουλάνου, Λ. (2015). Η υδατοκαλλιέργεια και η ελληνική οικονομία. *The Huffington Post*.
- Bhaya, D., Schwarz, R., & Grossman, A. R. (2002). Molecular Responses to Environmental Stress. Στο *The Ecology of Cyanobacteria* (σσ. 397-442).
- Charalambous, A., Chatziefstathiou, M., & Makris, G. (2012). *Treatment and Disposal of Waste Water from Aquaculture Installation*.
- Chen, Q., & Ni, J. (2012). Ammonium removal by *Agrobacterium* sp. LAD9 capable of heterotrophic nitrification–aerobic denitrification. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 113(5), σσ. 619-623.
- Cho, R. (2016, April 14). *Making fish farming more sustainable*. Ανάκτηση από phys.org: <http://phys.org/news/2016-04-fish-farming-sustainable.html>
- Crites, R. W., & Tchobanoglous, G. (1998). *Small and decentralized wastewater management systems*. Boston: WCB/McGraw-Hill.
- Dierberg, F. E., & Kiattisimkul, W. (1996, September). Issues, impacts, and implications of shrimp aquaculture in Thailand. *Environmental Management*, 20(5), σσ. 649-666.
- FAO. (2007). *THE STATE OF WORLD FISHERIES AND AQUACULTURE*. Rome: FAO Fisheries and Aquaculture Department.
- FAO. (2016). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2016*.
- Flaherty, M. S. (1995, January). Marine Shrimp Aquaculture and Natural Resource Degradation in Thailand. *Environmental Management*, σσ. 27-37.
- Goldman, J., Oswald, W., & Jenkins, D. (1974). The kinetics of inorganic carbon limited growth. *journal of the Water Pollution Control Federation*, 46(3), σσ. 554-574.
- Grigorakis, K., & Rigos, G. (2011, August). Aquaculture effects on environmental and public welfare – The case of Mediterranean mariculture. *Chemosphere*, σσ. 899-919.

- Gutierrez-Wing, M. T., & Malone, R. F. (2006, May). Biological filters in aquaculture: Trends and research directions for freshwater and marine applications. *Aquacultural Engineering*, 34(3), σσ. 163–171.
- He, P., Mao, B., Lü, F., Shao, L., Lee, D., & Chang, J. (2013). The combined effect of bacteria and *Chlorella vulgaris* on the treatment of municipal wastewaters. *Bioresource Technology*, σσ. 562–568.
- Henze, M., Jr, C. G., Gujer, W., Marais, G., & Matsuo, T. (1987). A general model for single-sludge wastewater treatment systems. *Water Research*, 21(5), σσ. 505-515.
- Herbeck, L. S., Unger, D., Wub, Y., & Jennerjahn, T. C. (2013, April). Effluent, nutrient and organic matter export from shrimp and fish ponds causing eutrophication in coastal and back-reef waters of NE Hainan, tropical China. *Continental Shelf Research*, 57, σσ. 92–104.
- Hsueh, H., Li, W., Chen, H., & Chu, H. (2009). Carbon bio-fixation by photosynthesis of *Thermosynechococcus* sp. CL-1 and *Nannochloropsis oculata*. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, 95(1), σσ. 33–39.
- Jalalizadeh, M. (2012). *Development of an Integrated Process Model for Algae Growth in a Photobioreactor*. Graduate Theses and Dissertations, University of South Florida.
- Jennings, S. (2001). *Marine fisheries ecology*. Oxford Malden.
- Joo, H.-S., & al., e. (2006).
- Joo, H.-S., Hirai, M., & Shoda, M. (2006). Piggery wastewater treatment using *Alcaligenes faecalis* strain No. 4 with heterotrophic nitrification and aerobic denitrification. *WATER RESEARCH*, σσ. 3029 – 3036.
- Joo, Hirai, & Shoda. (2005). Characteristics of ammonium removal by hetetrophic nitrification-aerobic denitrification by *Alcaligenes faecalis* No. 4. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, σσ. 184–191.
- Katranidis, S., Nitsi, E., & Vakrou, A. (2003). Social acceptability of aquaculture development in coastal areas: The case of two Greek Islands. *Coastal Management*, 31(1), 37-53.
- Kim, J. K., Park, K. J., Cho, K. S., Nam, S.-W., Park, T.-J., & Bajpai, R. (2005). Aerobic nitrification–denitrification by heterotrophic *Bacillus* strains. *Bioresource Technology*, σσ. 1897–1906.
- Kim, M., Jeong, S.-Y., Yoon, S. J., Cho, S. J., Kim, Y. H., Kim, M. J., & Yoen, E. (2008). Aerobic Denitrification of *Pseudomonas putida* AD-21 at Different C/N Ratios. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, σσ. 498–502.
- Kulikowska, D., Jóźwiak, T., Kowal, P., & Ciesielski, S. (2010, May). Municipal landfill leachate nitrification in RBC biofilm – Process efficiency and molecular analysis of microbial structure. *Bioresource Technology*, 10, σσ. 3400–3405.
- Lundquist, T., I.C.Woertz, N.W.T.Quinn, & J.R.Benemann. (2010). *A Realistic Technology and Engineering Assessment of Algae Biofuel Production*. Energy Biosciences Institute, Berkeley California.

