



ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ

ΔΙΕΠΙΣΤΗΜΟΝΙΚΟ – ΔΙΑΤΜΗΜΑΤΙΚΟ
ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΩΝ ΣΠΟΥΔΩΝ
ΕΠΙΣΤΗΜΗ ΚΑΙ ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ ΥΔΑΤΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ

*“Εργαστηριακή προσομοίωση αντιδραστήρα IFAS-SBR
για την επεξεργασία στραγγιδίων αφυδάτωσης”*

Χατζημιτσής Ευάνθης

Επιβλέπων: Επίκουρος Καθηγητής Συμεών Μαλαμής

Αθήνα, Οκτώβριος 2020

Ευχαριστίες

Με την ολοκλήρωση της διπλωματικής εργασίας θα ήθελα να ευχαριστήσω θερμά τον Επίκουρο Καθηγητή κ. Συμεών Μαλαμή για την ανάθεση της παρούσας εργασίας και το ενδιαφέρον σε όλη τη διάρκεια εκπόνησής της. Ιδιαίτερες ευχαριστίες θα ήθελα να εκφράσω στον Υποψήφιο Διδάκτορα κ. Ευάγγελο Στατήρη για τη σημαντική συνεισφορά και συνεχή καθοδήγησή του για την υλοποίηση της διπλωματικής εργασίας. Ακόμη, θα ήθελα να ευχαριστήσω το προσωπικό του εργαστηρίου για την πολύτιμη βοήθεια και συμβουλές καθ' όλη τη διάρκεια της ενασχόλησής μου στο εργαστήριο, και κυρίως τον κ. Νίκο Κουρή. Τέλος, ευχαριστίες θα ήθελα να εκφράσω σε φίλους και συγγενείς για την στήριξη και συμπαράστασή τους σε όλη τη διάρκεια των σπουδών μου.

Περίληψη

Στις μέρες μας αποτελεί επιτακτική ανάγκη η συνεχής προστασία του φυσικού περιβάλλοντος και της δημόσιας υγείας. Τις τελευταίες δεκαετίες καταβάλλονται σημαντικές προσπάθειες, μέσω ερευνών και εφαρμογών πραγματικής κλίμακας, για την προστασία των υδάτινων συστημάτων και τη βελτιστοποίηση των εγκαταστάσεων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων.

Η απομάκρυνση του αζώτου, το οποίο αποτελεί το κρίσιμο ρυπαντικό φορτίο των λυμάτων, έχει μελετηθεί εκτενώς και η απομάκρυνσή του δύναται να πραγματοποιηθεί μέσω διαφόρων βιοχημικών διεργασιών στις εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων (ΕΕΛ). Πέρα από τη συμβατική βιολογική διεργασία της νιτροποίησης - απονιτροποίησης, τα τελευταία χρόνια έχουν εξεταστεί αρκετά συστήματα τα οποία μπορούν να επιτύχουν τη βιολογική απομάκρυνση του αζώτου μέσω της διεργασίας της νιτρωδοποίησης – απονιτρωδοποίησης.

Οι εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων περιλαμβάνουν εκτός των άλλων και συστήματα επεξεργασίας της ιλύος, με σκοπό τη μείωση της υγρασίας της, αλλά και την απομάκρυνση του οργανικού και μικροβιακού της φορτίου μέσω της σταθεροποίησης και υγειονομοποίησής της. Αυτό επιτυγχάνεται με την εφαρμογή διεργασιών όπως η πάχυνση, η αναερόβια χώνευση, η αφυδάτωση, η ξήρανση κ.ά., από τις οποίες προκύπτει ένα ρεύμα στραγγιδίων το οποίο μέσω επανακυκλοφορίας οδηγείται στην είσοδο της ΕΕΛ. Η αναερόβια χώνευση η οποία συνοδεύεται από αφυδάτωση της ιλύος οδηγεί στην παραγωγή ενός ρεύματος στραγγιδίων με αρκετά υψηλές συγκεντρώσεις αζώτου, που μπορεί να φτάσει το 15-20% του συνολικού φορτίου αζώτου της εισόδου της ΕΕΛ. Για το λόγο αυτό, συνίσταται η ξεχωριστή επεξεργασία της γραμμής των στραγγιδίων πριν από την επανακυκλοφορία τους, με σκοπό τη μείωση του φορτίου του αμμωνιακού αζώτου που οδηγείται στην είσοδο της ΕΕΛ.

Η διεργασία της νιτρωδοποίησης/απονιτρωδοποίησης, μπορεί να χαρακτηριστεί ως μια αξιόπιστη λύση για την επεξεργασία των στραγγιδίων που προκύπτουν από την αφυδάτωση της χωνεμένης ιλύος. Για την επίτευξη της συγκεκριμένης διεργασίας, είναι απαραίτητη η ανάπτυξη μόνο των βακτηρίων που οξειδώνουν την αμμωνία σε νιτρώδη και των βακτηρίων που ανάγουν τα νιτρώδη σε αέριο άζωτο. Η συγκεκριμένη διεργασία έχει μελετηθεί και βρίσκει εφαρμογή σε διάφορους τύπους αντιδραστήρων όπως είναι οι αντιδραστήρες SBR, MBBR, IFAS, SBBR.

Στην παρούσα εργασία εξετάστηκε η βελτιστοποίηση ενός εργαστηριακής κλίμακας αντιδραστήρα εναλλασσόμενης λειτουργίας με αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα (IFAS-SBR) στην απομάκρυνση του αζώτου από στραγγίδια αφυδάτωσης, με εφαρμογή της διεργασίας της νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης.

Η πειραματική εργασία έλαβε χώρα στο Εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας του Εθνικού Μετσόβιου Πολυτεχνείου και είχε διάρκεια 180 ημέρες, με τη λειτουργία του αντιδραστήρα να χωρίζεται σε 3 διακριτές περιόδους, ανάλογα με το εφαρμοζόμενο ημερήσιο φορτίο αζώτου (NLR) και το βαθμό πλήρωσης του αντιδραστήρα με βιοφορείς.

Η απομάκρυνση του ολικού αζωτούχου φορτίου από τα στραγγίδια αφυδάτωσης ήταν πολύ αποτελεσματική, αφού τα ποσοστά απομάκρυνσης ήταν αρκετά υψηλά καθ' όλη τη διάρκεια λειτουργίας του συστήματος. Συγκεκριμένα, με την αύξηση του NLR από 0.39 ± 0.07 σε 0.68 ± 0.14 kg N/m³.d, παρατηρήθηκε μικρή μείωση του ποσοστού απομάκρυνσης από 97.6% σε 90.9%. Στην 3^η περίοδο λειτουργίας παρά την αύξηση του NLR σε 0.79 ± 0.01 kgN/m³.d, η ολική απομάκρυνση αζώτου κυμάνθηκε σε υψηλά επίπεδα (91.3%) καθώς αυξήθηκε ο βαθμός πλήρωσης του αντιδραστήρα με βιοφορείς από 25% σε 50%. Επιπλέον, όσον αφορά το αμμωνιακό άζωτο, τα ποσοστά απομάκρυνσης προσδιορίστηκαν σε 97.8%, 91.2% και 91.6% για τις 3 περιόδους λειτουργίας αντίστοιχα.

Παρά το γεγονός ότι η λειτουργία του αντιδραστήρα δεν περιλάμβανε αναερόβια φάση με σκοπό τη βιολογική απομάκρυνση φωσφόρου, λόγω της σύνθεσης νέας βιομάζας και χημικής κατακρήμνισης, παρατηρήθηκε απομάκρυνση του ολικού και διαλυτού φώσφορο σε ποσοστό 43.8% και 57.9% αντίστοιχα.

Όσον αφορά την προσκολλημένη βιομάζα του αντιδραστήρα, παρατηρήθηκε σταθερή αύξηση των προσκολλημένων στους βιοφορείς στερεών και του πάχους του βιοφίλμ σε όλη τη διάρκεια λειτουργίας του συστήματος IFAS-SBR. Πραγματοποιήθηκαν συνολικά 4 μετρήσεις για τον προσδιορισμό της μάζας του βιοφίλμ, με τα αποτελέσματα να δείχνουν σημαντική αύξηση από 32.9 mgTSS/βιοφορέα κατά την 1^η περίοδο λειτουργίας του αντιδραστήρα σε 222.4 mgTSS/βιοφορέα, μετά από 131 ημέρες λειτουργίας του αντιδραστήρα.

Τέλος, πραγματοποιήθηκαν πειράματα διαλείποντος έργου (batch) για τον προσδιορισμό των ταχυτήτων νιτρωδοποίησης (AUR) και απονιτρωδοποίησης (NUR). Οι ταχύτητες νιτρωδοποίησης παρουσίασαν αρκετές διακυμάνσεις σε όλη τη διάρκεια λειτουργίας του συστήματος, με το ρυθμό να επηρεάζεται θετικά τόσο με την αύξηση του

ημερήσιου φορτίου αζώτου (NLR), καθώς και με την προσθήκη βιοφορέων στον αντιδραστήρα. Οι μέσες τιμές για την ταχύτητα νιτροδοποίησης για τις 3 περιόδους λειτουργίας υπολογίστηκαν σε 4.26 ± 1.21 , 6.10 ± 1.7 και 6.80 ± 1.3 mg N/g VSS.h. Παράλληλα, τα πειράματα που πραγματοποιήθηκαν για τη σύγκριση του ρυθμού AUR με και χωρίς τη χρήση βιοφορέων προέκυψε το συμπέρασμα πως το βιοφίλμ επιδρά σημαντικά στη διεργασία, αφού οδήγησαν σε αρκετά υψηλότερες ταχύτητες νιτροδοποίησης στον αντιδραστήρα IFAS-SBR σε σχέση με τα πειράματα που έγιναν χωρίς βιοφορείς, με τη μέση ταχύτητα να προσαυξάνεται κατά 53.4%. Η διακύμανση της ταχύτητας νιτροδοποίησης που προσδιορίστηκε με την επίδραση μόνο της προσκολλημένης βιομάζας ήταν σχετικά σταθερή, με τη μέση τιμή των πειραμάτων των 2 πρώτων περιόδων λειτουργίας να υπολογίζεται σε 1.73 ± 0.62 mg N/g VSS.h.

Όσο αφορά την ταχύτητα απονιτροδοποίησης, τα αποτελέσματα οδήγησαν σε υψηλούς ρυθμούς, με πιο σημαντική τη μέγιστη ταχύτητα που υπολογίστηκε την 2^η περίοδο λειτουργίας στα 46.40 mg N/g VSS.h. Η αύξηση της ημερήσιας φόρτισης αζώτου και η προσθήκη βιοφορέων στον αντιδραστήρα οδήγησε σε αύξηση των NUR, όπως ακριβώς και τους ρυθμούς AUR, με τις μέσες τιμές να υπολογίζονται σε 17.86 ± 5.32 , 26.55 ± 19.07 και 26.60 ± 8.8 mg N/g VSS.h. Σε αντίθεση με τα αποτελέσματα των AUR, η χρήση βιοφορέων δεν είχε σημαντική επίδραση στη διεργασία της απονιτροδοποίησης, αφού στα πειράματα που πραγματοποιήθηκαν το βιοφίλμ προσ αύξησε τους ρυθμούς NUR μόλις για 12.9%.

Abstract

Nowadays it is of imperative importance to protect the environment and public health. In recent decades, significant efforts have been made, through surveys and experiments, to protect water systems and optimize wastewater treatment plants.

The removal of nitrogen, which is one of the most critical nutrient in wastewater, has been extensively studied and its removal can be accomplished via different biochemical processes. In addition to the conventional nitrification - denitrification process, several systems and methods have been studied in recent years for the biological removal of nitrogen through the nitritation - denitritation route.

Wastewater treatment plants (WWTP) include, among others, sludge treatment systems, in order to reduce the water content, but also to remove the organic and microbial load by stabilization and hygienisation of sludge. This is achieved by applying processes from which a stream of reject water is obtained and led to the influent of the WWTP. Anaerobic digestion accompanied by sludge dehydration leads to the production of a stream of drains with high nitrogen content, which can lead to an increase of 15-20% of the total nitrogen load of the WWTP. It is highly recommended to treat the sludge reject water separately before re-circulating it in order to reduce this load.

The nitritation / denitritation method can be characterized as a reliable solution for the treatment of drains resulting from the dehydration of the digested sludge. To achieve this process, it is necessary to grow only the bacteria that oxidize ammonia to nitrite and the bacteria that reduce nitrite to nitrogen gas. This process has been studied and finds application in various types of reactors such as SBR, MBBR, IFAS, SBBR reactors.

On this postgraduate thesis, the effectiveness of an Integrated Fixed-Biofilm and Activated Sludge Sequencing Batch Reactor (IFAS-SBR) in the removal of nitrogen from sludge reject water was examined, by applying the nitritation-denitritation process.

The experimental work took place at the Laboratory of Sanitary Technology of the National Technical University of Athens and lasted 174 days, with the operation being divided into 3 separate time periods, depending on the nitrogen load rate (NLR) and the biocarrier filling capacity in the reactor.

The removal of the total nitrogen load from the reject water was satisfying, as the removal rates were quite high throughout the operation of the system. Specifically, the

increase of NLR from 0.39 ± 0.07 to 0.68 ± 0.14 kg N/m³.d during the 2nd period, led to a decrease of the removal rate from 97.6% to 90.9%. During the 3rd operating period, despite the increase of NLR to 0.79 ± 0.01 kg N/m³.d, the nitrogen removal rate was kept at high levels (91.3%) due to the increase of the reactor filling volume with biocarriers from 20 % to 50%. Significant results were also presented with regard to ammonia nitrogen since the removal rates were determined at 97.8%, 91.2% and 91.6% for the 3 operating periods respectively.

Due to biomass synthesis and chemical precipitation, appreciable phosphorus removal was observed. The average removal rates for total and soluble phosphorus were calculated at 43.8% and 57.9% respectively.

In addition, a steady increase in attached solids and biofilm thickness was observed throughout the operation of the IFAS-SBR system. A total of 4 batch experiments were performed to determine the mass of the biofilm, with a significant increase shown, from 32.9 to 222.4 mg TSS/biocarrier, in 131 days of reactor operation.

Finally, a series of batch experiments were conducted to determine the nitrification (AUR) and denitrification (NUR) rates. AURs fluctuated considerably throughout the operation of the system, with the rate being positively affected both by the NLR and the biocarrier filling volume increase. The mean values for the nitrification rate for the 3 operating periods were calculated at 4.26, 6.10 and 6.80 mg N/g VSS.h. At the same time, the experiments performed to compare the AUR rate with and without the use of biocarriers showed that the biofilm had a significant effect on the process, as they led to much higher nitrification rates in the IFAS-SBR reactor compared to experiments performed without biocarriers, with the average AUR increasing by 53.4%. The variation of the AUR determined by the effect of attached biomass only was relatively constant, with the mean value for the first 2 operating periods being estimated at 1.73 ± 0.62 mg N/g VSS.h.

In terms of denitrification, the results led to significantly high rates, especially during the 2nd 3rd period, when the maximum rate occurred at 46.40 mg N/g VSS.h and 40.1 mg N/g VSS.h, respectively. The NLR increase led to an increase in NUR, just like AUR rates, with average values being estimated at 17.86, 26.55 and 24.79 mg N/g VSS.h. In contrast to the AUR results, the use of biocarriers did not have a significant effect on the denitrification process, as in the biofilm experiments the NUR rates increased by only 12.9%.

Περιεχόμενα

Περίληψη	iii
Abstract.....	vi
1. Εισαγωγή.....	1
2. Βιολογική απομάκρυνση αζώτου	3
2.1. Φορτίο αζώτου στα λύματα.....	3
2.2. Νιτροποίηση – Απονιτροποίηση	5
2.2.1. Νιτροποίηση	5
2.2.2. Απονιτροποίηση	7
2.3. Νιτρωδοποίηση – Απονιτρωδοποίηση	8
2.3.1. Νιτρωδοποίηση	8
2.3.2. Απονιτρωδοποίηση	9
2.3.3. Παράγοντες που επιδρούν στη διεργασία Νιτρωδοποίησης – Απονιτρωδοποίησης.....	9
2.3.3.1. Συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου (DO).....	10
2.3.3.2. Θερμοκρασία.....	11
2.3.3.3. pH	12
2.3.3.4. Συγκέντρωση ελεύθερης αμμωνίας (FA) και ελευθέρου νιτρώδους οξέος (FNA).....	13
2.3.3.5. Συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου και φόρτιση αζώτου (NLR)	14
2.3.3.6. Ηλικία ιλύος (SRT).....	14
2.4. Αναερόβια οξείδωση αμμωνίας (ANAMMOX).....	15
2.5. Τεχνολογίες βιολογικής απομάκρυνσης αζώτου.....	16
2.5.1. SBR (Sequencing Batch Reactor)	16
2.5.2. SHARON (Single reactor High Actively ammonia Removal Over Nitrite).....	18
2.5.3. MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor)	19
2.5.4. SBBR (Sequencing Batch Biofilm Reactor).....	24
2.5.5. IFAS (Integrated Fixed-Film Activated Sludge).....	25
3. Πειραματικό μέρος.....	31
3.1. Εισαγωγή	31
3.2. Περιγραφή διάταξης και λειτουργίας συστήματος IFAS-SBR.....	32
3.2.1. Κύκλος λειτουργίας συστήματος.....	33
3.2.2. Περίοδοι λειτουργίας συστήματος.....	36
3.3. Πειράματα μέτρησης ταχύτητας νιτρωδοποίησης και απονιτρωδοποίησης στο σύστημα IFAS-SBR	38
3.3.1. Προσδιορισμός ταχύτητας νιτρωδοποίησης (AUR).....	39
3.3.2. Προσδιορισμός ταχύτητας απονιτρωδοποίησης (NUR)	40

3.4.	Αναλυτικές μέθοδοι μετρήσεων	41
3.4.1.	Προσδιορισμός συνολικών αιωρούμενων (TSS) και πτητικών αιωρούμενων στερεών (VSS) 41	
3.4.2.	Προσδιορισμός ολικού και διαλυτού COD.....	42
3.4.3.	Προσδιορισμός pH και θερμοκρασίας.....	42
3.4.4.	Προσδιορισμός διαλυμένου οξυγόνου.....	43
3.4.5.	Προσδιορισμός νιτρικού αζώτου (NO_3^- -N)	43
3.4.6.	Προσδιορισμός νιτρώδους αζώτου (NO_2^- -N).....	43
3.4.7.	Προσδιορισμός ολικού κατά Kjeldahl Αζώτου (TKN) και αμμωνιακού αζώτου (NH_4^- -N). 44	
3.4.8.	Προσδιορισμός ολικού φωσφόρου (TP) και ορθοφωσφορικών (PO_4^{3-} -P).....	45
3.4.9.	Προσδιορισμός προσκολλημένης βιομάζας στους βιοφορείς	46
4.	Παρουσίαση και ανάλυση πειραματικών αποτελεσμάτων.....	47
4.1.	Εισαγωγή	47
4.2.	Αποτελέσματα καθημερινής λειτουργίας συστήματος IFAS-SBR.....	49
4.2.1.	Απομάκρυνση αζώτου	49
4.2.2.	Απομάκρυνση ολικού και διαλυτού COD.....	51
4.2.3.	Απομάκρυνση ολικού φωσφόρου (TP) και ορθοφωσφορικών (PO_4^{3-} -P).....	53
4.2.4.	Διακύμανση ολικών (TSS) και πτητικών (VSS) αιωρούμενων στερεών.....	56
4.2.5.	Διακύμανση και ανάπτυξη αιωρούμενης και προσκολλημένης βιομάζας.....	58
4.2.5.1.	Αιωρούμενη βιομάζα.....	58
4.2.5.2.	Προσκολλημένη βιομάζα	59
4.2.6.	Ισοζύγιο αζώτου.....	61
4.3.	Πειράματα batch συστήματος IFAS-SBR	62
4.3.1.	Ταχύτητα νιτρωδοποίησης (AUR).....	62
4.3.1.1.	Επίδραση βιοφίλμ στη νιτρωδοποίηση.....	64
4.3.2.	Ταχύτητα απονιτρωδοποίησης (NUR)	67
4.3.2.1.	Επίδραση βιοφίλμ στην απονιτρωδοποίηση.....	69
4.3.3.	Διακύμανση παραμέτρων σε κύκλο λειτουργίας	70
5.	Συμπεράσματα	72
5.1.	Καθημερινή λειτουργία συστήματος IFAS-SBR	73
5.2.	Πειράματα μέτρησης ταχύτητας νιτρωδοποίησης και απονιτρωδοποίησης συστήματος IFAS-SBR	74
5.3.	Γενικές παρατηρήσεις – Προτάσεις για περαιτέρω έρευνα.....	76
	Βιβλιογραφία.....	77

Ευρετήριο Εικόνων

Εικόνα 1: Κύκλος αζώτου. Πηγή: van Loosdrecht (2008)	5
Εικόνα 2: Πλαστικοί βιοφορείς	19
Εικόνα 3: Εξέλιξη βιοφορέων με την πάροδο χρόνου. Πηγή: Morgan-Sagastume (2018).....	21
Εικόνα 4: Moving bed biofilm reactor (MBBR). Πηγή: Börner & Trübenbach (2017).....	24
Εικόνα 5: Integrated fixed film activated sludge (IFAS) system. Πηγή: Börner & Trübenbach (2017)...	26
Εικόνα 6: Περιγραφή αντιδραστήρα IFAS-SBR. Πηγή: Shao et al. (2017).....	29
Εικόνα 7: Εργαστηριακό σύστημα επεξεργασίας στραγγιδίων IFAS-SBR.....	33
Εικόνα 8: SBR αντιδραστήρας για ανάπτυξη βιοφίλμ σε καινούριους βιοφορείς.....	37
Εικόνα 9: Πείραμα μέτρησης ταχύτητας νιτρωδοποίησης και απονιτρωδοποίησης σε batch αντιδραστήρα χωρίς βιοφορείς (αριστερά) και στον αντιδραστήρα IFAS-SBR (δεξιά)	38
Εικόνα 10: Πείραμα batch για τον προσδιορισμό της ταχύτητας νιτρωδοποίησης του βιοφίλμ.....	39

Ευρετήριο Σχημάτων

Σχήμα 1: Συγκεντρώσεις των μορφών αζώτου στην είσοδο και έξοδο του συστήματος IFAS-SBR.....	50
Σχήμα 2: Ποσοστά απομάκρυνσης ολικού και αμμωνιακού αζώτου	51
Σχήμα 3: Συγκεντρώσεις COD στην είσοδο και έξοδο του συστήματος IFAS-SBR.....	52
Σχήμα 4: Ποσοστά απομάκρυνσης ολικού και διαλυτού COD.....	53
Σχήμα 5: Συγκεντρώσεις ολικού φωσφόρου και ορθοφωσφορικών στην είσοδο και έξοδο του συστήματος IFAS-SBR	55
Σχήμα 6: Ποσοστά απομάκρυνσης ολικού φωσφόρου και ορθοφωσφορικών	56
Σχήμα 7: Συγκεντρώσεις ολικών και πτητικών στερεών στην είσοδο και έξοδο του συστήματος.....	57
Σχήμα 8: : Συγκεντρώσεις ολικών και πτητικών αιωρούμενων στερεών ανάμικτου υγρού	59
Σχήμα 9: Ανάπτυξη προσκολλημένης βιομάζας του αντιδραστήρα IFAS-SBR	60
Σχήμα 10: Συνολικά αποτελέσματα ταχυτήτων νιτροδοποίησης συστήματος IFAS-SBR	64
Σχήμα 11: Σύγκριση ταχυτήτων νιτροδοποίησης συστήματος με και χωρίς χρήση βιοφορέων	64
Σχήμα 12: Ταχύτητες νιτροδοποίησης βιοφίλμ σε mg N/gVSS.h.....	66
Σχήμα 13: Ταχύτητες νιτροδοποίησης βιοφίλμ σε mg N/m ² .h	66
Σχήμα 14: Συνολικά αποτελέσματα ταχυτήτων απονιτροδοποίησης.....	68
Σχήμα 15: Σύγκριση ταχυτήτων απονιτροδοποίησης συστήματος με και χωρίς χρήση βιοφορέων....	69
Σχήμα 16: Διακύμανση NH ₄ ⁺ -N και NOx ⁻ -N κατά τη διάρκεια ενός κύκλου λειτουργίας	70
Σχήμα 17: Διακύμανση pH και ORP κατά τη διάρκεια ενός κύκλου λειτουργίας	71

Ευρετήριο Πινάκων

Πίνακας 1: Συγκεντρώσεις διαλυμένου οξυγόνου για επίτευξη μερικής νιτροποίησης. Πηγή: Park et al. (2010)	11
Πίνακας 2: Σύγκριση μεταξύ συμβατικής μεθόδου νιτροποίησης-απονιτροποίησης και μεθόδου νιτρωδοποίησης-ANAMMOX. Πηγή: (van Loosdrecht, 2008)	16
Πίνακας 3: Κύκλος λειτουργίας από 8/10/2019 μέχρι 8/12/2019 (5.96h).....	34
Πίνακας 4: Κύκλος λειτουργίας από 9/12/2019 μέχρι 14/1/2020 (5.9h).....	35
Πίνακας 5: Κύκλος λειτουργίας από 15/1/2020 μέχρι 9/3/2020 (6.3h).....	35
Πίνακας 6: Κύκλος λειτουργίας από 10/3/2020 μέχρι 31/3/2020 (6.1h).....	36
Πίνακας 7: Λειτουργικά χαρακτηριστικά αντιδραστήρα IFAS-SBR	48
Πίνακας 8: Μέσες συγκεντρώσεις αζώτου στην είσοδο και έξοδο του συστήματος και ποσοστά απομάκρυνσης.....	49
Πίνακας 9: Μέσες συγκεντρώσεις ολικού και διαλυτού COD και ποσοστά απομάκρυνσης	52
Πίνακας 10: Μέσες συγκεντρώσεις ολικού φωσφόρου και ορθοφωσφορικών και ποσοστά απομάκρυνσης.....	54
Πίνακας 11: Μέσες συγκεντρώσεις ολικών και πτητικών αιωρούμενων στερεών στην είσοδο και έξοδο του συστήματος IFAS-SBR	56
Πίνακας 12: Συγκεντρώσεις ολικών και πτητικών αιωρούμενων στερεών στο ανάμικτο υγρό	58
Πίνακας 13: Προσδιορισμός προσκολλημένης βιομάζας	59
Πίνακας 14: Ισοζύγιο μάζας αζώτου	61
Πίνακας 15: Ταχύτητες νιτρωδοποίησης συστήματος IFAS-SBR	62
Πίνακας 16: Ταχύτητες νιτρωδοποίησης συστήματος IFAS-SBR συνυπολογίζοντας αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα.....	63
Πίνακας 17: Ταχύτητες απονιτρωδοποίησης συστήματος IFAS-SBR.....	67
Πίνακας 18: Ταχύτητες απονιτρωδοποίησης συστήματος IFAS-SBR συνυπολογίζοντας αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα.....	68

1. Εισαγωγή

Ο σύγχρονος τρόπος ζωής και η ανάπτυξη της τεχνολογίας στους διάφορους τομείς της ανθρώπινης δραστηριότητας τείνουν να προκαλούν σοβαρά περιβαλλοντικά ζητήματα στη σύγχρονη εποχή. Ένα τέτοιο ζήτημα αποτελεί η επιβάρυνση των υπόγειων και επιφανειακών υδάτων με ρυπαντικές ουσίες, οι οποίες εμπεριέχονται στις μεγάλες ποσότητες λυμάτων που παράγονται, απόρροια της σύγχρονης κοινωνίας και των αναγκών της. Το άζωτο το οποίο περιέχεται στα λύματα αποτελεί ένα από τα σημαντικότερα ρυπαντικά φορτία. Ενώσεις όπως η αμμωνία, τα νιτρώδη και τα νιτρικά, συμβάλλουν στην ανάπτυξη ευτροφισμού και μπορούν να προκαλέσουν σοβαρές οικολογικές καταστροφές στα υδάτινα σώματα, αλλά και να οδηγήσουν σε πιθανούς κινδύνους για την ανθρώπινη υγεία. Αποτελεί επιτακτική ανάγκη λοιπόν, τα λύματα να υπόκεινται σε κατάλληλη επεξεργασία, με σκοπό τη μείωση ή την πλήρη απομάκρυνση των ρυπαντικών τους ουσιών, πριν τη ασφαλή διάθεσή τους στους υδάτινους αποδέκτες, όπως οι λίμνες, τα ποτάμια και οι θάλασσες.