- Marshall, R. O., Dishburger, H. J., MacVicar, R., & Hallmark, G. D. (1953, September). STUDIES ON THE EFFECT OF AERATION ON NITRATE REDUCTION BY PSEUDOMONAS SPECIES USING N15. *Journal of Bacteriology*, 66(3), σσ. 254-258.
- Marziali, C. (2009). The Case for Fish and Oyster Farming. *USC News*.
- Metaxa, E., Deviller, G., P. P., Alliaume, C., Casellas, C., & Blancheton, J. (2006). High rate algal pond treatment for water reuse in a marine fish recirculation system: Water purification and fish health. *Aquaculture*, 252(1), σσ. 92–101.
- Metcalf, & Eddy. (2006). *Μηχανική υγρών αποβλήτων - Επεξεργασία και επαναχρησιμοποίηση* (4η εκδ., Τόμ. Α).
- Michaud, L., Blancheton, J., Bruni, V., & Piedrahita, R. (2006, May). Effect of particulate organic carbon on heterotrophic bacterial populations and nitrification efficiency in biological filters. *Aquacultural Engineering*, 34(3), σσ. 224–233.
- Nicolas von Alvensleben, K. S. (2013). Salinity Tolerance of *Picochlorum atomus* and the Use of Salinity for Contamination Control by the Freshwater Cyanobacterium *Pseudanabaena limnetica*. Ανάκτηση από <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0063569>
- Orenco Systems. (n.d.). *Advanced Treatment Systems*. Ανάκτηση από [orenco.com: http://www.orenco.com/sales/choose\\_a\\_system/advanced\\_treatment\\_systems/index.cfm](http://www.orenco.com/sales/choose_a_system/advanced_treatment_systems/index.cfm)
- Oswald, W., & Gotaas, H. (1957). Photosynthesis in sewage treatment. *Transactions of the American Society of Civil Engineers*(122), σσ. 73-105.
- Páez-Osuna, F. (2001, April). The environmental impact of shrimp aquaculture: a global perspective. *Environmental Pollution*, 112(2), σσ. 229-231.
- Patureau, D., Helloin, E., Rustrian, E., Bouchez, T., Delgenes, J., & Moletta, R. (2001). Combined phosphate and nitrogen removal in a sequencing batch reactor using the aerobic denitrifier, *Microvirgula aerodenitrificans*. 35(1), σσ. 189–197.
- Piedrahita, R. H. (2003, October). Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. *Aquaculture*, 226(1-4), σσ. 35–44.
- Qin, G., Liub, C. C., Richman, N. H., & Moncur, J. E. (2005). Aquaculture wastewater treatment and reuse by wind-driven reverse osmosis membrane technology: a pilot study on Coconut Island, Hawaii. *Aquacultural Engineering*(32), σσ. 365-378.
- Randall, D., & Wright, P. (1987). Ammonia distribution and excretion in fish. *Fish Physiology and Biochemistry*(3), σσ. 107–120.
- Robertson, L. A., & Kuenen, J. G. (1984). Aerobic denitrification: a controversy revived. *Archives of Microbiology*, 139(4), σσ. 351–354.
- Ruiz-Martinez, A., Garcia, N. M., Romero, I., Seco, A., & Ferrer, J. (2012). Microalgae cultivation in wastewater: Nutrient removal from anaerobic membrane bioreactor effluent. *Bioresource Technology*(126), σσ. 247–253.