Οι εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων (ΕΕΛ) περιλαμβάνουν εκτός των άλλων και συστήματα επεξεργασίας της παραγόμενης στην εγκατάσταση ιλύος. Σκοπός τους είναι, τόσο η μείωση υγρασίας της ιλύος, όσο και η απομάκρυνση του οργανικού της φορτίου με την σταθεροποίησή της. Αυτό επιτυγχάνεται με την εφαρμογή διεργασιών όπως η πάχυνση, η αναερόβια χώνευση, η αφυδάτωση, η ξήρανση κ.ά., από τις οποίες προκύπτει ένα ρεύμα στραγγιδίων το οποίο μέσω επανακυκλοφορίας οδηγείται στην είσοδο της ΕΕΛ. Η αναερόβια χώνευση η οποία συνοδεύεται από αφυδάτωση της ιλύος οδηγεί στην παραγωγή ενός ρεύματος στραγγιδίων με αρκετά υψηλές συγκεντρώσεις αζώτου, που μπορεί να φτάσει το 15-20% του συνολικού φορτίου αζώτου της εισόδου της ΕΕΛ (Aslan & Dahab, 2008). Για το λόγο αυτό, συνίσταται η ξεχωριστή επεξεργασία της γραμμής των στραγγιδίων πριν από την επανακυκλοφορία τους με σκοπό τη μείωση του φορτίου αυτού.

Σε γενικές γραμμές, υπάρχουν δύο βασικές κατηγορίες επεξεργασίας και απομάκρυνσης του αζωτούχου φορτίου. Οι φυσικοχημικές διεργασίες (αντίστροφη ώσμωση, ανταλλαγή ιόντων, απόσταξη, ηλεκτροδιάλυση), και οι βιολογικές διεργασίες (νιτροποίηση/απονιτροποίηση, νιτρωδοποίηση/απονιτρωδοποίηση, μερική νιτρωδοποίηση με αναερόβια οξείδωση αμμωνίας). Οι πρώτες δεν συνιστανται αφού δεν είναι οικονομικά βιώσιμες και οδηγούν σε δευτερογενή απόβλητα με υψηλά επίπεδα νιτρικών ή νιτρωδών. Οι βιολογικές διεργασίες από την άλλη, χρησιμοποιούνται ευρέως στις ΕΕΛ με ικανοποιητικά

αποτελέσματα. Πέρα από τη συμβατική μέθοδο νιτροποίησης - απονιτροποίησης, τα τελευταία χρόνια εξετάζονται και εφαρμόζονται εναλλακτικές μέθοδοι επεξεργασίας για την απομάκρυνση του αζώτου.

Η μέθοδος της μερικής νιτροποίησης/απονιτροποίησης, γνωστή ως νιτροδοποίηση/απονιτροδοποίηση, μπορεί να χαρακτηριστεί ως μια αξιόπιστη λύση για την επεξεργασία των στραγγιδίων που προκύπτουν από την αφυδάτωση της χωνεμένης ιλύος. Για την επίτευξη της συγκεκριμένης διεργασίας, είναι απαραίτητη η ανάπτυξη μόνο των βακτηρίων που οξειδώνουν την αμμωνία σε νιτρώδη και των βακτηρίων που ανάγουν τα νιτρώδη σε αέριο άζωτο και η αναχαίτιση των βακτηρίων που οξειδώνουν τα νιτρώδη σε νιτρικά. Οι μειωμένες ανάγκες για αερισμό και η προσθήκη εξωτερικού οργανικού φορτίου κατά 25% και 40% αντίστοιχα, σε σύγκριση με τη συμβατική νιτροποίησης απονιτροποίησης, καθιστούν τη συγκεκριμένη μέθοδο όλο και πιο ελκυστική τις τελευταίες δεκαετίες (Jianlong & Ning, 2004). Η συγκεκριμένη διεργασία έχει μελετηθεί και βρίσκει εφαρμογή σε διάφορους τύπους αντιδραστήρων όπως είναι οι αντιδραστήρες Sequencing Batch Reactor (SBR), Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR), Integrated Fixed film Activated Sludge (IFAS), Sequencing Batch Biofilm Reactor (SBBR), οι οποίοι και θα παρουσιαστούν αναλυτικά στη συνέχεια.

Στην παρούσα εργασία εξετάστηκε η αποτελεσματικότητα ενός αντιδραστήρα εναλλασσόμενης λειτουργίας με αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα (IFAS-SBR) στην απομάκρυνση αζώτου από στραγγίδια αφυδάτωσης, με εφαρμογή της διεργασίας της νιτροδοποίησης-απονιτροδοποίησης. Ο αντιδραστήρας IFAS-SBR τροφοδοτούνταν με στραγγίδια από την αφυδάτωση της χωνεμένης ιλύος της ΕΕΛ Ψυττάλειας, τα οποία πριν την αναερόβια χώνευση είχαν υποστεί θερμική υδρόλυση. Σκοπός της παρούσας πειραματικής διερεύνησης, ήταν η διερεύνηση της αποτελεσματικότητας ενός τέτοιου συστήματος ως προς την απομάκρυνση του αζωτούχου φορτίου, η μελέτη και η κατανόηση της επίδρασης της προσκολλημένης βιομάζας στη βιολογική διεργασία, καθώς επίσης και η βελτιστοποίηση της απόδοσής του με μεταβολές στις διάφορες λειτουργικές παραμέτρους.

Η συγκεκριμένη εργασία περιλαμβάνει 5 κεφάλαια και έχει την ακόλουθη δομή:

- * Εισαγωγή και σκοπός της παρούσας πειραματικής εργασίας.
- * Θεωρητικό μέρος όπου αναλύονται οι βιολογικές διεργασίες και οι παράγοντες που τις επηρεάζουν, καθώς επίσης και οι διάφορες τεχνολογίες που χρησιμοποιούνται για την απομάκρυνση του αζώτου σε λύματα και στραγγίδια αφυδάτωσης ιλύος.

- * Περιγραφή της πειραματικής διάταξης του συστήματος IFAS-SBR και του πειραματικού πρωτοκόλλου που ακολουθήθηκε για την παρακολούθηση και λειτουργία του αντιδραστήρα, καθώς και για τις εργαστηριακές μετρήσεις.
- * Παρουσίαση και σχολιασμός των πειραματικών αποτελεσμάτων του συστήματος.
- * Συγκεντρωτικά συμπεράσματα που προέκυψαν από την ανάλυση των πειραματικών αποτελεσμάτων.

2. Βιολογική απομάκρυνση αζώτου

2.1. Φορτίο αζώτου στα λύματα

Τα υγρά απόβλητα μετά τη συλλογή και μεταφορά τους στις ΕΕΛ υπόκεινται σε μια σειρά από διεργασίες πριν από την τελική διάθεση τους στο φυσικό υδάτινο περιβάλλον. Μία από τις κυριότερες ουσίες που περιέχονται στα λύματα είναι το άζωτο.

Το άζωτο στα αστικά λύματα εμπεριέχεται με τη μορφή οργανικού αζώτου και αμμωνίας. Μέσω διαδικασιών υδρόλυσης και αμμωνιοποίησης το οργανικό άζωτο μπορεί να μετατραπεί σε αμμωνιακό άζωτο, το οποίο σε μερικές περιπτώσεις φθάνει μέχρι και 80% του ολικού αζώτου, λόγω του μεγάλου χρόνου παραμονής των λυμάτων στο δίκτυο αποχέτευσης, ενώ οι οξειδωμένες μορφές αζώτου (νιτρικά, νιτρώδη) δεν παρατηρούνται στα λύματα.

Μια καλή προσέγγιση για την εκτίμηση του φορτίου αζώτου στα λύματα φαίνεται να είναι τα 10-14g ημερησίως ανά κάτοικο. Παράλληλα, τα βιομηχανικά απόβλητα μπορούν να προσθέσουν σημαντικές ποσότητες αζώτου, κυρίως όταν τα υγρά απόβλητα προέρχονται από απόβλητα βιομηχανιών παρασκευής λιπασμάτων, επεξεργασίας κρεάτων και γάλακτος, διυλιστηρίων και βιομηχανιών επεξεργασίας συνθετικών υλών και χημικών προϊόντων.

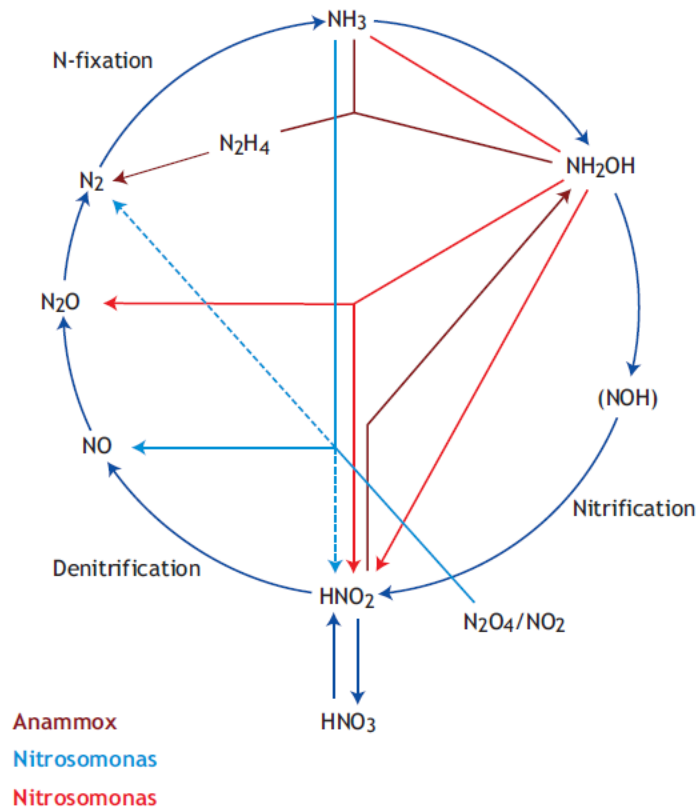
Ένα ολοκληρωμένο σύστημα επεξεργασίας λυμάτων αποτελείται από κατάλληλους συνδυασμούς των επιμέρους μονάδων της εγκατάστασης. Με γνώμονα τα ποιοτικά χαρακτηριστικά του αποδέκτη και των λυμάτων, η συνδυασμένη εφαρμογή φυσικοχημικών και βιοχημικών διεργασιών επιτυγχάνει τον απαιτούμενο βαθμό επεξεργασίας της εγκατάστασης και συντελεί στην ελαχιστοποίηση των ενδεχόμενων δυσμενών επιπτώσεων στον αποδέκτη λόγω της εκροής. Τα τρία στάδια που συνθέτουν μια ολοκληρωμένη εγκατάσταση είναι η πρωτοβάθμια επεξεργασία που βασίζεται σε φυσικοχημικές διεργασίες, η δευτεροβάθμια επεξεργασία που στηρίζεται κυρίως σε βιολογικές διεργασίες, και το τρίτο

στάδιο είναι η επεξεργασία της ιλύος που προκύπτει από τα δύο προηγούμενα στάδια (Ανδρεαδάκης, 2015).

Όπως αναφέρθηκε στην εισαγωγή, από τις διάφορες μονάδες επεξεργασίας της ιλύος προκύπτει ένα ρεύμα στραγγιδίων με υψηλό φορτίο αζώτου το οποίο επανακυκλοφορείται στην είσοδο της εγκατάστασης και συμβάλει σημαντικά στην αύξηση του συνολικού αζωτούχου φορτίου. Ως εκ τούτου, η έρευνα και η ανάπτυξη νέων τεχνικών για την αναβάθμιση των εγκαταστάσεων επεξεργασίας έχει αυξηθεί την τελευταία δεκαετία. Η επεξεργασία των εσωτερικών ροών πριν την ανακυκλοφορία τους στην είσοδο της ΕΕΛ, όπως των στραγγιδίων αφυδάτωσης με την υψηλή συγκέντρωση αμμωνίας, μπορεί να προκαλέσει σημαντική βελτίωση της τελικής εκροής και δυνατότητες αναβάθμισης των εγκαταστάσεων επεξεργασίας (van Loosdrecht, 2008).

Η απομάκρυνση του αζώτου από τα στραγγίδια, και γενικότερα από τα λύματα μπορεί να επιτευχθεί μέσω 3 βασικών βιολογικών οδών. Οι βιολογικές διεργασίες μετατροπής της αμμωνίας σε αέριο άζωτο με τη χρήση διαφορετικών ομάδων βακτηρίων είναι εφικτές και δημοφιλείς, λόγω του σχετικά χαμηλού κόστους και της σχετικά υψηλής απόδοσης. Οι 3 αυτές διεργασίες είναι οι ακόλουθες:

- * Νιτροποίηση - Απονιτροποίηση
- * Νιτρωδοποίηση - Απονιτρωδοποίηση
- * Μερική νιτρωδοποίηση - Αναερόβια οξειδωση αμμωνίας (ANAMMOX)



Εικόνα 1: Κύκλος αζώτου. Πηγή: van Loosdrecht (2008)

2.2. Νιτροποίηση – Απονιτροποίηση

2.2.1. Νιτροποίηση

Με τον όρο νιτροποίηση αναφέρεται η βιολογική διεργασία, κατά την οποία, το αμμωνιακό άζωτο ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) μετατρέπεται σε νιτρικό άζωτο ($\text{NO}_3^-\text{-N}$). Ο μεταβολισμός αυτός πραγματοποιείται σε δύο στάδια και συντελείται από τα νιτροποιητικά βακτήρια τα οποία είναι χημικολιθοαυτοτροφικά και απαραίτητως αερόβια.

Κατά την πρώτη φάση της νιτροποίησης η αμμωνία οξειδώνεται σε νιτρώδη (νιτρωδοποίηση). Η κύρια πηγή άνθρακα που χρησιμοποιείται από τα συγκεκριμένα βακτήρια (AOB) είναι το διοξείδιο του άνθρακα και σαν αποδέκτης ηλεκτρονίων λειτουργεί το οξυγόνο. Το πιο γνωστό γένος βακτηρίων σε αυτή την πρώτη φάση είναι το *Nitrosomonas*. Παρ' όλα αυτά υπάρχουν κι άλλα γένη τα οποία οξειδώνουν την αμμωνία σε νιτρώδη όπως τα *Nitrosococcus*, *Nitrosopira*, *Nitrosovibrio*, *Nitrosolobus*. Όλα τα νιτροποιητικά βακτήρια είναι φέρουν γενετικές διαφοροποιήσεις, ανήκουν όμως στην κατηγορία των beta proteobacteria.

Στη δεύτερη φάση της νιτροποίησης, με τη βοήθεια άλλης ομάδας βακτηρίων (NOB), γίνεται η οξείδωση των νιτρωδών σε νιτρικά. Κυρίαρχο βακτήριο που συμβάλλει στην οξείδωση των νιτρωδών είναι το Nitrobacter, με παράλληλη παρουσία των Nitrospira, Nitrospina, Nitrococcus, Nitrocystis (Rittmann & McCarty, 1996).

1^ο στάδιο: $NH_4^+ + 1.5O_2 \rightarrow NO_2^- + H_2O + 2H^+$ (Εξ. 1 Οξείδωση αμμωνίας σε νιτρώδη)

2^ο στάδιο: $NO_2^- + 0.5O_2 \rightarrow 2NO_3^-$ (Εξ. 2 Οξείδωση νιτρωδών σε νιτρικά)

Συνολική αντίδραση: $NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + H_2O + 2H^+$ (Εξ. 3 Αντίδραση νιτροποίησης)

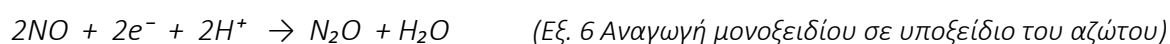
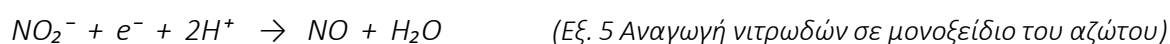
Με βάση την πιο πάνω αντίδραση της νιτροποίησης προκύπτει ότι για την οξείδωση ενός γραμμαρίου αμμωνίας χρειάζονται 4.57g O₂, από τα οποία τα 3.43g O₂ χρησιμοποιούνται για την οξείδωση της αμμωνίας και τα 1.14g O₂ για την οξείδωση των νιτρωδών. Αν ληφθεί υπόψη και η σύνθεση του νέου κυτταρικού υλικού, τότε η συνολική απαίτηση οξυγόνου θα είναι μικρότερη. Πιο συγκεκριμένα, οι Liu & Wang (2012) διερευνώντας πειραματικά τη στοιχειομετρία της νιτροποίησης κατέληξαν στο συμπέρασμα ότι η πραγματική συνολική απαίτηση είναι 4.3 g O₂/g NH₄⁺-N, όπου τα 3.17g O₂/g NH₄⁺-N χρησιμοποιούνται στην πρώτη φάση, και τα υπόλοιπα 1.06g O₂/g NO₂⁻-N στη δεύτερη φάση. Όσο αφορά την αμμωνία, βρήκαν ότι για πλήρη νιτροποίηση, το 97.1% της συνολικής αμμωνίας οξειδώνεται σε νιτρικά, ενώ το 2.2% και 0.7% χρησιμοποιείται για τη σύνθεση των νιτρωδοποιητών και νιτροποιητών αντίστοιχα. Επίσης, η οξείδωση της αμμωνίας οδηγεί στην κατανάλωση 7.05g αλκαλικότητας ως CaCO₃ και την παραγωγή οξέος.

Τέλος, αξίζει να αναφερθεί ότι οι νιτροποιητές είναι ευαίσθητοι σε μια σειρά από οργανικές και ανόργανες ενώσεις, καθώς και σε διάφορες παραμέτρους όπως η θερμοκρασία, το pH και το διαλυμένο οξυγόνο. Ο αργός ρυθμός ανάπτυξης των συγκεκριμένων βακτηρίων δύναται να αυξήσει τις πιθανότητες αναχαίτισής τους. Ο ανταγωνισμός μεταξύ ετερότροφων και αυτότροφων βακτηρίων σε έναν αεριζόμενο αντιδραστήρα αποτελεί την πιο κρίσιμη παράμετρο στον σχεδιασμό του, αφού η συνύπαρξή τους είναι σχεδόν αναπόφευκτη. Παρ' όλα αυτά, η νιτροποιητική διαδικασία μπορεί να είναι αποτελεσματική όταν ο χρόνος παραμονής της ιλύος είναι υψηλός και υπάρχει επάρκεια στο διαλυμένο οξυγόνο (Rittmann & McCarty, 1996)

2.2.2. Απονιτροποίηση

Η απονιτροποίηση αποτελεί την επακόλουθη διεργασία της νιτροποίησης, όπου πραγματοποιείται η αναγωγή των νιτρικών σε μοριακό αέριο άζωτο (N_2), το οποίο εκλύεται στην ατμόσφαιρα. Υπό ανοξικές συνθήκες τα νιτρικά συμπεριφέρονται ως αποδέκτες ηλεκτρονίων. Ως δότες ηλεκτρονίων και πηγή ενέργειας μπορούν να χρησιμοποιηθούν οργανικές ενώσεις από τα ετερότροφα βακτήρια αντίστοιχα, ενώ ευρέως γνωστοί απονιτροποιητές είναι τα proteobacteria *Pseudomonas*. (Rittmann & McCarty, 1996).

Η διαδικασία της απονιτροποίησης διέπεται από δύο είδη συστημάτων ενζύμων ακολουθώντας συγκεκριμένες βιοχημικές οδούς. Σε ανοξικές συνθήκες τα αφομοιωτικά ένζυμα δρουν για τη σύνθεση νέου κυτταρικού υλικού, ενώ τα μη αφομοιωτικά συντελούν στη σταδιακή αναγωγή των νιτρικών σε αέριο άζωτο (Ανδρεαδάκης, 2015).



Σύμφωνα με τη στοιχειομετρία της απονιτροποίησης για την πλήρη αναγωγή ενός γραμμαρίου νιτρικού αζώτου απαιτούνται 2.86 γραμμάρια COD (χημικά απαιτούμενο οξυγόνο). Ωστόσο, κατά τη διεργασία, ένα μέρος του COD χρησιμοποιείται από τα βακτήρια για τη σύνθεση νέου κυτταρικού υλικού, άρα ο απαιτούμενος λόγος COD/ NO_3^- -N για πλήρη απονιτροποίηση κυμαίνεται από 6 μέχρι 8 (Ανδρεαδάκης, 2015).

Χαμηλές συγκεντρώσεις της ένωσης που λειτουργεί ως δότης ηλεκτρονίων, αλλά και υψηλές συγκεντρώσεις διαλυμένου οξυγόνου, συνήθως πάνω από 0.5mg/L, πιθανόν να προκαλέσουν αναχαίτιση στη διαδικασία και συσσώρευση ενδιάμεσων προϊόντων. Το οξείδιο του αζώτου αποτελεί αέριο του θερμοκηπίου, άρα η απελευθέρωσή του στην ατμόσφαιρα πρέπει να αποφεύγεται. Παρ' όλο που οι απονιτροποιητές δε φαίνεται να είναι ιδιαίτερα ευαίσθητοι στο pH, τιμές εκτός του βέλτιστου εύρους από 7 μέχρι 8 μπορούν επίσης να οδηγήσουν σε συσσώρευση ενδιάμεσων προϊόντων. Τέλος, κατά την απονιτροποίηση ανακτάται μέρος της αλκαλικότητας που καταναλώθηκε στην νιτροποίηση, και πιο συγκεκριμένα για κάθε γραμμάριο νιτρικού αζώτου που ανάγεται, παράγονται 3.57 γραμμάρια αλκαλικότητας $CaCO_3$ (Rittmann & McCarty, 1996).

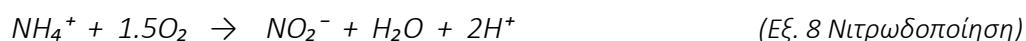
2.3. Νιτρωδοποίηση – Απονιτρωδοποίηση

Η διεργασία της νιτρωδοποίησης/απονιτρωδοποίησης για τη βιολογική απομάκρυνση αζώτου σε συστήματα με υψηλά φορτία αμμωνίας έχει εξεταστεί τα τελευταία χρόνια και αποτελεί μια ελκυστική εναλλακτική λύση έναντι της συμβατικής διεργασίας της νιτροποίησης/απονιτροποίησης. Η συγκεκριμένη μέθοδος περιλαμβάνει την οξείδωση της αμμωνίας σε νιτρώδες άζωτο (NO_2^- -N) και την αναγωγή του σε αέριο άζωτο (N_2), αποφεύγοντας την περαιτέρω οξείδωση των νιτρωδών σε νιτρικό άζωτο.

Η διεργασία της νιτρωδοποίησης - απονιτρωδοποίησης, εκτός του ότι είναι ιδιαίτερα συμβατή για την επεξεργασία στραγγιδίων αφυδάτωσης, περιλαμβάνει μερικά σημαντικά πλεονεκτήματα έναντι της συμβατικής νιτροποίησης/απονιτροποίησης. Αρχικά, λόγω της παράκαμψης της 2^{ης} φάσης της νιτροποίησης, η ανάγκη για αερισμό μειώνεται κατά 25%, ενώ και η απαιτούμενη προσθήκη οργανικής ύλης για την απονιτρωδοποίηση μπορεί να μειωθεί έως και κατά 40%, συνθήκες που καθιστούν τη συγκεκριμένη μέθοδο πιο οικονομική. Επίσης, σαν πλεονεκτήματα της συγκεκριμένης διεργασίας αξίζει να αναφερθούν ο υψηλότερος ρυθμός απονιτρωδοποίησης από τον αντίστοιχο ρυθμό απονιτροποίησης κατά 1.5 – 2 φορές και η μειωμένη παραγωγή λάσπης κατά 40% (Abeling & Seyfried, 1992; van Loosdrecht, 2008).

2.3.1. Νιτρωδοποίηση

Όπως επισημάνθηκε προηγουμένως, η νιτρωδοποίηση αποτελεί το 1^ο στάδιο της νιτροποίησης. Απαραίτητη προϋπόθεση για την εφαρμογή της είναι η ανάπτυξη μόνο των βακτηρίων AOB που οξειδώνουν το αμμωνιακό σε νιτρώδες άζωτο, και παράλληλα η αναχαίτιση των βακτηρίων NOB τα οποία οξειδώνουν το νιτρώδες σε νιτρικό άζωτο (Jianlong & Ning, 2004). Η στοιχειομετρική αντίδραση της νιτρωδοποίησης περιγράφεται από την ακόλουθη σχέση:



Από την αντίδραση της νιτρωδοποίησης (Εξ. 8) παρατηρείται ότι για την οξείδωση 1mol αμμωνίας απαιτείται 1.5mol οξυγόνου, ενώ αντίστοιχα κατά τη διεργασία της νιτροποίησης (Εξ. 3) απαιτούνται 2mol οξυγόνου.

Λόγω της ευαισθησίας των δύο ειδών βακτηρίων και της διαφορετικής συμπεριφοράς τους ανάλογα με το περιβάλλον στο οποίο βρίσκονται, η απόδοση της νιτρωδοποίησης

εξαρτάται από διάφορες λειτουργικές παραμέτρους που επιδρούν στη διεργασία, οι οποίες θα αναλυθούν στη συνέχεια.

2.3.2. Απονιτροδοποίηση

Μετά την οξείδωση της αμμωνίας σε νιτρώδη ακολουθεί η διεργασία της απονιτροδοποίησης, δηλαδή η αναγωγή του νιτρώδους αζώτου (NO_2^- -N) σε αέριο άζωτο (N_2). Η παρεμπόδιση της δραστηριότητας και της ανάπτυξης των βακτηρίων NOB οδηγεί στη συσσώρευση νιτρώδων, τα οποία χρησιμοποιούνται ως αποδέκτες ηλεκτρονίων από τα εκάστοτε απονιτροδοποιητικά βακτήρια κατά την απονιτροδοποίηση. Όπως στην απονιτροποίηση, έτσι και στην απονιτροδοποίηση ως δότες ηλεκτρονίων χρησιμοποιούνται οργανικές ενώσεις.

Όπως αναφέρθηκε και προηγουμένως, η μείωση κατά 40% της απαιτούμενης πηγής άνθρακα κατά την απονιτροδοποίηση και ο 1.5 – 2 φορές υψηλότερος ρυθμός απονιτροδοποίησης από τον αντίστοιχο ρυθμό απονιτροποίησης καθιστούν τη συγκεκριμένη βιοχημική οδό ελκυστικότερη αρκεί να μπορούν να εξασφαλιστούν οι συνθήκες κάτω από τις οποίες μπορεί να πραγματοποιηθεί (Abeling & Seyfried, 1992; van Loosdrecht, 2008).

2.3.3. Παράγοντες που επιδρούν στη διεργασία Νιτροδοποίησης – Απονιτροδοποίησης

Η επίτευξη της βιολογικής απομάκρυνσης αζώτου μέσω της διεργασίας της νιτροδοποίησης-απονιτροδοποίησης, εξαρτάται από ορισμένες λειτουργικές παραμέτρους οι οποίες επηρεάζουν σημαντικά τη δράση της βιομάζας στο σύστημα επεξεργασίας. Υπό προϋποθέσεις, η ανάπτυξη μόνο των βακτηρίων που οξειδώνουν την αμμωνία (AOB) και η παράλληλη αναχαίτιση των βακτηρίων που οξειδώνουν τα νιτρώδη (NOB), οδηγούν σε υψηλές αποδόσεις της συγκεκριμένης μεθόδου. Μερικές από τις πιο βασικές παραμέτρους, οι οποίες επηρεάζουν την αποτελεσματικότητα της διεργασίας της νιτροδοποίησης – απονιτροδοποίησης, είναι το διαλυμένο οξυγόνο, η θερμοκρασία, το pH, η συγκέντρωση ελεύθερης αμμωνίας και ελεύθερου νιτρώδους οξέος, η συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου, η φόρτιση αζώτου του συστήματος, ο λόγος COD/N, καθώς και ο χρόνος παραμονής της ιλύος στον αντιδραστήρα (X. Liu et al., 2020).

2.3.3.1. Συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου (DO)

Το διαλυμένο οξυγόνο χρησιμοποιείται ως αποδέκτης ηλεκτρονίων στη συγκεκριμένη βιοχημική οδό, τόσο από τους οξειδωτές της αμμωνίας, όσο και από τους νιτρικοποιητές, και θεωρείται από τους πιο κρίσιμους παράγοντες που επηρεάζουν τη διεργασία της νιτρωδοποίησης. Λόγω της μεγαλύτερης ευαισθησίας των NOB σε χαμηλές συγκεντρώσεις DO, η διατήρηση του διαλυμένου οξυγόνου σε χαμηλά επίπεδα βοηθάει στην συσσώρευση νιτρωδών (van Loosdrecht, 2008). Σύμφωνα με τη βιβλιογραφία, ένα σύστημα με συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου χαμηλότερη από 1mg/L οδηγεί σε ρυθμό ανάπτυξης των AOB 2.56 φορές υψηλότερο από τον αντίστοιχο ρυθμό των NOB βακτηρίων (Tokutomi, 2004).

Πολλοί ερευνητές ασχολήθηκαν με την εύρεση των ιδανικών συνθηκών για την επίτευξη της νιτρωδοποίησης και πειράματα οδήγησαν σε ένα εύρος βέλτιστων τιμών διαλυμένου οξυγόνου από 0.16-5mg/L (X. Liu et al., 2020). Χρησιμοποιώντας αντιδραστήρα SBR με συγκεντρώσεις διαλυμένου οξυγόνου χαμηλότερες από 1.2 mg/L, οι Soliman & Eldyasti (2016) διαπίστωσαν ποσοστό συσσώρευσης νιτρωδών έως 93%, ενώ αντίστοιχα οι Chung et al. (2007), κατέγραψαν αναχαίτιση των NOB βακτηρίων σε συγκεντρώσεις DO χαμηλότερες από 1 mg/L. Επίσης, ενδιαφέρον παρουσιάζει και η μελέτη των Jianlong & Ning (2004), οι οποίοι οδηγήθηκαν σε μέγιστο ρυθμό οξείδωσης αμμωνίας και μέγιστη συσσώρευση νιτρωδών όταν η συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου ήταν ίση με 1.5 mg/L. Τέλος, στον πίνακα 1 που ακολουθεί, παρουσιάζονται συνοπτικά οι ιδανικές συγκεντρώσεις διαλυμένου οξυγόνου που προέκυψαν από μελέτες σε αντίστοιχα πειράματα.

Πίνακας 1: Συγκεντρώσεις διαλυμένου οξυγόνου για επίτευξη μερικής νιτροποίησης. Πηγή: Park et al. (2010)

Reference	DO (mg/L)	Αποτέλεσμα	Σύστημα
Ruiz et al. (2003)	0.7	Συσώρευση NO ₂ ⁻ 93% Απομάκρυνση NH ₄ ⁺ 96%	Ενεργού ιλύος
Ciudad et al. (2005)	1.4	Συσώρευση NO ₂ ⁻ 75% Απομάκρυνση NH ₄ ⁺ 95%	Ενεργού ιλύος
Blackburne et al. (2008)	0.4	Συσώρευση NO ₂ ⁻ 15% - 95%	Ενεργού ιλύος
Kim et al. (2003)	1.0	Συσώρευση NO ₂ ⁻ 100%	Αεριζόμενος αντιδραστήρας με βιοφίλμ
Garrido et al. (1997)	1.5	Συσώρευση NO ₂ ⁻ 100% Απομάκρυνση NH ₄ ⁺ 50%	Αεριζόμενος αντιδραστήρας με βιοφίλμ
Joo et al. (2000)	2.0 - 5.0	Συσώρευση NO ₂ ⁻ 100% Απομάκρυνση NH ₄ ⁺ 60%	Βιολογικά αεριζόμενο φίλτρο
Bernet et al. (2001)	0.50	Συσώρευση NO ₂ ⁻ 90% Απομάκρυνση NH ₄ ⁺ 100%	Αντιδραστήρας βιοφίλμ υπό ανάδευση
Fux et al. (2004)	2.0 - 4.0	Συσώρευση NO ₂ ⁻ 100% Απομάκρυνση NH ₄ ⁺ 50%	MBBR
Chung et al. (2007)	<2.0	Συσώρευση NO ₂ ⁻ 93% Απομάκρυνση NH ₄ ⁺ 88%	IFAS
Gali et al. (2007)	>3.0	Συσώρευση NO ₂ ⁻ 100% Απομάκρυνση NH ₄ ⁺ 50%	SBR
Yamamoto et al. (2008)	5.0	Συσώρευση NO ₂ ⁻ 93% Απομάκρυνση NH ₄ ⁺ 43%	Αντιδραστήρας ανοδικής ροής με προσκολλημένη βιομάζα

2.3.3.2. Θερμοκρασία

Η υψηλή συγκέντρωση αζώτου και η υψηλή θερμοκρασία που χαρακτηρίζει τα στραγγίδια της γραμμής ιλύος, επιτρέπουν τη μελέτη και εφαρμογή πολλών εναλλακτικών λύσεων στην επεξεργασία τους. Είναι γνωστό ότι η θερμοκρασία επηρεάζει σημαντικά τη δράση τόσο των AOB, όσο και των NOB βακτηρίων, και τα αποτελέσματα που προκύπτουν από διάφορες έρευνες τείνουν σε παρόμοια συμπεράσματα όσο αφορά τη συμπεριφορά τους σε διάφορες θερμοκρασίες.

Σε θερμοκρασίες που υπερβαίνουν τους 20°C τα βακτήρια που οξειδώνουν την αμμωνία έχουν ταχύτερους ρυθμούς ανάπτυξης από τα αντίστοιχα που οξειδώνουν τα νιτρώδη, άρα η διεργασία της νιτροποίησης – απονιτροποίησης μπορεί να βρει

πετυχημένη εφαρμογή σε αυτές τις θερμοκρασίες (van Loosdrecht, 2008). Αντίθετα, σε θερμοκρασίες κοντά στους 15°C, τα NOB βακτήρια υπερισχύουν των AOB (X. Liu et al., 2020).

Οι Hellinga et al. (1998) εφαρμόζοντας την τεχνολογία SHARON (Single-reactor High Actively ammonia Removal Over Nitrite), κατέληξαν σε μέγιστη αποτελεσματικότητα της μερικής νιτροποίησης σε θερμοκρασίες 30-40 °C. Η συγκεκριμένη αναφορά έρχεται σε συμφωνία τόσο με τους Chung et al. (2007) οι οποίοι πέτυχαν πάνω από 90% συσσώρευση νιτρωδών σε αντιδραστήρα με θερμοκρασία 30 °C, όσο και με τους Soliman & Eldyasti (2016), οι οποίοι χρησιμοποιώντας αντιδραστήρα SBR με θερμοκρασία 31°C κατέληξαν σε συσσώρευση νιτρωδών και απομάκρυνση αμμωνίας 93% και 98.6% αντίστοιχα.

2.3.3.3. pH

Άλλη μια σημαντική παράμετρος που επηρεάζει την αποτελεσματικότητα της διεργασίας της νιτρωδοποίησης – απονιτρωδοποίησης είναι το pH, καθώς επηρεάζει τη δράση των *Nitrosomonas* και *Nitrobacter*, αφού καθορίζει και τις συγκεντρώσεις του ελεύθερου νιτρώδους οξέος και της ελεύθερης αμμωνίας.

Το μεγαλύτερο μέρος της βιβλιογραφίας αναφέρει ότι pH μεταξύ 7.5 και 8.5 είναι κατάλληλο για την αναχαιτίση των NOB βακτηρίων. Έχει αναφερθεί ότι το βέλτιστο pH για το βακτήριο *Nitrosomonas* κυμαίνεται μεταξύ 7.9 και 8.2, ενώ για το *Nitrobacter* κυμαίνεται μεταξύ 7.2 και 7.6 (Sinha & Annachhatre, 2007).

Οι Soliman & Eldyasti (2016) κατέληξαν σε ιδανικό εύρος της τιμής του pH από 7.8 μέχρι 8.1, ενώ οι He et al. (2012) μελετώντας την απομάκρυνση αζώτου σε υγροβιότοπους ανέφεραν ότι pH από 7.5 έως 7.8 ευνοεί τη μερική νιτροποίηση. Ενδιαφέρον παρουσιάζει η πειραματική έρευνα των X. Liu et al. (2017), όπου περιγράφεται η διαφορετική συμπεριφορά των βακτηρίων σε συγκεκριμένες τιμές του pH ανάλογα με τη συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου. Συγκεκριμένα, ανέφεραν σαν ιδανική τιμή του pH το 8 για συγκεντρώσεις αμμωνίας κοντά στα 50mg/L, ενώ για συγκεντρώσεις που φτάνουν τα 500mg/L κατέληξαν σε ιδανικό εύρος pH ίσο με 7 – 7.5.

Συμπερασματικά, η αποτελεσματική μέθοδος νιτρωδοποίησης – απονιτρωδοποίησης μπορεί να επέλθει σε συνθήκες όπου το pH της βιομάζας κυμαίνεται από 7.5 μέχρι 8.5 (Sinha & Annachhatre, 2007), ενώ σημειώνεται πως η διεργασία αναστέλλεται πλήρως σε pH μικρότερο του 6.5 (Paredes et al., 2007).

2.3.3.4. Συγκέντρωση ελεύθερης αμμωνίας (FA) και ελευθέρου νιτρώδους οξέος (FNA)

Όπως αναφέρθηκε προηγουμένως, η συγκέντρωση ελεύθερης αμμωνίας και ελεύθερου νιτρώδους οξέος επηρεάζεται σε πολύ μεγάλο βαθμό από την τιμή του pH. Σε υψηλότερες τιμές του pH, η συγκέντρωση ελεύθερης αμμωνίας αυξάνεται, ενώ κατά αντίθετο τρόπο, σε χαμηλότερες τιμές του pH παρατηρείται αύξηση στη συγκέντρωση του ελεύθερου νιτρώδους οξέος. Και οι δύο αυτοί παράμετροι μπορούν να αναχαιτίσουν τόσο τα AOB, όσο και τα NOB βακτήρια, με τα NOB να δείχνουν μεγαλύτερη ευαισθησία όταν οι συγκεντρώσεις ελεύθερης αμμωνίας και ελεύθερου νιτρώδους οξέος δεν είναι μηδενικές (Paredes et al., 2007).

Πολλοί ερευνητές ασχολήθηκαν με την επίδραση των παραμέτρων αυτών στη διεργασία της νιτρωδοποίησης, παρ' όλα αυτά όμως δε μπορεί να λεχθεί ότι υπάρχει μια κοινή γραμμή και σύγκλιση απόψεων στην κρισιμότητα των συγκεντρώσεων που μπορούν να επιφέρουν αναχαίτιση στα βακτήρια.

Οι Abeling & Seyfried (1992) επεξεργάστηκαν απόβλητα με υψηλή συγκέντρωση αμμωνίας και παρατήρησαν αναχαίτιση της δράσης των NOB βακτηρίων σε συγκεντρώσεις ελεύθερης αμμωνίας χαμηλότερες από 0.5 mg NH₃/L, σε αντίθεση με τα AOB που έδειξαν ανθεκτικότητα μέχρι και σε συγκεντρώσεις 10mg NH₃/L. Επίσης, βρήκαν πως σε συγκεντρώσεις ελεύθερου νιτρώδους οξέος υψηλότερες από 0.13 mg NH₃/L η απονιτρωδοποίηση αναχαιτίζεται. Σύμφωνα με τον Tokutomi (2004) οι συγκεκριμένες παράμετροι δεν επηρέασαν σημαντικά τη συσσώρευση νιτρωδών αφού σε συγκεντρώσεις FA ίσες με 1.24 mg N/L και FNA από 0.004 μέχρι 0.017 mg N/L η διεργασία της νιτρωδοποίησης ήταν αποτελεσματική. Σε παρόμοια αποτελέσματα κατέληξαν και οι Soliman & Eldyasti (2016) οι οποίοι οδηγήθηκαν σε αναχαίτιση της νιτρωδοποίησης και συσσώρευση νιτρωδών πάνω από 93% με συγκεντρώσεις ελεύθερης αμμωνίας και ελεύθερου νιτρώδους οξέος 0.12 - 8.93 mg/L και 0.082 mg/L αντίστοιχα.

Αντίθετα, ενδιαφέρον φαίνεται να παρουσιάζουν αρκετά πειράματα ως προς την ανθεκτικότητα των συστημάτων στις σχετικά υψηλές συγκεντρώσεις ελεύθερης αμμωνίας. Οι Chung et al. (2007) κατέληξαν σε συσσώρευση νιτρωδών πάνω από 90% με συγκεντρώσεις ελεύθερης αμμωνίας από 20 μέχρι 25 mg N/L, ενώ οι Wei et al. (2014) παρατήρησαν συσσώρευση νιτρωδών 96.1% με συγκεντρώσεις ελεύθερης αμμωνίας από 40.4 μέχρι 86.3 mg/L και ελεύθερου νιτρώδους οξέος από 0.03 μέχρι 0.36 mg/L. Τα συγκεκριμένα

αποτελέσματα έρχονται σε αντίθεση με άλλες έρευνες που παρατηρούσαν αναχαίτιση τόσο των AOB, όσο και των NOB σε αντίστοιχες συγκεντρώσεις.

2.3.3.5. Συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου και φόρτιση αζώτου (NLR)

Ένας ακόμα παράγοντας που μπορεί να οδηγήσει στην επίτευξη της νιτρωδοποίησης είναι οι υψηλές φορτίσεις αζώτου στο σύστημα. Οι υψηλές συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου που έρχονται σε επαφή με τους μικροοργανισμούς του συστήματος, σε συνδυασμό με την αναπόφευκτη παραγωγή ελεύθερης αμμωνίας και ελεύθερου νιτρώδους οξέος, λόγω των υψηλών αυτών συγκεντρώσεων, αποδείχθηκαν σημαντικοί παράμετροι στην αναχαίτιση των NOB βακτηρίων. Επίσης τονίζεται ότι η σημασία του ρυθμού φόρτισης του αζώτου στη μέθοδο νιτρωδοποίησης – απονιτρωδοποίησης γίνεται ακόμα μεγαλύτερη όταν ο λόγος COD/N είναι πολύ μικρός (Jenicek et al., 2007).

Έρευνες έδειξαν πως φορτίσεις αζώτου $1.65\text{kg/m}^3\cdot\text{d}$ (Jenicek et al., 2007) και $1.2\text{kg/m}^3\cdot\text{d}$ (Soliman & Eldyasti, 2016) μπορούν να οδηγήσουν σε συσσώρευση νιτρωδών πάνω από 90%, καθώς και σε ικανοποιητική απομάκρυνση αζώτου από το σύστημα.

2.3.3.6. Ηλικία ιλύος (SRT)

Η ηλικία της ιλύος σε ένα σύστημα αποτελεί σημαντική λειτουργική παράμετρο, τόσο για τη διεργασία της νιτρωδοποίησης όσο και για αυτή της συμβατικής νιτροποίησης. Ο χρόνος παραμονής της ιλύος σε έναν αντιδραστήρα επηρεάζει την ανάπτυξη των νιτρωδοποιητών και νιτριοποιητών, και σε συνδυασμό με την επιλογή των βέλτιστων προαναφερθέντων παραμέτρων μπορεί να οδηγήσει στην επίτευξη μιας αποτελεσματικής νιτρωδοποίησης. Ο ιδανικός χρόνος παραμονής της ιλύος στον αντιδραστήρα για την επίτευξη της μερικής νιτροποίησης θεωρείται αυτός που είναι αρκετός ώστε να επιτρέψει μόνο την ανάπτυξη των AOB βακτηρίων (van Loosdrecht, 2008).

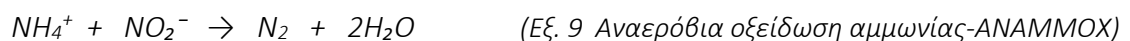
Όταν το διαλυμένο οξυγόνο δεν είναι περιοριστικός παράγοντας, οι Pollice et al. (2002) βρήκαν ιδανικό SRT κοντά στις 10 ημέρες για την οξειδωση μόνο της αμμωνίας σε νιτρώδη, ενώ σε υψηλότερες θερμοκρασίας λόγω της ταχύτερης ανάπτυξης των AOB βακτηρίων η διεργασία είναι αποτελεσματική όταν ο χρόνος παραμονής της ιλύος είναι 3-7 ημέρες (Ganigué et al., 2007).

Τέλος, άξια αναφοράς είναι τα αποτελέσματα μιας έρευνας που πραγματοποιήθηκε σε αντιδραστήρα SHARON από τους Hellinga et al. (1998), οι οποίοι κατάφεραν σε θερμοκρασίες 30-40°C να περιορίσουν μόνο την ανάπτυξη των AOB βακτηρίων στον αντιδραστήρα με χρόνο παραμονής τις ιλύος λιγότερο από 1.5 ημέρες.

2.4. Αναερόβια οξείδωση αμμωνίας (ANAMMOX)

Τις τελευταίες δεκαετίες όλο και περισσότεροι ερευνητές ασχολούνται πειραματικά με τη συγκεκριμένη διεργασία, αφού αποτελεί μια αρκετά αποδοτική και οικονομικά αποδεκτή μέθοδο για τη βιολογική απομάκρυνση αζώτου. Μέχρι πρόσφατα, ήταν γνωστό ότι η οξείδωση της αμμωνίας μπορούσε να πραγματοποιηθεί μόνο κάτω από αερόβιες συνθήκες (Mulder et al., 1995).

Στην πραγματικότητα, η διεργασία Anammox αποτελεί έναν τρόπο συντόμευσης του κύκλου του αζώτου και συντελείται από τα αυτότροφα βακτήρια anammox. Τα συγκεκριμένα βακτήρια ανήκουν στην κατηγορία των Planctomycetes και μετατρέπουν την αμμωνία απευθείας σε αέριο άζωτο χρησιμοποιώντας τα νιτρώδη ως αποδέκτη ηλεκτρονίων και το διαθέσιμο CO₂ που είναι διαθέσιμο στα λύματα ως πηγή άνθρακα (Ma et al., 2016). Η εξίσωση που περιγράφει τη διεργασία είναι η ακόλουθη:



Συνηθίζεται, η συγκεκριμένη διεργασία να ακολουθεί τη μερική νιτροποίηση, συνθήκη που οδηγεί σε σημαντικά πλεονεκτήματα και την καθιστούν αρκετά ελκυστική, κυρίως για εφαρμογή σε λύματα με υψηλότερες θερμοκρασίες, όπως για παράδειγμα τα στραγγίδια από χώνευση και αφυδάτωση. Τα σημαντικότερα πλεονεκτήματα της διεργασίας Anammox είναι η εξάλειψη της ανάγκης για προσθήκη εξωτερικής πηγής άνθρακα στο σύστημα, η μείωση στην ανάγκη για αερισμό κατά 50%, αφού είναι αναγκαία μόνο η οξείδωση του μισού κλάσματος της συνολικής αμμωνίας σε νιτρώδη, καθώς και η μηδαμινή έκλυση CO₂ στο περιβάλλον (van Loosdrecht, 2008). Ο πίνακας 2 παρουσιάζει συνοπτικά τα πλεονεκτήματα της διεργασίας μερικής νιτροποίησης-Anammox έναντι της συμβατικής μεθόδου νιτροποίησης – απονιτροποίησης.