- Sarà, G., Martire, M. L., Sanfilippo, M., Pulicanò, G., Cortese, G., Mazzola, A., . . . Pusceddu, A. (2011, June). Impacts of marine aquaculture at large spatial scales: Evidences from N and P catchment loading and phytoplankton biomass. *Marine Environmental Research*, 71(5), 317-324.
- Smart, G. R. (1978). Investigations of the toxic mechanisms of ammonia to fish–gas exchange in rainbow trout (*Salmo gairdneri*) exposed to acutely lethal concentrations. *Journal of Fish Biology*, 12(1), σσ. 93–104.
- Tal, Y., Schreier, H. J., Sowers, K. R., Stubblefield, J. D., Place, A. R., & Zohar, Y. (2009, January). Environmentally sustainable land-based marine aquaculture. *Aquaculture*, 286(1-2), σσ. 28–35.
- Thomas, Y., Courties, C., Helwe, Y. E., Herbland, A., & Lemonnier, H. (2010). Spatial and temporal extension of eutrophication associated with shrimp farm wastewater discharges in the New Caledonia lagoon. *Marine Pollution Bulletin*, 61(7-12), σσ. 387–398.
- Timmons, M. B., & Ebeling, J. B. (2013). *Recirculating Aquaculture* (3rd εκδ.). Ithaca Publishing Company Publishers.
- Vymazal, J. (2007, July). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, 380(1-3), σσ. 48–65.
- W.Cole, D., RichardCole, StevenJ.Gaydos, JonGray, GregHyland, L.Jacques, M., . . . WilliamW.Au. (2009). Aquaculture: Environmental, toxicological, and health issues. *international journal of hygiene and environmental health*(212), σσ. 369-377.
- Yang, A. (2011). Modeling and Evaluation of CO<sub>2</sub> Supply and Utilization in Algal Ponds. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 50(19), σσ. 11181–11192.
- Yang, X.-P., Wang, S.-M., Zhang, D.-W., & Zhou, L.-X. (2011, January). Isolation and nitrogen removal characteristics of an aerobic heterotrophic nitrifying–denitrifying bacterium, *Bacillus subtilis* A1. *Bioresource Technology*, 102(2), σσ. 854–862.
- Yao, Y.-C., Zhang, Q.-L., Liu, Y., & Liu, Z.-P. (2013). Simultaneous removal of organic matter and nitrogen by a heterotrophic nitrifying–aerobic denitrifying bacterial strain in a membrane bioreactor. *Bioresource Technology*(143), σσ. 83-87.
- Υπουργείο Περιβάλλοντος και Ενέργειας. (2011). *Ανάπτυξη Υδατοκαλλιεργειών*. Ανάκτηση από ΑΡΘΡΟ ΠΡΩΤΟ [Άρθρο 3 Πεδίο Εφαρμογής – Ορισμοί]: <http://www.opengov.gr/minenv/?p=1626>
- Zhang, S.-Y., Li, G., Wu, H.-B., Liu, X.-G., Yao, Y.-H., Tao, L., & Liu, H. (2011, November). An integrated recirculating aquaculture system (RAS) for land-based fish farming: The effects on water quality and fish production. *Aquacultural Engineering*, 45(3), σσ. 93–102.
- Zhao, B. (2010). Heterotrophic nitrogen removal by a newly isolated *Acinetobacter calcoaceticus* HNR. *Bioresource Technology*, σσ. 5194–5200.
- Καρακάσης, Ι., Πήττα, Π., Δρακόπουλος, Π., Τσαπάκης, Ε., & Χατζηγιάννη, Ε. (1998). *Αλληλεπίδραση υδατοκαλλιεργειών και θαλάσσιου περιβάλλοντος – Σύνθεση και*



*τυποποίηση ιχθυοτροφών υψηλής θρεπτικής αξίας και χαμηλής περιβαλλοντικής επιβάρυνσης. Ινστιτούτο Θαλάσσιας Βιολογίας Κρήτης.*

Μελίσσας, Δ. Κ. (2014). Μονάδες Υδατοκαλλιέργειας (παρουσίαση). Ανάκτηση από <http://slideplayer.gr/slide/2028746/>

ΤΕΙ Μεσολογγίου. (n.d.). *Υδατοκαλλιέργεια*. Μεσολόγγι: Τμήμα Τεχνολογίας Αλιείας – Υδατοκαλλιεργειών.