Στα αρνητικά της μεθόδου, μπορεί να καταγραφεί ο πολύ χαμηλός ρυθμός ανάπτυξης των βακτηρίων αναμμοξ, γεγονός που εν μέρη αντισταθμίζεται κάπως με την εφαρμογή συστημάτων προσκολλημένης βιομάζας λόγω της ικανότητας των αναμμοξ να αναπτύσσονται σε βιοφίλμ ή σε κροκίδες, επιτρέποντας έτσι μεγαλύτερη ποσότητα βιομάζας στον αντιδραστήρα (van Loosdrecht, 2008).

Από την υπάρχουσα βιβλιογραφία προκύπτει πως τα αναμμοξ βακτήρια δεν επηρεάζονται ιδιαίτερα από συγκεντρώσεις αμμωνίας μέχρι 500 mg/L, αντίθετα οι συγκεντρώσεις νιτρωδών (>20mg/L) και οργανικής ύλης μπορεί να επιφέρουν αναχαίτιση της διεργασίας (Ma et al., 2016).

Πίνακας 2: Σύγκριση μεταξύ συμβατικής μεθόδου νιτροποίησης-απονιτροποίησης και μεθόδου νιτρωδοποίησης-ANAMMOX. Πηγή: (van Loosdrecht, 2008)

	Νιτροποίηση- Απονιτροποίηση	Νιτρωδοποίησης- ANAMMOX
Κατανάλωση ενέργειας (kWh/kgN)	2.8	1
Χρήση μεθανόλης (kg/kgN)	3	0
Παραγωγή λάσπης (kgVSS/kgN)	0.5 - 1	0.1
Έκλυση CO ₂ (kg/kgN)	> 4.7	0.7
Συνολικό κόστος (€/kgN)	3 - 5	1 - 2

2.5. Τεχνολογίες βιολογικής απομάκρυνσης αζώτου

2.5.1. SBR (Sequencing Batch Reactor)

Τις τελευταίες δεκαετίες γίνεται όλο και πιο συχνή η χρήση τεχνολογίας ενός αντιδραστήρα εναλλασσόμενων φάσεων περιοδικής λειτουργίας, η οποία χρησιμοποιείται για την επεξεργασία αστικών και βιομηχανικών αποβλήτων, καθώς και για την επεξεργασία στραγγιδίων από έργα ύψους με ικανοποιητική απόδοση. Αρκετά από τα υπάρχοντα συστήματα αντιδραστήρων τύπου SBR λειτουργούν με την εφαρμογή της συμβατικής διεργασίας της νιτροποίησης – απονιτροποίησης, ωστόσο δεν είναι λίγα αυτά που ακολουθούν την εναλλακτική οδό της νιτρωδοποίησης – απονιτρωδοποίησης για να απομακρύνουν το φορτίο αζώτου.

Οι αντιδραστήρες SBR βρίσκουν συχνή εφαρμογή στην επεξεργασία στραγγιδίων αφού θεωρούνται ικανοί να απομακρύνουν το υψηλό φορτίο αμμωνίας που εμπεριέχεται σε τέτοιου είδους απόβλητα, τόσο μέσω της συμβατικής νιτροποίησης, όσο και μέσω της μεθόδου μερικής νιτροποίησης και ANAMMOX. (Fux et al., 2006).

Σε έναν αντιδραστήρα SBR το σύνολο των διεργασιών πραγματοποιείται μέσα σε μία δεξαμενή, μέσα στην οποία εναλλάσσονται οι φάσεις και οι συνθήκες λειτουργίας. Οι φάσεις της πλήρωσης, των βιολογικών διεργασιών, της καθίζησης και της εκκένωσης είναι οι βασικές λειτουργίες που περιλαμβάνονται σε έναν τέτοιου τύπου αντιδραστήρα.

Ο συνδυασμός των λειτουργικών συνθηκών που αναφέρθηκαν σε προηγούμενο κεφάλαιο, καθώς και η εναλλαγή αερόβιων/αναερόβιων/ανοξικών φάσεων που χαρακτηρίζει έναν αντιδραστήρα SBR οδηγεί σε ευνοϊκές συνθήκες για τα AOB, και δυσμενής για τα NOB βακτήρια (X. Liu et al., 2017b).

Οι Fux et al. (2006) χρησιμοποίησαν αντιδραστήρα SBR για την επεξεργασία στραγγιδίων από αναερόβια χώνευση μέσω της οδού της νιτρώδωσης και κατέληξαν σε απομάκρυνση αζώτου 85% -90% με φόρτιση αζώτου ίση με $1.2 \text{ kg NH}_4^+ \text{-N/m}^3 \cdot \text{d}$ και υδραυλικό χρόνο παραμονής 1 ημέρα. Επίσης, με την εφαρμογή αντίστοιχης φόρτισης αζώτου, οι Soliman & Eldyasti (2016) κατέληξαν σε παρόμοια αποτελέσματα, καθώς ανέφεραν απομάκρυνση αμμωνίας και συσσώρευση νιτρωδών 99% και 93% αντίστοιχα.

Προκειμένου να μελετήσουν την επίδραση της θερμοκρασίας και του pH στη διεργασία της μερικής νιτροποίησης, οι Yang & Ren (2012) χρησιμοποίησαν αντιδραστήρα SBR και ανέφεραν πως σε θερμοκρασίες πάνω από 18°C και σε pH από 7.7 μέχρι 8.5 παρατηρήθηκε αναστολή των NOB βακτηρίων και μέγιστη συσσώρευση νιτρωδών καθώς και μέση απομάκρυνση αμμωνίας 80%.

Ενδιαφέρον παρουσιάζει και η πειραματική διερεύνηση των Torà et al. (2011), οι οποίοι σε αντιδραστήρα SBR μελέτησαν τη διεργασία της απονιτρώδωσης με διαφορετικές πηγές οργανικού άνθρακα σε λύματα με υψηλές συγκεντρώσεις αζώτου. Με φόρτιση αζώτου ίση με $0.2 \text{ kg N/m}^3 \cdot \text{d}$ παρατηρήσαν ρυθμούς απομάκρυνσης $0.25 \text{ g N/g VSS} \cdot \text{d}$ με τη γλυκερόλη ως πηγή άνθρακα, την ώρα που με τη χρήση αιθανόλης, στραγγιδίων από ΧΥΤΑ και πρωτοβάθμιας λάσπης παρατηρήθηκαν ρυθμοί απομάκρυνσης από 0.13 έως $0.17 \text{ g N/g VSS} \cdot \text{d}$.

Τέλος, οι Wei et al. (2014) μελέτησαν την επίδραση της συγκέντρωσης του εισερχόμενου αμμωνιακού αζώτου στη διεργασία της μερικής νιτροποίησης, καθώς επίσης

και στην πιθανή ανάπτυξη αναπνοοβ βακτηρίων στον αντιδραστήρα. Παρατήρησαν ότι σε συγκεντρώσεις κοντά στα 400 mg N/L η απομάκρυνση αζώτου έφτασε το 94.8%, και η συσσώρευση νιτρωδών το 96.1%, με υδραυλικό χρόνο παραμονής τις 16 ώρες, εύρος pH 7.8-8.5 και θερμοκρασία 24-26°C. Επίσης, η ανάπτυξη των αναπνοοβ βακτηρίων επιτεύχθηκε κάτω από τις ίδιες συνθήκες, αλλά με συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου που έφτανε τα 720 mg/L.

2.5.2. SHARON (Single reactor High Actively ammonia Removal Over Nitrite)

Η βιολογική απομάκρυνση αζώτου με τη χρήση αντιδραστήρα SHARON ήταν η πρώτη μέθοδος που εφαρμόστηκε σε στραγγίδια με υψηλό αμμωνιακό φορτίο, μέσω της οδού της μερικής νιτροποίησης. Η τεχνολογία αυτή αναπτύχθηκε από τους Hellinga et al. (1998) στο πανεπιστήμιο του Delft και βασίζεται στους διαφορετικούς ρυθμούς ανάπτυξης των βακτηρίων που οξειδώνουν την αμμωνία σε νιτρώδη και των βακτηρίων που οξειδώνουν τα νιτρώδη σε νιτρικά.

Η συγκεκριμένη τεχνολογία εκμεταλλεύεται τον υψηλότερο ρυθμό ανάπτυξης των AOB βακτηρίων έναντι του αντίστοιχου ρυθμού των NOB σε θερμοκρασίες 30 - 40°C, καθιστώντας δυνατή τη λειτουργία της χωρίς την παραμονή ιλύος στο σύστημα. Ο υψηλότερος ρυθμός ανάπτυξης των οξειδωτών της αμμωνίας σε αυτές τις θερμοκρασίες οδηγούν σε έναν απαιτούμενο χρόνο παραμονής της ιλύος κοντά στη 1 ημέρα, ενώ η παραγόμενη βιομάζα δε θεωρείται πρόβλημα καθώς οδηγείται στην εισροή της κύρια μονάδας επεξεργασίας των λυμάτων. Η συγκεκριμένη ιδιότητα του αντιδραστήρα SHARON, δηλαδή η μη κατακράτηση της ιλύος επιφέρει ορισμένα πλεονεκτήματα όπως η μείωση της απαιτούμενης ποσότητας οξυγόνου που παρέχεται και η μειωμένες απαιτήσεις συντήρησης. Μια σημαντική διαφορά μεταξύ των αντιδραστήρων που λειτουργούν με και χωρίς κατακράτηση ιλύος είναι η ευαισθησία στα χαρακτηριστικά των εισερχόμενων λυμάτων. Σε αντιδραστήρα που δε βασίζεται σε κατακράτηση ιλύος, η παράμετρος σχεδιασμού είναι ο ρυθμός ανάπτυξης των βακτηρίων χωρίς να επηρεάζεται η διεργασία από τη συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου της εισόδου, ενώ από την άλλη, σε αντιδραστήρα με διατήρηση της ιλύος, ο σχεδιασμός γίνεται με βάση τη μέγιστη φόρτιση αζώτου καθώς επηρεάζει άμεσα τη διεργασία (van Loosdrecht, 2008).

Τέλος, η διεργασία της απονιτρωδοποίησης σε αντιδραστήρα SHARON χρησιμοποιείται συνήθως με σκοπό τον έλεγχο του pH. Η χρήση μεθανόλης ή οργανικών αποβλήτων για τη παραγωγή αλκαλικότητας μέσω της εφαρμοζόμενης απονιτρωδοποίησης

είναι σαφώς οικονομικότερη από την αγορά αλκαλικών διαλυμάτων. Σε συστήματα επεξεργασίας στραγγιδίων τα όρια εξόδου δεν είναι ιδιαίτερα αυστηρά, αφού ο κυριότερος σκοπός της επεξεργασίας είναι η απομάκρυνση ενός μεγάλου ποσοστού του αζώτου, παρ' όλα αυτά η απομάκρυνση μπορεί να φτάσει και το 95% (Hellings et al., 1998).

2.5.3. MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor)

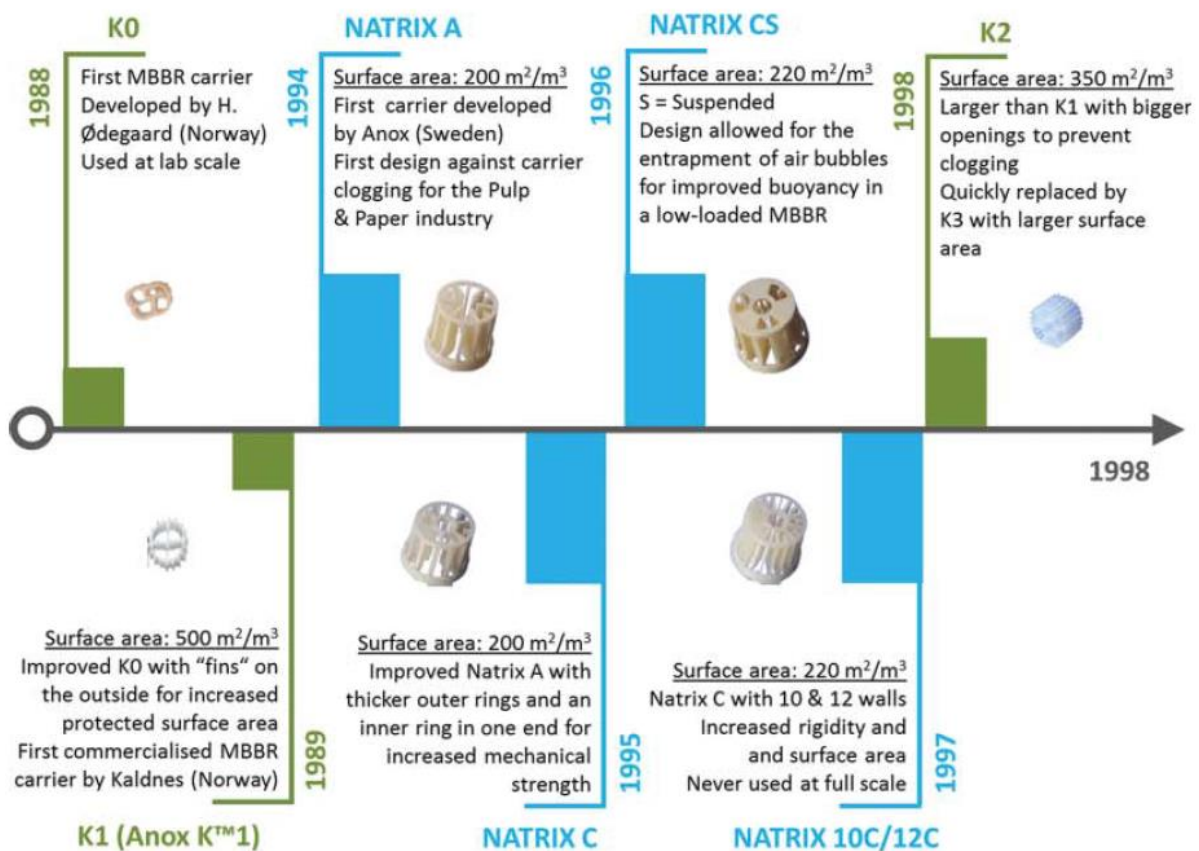
Μέχρι πρόσφατα, η συμβατική μέθοδος ενεργού ιλύος ήταν και η μοναδική για τη βιολογική επεξεργασία των λυμάτων και την απομάκρυνση των θρεπτικών. Σήμερα, έχουν γίνει αρκετές τροποποιήσεις και αναβαθμίσεις στα διάφορα συστήματα επεξεργασίας με σκοπό την ικανοποίηση και τήρηση των αυστηρότερων ορίων που απαιτούνται για την ασφαλή διάθεση λυμάτων σε υδάτινους αποδέκτες. Οι νέες και πιο σύγχρονες τεχνολογίες, οδηγούν σε παραγωγή εκροής υψηλότερων προδιαγραφών, με λιγότερο επιβλαβές περιβαλλοντικό αποτύπωμα, αναβαθμίζοντας έτσι το υδατικό σύστημα της εκάστοτε περιοχής. Μια από αυτές τις τεχνολογίες είναι οι αντιδραστήρες βιοφίλμ κινητής κλίνης (MBBR) οι οποίοι σχεδιάστηκαν με σκοπό να ξεπεράσουν τα μειονεκτήματα της συμβατικής μεθόδου της ενεργού ιλύος. Σημαντικά πλεονεκτήματα των αντιδραστήρων MBBR είναι η απλότητα και η σταθερότητα του συστήματος, οι αυξημένοι ρυθμοί των βιολογικών διεργασιών καθώς και η ελάχιστη απαίτηση εργασιών συντήρησης (Lariyah et al., 2016).

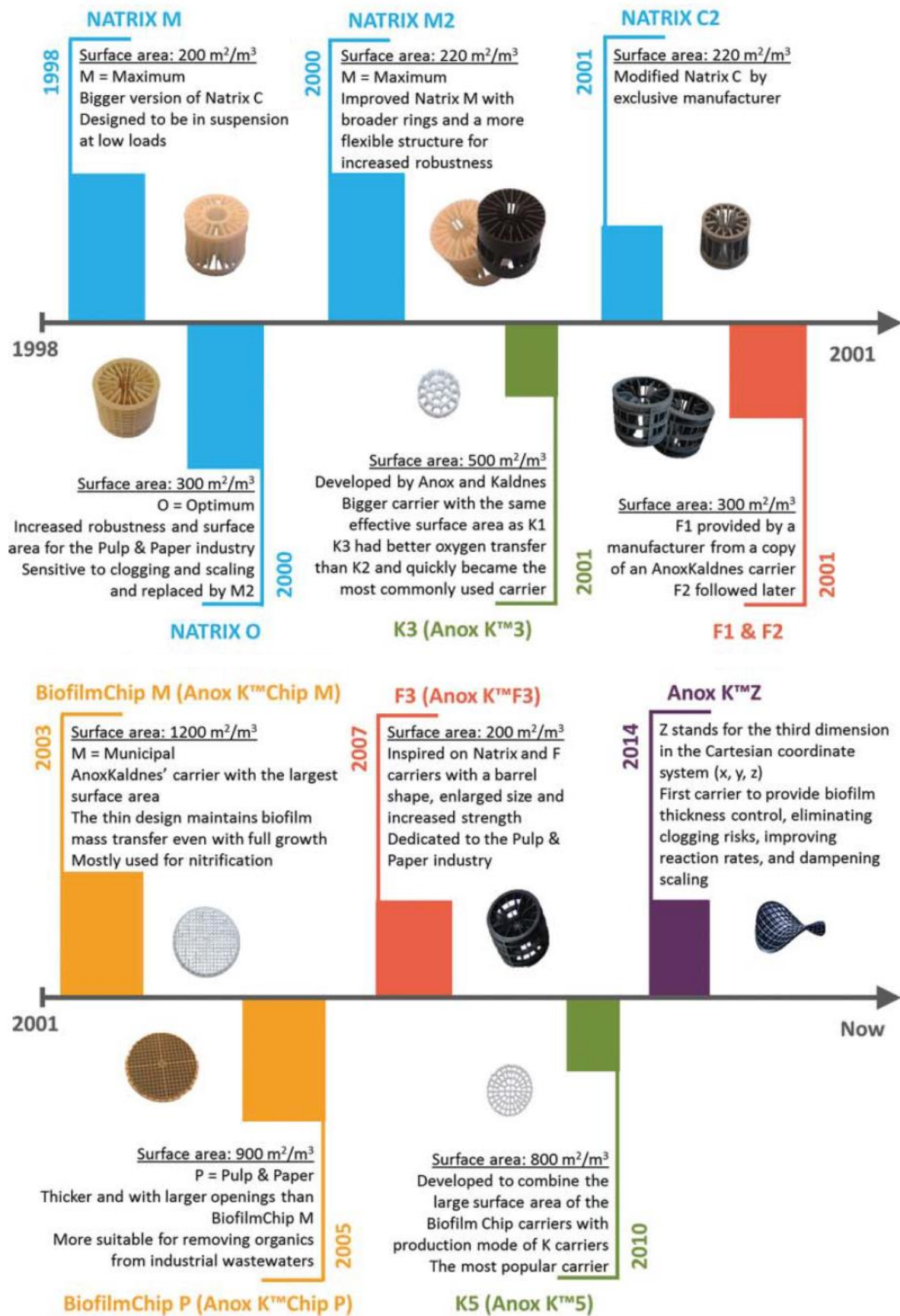
Η τεχνολογία MBBR η οποία αναπτύχθηκε για πρώτη φορά το 1990, βασίζεται στη δράση μόνο της προσκολλημένης βιομάζας και στην ανάπτυξη βιοφίλμ σε πλαστικούς φορείς που βρίσκονται σε έναν αντιδραστήρα υπό συνεχή ανάδευση. Οι αιωρούμενοι βιοφορείς (εικόνα 2) έχουν κατάλληλη επιφάνεια και πορώδες έτσι ώστε να είναι δυνατή η προσκόλληση της βιομάζας.



Εικόνα 2: Πλαστικοί βιοφορείς

Ο σχηματισμός βιοφίλμ είναι μια πολύπλοκη διαδικασία που επηρεάζεται τόσο από το υπόστρωμα, όσο και από τις ιδιότητες των βακτηρίων, και βασίζεται στη παραγωγή εξωκυτταρικών πολυμερών ουσιών και στη διαδικασία προσκόλλησης των κυττάρων. Προκειμένου να διευκολύνεται ο σχηματισμός του βιοφίλμ, οι βιοφορείς κατασκευάζονται τροποποιώντας τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά της επιφάνειάς τους χρησιμοποιώντας συνθετικά πολυμερή, είτε ως σφουγγάρι είτε ως πλαστικά στερεά στοιχεία, σε διαφορετικά σχήματα και μεγέθη. Χαρακτηρίζονται συνήθως από κοίλες επιφάνειες οι οποίες είναι προστατευμένες από την ισχυρή τριβή που μπορεί να αναπτυχθεί στον αντιδραστήρα προκειμένου να αναπτυχθεί το βιοφίλμ. Πλέον, η πολυπλοκότητα των βιοφορέων εξετάζεται εκτενώς, λαμβάνοντας υπόψη τόσο τη βιοχημική προσαρμογή τους στο περιβάλλον του αντιδραστήρα, όσο και τα γεωμετρικά τους χαρακτηριστικά, με στόχο τη συνολική λειτουργική βελτιστοποίηση ενός MBBR (Morgan-Sagastume, 2018). Στο σχήμα που ακολουθεί παρουσιάζεται χρονικά η εξέλιξη στους βιοφορείς από το 1988 μέχρι σήμερα.





Εικόνα 3: Εξέλιξη βιοφορέων με την πάροδο χρόνου. Πηγή: Morgan-Sagastume (2018)

Ένας αντιδραστήρας MBBR μπορεί να αποτελέσει μία αποτελεσματική τεχνολογία που μπορεί να ευνοήσει τη συγκράτηση αργά αναπτυσσόμενων μικροοργανισμών όπως οι νιτροποιητές με τη μορφή βιοφίλμ (Lariyah et al., 2016). Οι Huang et al. (2017) λειτουργώντας έναν τέτοιο αντιδραστήρα, κατάφεραν να αναπτύξουν προσκολλημένη βιομάζα μέχρι 1.014 g MLSS/L, οξειδώνοντας πλήρως 60 mg/L αμμωνιακού αζώτου σε 2 ημέρες αερόβιας λειτουργίας.

Σε ένα σύστημα πλήρους κλίμακας τροφοδοτούμενο με στραγγίδια χωνεμένης ιλύος και ακολουθώντας ταυτόχρονα τις διαδικασίες μερικής νιτροποίησης, ANAMMOX, απονιτροποίησης, οι Xu et al. (2018) πέτυχαν απομάκρυνση αζώτου έως 70%, φτάνοντας σε μία μέση απομάκρυνση ενός φορτίου αζώτου ίσο με 0.41 kg N/m³.d. Διαπιστώθηκε ότι τα AOB βακτήρια προτιμούν να αναπτύσσονται στην αιωρούμενη βιομάζα, σε αντίθεση με τα anaerobes βακτήρια που φαίνεται να είναι επικρατέστερα στο βιοφίλμ.

Ο ανταγωνισμός για οξυγόνο μεταξύ των βακτηρίων που οξειδώνουν την αμμωνία και των ετερότροφων βακτηρίων είναι ανάλογος με την οργανική ύλη που υπάρχει στα λύματα. Αυτή η ετεροτροφική δραστηριότητα έχει σαν αποτέλεσμα τη μείωση του οξυγόνου που είναι διαθέσιμο για νιτροποίηση και αναπόφευκτα και των AOB βακτηρίων στο εξωτερικό του βιοφίλμ. Το πάχος του βιοφίλμ μπορεί να έχει αντίκτυπο στη διάχυση των υποστρωμάτων, γεγονός που επηρεάζει τη δράση των νιτροποιητών στο βιοφίλμ (Safwat, 2018). Η συγκεκριμένη μελέτη ανέπτυξε έναν αντιδραστήρα MBBR για επεξεργασία πρωτοβάθμιας επεξεργασμένης ιλύος και οδήγησε σε ταχύτητες νιτροποίησης έως και 0.61 mg NH₄⁺-N/g TS.h και μέση απομάκρυνση αζώτου ίση με 45.92%.

Μελέτες έδειξαν πως σε ένα βιοφίλμ είναι δυνατόν να εκτελεστούν περισσότερες από μία διεργασίες. Όταν η μεταφορά του οξυγόνου είναι περιορισμένη, η ανάπτυξη και η συνύπαρξη των βακτηρίων AOB και anaerobes είναι αρκετά πιθανή. Στο εξωτερικό μέρος του βιοφίλμ το οποίο είναι εκτεθειμένο στον αερισμό αναπτύσσονται τα AOB βακτήρια, ενώ στο εσωτερικό ανοξικό μέρος αναπτύσσονται τα βακτήρια anaerobes. Μια τέτοια διαδικασία ενός σταδίου μπορεί να αποτελέσει μία αρκετά ελκυστική λύση για την επεξεργασία στραγγιδίων από έργα ιλύος, αφού οι συνθήκες είναι κατάλληλες, δηλαδή θερμοκρασία πάνω από 25°C, υψηλή συγκέντρωση αμμωνίας (>500 mg/L), χαμηλή αναλογία C/N (Odegaard, 2017).

Αντίθετα, η αποτελεσματική λειτουργία ενός αντιδραστήρα MBBR και η ικανοποιητική απομάκρυνση θρεπτικών μπορεί να επιτευχθεί επίσης με τη λειτουργία πολλαπλών σταδίων.

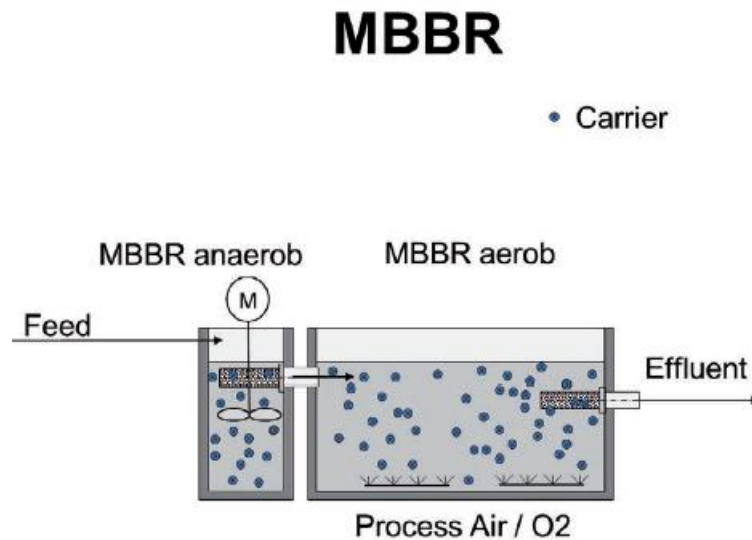
Ο διαχωρισμός των βακτηριακών καλλιιεργειών σε συνδυασμό με τη δημιουργία κατάλληλων συνθηκών σε κάθε στάδιο μπορεί να οδηγήσει σε βέλτιστη δράση του βιοφίλμ.

Μία τέτοια πειραματική προσέγγιση επιδίωξαν και οι Chen et al. (2018), οι οποίοι χρησιμοποίησαν αντιδραστήρα MBBR πολλαπλών σταδίων για την επεξεργασία αστικών λυμάτων χαμηλού οργανικού φορτίου. Με υδραυλικό χρόνο παραμονής 8 ώρες επιτεύχθηκε απομάκρυνση αμμωνίας, αζώτου και COD, 99.75%, 59.51% και 85.06% αντίστοιχα, ενώ η αλληλουχία των ανοξικών/αερόβιων δεξαμενών βοήθησε στην ανάπτυξη λειτουργικών βακτηρίων για κάθε διεργασία για μακροχρόνια λειτουργία του συστήματος. Τα Proteobacteria και Bacteroidetes ήταν τα κυριότερα φύλα σε όλα τα δείγματα νιτροποιητικού και απονιτροποιητικού βιοφίλμ, ενώ τα κυρίαρχα βακτήρια ήταν το Nitrosomonadaceae_uncultured, το Nitrospira και ορισμένα ετερότροφα όπως το Thauera και το Flavobacterium. Αναλύσεις σε βιοφίλμ παρόμοιου συστήματος πολλαπλών σταδίων των Wang et al. (2018) και Xiong et al. (2018) τείνουν να συμφωνήσουν με τα πιο πάνω αποτελέσματα, αφού τα Proteobacteria και τα Bacteroidetes βρέθηκαν να συνθέτουν το μεγαλύτερο μέρος της συνολικής μικροβιακής κοινότητας.

Ιδιαίτερο ενδιαφέρον φαίνεται να παρουσιάζει η πειραματική διερεύνηση των Germain et al. (2007), όπου πραγματοποιήθηκε συνδυασμός MBBR με ενεργή αιωρούμενη βιομάζα. Το σύστημα περιλάμβανε σε σειρά, έναν αντιδραστήρα MBBR με 37% πλήρωση βιοφορέων, δύο αντιδραστήρες με αιωρούμενη βιομάζα και μία δεξαμενή καθίζησης, όπου πραγματοποιούνταν και επανακυκλοφορία της ιλύος. Οι αντιδραστήρες λειτουργούσαν υπό συνεχή αερισμό και οι διεργασίες μελετήθηκαν τόσο σε υψηλές, όσο και σε χαμηλές θερμοκρασίες. Ο αντιδραστήρας MBBR χρησιμοποιήθηκε κυρίως για την οξείδωση του οργανικού φορτίου, έτσι ώστε να αυξηθεί η απόδοση της αιωρούμενης νιτροποιητικής βιομάζας. Στον MBBR παρατηρήθηκε προσκολλημένη ετεροτροφική βιομάζα στους βιοφορείς ίση με 0.21 g MLSS/L, η οποία οδήγησε σε απομάκρυνση διαλυτού COD έως 88.3%, σε αντίθεση με την νιτροποιητική βιομάζα που ήταν μηδενική. Αξίζει να σημειωθεί πως η συνολική λειτουργία του συστήματος των τριών αεριζόμενων αντιδραστήρων οδήγησε σε υψηλά ποσοστά απομάκρυνσης της αμμωνίας έως και 86.14%.

Μια εκδοχή του συστήματος ενεργού ιλύος παρουσίασαν και οι Gu et al. (2017), οι οποίοι χρησιμοποίησαν έναν αντιδραστήρα MBBR για την αναερόβια απομάκρυνση του οργανικού φορτίου και την παραγωγή βιοαερίου, ακολουθούμενο από έναν αντιδραστήρα IFAS-SBR για την απομάκρυνση του αζώτου. Τα αποτελέσματα που προέκυψαν ήταν αρκετά

ικανοποιητικά, αφού όχι μόνο κατέληξαν σε απομακρύνσεις COD και αζώτου έως 85%, αλλά το συγκεκριμένο σύστημα φαίνεται να μπορεί να σταθεί ως ενεργειακά ανεξάρτητο λόγω της ανάκτησης ενέργειας.



Εικόνα 4: Moving bed biofilm reactor (MBBR). Πηγή: Börner & Trübenbach (2017)

2.5.4. SBBR (Sequencing Batch Biofilm Reactor)

Μία σχετικά νέα τεχνολογία και πιο αναβαθμισμένη για τη βιολογική επεξεργασία των λυμάτων, μπορεί να αποτελέσει η χρήση αντιδραστήρα βιοφίλμ εναλλασσόμενης λειτουργίας. Ο αντιδραστήρας SBBR αποτελεί έναν συνδυασμό των SBR και MBBR αντιδραστήρων, με το σύνολο των διεργασιών, αερόβιων και ανοξικών, να πραγματοποιούνται στον ίδιο αντιδραστήρα, με τη δράση μόνο της προσκολλημένης στους βιοφορείς βιομάζας. Στα συστήματα SBBR παρατηρούνται υψηλότερες συγκεντρώσεις βιομάζας και χαρακτηρίζονται από υψηλότερες αποδόσεις απομάκρυνσης θρεπτικών, εφαρμογή υψηλότερων φορτίσεων και αυξημένη σταθερότητα διεργασιών.

Η αλληλουχία των φάσεων και η περιοδική λειτουργία του συγκεκριμένου τύπου αντιδραστήρα οδηγεί στην ανάπτυξη διαφόρων ζωνών στο βιοφίλμ. Η αερόβια και αναερόβια δράση της προσκολλημένης βιομάζας αναπόφευκτα μπορεί να επιφέρει ταυτόχρονη νιτροποίηση και απονιτροποίηση. Σε τέτοιες περιπτώσεις, η νιτροποίηση εμφανίζεται στην επιφάνεια του βιοφίλμ, ενώ η απονιτροποίηση συμβαίνει στα εσωτερικά στρώματα λόγω διαβάθμισης του διαλυμένου οξυγόνου εντός του βιοφίλμ. Επιπλέον, το βιοφίλμ που

αναπτύσσεται στην επιφάνεια των βιοφορέων μπορεί να υποστηρίξει την ανάπτυξη βακτηρίων ικανών να απομακρύνουν το φώσφορο, ως εκ τούτου ένα SBBR μπορεί να οδηγήσει και σε πλήρη απομάκρυνση φωσφόρου μέχρι και 50 mg/L (Ding et al., 2011).

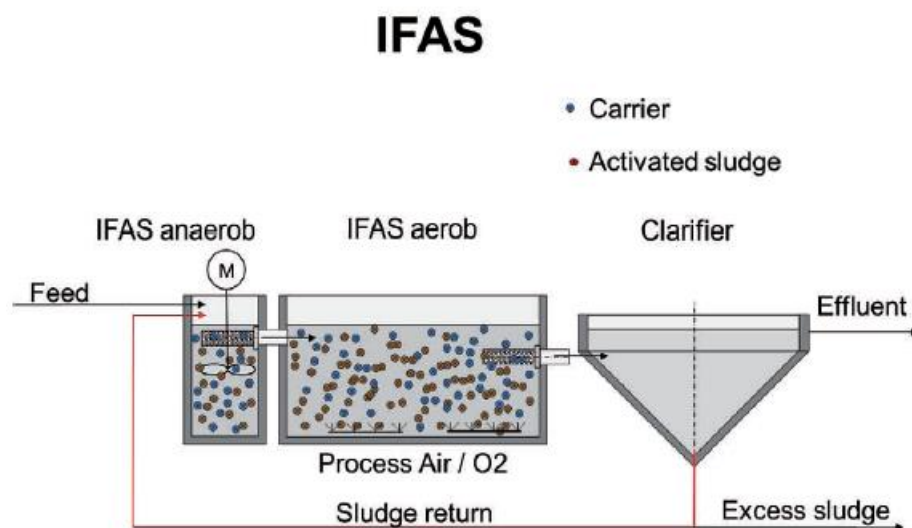
Όπως και στις τεχνολογίες που αναφέρθηκαν προηγουμένως, έτσι και σε έναν SBBR, οι συνθήκες μπορούν να είναι κατάλληλες και για την ανάπτυξη αναπνοοβιοβιοβίων. Το βιοφίλμ, ο περιορισμένος αερισμός και οι εναλλασσόμενες φάσεις είναι ιδανικές συνθήκες για την ολοκλήρωση της μερικής νιτροποίησης. Οι Zhang et al. (2018) αναπτύσσοντας ένα τέτοιο σύστημα για την επεξεργασία αστικών λυμάτων, κατάφεραν να απομακρύνουν άζωτο σε ποσοστό 88.2%, μέσω της αναερόβιας οξείδωσης της αμμωνίας, με φορτίο αζώτου από 51 μέχρι 85 mg N/L.d. Οι μέγιστοι ρυθμοί απομάκρυνσης αζώτου λόγω της δράσης των AOB και αναπνοοβιοβιοβίων μετρήθηκαν ίσοι με 2.31 mg N/g VSS.h και 1.68 mg N/g VSS.h αντίστοιχα, ενώ η μέγιστη προσκολλημένη βιομάζα που παρατηρήθηκε ήταν περίπου 4500 mg/L. Ικανοποιητικές αποδόσεις σε παρόμοιο σύστημα μέσω της ANAMMOX διεργασίας, είχαν και οι Cai et al., (2020), πετυχαίνοντας απομάκρυνση αζώτου ίση με 77.5%, με σημαντική παρουσία των βακτηρίων *Candidatus Brocadia*, *Nitrosomonas* και *Nitrospira*.

Τόσο ένας αντιδραστήρας SBR, όσο και ο SBBR μπορεί εξίσου να εφαρμοστεί στην επεξεργασία στραγγιδίων από έργα υλός με τον δεύτερο να χαρακτηρίζεται από υψηλότερη απόδοση, να χρειάζεται όμως πιο εξελιγμένη τεχνολογία. Το συγκεκριμένο σύστημα μπορεί να πετύχει υψηλή οξείδωση αμμωνίας, αλλά ο ρυθμός απομάκρυνσης του COD είναι περιορισμένος λόγω του σχετικά υψηλού κλάσματος των μη βιοδιασπάσιμων ουσιών στα στραγγίδια (Arnold et al., 2000).

2.5.5. IFAS (Integrated Fixed-Film Activated Sludge)

Η τεχνολογία IFAS είναι ένας συνδυασμός των συστημάτων αιωρούμενης και προσκολλημένης βιομάζας, και αποτελεί όλο και συχνότερα αντικείμενο έρευνας αλλά και εφαρμογής. Η συγκεκριμένη τεχνολογία αναπτύχθηκε στις Η.Π.Α τη δεκαετία του 1980 και αποτελεί μία επιπλέον ελκυστική λύση για τη βιολογική επεξεργασία των λυμάτων, τόσο από οικονομικής πλευράς, όσο και από άποψη απόδοσης. Συγκεκριμένα, η τεχνολογία αυτή βασίζεται στην προσθήκη βιοφορέων, όπου αναπτύσσεται βιοφίλμ, σε έναν αντιδραστήρα με αιωρούμενη βιομάζα. Η εφαρμογή ενός αντιδραστήρα IFAS για την επεξεργασία λυμάτων, μπορεί να ενισχύσει σημαντικά τη δυναμικότητα του εκάστοτε συστήματος. Η συνδυασμένη

δράση των μικροοργανισμών του βιοφίλμ και των αιωρούμενων μικροοργανισμών μπορεί να επιφέρει ικανοποιητικά αποτελέσματα στην απομάκρυνση των θρεπτικών και να πολλαπλασιάσει τα πλεονεκτήματα των αντίστοιχων συστημάτων MBBR και ενεργού ιλύος. Οι όλο και αυστηρότερες απαιτήσεις για την ποιότητα εκροής των επεξεργασμένων λυμάτων οδηγούν στη μελέτη και εφαρμογή πιο μοντέρνων συστημάτων, όπως ο αντιδραστήρας IFAS, που μπορούν να αποτελέσουν μια ελκυστική λύση τόσο για την επεξεργασία λυμάτων σε έργα μεγάλης κλίμακας, όσο και για πιο συμπαγή συστήματα, όπως η επεξεργασία στραγγιδίων (Lariyah et al., 2016).



Εικόνα 5: Integrated fixed film activated sludge (IFAS) system. Πηγή: Börner & Trübenbach (2017)

Για το σχεδιασμό ενός αντιδραστήρα IFAS, καθώς και για το ποσοστό πλήρωσής του με βιοφορείς απαιτείται η γνώση των ρυπαντικών φορτίων και χαρακτηριστικών των εισερχόμενων λυμάτων. Οι Börner & Trübenbach (2017) επισήμαναν ότι η θερμοκρασία των λυμάτων, η απαιτούμενη απόδοση του συστήματος, η επιλογή κατάλληλου τύπου βιοφορέων, το ποσοστό πλήρωσης του αντιδραστήρα, και κατ' επέκταση η ποσότητα προσκολλημένης βιομάζας ανά ογκομετρική μονάδα βιοφορέων, αποτελούν σημαντικές παραμέτρους για την αποτελεσματική λειτουργία ενός τέτοιου συστήματος.

Ο συνδυασμός προσκολλημένης και αιωρούμενης βιομάζας μπορεί να οδηγήσει στην ανάπτυξη διαφορετικών βακτηρίων, λόγω διαφορετικών συνθηκών μέσα στο σύστημα. Πρόσφατες έρευνες που εξέτασαν τις διεργασίες μερικής νιτροποίησης και ANAMMOX

έδειξαν ότι τα βακτήρια αναπνοή κατά προτίμηση αναπτύσσονται στο βιοφίλμ, σε αντίθεση με τα AOB και NOB βακτήρια που αναπτύσσονται στην αιωρούμενη βιομάζα, κυρίως λόγω της περιορισμένης μεταφοράς οξυγόνου. Οι Yang et al. (2017) τόνισαν πως με αυτό τον τρόπο και επιλέγοντας κατάλληλο χρόνο παραμονής στερεών, μπορεί να επιτευχθεί η έκπλυση των NOB βακτηρίων, γεγονός που μπορεί να αποτελέσει σημαντικό πλεονέκτημα του συγκεκριμένου συστήματος. Στην έρευνά τους για την επεξεργασία λυμάτων σε αντιδραστήρα IFAS, κατέληξαν σε απομάκρυνση αζώτου ίση με 82%, και ρυθμό απομάκρυνσης 0.097 kg N/m³.d, ενώ επισήμαναν τη σημασία της συγκέντρωσης αμμωνίας και διαλυμένου οξυγόνου στη συσσώρευση νιτρικών. Έρευνα με περίπου ίδιες συνθήκες και χαρακτηριστικά λυμάτων πραγματοποίησαν και οι Wang et al. (2018), οι οποίοι με 40% πλήρωση αντιδραστήρα με βιοφορείς μελέτησαν τις δράσεις των βακτηρίων στην αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα, καταλήγοντας σε παρόμοια συμπεράσματα. Πιο συγκεκριμένα, σε αερόβια πειράματα παρατήρησαν νιτροποιητική δράση ίση με 13.2 mg NH₄⁺-N/g VSS.d στην αιωρούμενη βιομάζα, σε αντίθεση με τη δράση του βιοφίλμ η οποία ήταν μηδενική. Παράλληλα, μελετώντας την αναερόβια οξείδωση αμμωνίας υπολόγισαν τους ρυθμούς απομάκρυνσης του αζώτου λόγω της δράσης των αναπνοή βακτηρίων σε 22.4 και 84.6 mgNH₄⁺-N/gVSS.d σε αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα αντίστοιχα. Η συγκεκριμένη έρευνα οδήγησε στο συμπέρασμα ότι η απομάκρυνση του αζώτου δε γίνεται μόνο μέσω της ANAMMOX διεργασίας, αφού σε αναερόβια πειράματα παρατηρήθηκε επίσης δράση και από απονιτροποιητικά βακτήρια με ταχύτητες απονιτροποίησης ίσες με 11.2 και 22 mg NO₃⁻-N/g VSS.d σε αιωρούμενη βιομάζα και βιοφίλμ αντίστοιχα. Για την επεξεργασία στραγγιδίων χώνευσης μέσω της διεργασίας ANAMMOX, οι Veuillet et al. (2014) χρησιμοποίησαν IFAS αντιδραστήρα πλήρους κλίμακας με φορτίο αζώτου 2.2 kg/m³.d, πετυχαίνοντας απομάκρυνση αζώτου ίση με 90%. Παρατήρησαν πως το 96% των συνολικών βακτηρίων στο βιοφίλμ αποτελούνταν από βακτήρια αναπνοή, την ώρα που στην αιωρούμενη βιομάζα το 93% αποτελούνταν από βακτήρια AOB, ενώ τόνισαν τη σημασία του ελέγχου των MLSS στον αντιδραστήρα IFAS ως προς την αποτελεσματικότητα των διεργασιών.

Κάτω από υψηλές συγκεντρώσεις αμμωνίας, τα NOB βακτήρια είναι αρκετά πιθανό να αναχαιτιστούν, ενώ η αρχική συγκέντρωση αμμωνίας επηρεάζει σημαντικά τους ρυθμούς οξείδωσής της. Η οξείδωση αμμωνίας οφείλεται κατά 66% στη δράση της αιωρούμενης βιομάζας, επισήμαναν οι Shao et al. (2018), οι οποίοι κατάφεραν να αναχαιτίσουν τα NOB βακτήρια, πετυχαίνοντας 97% απομάκρυνση αμμωνίας με αρχικές συγκεντρώσεις 800 mg/L.

Ο διαχωρισμός των βακτηρίων AOB και anammox, και η αναχαίτιση των NOB ενισχύει την αποτελεσματικότητα απομάκρυνσης του αζώτου και διευκολύνει τις διεργασίες μερικής νιτροποίησης και ANAMMOX, λόγω των διαφορετικών χαρακτηριστικών των μικροβιακών ομάδων, καθώς και των συνθηκών που επικρατούν σε αιωρούμενη βιομάζα και βιοφίλμ (Zhang et al., 2015).

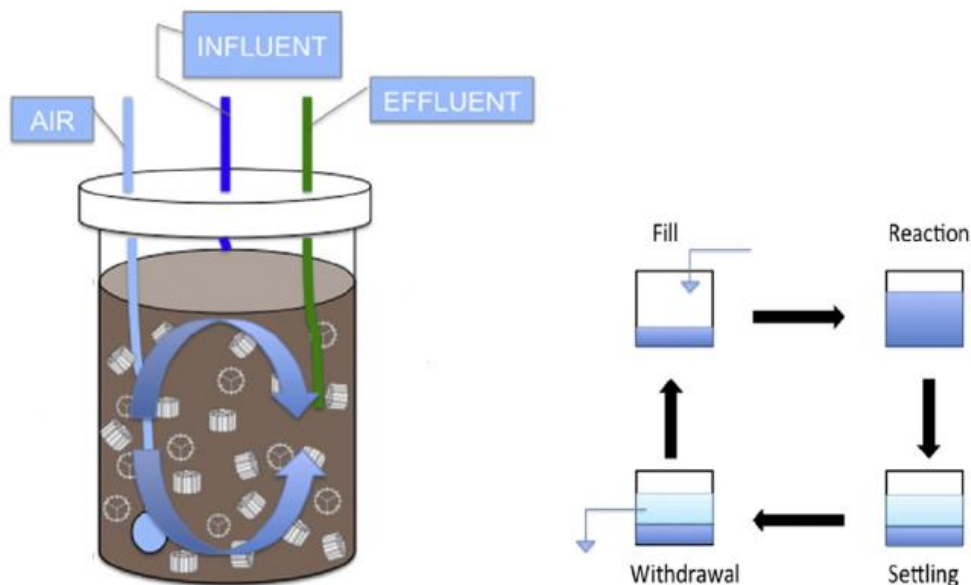
Η υψηλή δυναμικότητα και ογκομετρική ικανότητα ενός IFAS αντιδραστήρα σε συνδυασμό με τη χαμηλή παραγωγή περίσσειας ιλύος οδηγεί σε υψηλότερους ρυθμούς επίτευξης των διεργασιών, άρα και σε υψηλότερους ρυθμούς φόρτισης στο σύστημα. Οι Onnis-Hayden et al. (2012) πραγματοποίησαν πειράματα batch χρησιμοποιώντας ανάμικτο υγρό και βιοφορείς, από υπάρχουσα εγκατάσταση επεξεργασίας, για τη μελέτη της νιτροποίησης σε αιωρούμενη βιομάζα και βιοφορείς. Τα αποτελέσματα που προέκυψαν παρουσιάζουν μεγάλο ενδιαφέρον, καθώς η νιτροποιητική δράση του βιοφίλμ βρέθηκε ίση με 5.87 mg N/TS.h, της αιωρούμενης βιομάζας 2.02 mg N/TS.h, ενώ ο συνδυασμός τους οδήγησε σε ρυθμό νιτροποίησης 5.16 mg N/TS.h. Τα βακτήρια *Nitrosomonas europaea/eutropha/halophila* και *Nitrosomonas oligotropha* βρέθηκαν να είναι τα κυρίαρχα AOB ενώ τα βακτήρια *Nitrospira* ήταν τα κυρίαρχα NOBs στο σύστημα IFAS. Η συνύπαρξη των AOB και των NOB στο βιοφίλμ φαίνεται επίσης να οδηγεί σε πιο σταθερή και πλήρη νιτροποίηση σε σύγκριση την αιωρούμενη βιομάζα.

Σε αερόβια πειράματα με 19% πλήρωση βιοφορέων, οι Vergine et al. (2018) πέτυχαν πλήρη νιτροποίηση, καθώς και 93% οξείδωση οργανικού φορτίου. Η προσκολλημένη βιομάζα στους βιοφορείς μετρήθηκε ίση με 200 mg TS/L, ενώ παρατήρησαν και απονιτροποιητική δράση της βιομάζας, η οποία μάλλον οφείλεται στα εσωτερικά στρώματα του βιοφίλμ λόγω έλλειψης οξυγόνου. Σε συστήματα που λειτουργούσαν υπό αερόβιες συνθήκες, παρατηρήθηκε ότι η προσθήκη βιοφορέων σε έναν αντιδραστήρα με αιωρούμενη βιομάζα ενισχύει τη διεργασία της νιτροποίησης, ειδικά το χειμώνα, ενώ σημειώθηκε και μείωση στο κόστος αερισμού κατά 26.1% (Ge et al., 2014).

Πλέον, με την υφιστάμενη γνώση και εμπειρία, ότι ένας αντιδραστήρας IFAS μπορεί να έχει αρκετά υψηλές αποδόσεις, τα τελευταία χρόνια η αναβάθμιση των υφιστάμενων συστημάτων ενεργού ιλύος και MBBR σε συστήματα αιωρούμενης και προσκολλημένης βιομάζας είναι ένα συχνό φαινόμενο. Οι Maloney et al. (2015) προσθέτοντας αιωρούμενη βιομάζα σε ένα υφιστάμενο σύστημα MBBR, κατάφεραν να αυξήσουν τα ποσοστά απομάκρυνσης του αζώτου από το 36% στο 73%, την ώρα που ο ρυθμός απομάκρυνσης

βρέθηκε 3 φορές μεγαλύτερος. Επίσης, η προσθήκη βιοφορέων σε σύστημα ενεργού υλός οδηγεί σε αύξηση της απομάκρυνσης του οργανικού φορτίου και της νιτροποιητικής ικανότητας του συστήματος (Bonhomme et al., 1990).

Τέλος, τα τελευταία χρόνια παρουσιάζουν πειραματικό ενδιαφέρον οι πιο πάνω τεχνολογίες εφαρμοσμένες σε ένα σύστημα εναλλασσόμενων φάσεων περιοδικής λειτουργίας. Ένα τέτοιο σύστημα IFAS-SBR μελετήθηκε και στην παρούσα εργασία.



Εικόνα 6: Περιγραφή αντιδραστήρα IFAS-SBR. Πηγή: Shao et al. (2017)

Η συγκέντρωση του οργανικού φορτίου και ο χρόνος καθίζησης είναι δύο παράμετροι οι οποίοι επηρεάζουν σημαντικά την απονιτροποίηση, ενώ οι ρυθμοί οξείδωσης της αμμωνίας επηρεάζονται από το λόγο C/N. Οι Shao et al. (2017) χρησιμοποιώντας έναν αντιδραστήρα IFAS-SBR για την απομάκρυνση αμμωνίας από αστικά απόβλητα, παρατήρησαν ότι τα ποσοστά των νιτροποιητών έναντι των συνολικών βακτηρίων ήταν υψηλότερα στα βιοφίλμ σε σύγκριση με εκείνα της αιωρούμενης βιομάζας, δείχνοντας ότι στο βιοφίλμ επικρατούν ευνοϊκές συνθήκες για τους νιτροποιητές. Στην ίδια έρευνα προσδιόρισαν μέγιστο ρυθμό οξείδωσης της αμμωνίας σε 18.25 mg NH₄⁺-N/g VSS.h, όταν ο λόγος C/N ήταν ίσος με 3.1, ενώ πέτυχαν απομάκρυνση αμμωνίας και οργανικού φορτίου 99% και 98% αντίστοιχα.

Οι Yang et al. (2019) επισήμαναν πως ο διαχωρισμός βακτηρίων anammox και των AOB βακτηρίων επιτυγχάνεται σε χαμηλούς υδραυλικούς χρόνους παραμονής, οι οποίοι συμβάλουν επίσης και σε αποτελεσματική απομάκρυνση αζώτου. Για την επεξεργασία

υπερκείμενου υγρού από υγροβιότοπο, χρησιμοποίησαν έναν IFAS-SBR αντιδραστήρα με πλήρωση βιοφορέων 55% και υδραυλικό χρόνο παραμονής 1.2 ημέρες, απομακρύνοντας 0.54 kg N/m³.d σε ποσοστό 87.4%. Παράλληλα, συμφώνησαν με προηγούμενες έρευνες ότι τα βακτήρια αναπνοο αναπτύσσονται κυρίως στο βιοφίλμ, και τα AOB στην αιωρούμενη βιομάζα.

3. Πειραματικό μέρος

3.1. Εισαγωγή

Η απομάκρυνση του αζωτούχου φορτίου είναι μία από τις κυριότερες διεργασίες που λαμβάνουν χώρα στις εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων, αφού όπως προαναφέρθηκε η αποτροπή της διαφυγής του στους υδάτινους αποδέκτες είναι ζωτικής σημασίας. Το ρεύμα στραγγιδίων που προκύπτει από τις μονάδες επεξεργασίας της ιλύος και κυρίως αυτό που προκύπτει από την αφυδάτωση της χωνεμένης ιλύος, χαρακτηρίζεται από πολύ υψηλές συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου, επομένως η απομάκρυνσή του, πριν την επανακυκλοφορία των στραγγιδίων στην είσοδο της εγκατάστασης, αποφορτίζει σημαντικά το κύριο ρεύμα επεξεργασίας των λυμάτων.

Η διεργασία της νιτρωδοποίησης, δηλαδή η οξείδωση της αμμωνίας σε νιτρώδη και η απευθείας αναγωγή τους σε αέριο άζωτο το οποίο διαφεύγει στην ατμόσφαιρα, φαντάζει ως η πιο αποδοτική βιοχημική οδός για την επεξεργασία των στραγγιδίων. Η αναβάθμιση των υφιστάμενων μονάδων και η ανάπτυξη νέων τεχνολογιών για την επεξεργασία των στραγγιδίων έχει γίνει αντικείμενο εκτεταμένης έρευνας τα τελευταία χρόνια. Η συγκεκριμένη διεργασία βρίσκει εφαρμογή σε διάφορους τύπους αντιδραστήρων όπως είναι οι αντιδραστήρες SBR, MBBR, IFAS, SBBR.

Στην παρούσα εργασία εξετάστηκε η βελτιστοποίηση της λειτουργίας ενός αντιδραστήρα ενός σταδίου εναλλασσόμενης λειτουργίας με αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα (IFAS-SBR) στην απομάκρυνση αζώτου από στραγγίδια αφυδάτωσης, μέσω της διεργασίας της νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης. Ο αντιδραστήρας τροφοδοτούνταν με στραγγίδια αφυδάτωσης ιλύος από την ΕΕΛ της Ψυττάλειας, τα οποία είχαν προηγουμένως είχαν υποστεί θερμική υδρόλυση. Για την πληρέστερη ανάλυση της λειτουργίας του συστήματος διερευνήθηκε, τόσο σε πειράματα batch, όσο και στην καθημερινή λειτουργία του αντιδραστήρα IFAS-SBR, η επίδραση διαφορετικών φορτίσεων αζώτου στο σύστημα. Πιο συγκεκριμένα, εξετάστηκαν η αποτελεσματικότητα του συστήματος στην απομάκρυνση του αζώτου, καθώς και οι ρυθμοί νιτρωδοποίησης και απονιτρωδοποίησης. Επιπλέον, ο αντιδραστήρας λειτούργησε υπό 2 διαφορετικά ποσοστά πλήρωσης βιοφορέων, ενώ παράλληλα μελετήθηκε η επίδραση της προσκολλημένης βιομάζας, που αναπτύχθηκε στους βιοφορείς του αντιδραστήρα, στις βιοχημικές διεργασίες του συστήματος. Στο κεφάλαιο αυτό, περιγράφονται η λειτουργία του εργαστηριακού αντιδραστήρα IFAS-SBR, των

πειραμάτων batch που πραγματοποιήθηκαν, τα υλικά που χρησιμοποιήθηκαν και οι διάφορες διαδικασίες αναλύσεων κατά την παρακολούθησή του.

3.2. Περιγραφή διάταξης και λειτουργίας συστήματος IFAS-SBR

Η πειραματική διερεύνηση της επεξεργασίας στραγγιδίων αφυδάτωσης σε εργαστηριακής κλίμακας αντιδραστήρα IFAS-SBR (Integrated Fixed-Film Activated Sludge-Sequencing Batch Reactor) έλαβε χώρα στο Εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας στο Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο και εξετάστηκε για 174 ημέρες, από τις 8/10/2019 μέχρι τις 31/3/2020. Σημειώνεται πως ο εν λόγω αντιδραστήρας ήταν σε λειτουργία από τις 12/11/2018 στα πλαίσια προηγούμενης εργασίας, όπου μελετήθηκε η ανάπτυξη προσκολλημένης βιομάζας στους βιοφορείς και η λειτουργία του εν λόγω αντιδραστήρα υπό διαφορετικές φορτίσεις αζώτου.

Ο αντιδραστήρας IFAS-SBR, όγκου 30 L, είχε κυλινδρικό σχήμα με ύψος 59cm και διάμετρο 30 cm, ενώ περιλάμβανε τέσσερις βάνες στα 8.75L, 17.45 L, 21.82 L και 26.43 L. Η βάνα στα 21.82 L λειτούργησε ως είσοδος των στραγγιδίων και στα 26.43 L ως έξοδος του επεξεργασμένου υγρού. Επιπλέον, για την τροφοδοσία των στραγγιδίων χρησιμοποιήθηκε δοχείο αποθήκευσης, όγκου 30 L, τα οποία κατά την έναρξη του κάθε κύκλου λειτουργίας, τροφοδοτούνταν στον αντιδραστήρα. Παράλληλα, ένα όμοιο δοχείο χρησιμοποιήθηκε για τη συλλογή των επεξεργασμένων στραγγιδίων, έπειτα από καθίζηση και εκκένωση του συστήματος.

Για τη λειτουργία του αντιδραστήρα IFAS-SBR χρησιμοποιήθηκαν βιοφορείς, προκειμένου να αναπτυχθεί το βιοφίλμ ώστε ο αντιδραστήρας να περιέχει τόσο αιωρούμενη όσο και προσκολλημένη βιομάζα. Η πλήρωση του αντιδραστήρα με βιοφορείς διαφέρει ανάλογα με την περίοδο λειτουργίας του συστήματος και αναλύεται παρακάτω. Οι βιοφορείς που χρησιμοποιήθηκαν ήταν Bio Pac FAB Media, με ενεργή επιφάνεια $400\text{m}^2/\text{m}^3$, διάμετρο 18mm και ύψος 14mm.

Η λειτουργία του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων ήταν αυτοματοποιημένη, καθώς μέσω αυτοματισμού (PLC) και ενός πίνακα ελέγχου πραγματοποιούνταν η ρύθμιση των κύκλων λειτουργίας, η τροφοδοσία και εκκένωση του αντιδραστήρα, η ρύθμιση των διαφόρων παραμέτρων και γενικότερα η παρακολούθηση της λειτουργίας του συστήματος. Η παροχή οξυγόνου γινόταν μέσω αντλίας αέρα και ελαφρόπετρων, οι οποίες είχαν τοποθετηθεί στον πυθμένα του αντιδραστήρα, ενώ για την ανάμιξη του υγρού χρησιμοποιήθηκε μηχανικός

αναδευτήρας. Τέλος, στον αντιδραστήρα ήταν τοποθετημένα online οξυγονόμετρο, πεχάμετρο και μετρητής οξειδοαναγωγικού δυναμικού (ORP) καθώς και σύστημα ρύθμισης του pH, με τη λειτουργία τους να βασίζεται στις προεπιλεγμένες ρυθμίσεις του πίνακα ελέγχου για την εκάστοτε φάση λειτουργίας.

Στο σχήμα που ακολουθεί απεικονίζεται ο αντιδραστήρας IFAS-SBR, καθώς και ο πίνακας ελέγχου που περιγράφονται πιο πάνω.



Εικόνα 7: Εργαστηριακό σύστημα επεξεργασίας στραγγιδίων IFAS-SBR

3.2.1. Κύκλος λειτουργίας συστήματος

Όπως ένας αντιδραστήρας SBR χαρακτηρίζεται από την εναλλαγή φάσεων λειτουργίας, έτσι και στο συγκεκριμένο σύστημα η λειτουργία του αντιδραστήρα περιλάμβανε τη φάση τροφοδοσίας, την αερόβια και ανοξική φάση, την καθίζηση και την εκκένωση. Τονίζεται ότι καθ' όλη τη διάρκεια λειτουργίας του, ο αντιδραστήρας πραγματοποιούσε 4 όμοιους κύκλους λειτουργίας ανά ημέρα διάρκειας 6 ωρών ο καθένας.

- Τροφοδοσία: Το πρώτο στάδιο κάθε κύκλου στον αντιδραστήρα IFAS-SBR ήταν η τροφοδοσία των στραγγιδίων αφυδάτωσης. Η διάρκεια τροφοδοσίας και η ποσότητα

των στραγγιδίων που τροφοδοτούνταν εξαρτώνταν από τα χαρακτηριστικά τους και τη φόρτιση αζώτου που είχε επιλεγεί ανά περίοδο.

- Αερόβια φάση: Μετά την πλήρωση του αντιδραστήρα ακολουθούσε η αερόβια φάση και η διεργασία της νιτρωδοποίησης, δηλαδή η οξείδωση της αμμωνίας σε νιτρώδη.
- Ανοξική φάση: Κάτω από ανοξικές συνθήκες, τα NOB βακτήρια χρησιμοποιώντας το οξικό οξύ ως δότη ηλεκτρονίων, μετασχημάτιζαν τα νιτρώδη σε αέριο άζωτο. Η συγκεκριμένη διεργασία πραγματοποιούνταν υπό υψηλότερους ρυθμούς σε σχέση με τη νιτρωδοποίηση, για αυτό και όπως φαίνεται πιο κάτω η διάρκεια της ανοξικής φάσης ήταν αρκετά μικρότερη από την αντίστοιχη της αερόβιας.
- Καθίζηση: Μετά το πέρας των βιοχημικών διεργασιών, η ανάδευση του ανάμικτου υγρού σταματούσε, προκειμένου να γίνει η καθίζηση και ο διαχωρισμός της ιλύος από το επεξεργασμένο υπερκείμενο υγρό.
- Εκκένωση: Τελευταίο στάδιο του κύκλου λειτουργίας ήταν η εκκένωση του αντιδραστήρα με την απομάκρυνση του επεξεργασμένου υπερκείμενου υγρού. Η ποσότητα των επεξεργασμένων λυμάτων που αφαιρούνταν ήταν ίδια με τη ποσότητα στραγγιδίων κατά την τροφοδοσία, έτσι ώστε να παραμένει σταθερός ο όγκος του ανάμικτου υγρού.

Στους ακόλουθους πίνακες παρουσιάζονται οι χρόνοι λειτουργίας των διαφόρων φάσεων κάθε κύκλου κατά τη διάρκεια της συνολικής λειτουργίας του συστήματος.

Πίνακας 3: Κύκλος λειτουργίας από 8/10/2019 μέχρι 8/12/2019 (5.96h)

<i>Φάση</i>	<i>Διάρκεια (min)</i>
<i>Τροφοδοσία</i>	3
<i>Αερόβια</i>	131
<i>Ανοξική</i>	30
<i>Αερόβια</i>	101
<i>Ανοξική</i>	40
<i>Καθίζηση</i>	50
<i>Εκκένωση</i>	3

Πίνακας 4: Κύκλος λειτουργίας από 9/12/2019 μέχρι 14/1/2020 (5.9h)

Φάση	Διάρκεια (min)
Τροφοδοσία	2-4
Αερόβια	131
Ανοξική	30
Αερόβια	101
Ανοξική	50
Καθίζηση	40
Εκκένωση	2-4

Πίνακας 5: Κύκλος λειτουργίας από 15/1/2020 μέχρι 9/3/2020 (6.3h)

Φάση	Διάρκεια (min)
Τροφοδοσία	4
Αερόβια	161
Ανοξική	20
Αερόβια	101
Ανοξική	30
Καθίζηση	50
Εκκένωση	4

Πίνακας 6: Κύκλος λειτουργίας από 10/3/2020 μέχρι 31/3/2020 (6.1h)

Φάση	Διάρκεια (min)
Τροφοδοσία	2-4
Αερόβια	151
Ανοξική	20
Αερόβια	101
Ανοξική	40
Καθίζηση	50
Εκκένωση	2-4

3.2.2. Περίοδοι λειτουργίας συστήματος

Όπως αναφέρθηκε προηγουμένως η διάρκεια λειτουργίας του συστήματος IFAS-SBR ήταν 174 ημέρες, και η λειτουργία του μπορεί να χωριστεί σε 3 περιόδους. Η διακριτοποίηση των περιόδων αυτών έγινε με βάση την εφαρμοζόμενη φόρτιση αζώτου (NLR), καθώς επίσης και με το ποσοστό πλήρωσης του αντιδραστήρα με βιοφορείς. Τονίζεται πως καθ' όλη τη διάρκεια λειτουργίας του συστήματος, το διαλυμένο οξυγόνο κυμάνθηκε από 3.5-5.5 mg/L στην πρώτη αερόβια φάση και 3.5-4.5mg/L στην δεύτερη αερόβια φάση, ενώ στην αρχή κάθε ανοξικής φάσης, με σκοπό την αύξηση του οργανικού φορτίου και προκειμένου να πραγματοποιηθεί η απονιτρωδοποίηση, γινόταν προσθήκη οξικού οξέος με λόγο COD/N ίσο με 3-5 ανάλογα με τη συμπεριφορά της βιομάζας ανά περίοδο.

- 1^η περίοδος λειτουργίας: Η πρώτη φάση λειτουργίας του συστήματος IFAS-SBR εκτείνεται από την έναρξη λειτουργίας του στις 8/10/2019 μέχρι τις 8/12/2019 και είχε διάρκεια 61 ημέρες. Σε αυτή την 1^η περίοδο λειτουργίας εφαρμόστηκε φόρτιση αζώτου $0.39 \pm 0.07 \text{ kgN/m}^3 \cdot \text{d}$ με πλήρωση βιοφορέων περίπου 25% του συνολικού όγκου του αντιδραστήρα.
- 2^η περίοδος λειτουργίας: Είχε διάρκεια 59 ημέρες, με τη λειτουργία του αντιδραστήρα να αφορά την περίοδο από τις 9/12/2019 μέχρι τις 4/2/2020. Κατά τη διάρκεια της περιόδου αυτής η πλήρωση του αντιδραστήρα με βιοφορείς διατηρήθηκε στο 25% περίπου (με μια μικρή μείωση για τις αναγκαίες αναλύσεις που πραγματοποιήθηκαν

κατά την προηγούμενη περίοδο), ενώ η φόρτιση αζώτου που εφαρμόστηκε αυξήθηκε σε $0.68 \pm 0.014 \text{ kgN/m}^3 \cdot \text{d}$.

- 3^η περίοδος λειτουργίας: Τέλος, η 3^η και τελευταία περίοδος λειτουργίας του συστήματος διήρκησε 54 ημέρες, από τις 5/2/20 μέχρι και τις 31/3/2020. Η περίοδος αυτή ξεκίνησε με προσθήκη βιοφορέων μέχρι το 50% του συνολικού όγκου του αντιδραστήρα, ενώ εφαρμόστηκε φόρτιση αζώτου ίση με $0.79 \pm 0.01 \text{ kgN/m}^3 \cdot \text{d}$. Τονίζεται πως οι βιοφορείς που προστέθηκαν προήλθαν από άλλο SBR αντιδραστήρα (Εικόνα 8) που λειτουργούσε για σχεδόν ένα μήνα με εναλλαγή αερόβιων και ανοξικών συνθηκών με σκοπό την ανάπτυξη αντίστοιχης μάζας προσκολλημένης βιομάζας στους βιοφορείς με τους ήδη υπάρχοντες στον αντιδραστήρα IFAS-SBR.



Εικόνα 8: SBR αντιδραστήρας για ανάπτυξη βιοφίλμ σε καινούριους βιοφορείς

3.3. Πειράματα μέτρησης ταχύτητας νιτρωδοποίησης και απονιτρωδοποίησης στο σύστημα IFAS-SBR

Εκτός από την καθημερινή λειτουργία και παρακολούθηση, διερευνήθηκαν οι ταχύτητες νιτρωδοποίησης και απονιτρωδοποίησης τόσο με *in situ* όσο και με *batch* πειράματα. Τα πειράματα αυτά (Εικόνα 9) είχαν σκοπό τον προσδιορισμό της ταχύτητας νιτρωδοποίησης (AUR) και απονιτρωδοποίησης (NUR), τόσο της βιομάζας του αντιδραστήρα IFAS-SBR (αιωρούμενης και προσκολλημένης) (*in situ* tests), όσο και μόνο της αιωρούμενης βιομάζας του αντιδραστήρα σε χωριστούς αντιδραστήρες (*batch* tests).



Εικόνα 9: Πείραμα μέτρησης ταχύτητας νιτρωδοποίησης και απονιτρωδοποίησης σε batch αντιδραστήρα χωρίς βιοφορείς (αριστερά) και στον αντιδραστήρα IFAS-SBR (δεξιά)

Επίσης, μελετήθηκε η νιτροποιητική ικανότητα μόνο της προσκολλημένης βιομάζας (βιοφίλμ των βιοφορέων) σε πειράματα *batch* με αντιδραστήρες τροφοδοτώντας με συνθετικά λύματα και στραγγίδια αφυδάτωσης (Εικόνα 10). Σκοπός της ξεχωριστής εξέτασης της προσκολλημένης βιομάζας ήταν η διακριτοποίηση των ρυθμών AUR που οφείλονται στις διεργασίες της αιωρούμενης και προσκολλημένης βιομάζας, και η αναγωγή τους συγκριτικά με τους αντίστοιχους ρυθμούς AUR του αντιδραστήρα IFAS-SBR.



Εικόνα 10: Πείραμα batch για τον προσδιορισμό της ταχύτητας νιτρωδοποίησης του βιοφίλμ

3.3.1. Προσδιορισμός ταχύτητας νιτρωδοποίησης (AUR)

Κατά τη διάρκεια λειτουργίας του συστήματος IFAS-SBR πραγματοποιήθηκαν συνολικά 27 πειράματα με σκοπό τον προσδιορισμό της ταχύτητας νιτρωδοποίησης, τόσο της βιομάζας του συστήματος IFAS-SBR, όσο και ξεχωριστά του AUR της αιωρούμενης και προσκολλημένης βιομάζας του αντιδραστήρα. Προκειμένου να μελετηθεί η οξείδωση του αμμωνιακού αζώτου σε νιτρώδη στα πειράματα, η δραστηριότητα των αυτότροφων βακτηρίων εξετάστηκε κάτω από αερόβιες συνθήκες, και υπό φόρτιση αζώτου αντίστοιχη με αυτή του αντιδραστήρα ανάλογα με την εκάστοτε περίοδο.

Κάθε πείραμα πραγματοποιούνταν έπειτα από την τροφοδοσία του αντιδραστήρα IFAS-SBR με στραγγίδια (στην έναρξη ενός κύκλου). Τα πειράματα που αφορούσαν το συνολικό AUR του αντιδραστήρα πραγματοποιούνταν με τη λήψη δειγμάτων από τον IFAS-SBR κατά τη διάρκεια της αερόβιας φάσης λειτουργίας. Όσον αφορά τα πειράματα που πραγματοποιήθηκαν για τον διακριτό προσδιορισμό του AUR σε αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα, μετά την τροφοδοσία του αντιδραστήρα, αφαιρούνταν περίπου

700mL ανάμικτου υγρού, τα οποία τοποθετούνταν σε γυάλινο περιέκτη. Ο περιέκτης λειτουργούσε ως batch αντιδραστήρας παράλληλα με τη λειτουργία του IFAS-SBR, με προσομοίωση αντίστοιχων συνθηκών, με μηχανική ανάδευση και παροχή αέρα με πέτρες.

Καθ' όλη τη διάρκεια της αερόβιας φάσης, λαμβάνονταν δείγματα ανά 30 λεπτά από τους δύο αντιδραστήρες, με ταυτόχρονη καταγραφή των εκάστοτε συνθηκών pH, διαλυμένου οξυγόνου, θερμοκρασίας. Τα δείγματα περνούσαν από τη διαδικασία φυγοκέντρησης και διήθησης μέσω φίλτρων 0.45μm και μεμβράνης, και στη συνέχεια γινόταν ο προσδιορισμός του νιτρώδους, νιτρικού και αμμωνιακού αζώτου, με την κλίση του διαγράμματος διακύμανσης να οδηγεί στον υπολογισμό του εκάστοτε ρυθμού νιτρωδοποίησης. Τέλος, γινόταν προσδιορισμός των ολικών αιωρούμενων (MLSS) και πτητικών στερεών (MLVSS) του ανάμικτου υγρού, έτσι ώστε η ταχύτητα νιτρωδοποίησης να αναχθεί ανά γραμμάριο πτητικών στερεών (mgN/gVSS.h)

3.3.2. Προσδιορισμός ταχύτητας απονιτρωδοποίησης (NUR)

Μετά από κάθε αερόβια ακολουθούσε η ανοξική φάση, όπου τα ετερότροφα βακτήρια με την παρουσία ενός δότη ηλεκτρονίων ανάγουν τα νιτρώδη σε αέριο άζωτο. Με σκοπό τη διερεύνηση της δραστηριότητας των ετερότροφων βακτηρίων πραγματοποιήθηκαν συνολικά 13 πειράματα. Τα πειράματα NUR πραγματοποιήθηκαν καθ' όλη τη διάρκεια λειτουργίας του συστήματος ανά τακτά χρονικά διαστήματα, ενώ μελετήθηκε η δράση τόσο της βιομάζας του αντιδραστήρα IFAS-SBR (αιωρούμενη και προσκολλημένη), όσο και μόνο της αιωρούμενης βιομάζας, όπως ακριβώς στα πειράματα AUR.

Στην αρχή της κάθε ανοξικής φάσης γινόταν τροφοδοσία συγκεκριμένης ποσότητας οξικού οξέος ως πηγή άνθρακα προκειμένου να είναι δυνατή η πραγματοποίηση της απονιτρωδοποίησης και η αναγωγή των νιτρωδών σε αέριο άζωτο. Λόγω των παρατηρούμενων πολύ υψηλών ρυθμών απονιτρωδοποίησης, η δειγματοληψία γινόταν ανά 10 ή 15 λεπτά, με το δείγμα να περνάει από φυγοκέντρηση και διήθηση μέσω φίλτρου 0.45 μm και μεμβράνης. Επίσης, σε κάθε χρονική στιγμή καταγραφόταν το pH, το διαλυμένο οξυγόνο και η θερμοκρασία. Τέλος, αφού γινόταν προσδιορισμός του νιτρώδους και νιτρικού αζώτου σε κάθε δείγμα, υπολογιζόταν η ταχύτητα απονιτρωδοποίησης μέσω της κλίσης της διακύμανσης του αζώτου και την αναγωγή της ανά γραμμάριο πτητικών στερεών (mgN/gVSS.h).

3.4. Αναλυτικές μέθοδοι μετρήσεων

3.4.1. Προσδιορισμός συνολικών αιωρούμενων (TSS) και πτητικών αιωρούμενων στερεών (VSS)

Για τον προσδιορισμό των ολικών αιωρούμενων στερεών (TSS) και των πτητικών αιωρούμενων στερεών έγινε χρήση κύριων μεθόδων που παρουσιάζονται στη βιβλιογραφία. Η συγκεκριμένη διαδικασία περιλαμβάνει τα στάδια του διαχωρισμού με διήθηση, την εξάτμιση, την καύση και τη ζύγιση. Για την πραγματοποίηση των συγκεκριμένων αναλύσεων χρησιμοποιήθηκαν φίλτρα GF/C της εταιρείας Whatman με μέγεθος πόρων 1.2 μm.

Σύμφωνα με τη μέθοδο APHA 2540 D:2012, τα φίλτρα τοποθετούνται αρχικά σε φούρνο σε θερμοκρασία 550 °C για 20 λεπτά περίπου με σκοπό την απομάκρυνση πιθανής υγρασίας. Στη συνέχεια και αφού πρώτα παραμείνουν σε αφυγραντή για 15-20 λεπτά, ζυγίζονται για να καταγραφεί το βάρος του καθαρού φίλτρου. Μετέπειτα, τοποθετούνται σε συσκευή διήθησης, όπου διηθούνται μέσω αυτών γνωστοί όγκοι των προς εξέταση δειγμάτων. Πιο συγκεκριμένα μέσω των εκάστοτε φίλτρων διηθούνταν 3mL από τη βιομάζα των αντιδραστήρων SBR για τον προσδιορισμό των TSS. Έπειτα, τα φίλτρα οδηγούνται σε κλίβανο, όπου παραμένουν για 1,5-2 ώρες τουλάχιστον, ώστε να ξηραθούν, ενώ στη συνέχεια τοποθετούνται 15-20 λεπτά σε αφυγραντή και ζυγίζονται. Ο προσδιορισμός των αιωρούμενων στερεών προκύπτει μέσω της σχέσης:

$$TSS = (M_2 - M_1) \cdot 10^6 / V \quad (\text{Εξ. 10 Προσδιορισμός TSS})$$

όπου:

M₁: Μάζα καθαρού φίλτρου (g)

M₂ : Μάζα φίλτρου μετά τη διήθηση και την ξήρανση στους 103 °C (g)

V: Όγκος δείγματος που διηθήθηκε (mL)

Για τον υπολογισμό των πτητικών αιωρούμενων στερεών (VSS) σύμφωνα με τη μέθοδο APHA 2540 E:2012, μετά τη διαδικασία που περιγράφεται πιο πάνω και τον υπολογισμό των TSS, το φίλτρο τοποθετείται σε φούρνο στους 550 °C για 20 λεπτά, στη συνέχεια σε αφυγραντή για 15-20 λεπτά και τέλος ζυγίζεται. Η συγκέντρωση των VSS προκύπτει μέσω της σχέσης:

$$VSS = (M_2 - M_3) \cdot 10^6 / V \quad (\text{Εξ. 11 Προσδιορισμός VSS})$$

όπου:

M₃: Μάζα του φίλτρου μετά τους 550 °C (g)

3.4.2. Προσδιορισμός ολικού και διαλυτού COD

Το COD περιγράφεται ως το χημικώς απαιτούμενο οξυγόνο για την οξείδωση οργανικών και ανόργανων ενώσεων ενός δείγματος. Μέσω της μέτρησής του δύναται να προσδιοριστεί το οργανικό φορτίο των λυμάτων είτε αυτό είναι βιοαποικοδομήσιμο είτε όχι. Η μέθοδος βασίζεται στην οξείδωση των οργανικών ενώσεων σε CO_2 , H_2O , NH_4^{+1} , PO_4^{-3} , SO_4^{-3} και του διχρωμικού ανιόντος (Cr^{+6}) σε χρωμικό (Cr^{+3}). Για την πραγματοποίηση της διεργασίας απαιτείται όξινο περιβάλλον με προσθήκη 50% H_2SO_4 , παρουσία καταλύτη Ag_2SO_4 , καθώς και χώνευση σε θερμοκρασία 150 °C για 2 ώρες.

Για τις αναλύσεις COD χρησιμοποιήθηκαν:

- Έτοιμα αντιδραστήρια COD της εταιρείας HACH με εύρος τιμών 15-150 mg/L και 150-1000 mg/L
- Συσκευή χώνευσης της εταιρείας HACH
- Φασματοφωτόμετρο ορατού φωτός τύπου LANGE DR/2800 της εταιρείας HACH
- Συσκευή διήθησης για τον προσδιορισμό του διαλυτού COD
- Μembrάνες Whatman με μέγεθος πόρων 0,45 μm για τον προσδιορισμό του διαλυτού COD

Η διαδικασία σύμφωνα με τη μέθοδο APHA 5220 D:2012 περιλαμβάνει την τοποθέτηση 2mL δείγματος στα φιαλίδια με τα έτοιμα αντιδραστήρια για τον προσδιορισμό του ολικού COD και 2mL διηθημένου από μεμβράνη (0,45 μm) δείγματος για τον προσδιορισμό του διαλυτού COD. Στη συνέχεια, αφού ανακινηθούν τα φιαλίδια τοποθετούνται σε συσκευή χώνευσης για 2 ώρες στους 150 °C. Τέλος, αφού ολοκληρωθεί η χώνευση και τα φιαλίδια αποκτήσουν θερμοκρασία περιβάλλοντος τοποθετούνται σε φασματοφωτόμετρο, το οποίο αποδίδει τις συγκεντρώσεις COD κάθε δείγματος σε mg/L.

3.4.3. Προσδιορισμός pH και θερμοκρασίας

Η μέτρηση του pH και της θερμοκρασίας ήταν ιδιαίτερα σημαντική για τον έλεγχο της καθημερινής λειτουργίας του συστήματος. Ο προσδιορισμός των δύο αυτών παραμέτρων γινόταν με τη χρήση του φορητού pHμέτρου τύπου 315i της εταιρείας WTW, τοποθετώντας το ηλεκτρόδιο του εντός του αντιδραστήρα και ενώ αυτός βρισκόταν υπό ανάδευση.

3.4.4. Προσδιορισμός διαλυμένου οξυγόνου

Ο προσδιορισμός του διαλυμένου οξυγόνου στον αντιδραστήρα γινόταν με τη βοήθεια φορητού οξυγονόμετρου Multi 3410 της εταιρείας WTW. Σκοπός της μέτρησης ήταν η εξακρίβωση της ορθής λειτουργίας του συστήματος σε ανοξικές συνθήκες.

3.4.5. Προσδιορισμός νιτρικού αζώτου (NO_3^- -N)

Το νιτρικό άζωτο είναι μια οξειδωμένη μορφή αζώτου, το οποίο υπό ανοξικές συνθήκες και με την κατάλληλη οργανική ύλη σαν δότη ηλεκτρονίων μπορεί να αναχθεί σε αέριο άζωτο. Για το λόγο αυτό κατά τη διάρκεια της λειτουργίας του συστήματος η απουσία συγκεντρώσεων νιτρικού αζώτου στους αντιδραστήρες ήταν απαραίτητη. Ο προσδιορισμός του νιτρικού αζώτου πραγματοποιήθηκε με έτοιμα αντιδραστήρια NO_3^- -N της εταιρείας HACH με εύρος τιμών 0.3-13 mg/L και τη χρήση φασματοφωτόμετρου ορατού φωτός τύπου LANGE DR/2800 της εταιρείας HACH.

Σύμφωνα με τη μέθοδο LANGE LCK 339 που εφαρμόστηκε για τη μέτρηση του νιτρικού αζώτου, μετά τη λήψη και τη διήθηση δείγματος από τους αντιδραστήρες, γινόταν τοποθέτηση 1mL από αυτό σε φιαλίδιο με έτοιμο αντιδραστήριο. Μετά την προετοιμασία των φιαλιδίων, ο προσδιορισμός της συγκέντρωσης του νιτρικού αζώτου σε mg/L πραγματοποιούνταν με τη χρήση φασματοφωτόμετρου.

3.4.6. Προσδιορισμός νιτρώδους αζώτου (NO_2^- -N)

Το νιτρώδες άζωτο, όπως και το νιτρικό, αποτελεί μια οξειδωμένη μορφή του αμμωνιακού αζώτου. Στο σύστημα ήταν ο κύριος αποδέκτης ηλεκτρονίων και με τη παρουσία των αυτότροφων βακτηρίων στους αντιδραστήρες μελετήθηκε η αντίδρασή τους και οι ρυθμοί απομάκρυνσής τους.

Ο προσδιορισμός του νιτρώδους αζώτου πραγματοποιήθηκε χρησιμοποιώντας έτοιμα αντιδραστήρια Nitriver 3 της εταιρείας HACH, με τη διαδικασία να περιλαμβάνει την προσθήκη έτοιμου αντιδραστηρίου σε 10mL δείγματος και τον προσδιορισμό της συγκέντρωσής τους με τη χρήση του φασματοφωτόμετρου.

3.4.7. Προσδιορισμός ολικού κατά Kjeldahl Αζώτου (TKN) και αμμωνιακού αζώτου ($\text{NH}_4^- - \text{N}$)

Το άζωτο εμφανίζεται στα ανεπεξέργαστα λύματα συνήθως υπό μορφή αμμωνίας και οργανικού αζώτου. Ο προσδιορισμός των ενώσεων αυτών πραγματοποιήθηκε βάσει της μεθόδου ανάλυσης κατά Kjeldahl για το ολικό άζωτο και της μεθόδου Nessler για τον προσδιορισμό του αμμωνιακού αζώτου.

Η μέθοδος Kjeldahl εκτελείται σε δύο στάδια, το στάδιο της χώνευσης του οργανικού αζώτου (στάδιο 1) και το στάδιο της απόσταξης του αμμωνιακού αζώτου (στάδιο 2). Σκοπός της μεθόδου είναι η μετατροπή όλου του οργανικού αζώτου σε αμμωνιακό άζωτο (στάδιο 1), στην αφαίρεση του αμμωνιακού αζώτου από το δείγμα μέσω απόσταξης (στάδιο 2) και τελικά η μέτρηση της συνολικής ποσότητας της εκλυόμενης αμμωνίας.

Σύμφωνα με τη μέθοδο APHA 4500-Norg B:2012, αρχικά το δείγμα υπόκειται σε χώνευση στους 350-370 °C παρουσία θειικού οξέος και θειικού υδραργύρου. Ως αποτέλεσμα παρατηρείται η υδρόλυση οργανικού αζώτου σε αμμωνιακό άζωτο, το οποίο εμφανίζεται ως ίζημα θειικού αμμωνίου, το οποίο είναι διαλυτό στο νερό. Στη συνέχεια και αφού το οργανικό άζωτο μετατραπεί σε αμμωνιακό, πραγματοποιείται απόσταξη σε συσκευή BUCHI K-314, όπου υπό αλκαλικές συνθήκες διοχετεύονται υδρατμοί στο δείγμα. Για τη διατήρηση του pH σε τιμές κοντά στο 9.5 προστίθεται πυκνό διάλυμα NaOH, ενώ η συλλογή της αμμωνίας πραγματοποιείται σε διάλυμα βορικού οξέος υπό μορφή αμμωνίου.

Στη συνέχεια σε 50 mL δείγματος (αραιωμένο κατά περίπτωση) προστίθενται 2 mL αντιδραστηρίου Nessler (μείγμα ιωδιούχου καλίου και ιωδιούχου υδραργύρου), το οποίο αντιδρά με το αμμωνιακό άζωτο για περίπου 10 λεπτά. Το διάλυμα ανάλογα με την περιεκτικότητά του σε αμμωνία λαμβάνει ένα καφέ - κίτρινο χρώμα με αποτέλεσμα ο προσδιορισμός της συγκέντρωσης του αμμωνιακού αζώτου στο διάλυμα να πραγματοποιείται φασματομετρικά στα 425 nm. Αυτή η τιμή αποτελεί το ολικό Kjeldahl άζωτο.

Κατά τη μέθοδο APHA 4500-NH3B, C:2015 επιτυγχάνεται ο προσδιορισμός μόνο του αμμωνιακού αζώτου, όπου τοποθετείται δείγμα συγκεκριμένης ποσότητας mL, μετά την προσθήκη διαλύματος NaOH 6N, σε συσκευή απόσταξης BUCHI K-314. Το δείγμα αποστάζεται σε κωνική φιάλη, η οποία περιέχει 10 mL βορικού οξέος και ο απαιτούμενος όγκος αποστάγματος διαφέρει ανάλογα με το υπό εξέταση δείγμα. Στη συνέχεια ακολουθεί ομοίως η μέθοδος μέτρησης Nessler, όπως αυτή αναλύθηκε παραπάνω. Η τελική συγκέντρωση προκύπτει από μια καμπύλη βαθμονόμησης, της μορφής $y=a.x+b$.

3.4.8. Προσδιορισμός ολικού φωσφόρου (TP) και ορθοφωσφορικών ($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$)

Ο φώσφορος στα αστικά λύματα βρίσκεται είτε σαν ανόργανος σε ορθοφωσφορικές ρίζες και πολυφωσφορικές αλυσίδες, είτε δεσμευμένος σε μη υδατοδιάλυτες οργανικές ύλες. Ο προσδιορισμός του οργανικού φωσφόρου και των ορθοφωσφορικών απαιτεί πρώτα την υδρόλυσή τους σε ορθοφωσφορικά.

Για το λόγο αυτό, ο προσδιορισμός του ολικού φωσφόρου, ο οποίος περιλαμβάνει και τις τρεις μορφές φωσφόρου (ορθοφωσφορικά, πολυφωσφορικά και οργανικό φώσφορο) γίνεται σε δύο στάδια. Το πρώτο στάδιο περιλαμβάνει το στάδιο της χώνευσης του οργανικού φωσφόρου και των πολυφωσφορικών με σκοπό την μετατροπή τους σε ορθοφωσφορικές ρίζες. Το επόμενο στάδιο είναι ο προσδιορισμός του συνόλου του φωσφόρου ως ορθοφωσφορικά ($\text{PO}_4\text{-P}$).

Στο πρώτο στάδιο, το δείγμα υπόκειται σε βρασμό παρουσία θειικού οξέος και κάτω από αυτές τις συνθήκες η οργανική ύλη οξειδώνεται σε CO_2 και H_2O , ενώ ο φώσφορος που περιέχεται στην οργανική ύλη και στις πολυφωσφορικές αλυσίδες, υδρολύεται σε ορθοφωσφορικά. Η συγκέντρωση των ορθοφωσφορικών, πραγματοποιείται σύμφωνα με τη μέθοδο ασκορβικού οξέος.

Βάσει της μεθόδου του ασκεριού οξέος, μείγμα ammonium molybdate και potassium antimonyl-tartrate αντιδρούν κάτω από όξινες συνθήκες και παράγουν μια σύμπλοκη ένωση, ammonium phospho-molybdate. Παρουσία ασκορβικού οξέος, το μολυβδένιο που περιέχεται στην ένωση, ανάγεται σε ελεύθερο μολυβδαίνιο που δίνει τελικά μια μπλε απόχρωση στο διάλυμα. Η απόχρωση τελικά του διαλύματος, είναι ανάλογη της συγκέντρωσης του φωσφόρου που περιέχεται στο εξεταζόμενο δείγμα, για συγκεντρώσεις 0.1 –1.0 mg P/L.

Ο προσδιορισμός του ολικού και διαλυτού φωσφόρου, έγινε σύμφωνα με την πρότυπη μέθοδο 4500 – PE Ascorbic Acid του Standard Methods. Κατά το στάδιο της χώνευσης, το δείγμα κατάλληλου όγκου και αραιωμένου στα 50 mL, υπόκειται σε βρασμό παρουσίας μιας σταγόνας θειικού οξέος κανονικότητας 11N και περίπου 0.4 g ammonium persulfate. Εφόσον το δείγμα βράσει και παραμείνει στη φιάλη 10 με 15 mL, προστίθεται απιονισμένο νερό έως τα 50mL και μια σταγόνα phenolphthalein. Ακολούθως, προστίθεται ποσότητα NaOH 6N, μέχρι το διάλυμα να πάρει μια ελαφριά ροζ απόχρωση. Τελικά, πραγματοποιείται αραιώση των δειγμάτων στα 100 mL.

Για τον προσδιορισμό των ορθοφωσφορικών, γίνονται κατάλληλες αραιώσεις στα υπό εξέταση δείγματα σε τελικό όγκο των 50 mL, προκειμένου η τελική συγκέντρωση $\text{PO}_4\text{-P}$ να

κυμαίνεται στο εύρος 0.1 – 1 mg/L. Στη συνέχεια, προστίθεται στο δείγμα 8 mL από τα ανάμεικτα αντιδραστήρια και μετά το πέρας 10 min, φασματομετρήθηκαν σε μήκος κύματος 890nm.

3.4.9. Προσδιορισμός προσκολλημένης βιομάζας στους βιοφορείς

Αρχικά, επιλέγονταν τυχαία 10 με 15 βιοφορείς μέσα από τον αντιδραστήρα IFAS-SBR. Αφού λοιπόν μπήκαν σε φόρμες αλουμινίου, τοποθετήθηκαν σε εργαστηριακό φούρνο θερμοκρασίας 105 °C για περίπου 24 ώρες. Μετά το πέρας των 24 ωρών, τοποθετήθηκαν σε αφυγραντήρα έως ότου αποκτήσουν θερμοκρασία περιβάλλοντος.

Έπειτα, οι βιοφορείς ζυγίστηκαν σε εργαστηριακό ζυγό ακριβείας και καταγράφηκε το βάρος αυτών (M_1). Στην πορεία, οι βιοφορείς τοποθετήθηκαν σε γυάλινους περιέκτες με καθαρό νερό, όγκου περίπου 300–400 mL, με σκοπό να ξεπλυθούν. Η διαδικασία αυτή του ξεπλύματος, ακολουθήθηκε δύο φορές. Επιπροσθέτως, ξεπλύθηκε ο καθείς κάτω από τρεχούμενο νερό, προκειμένου να επιτευχθεί η κατά το δυνατόν καλύτερη αποκόλληση της βιομάζας που είχε μείνει.

Τοποθετήθηκαν ξανά στον φούρνο των 105 °C για 24 περίπου ώρες. Επαναλήφθηκε η ίδια διαδικασία ζύγισης στον εργαστηριακό ζυγό ακριβείας και καταγράφηκε το βάρος των βιοφορέων (M_2). Τελικά, προσδιορίστηκε η συγκέντρωση της βιομάζας στους βιοφορείς κατά μέσο όρο, σύμφωνα με τον ακόλουθο τύπο:

$$\Delta M = M_1 - M_2$$

(Εξ. 12 Προσδιορισμός προσκολλημένης βιομάζας)

4. Παρουσίαση και ανάλυση πειραματικών αποτελεσμάτων

4.1. Εισαγωγή

Στην παρούσα εργασία εξετάσθηκε η αποτελεσματικότητα ενός αντιδραστήρα IFAS-SBR στην επεξεργασία στραγγιδίων αφυδάτωσης. Σκοπός του εν λόγω εργαστηριακού συστήματος ήταν η απομάκρυνση του αζωτούχου φορτίου από στραγγίδια αφυδάτωσης μέσω της βιοχημικής οδού νιτρωδοποίησης – απονιτρωδοποίησης.

Όπως αναφέρθηκε προηγουμένως, η διάρκεια λειτουργίας του συστήματος ήταν 174 ημέρες και χωρίστηκε σε 3 διαφορετικές περιόδους, ανάλογα με τη φόρτιση αζώτου (NLR) και τον όγκο πλήρωσης του αντιδραστήρα με βιοφορείς:

- 1^η περίοδος (61 ημέρες): NLR = 0.39 ± 0.07 kg N/m³.d και 25% πλήρωση βιοφορέων
- 2^η περίοδος (59 ημέρες): NLR = 0.68 ± 0.14 kg N/m³.d και 25% πλήρωση βιοφορέων
- 3^η περίοδος (54 ημέρες): NLR = 0.79 ± 0.01 kg N/m³.d και 50% πλήρωση βιοφορέων

Στο παρόν κεφάλαιο θα παρουσιαστούν οι συνθήκες λειτουργίας του αντιδραστήρα (Πίνακας 7) καθ' όλη τη διάρκεια λειτουργίας του, καθώς και η αποτελεσματικότητά του με βάση την απόδοσή του ως προς την απομάκρυνση του αζώτου από τα στραγγίδια αφυδάτωσης, με βάση την καθημερινή παρακολούθηση του συστήματος.

Θα αναλυθούν επίσης, τα αποτελέσματα που προέκυψαν τόσο από τα in-situ πειράματα που πραγματοποιήθηκαν στον αντιδραστήρα IFAS-SBR, όσο και από τα ex-situ batch πειράματα στο ανάμικτο υγρό αλλά και τους βιοφορείς του συστήματος, που σκοπό είχαν τον προσδιορισμό των ταχυτήτων νιτρωδοποίησης και απονιτρωδοποίησης.

Τέλος, θα γίνει αναφορά στην ανάπτυξη αιωρούμενης και προσκολλημένης βιομάζας και στην επίδραση που είχαν στις διεργασίες και την εν γένει λειτουργία του συστήματος, συγκρίνοντας τους ρυθμούς νιτρωδοποίησης και απονιτρωδοποίησης που προσδιορίστηκαν από τα in-situ και ex-situ πειράματα batch.

Πίνακας 7: Λειτουργικά χαρακτηριστικά αντιδραστήρα IFAS-SBR

	1 ^η περίοδος (8/10/2019 - 8/12/2019)	2 ^η περίοδος (9/12/2019 - 4/2/2020)	3 ^η περίοδος (5/2/2020 - 31/3/2020)
Όγκος (L)	25.1	25.1	25.1
Παροχή (L/d)	6.08 ± 0.79	7.05 ± 2.08	7.43 ± 1.9
HRT (d)	4.22 ± 0.72	3.97 ± 1.42	3.7 ± 1.3
SRT (d)	12 - 16	12 - 16	12 - 16
NLR (kg N/m ³ .d)	0.39 ± 0.07	0.68 ± 0.14	0.77 ± 0.02
MLSS (mg/L)	5401 ± 792	6453 ± 792	6524 ± 723
MLVSS (mg/L)	4075 ± 516	4952 ± 811	5143 ± 693
Θερμοκρασία (°C)	21.7 ± 1.2	21.6 ± 2.0	19.9 ± 2.4
DO (mg/L)	3.5 - 5.5	3.5 - 5.5	3.5 - 5.5

Όπως παρουσιάζεται στον Πίνακα 7, ο ωφέλιμος όγκος του αντιδραστήρα ήταν 25.1 L σε όλη τη διάρκεια λειτουργίας του πειράματος, ενώ η μέση ημερήσια παροχή των στραγγιδίων αφυδάτωσης κυμάνθηκε από 6.08 ± 0.79 L/d κατά την 1^η περίοδο, έως και 7.43 ± 1.9 L/d κατά την 3^η περίοδο λειτουργίας. Ο αντιδραστήρας IFAS-SBR λειτούργησε με μέσους υδραυλικούς χρόνους παραμονής 4.22, 3.97 και 3.7 ημερών για τις 3 περιόδους λειτουργίας αντίστοιχα, με το χρόνο παραμονής στερεών να κυμαίνεται από 12 μέχρι 16 ημέρες.

Η αποτελεσματικότητα του συστήματος μελετήθηκε για φορτίσεις αζώτου από 0.26 kgN/m³.d μέχρι 0.8 kgN/m³.d με τις μέσες τιμές των εκάστοτε περιόδων λειτουργίας να παρουσιάζονται στον πίνακα 7.

Επιπλέον, η θερμοκρασία του ανάμικτου υγρού στον αντιδραστήρα κυμάνθηκε από 19.85 °C μέχρι 21.73 °C, ενώ η συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου στις αερόβιες φάσεις του κύκλου ήταν σταθερά μεταξύ 3.5 και 5.5 καθ' όλη τη διάρκεια λειτουργίας του αντιδραστήρα.

Τέλος, όπως φαίνεται από τον πίνακα 7, παρατηρήθηκε αύξηση στη μέση συγκέντρωση των ολικών αιωρούμενων στερεών του ανάμικτου υγρού από 5401.25 mg/L, σε 6524.28, και των πτητικών αιωρούμενων στερεών από 4074.75 mg/L σε 5142.50 mg/L.

4.2. Αποτελέσματα καθημερινής λειτουργίας συστήματος IFAS-SBR

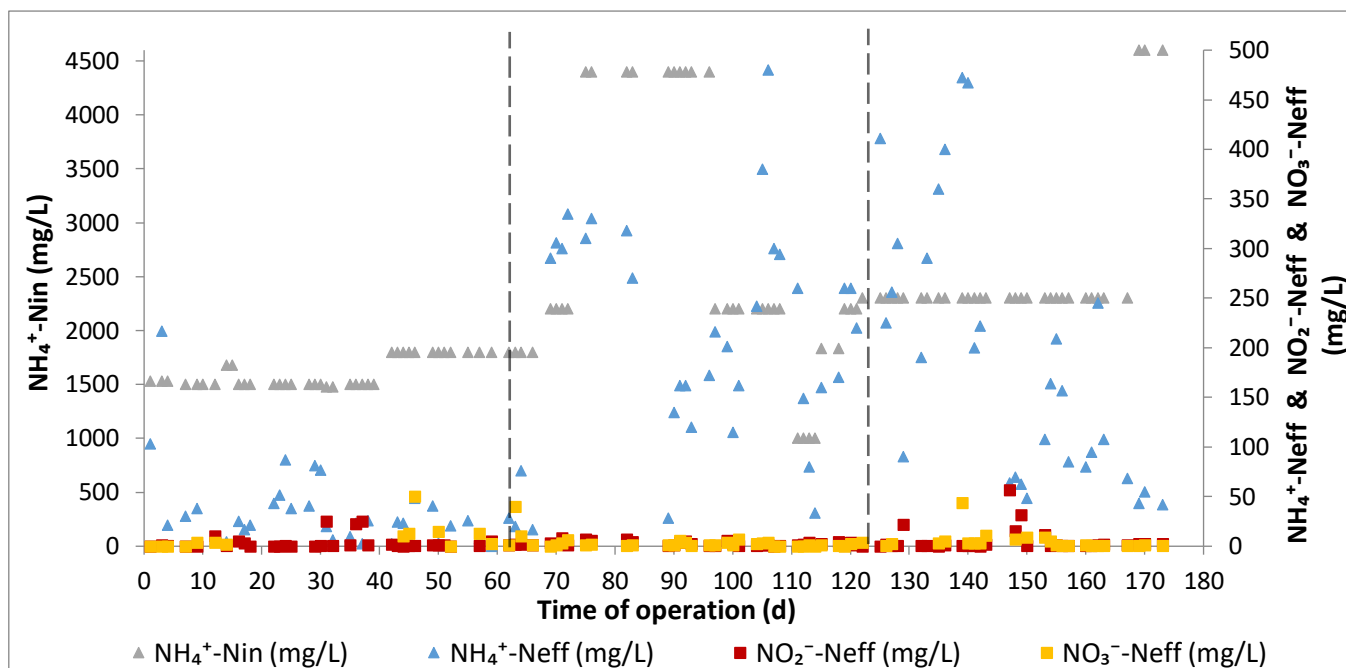
4.2.1. Απομάκρυνση αζώτου

Η καθημερινή παρακολούθηση του συστήματος IFAS-SBR οδήγησε σε ενδιαφέροντα αποτελέσματα όσο αφορά την αποτελεσματικότητά του στην απομάκρυνση των θρεπτικών ουσιών των στραγγιδίων αφυδάτωσης και κυρίως του αμμωνιακού αζώτου. Η λειτουργία του αντιδραστήρα και η παρουσίαση των αποτελεσμάτων χωρίστηκε στις 3 περιόδους λειτουργίας του, ενώ θα πρέπει να τονιστεί ότι ανά περιόδους στα στραγγίδια αφυδάτωσης προστέθηκε επιπλέον διάλυμα χλωριούχου αμμωνίου ώστε να επιτευχθεί το επιθυμητό NLR. Στον πίνακα 8 παρουσιάζονται οι μέσες συγκεντρώσεις αμμωνιακού, νιτρώδους και νιτρικού αζώτου που μετρήθηκαν στην είσοδο και έξοδο του συστήματος, καθώς και ο βαθμός απομάκρυνσης τους.

Πίνακας 8: Μέσες συγκεντρώσεις αζώτου στην είσοδο και έξοδο του συστήματος και ποσοστά απομάκρυνσης

	1 ^η περίοδος (8/10/2019 - 8/12/2019)	2 ^η περίοδος (9/12/2019 - 4/2/2020)	3 ^η περίοδος (5/2/2020 - 31/3/2020)
NH_4^- -Nin (mg/L)	1605 ± 140	2500 ± 1236	2718 ± 1009
NH_4^+ -Neff (mg/L)	34 ± 41	183 ± 123	239 ± 104
NO_2^- -Neff (mg/L)	3 ± 7	3 ± 2	3 ± 4
NO_3^- -Neff (mg/L)	8 ± 13	4 ± 7	2 ± 2
TN removal (%)	97.6 ± 2.6	90.9 ± 6.0	91.3 ± 6.3
NH_4^+-N removal (%)	97.8 ± 2.7	91.2 ± 6.1	91.6 ± 6.3

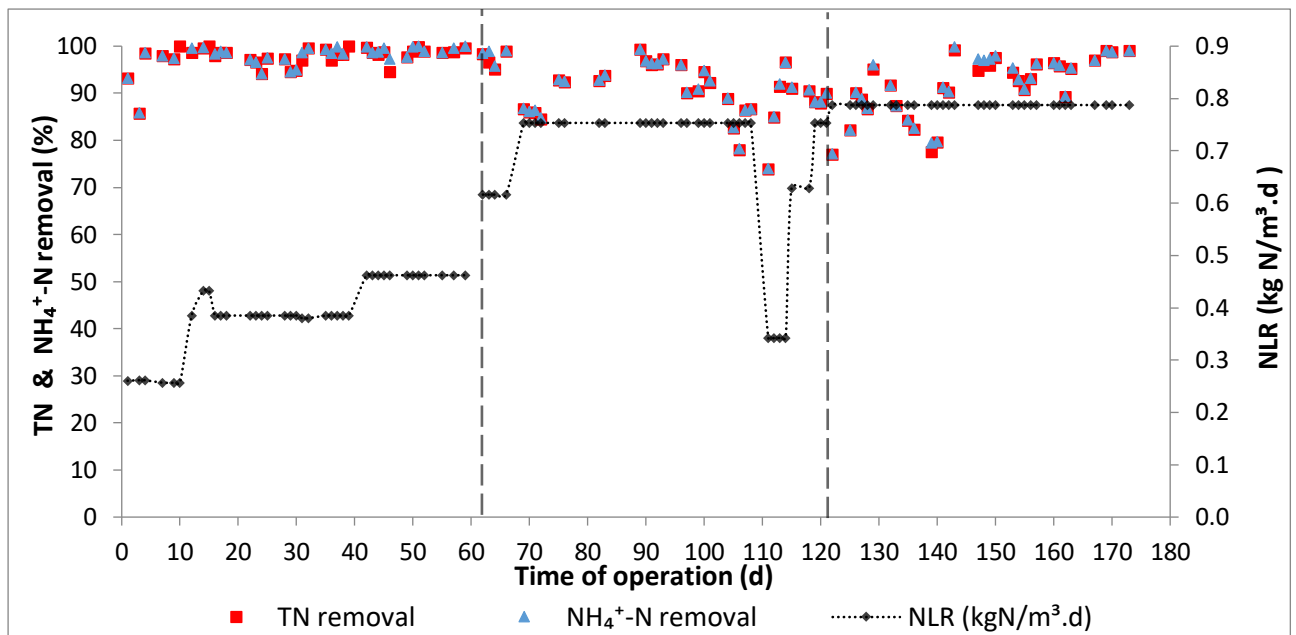
Η συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου στα εισερχόμενα στραγγίδια (με την προσθήκη διαλύματος NH_4Cl όπου απαιτήθηκε) κυμάνθηκε από 1500mg/L μέχρι 4600 mg/L, με τις μέσες τιμές των 3 περιόδων λειτουργίας να παρουσιάζονται στον πίνακα 8. Η μέση συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου που παρατηρήθηκε στην έξοδο του συστήματος για την εκάστοτε περίοδο ήταν 34, 183 και 239 mg/L αντίστοιχα, την ώρα που το νιτρώδες και νιτρικό άζωτο στην έξοδο του αντιδραστήρα δεν υπερέβαινε τα 10mg/L, εκτός από ελάχιστες περιπτώσεις.



Σχήμα 1: Συγκεντρώσεις των μορφών αζώτου στην είσοδο και έξοδο του συστήματος IFAS-SBR

Στο σχήμα 1 παρουσιάζονται όλες οι συγκεντρώσεις αμμωνιακού, νιτρώδους και νιτρικού αζώτου στην είσοδο και έξοδο του συστήματος καθ' όλη τη διάρκεια λειτουργίας του αντιδραστήρα. Όπως μπορεί να γίνει εύκολα αντιληπτό, η αποτελεσματικότητα του αντιδραστήρα IFAS-SBR στην απομάκρυνση αζώτου μέσω της διεργασίας της μερικής νιτροποίησης ήταν πολύ ικανοποιητική. Συγκεκριμένα, για τις 3 περιόδους λειτουργίας του συστήματος επιτεύχθηκε ποσοστό απομάκρυνσης ολικού αζώτου 97.6%, 90.9% και 91.3%, ενώ το αμμωνιακό άζωτο απομακρύνθηκε σε ποσοστό 97.8%, 91.2% και 91.6% αντίστοιχα (σχήμα 2).

Συμπερασματικά, παρατηρήθηκε πως με την αύξηση της ημερήσιας φόρτισης αζώτου από 0.39 kgN/m³.d που ήταν κατά την 1^η περίοδο σε 0.68 kgN/m³.d κατά τη 2^η περίοδο λειτουργίας, το ποσοστό απομάκρυνσης τόσο του ολικού όσο και του αμμωνιακού αζώτου μειώθηκε αλλά όχι σημαντικά, παραμένοντας σε πολύ υψηλά επίπεδα. Επιπλέον, όπως ήταν αναμενόμενο, η αύξηση του όγκου πλήρωσης των βιοφορέων από 25% σε 50% οδήγησε σε μικρή αύξηση των ποσοστών απομάκρυνσης κατά την 3^η περίοδο λειτουργίας με το σύστημα να ανταποκρίνεται χωρίς να επηρεάζεται από την αύξηση του NLR από 0.68 kgN/m³.d σε 0.79 kgN/m³.d.



Σχήμα 2: Ποσοστά απομάκρυνσης ολικού και αμμωνιακού αζώτου

4.2.2. Απομάκρυνση ολικού και διαλυτού COD

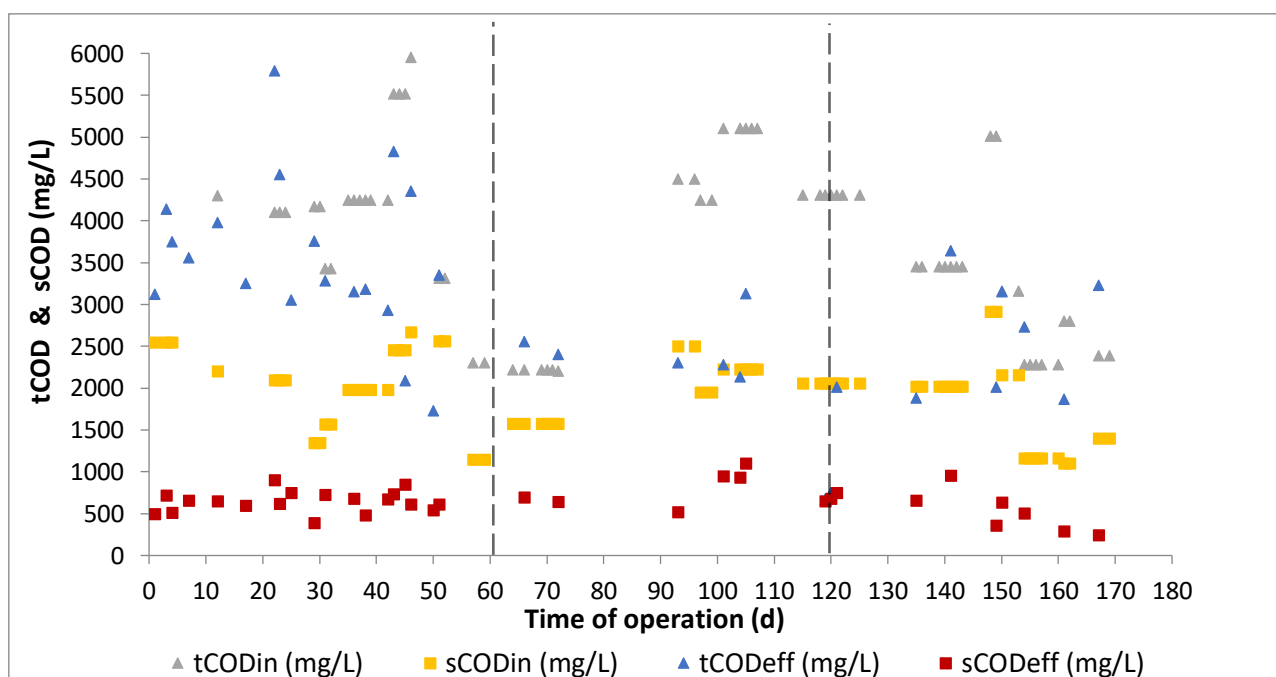
Η τροφοδοσία του αντιδραστήρα IFAS-SBR με στραγγίδια αφυδάτωσης, οδήγησε σε υψηλές συγκεντρώσεις οργανικού φορτίου στην είσοδο του συστήματος. Η διακύμανση στις συγκεντρώσεις ολικού και διαλυτού οργανικού φορτίου που παρατηρείται στην είσοδο καθ' όλη τη διάρκεια λειτουργίας του αντιδραστήρα, οφείλεται στη μεταβλητότητα των χαρακτηριστικών των στραγγιδίων που προέρχονταν από την ΕΕΛ Ψυττάλειας.

Στον πίνακα 9 παρουσιάζονται οι μέσες τιμές των συγκεντρώσεων του ολικού και διαλυτού COD στην είσοδο και έξοδο του συστήματος, καθώς και τα ποσοστά απομάκρυνσής τους. Η προέλευση των στραγγιδίων (τα οποία έχουν υποστεί υδρόλυση και στη συνέχεια αναερόβια χώνευση) και συνεπώς τα ποιοτικά χαρακτηριστικά τους, επιτρέπουν τη βιοδιάσπαση μόνο ενός πολύ μικρού ποσοστού του οργανικού φορτίου, το οποίο κυμαίνεται κοντά στο 10% του συνολικού COD. Το γεγονός αυτό, σε συνδυασμό με κάποια προβλήματα καθιζησιμότητας που παρουσιάστηκαν, οδήγησαν σε σχετικά υψηλές μέσες συγκεντρώσεις ολικού COD στην έξοδο του συστήματος, λόγω αιωρούμενων στερεών στην εκροή.

Πίνακας 9: Μέσες συγκεντρώσεις ολικού και διαλυτού COD και ποσοστά απομάκρυνσης

	1 ^η περίοδος (8/10/2019 - 8/12/2019)	2 ^η περίοδος (9/12/2019 - 4/2/2020)	3 ^η περίοδος (5/2/2020 - 31/3/2020)
Ολικό COD _{in} (mg/L)	4475 ± 1277	3617 ± 1313	3951 ± 1142
Διαλυτό COD _{in} (mg/L)	2054 ± 469	1841 ± 491	1957 ± 422
Ολικό COD _{eff} (mg/L)	3571 ± 933	2219 ± 927	1882 ± 818
Διαλυτό COD _{eff} (mg/L)	641 ± 126	696 ± 284	721 ± 232
Ολικό COD removal (%)	28.9 ± 18.9	57.1 ± 17.0	45.8 ± 27.7
Διαλυτό COD removal (%)	70.1 ± 7.7	61.2 ± 9.5	69.0 ± 11.3

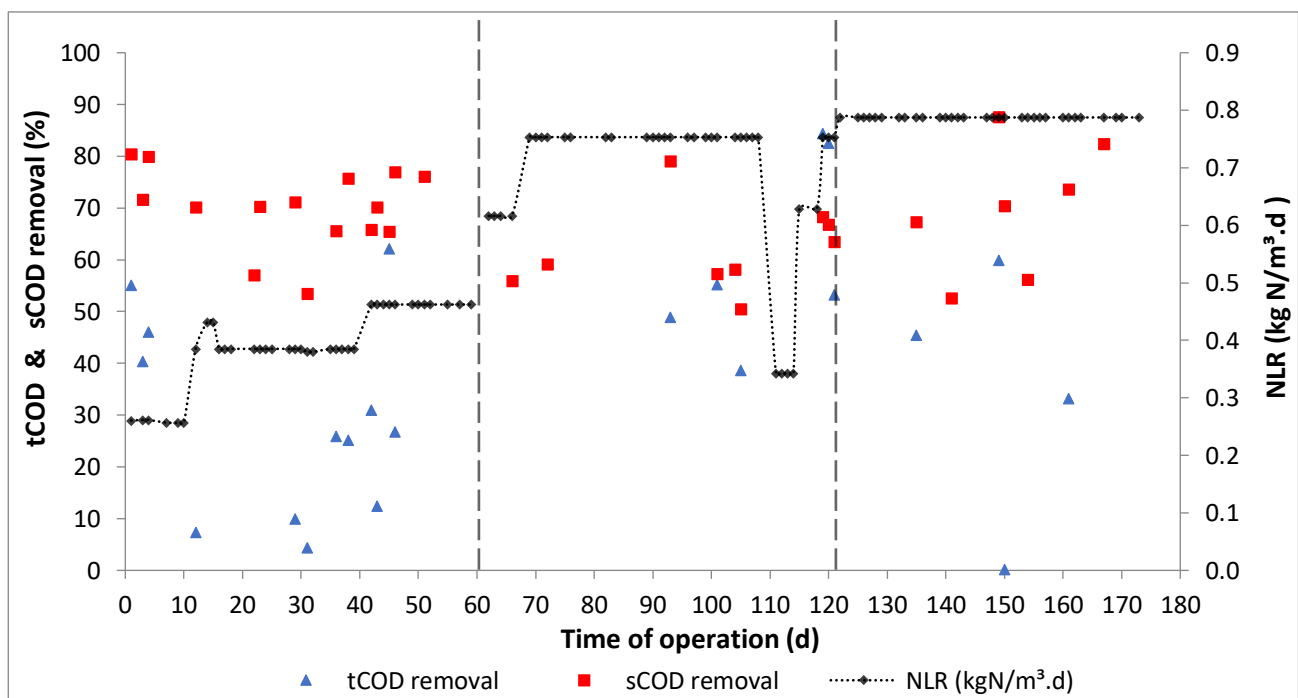
Πιο συγκεκριμένα, για τις 3 περιόδους λειτουργίας παρατηρήθηκαν συγκεντρώσεις ολικού COD που κυμάνθηκαν από 2300 μέχρι 5959 mg/L, και διαλυτού COD από 1100 μέχρι 2914 mg/L. Παράλληλα, στην έξοδο του συστήματος το εύρος ολικού και διαλυτού οργανικού φορτίου κυμάνθηκε από 670 μέχρι 5790 mg/L, και από 246 μέχρι 110 mg/L αντίστοιχα. Το σύνολο των μετρήσεων παρουσιάζεται στο πιο κάτω διάγραμμα.



Σχήμα 3: Συγκεντρώσεις COD στην είσοδο και έξοδο του συστήματος IFAS-SBR

Για τους λόγους που αναφέρθηκαν προηγουμένως, οι συγκεντρώσεις ολικού COD που παρατηρήθηκαν στην έξοδο του συστήματος IFAS-SBR ήταν υψηλές, με αποτέλεσμα τα μέσα ποσοστά απομάκρυνσής του να φτάνουν το 28.9%, 57.1% και 45.8% για τις 3 περιόδους λειτουργίας αντίστοιχα.

Αντίθετα, σημαντικά ποσοστά απομάκρυνσης παρουσίασαν οι συγκεντρώσεις του διαλυτού COD, αφού σε σχέση με το διαλυτό κλάσμα των στραγγιδίων εισόδου απομακρύνθηκε ένα σημαντικό ποσοστό. Συγκεκριμένα, κατά την 1^η περίοδο λειτουργίας η μέση απομάκρυνση διαλυτού COD έφτασε το 70.1%, ενώ τη 2^η περίοδο όπου το ημερήσιο φορτίο αζώτου αυξήθηκε ήταν 61.2%. Με την αύξηση του όγκου πλήρωσης των βιοφορέων κατά την 3^η περίοδο λειτουργίας του συστήματος, παρουσιάστηκε εκ νέου αύξηση στο ποσοστό απομάκρυνσης του διαλυτού οργανικού κλάσματος που υπολογίστηκε στο 69%



Σχήμα 4: Ποσοστά απομάκρυνσης ολικού και διαλυτού COD

4.2.3. Απομάκρυνση ολικού φωσφόρου (TP) και ορθοφωσφορικών (PO_4^{3--P})

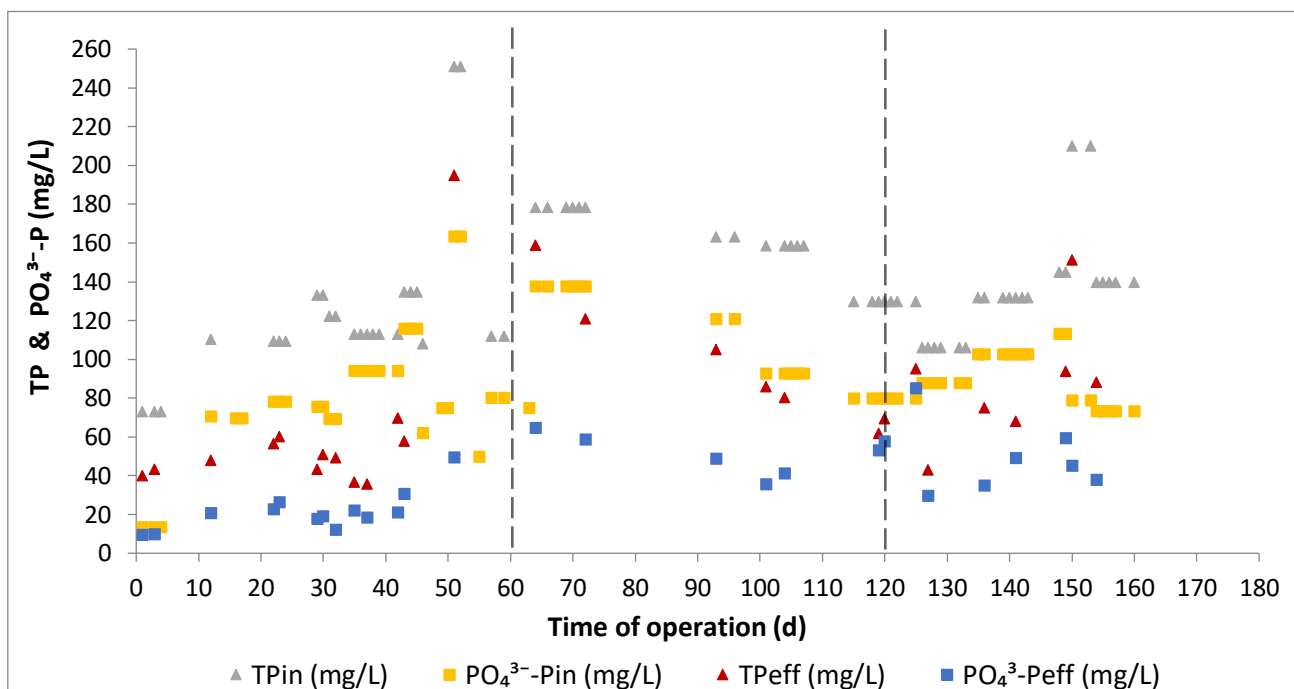
Κατά τη διάρκεια της παρούσας πειραματικής μελέτης, εξετάστηκαν επίσης οι συγκεντρώσεις ολικού φωσφόρου και ορθοφωσφορικών. Παρ' όλο που δεν αποτελούν βασικές παραμέτρους για την εν γένει λειτουργία του συγκεκριμένου συστήματος IFAS-SBR, η διακύμανση των συγκεντρώσεών τους στη διάρκεια του κύκλου των διεργασιών,

παρουσιάζουν ενδιαφέρον για περαιτέρω σχολιασμό. Στον πίνακα 10 που ακολουθεί παρουσιάζονται οι μέσες συγκεντρώσεις ολικού φώσφορου και ορθοφωσφορικών στα τροφοδοτούμενα στραγγίδια και στην έξοδο του συστήματος, καθώς και τα ποσοστά απομάκρυνσής τους.

Πίνακας 10: Μέσες συγκεντρώσεις ολικού φωσφόρου και ορθοφωσφορικών και ποσοστά απομάκρυνσης

	1 ^η περίοδος (8/10/2019 - 8/12/2019)	2 ^η περίοδος (9/12/2019 - 4/2/2020)	3 ^η περίοδος (5/2/2020 - 31/3/2020)
<i>TPin (mg/L)</i>	123 ± 42	148 ± 34	137 ± 33
<i>PO₄³⁻-Pin (mg/L)</i>	81 ± 34	101 ± 29	95 ± 24
<i>TPeff (mg/L)</i>	61 ± 42	90 ± 38	79 ± 26
<i>PO₄³⁻-Peff (mg/L)</i>	22 ± 10	42 ± 19	47 ± 18
<i>TP removal (%)</i>	52.1 ± 13.7	37.6 ± 15.3	41.7 ± 11.1
<i>PO₄³⁻-P removal (%)</i>	70.5 ± 13.9	53.3 ± 10.3	49.9 ± 13.4

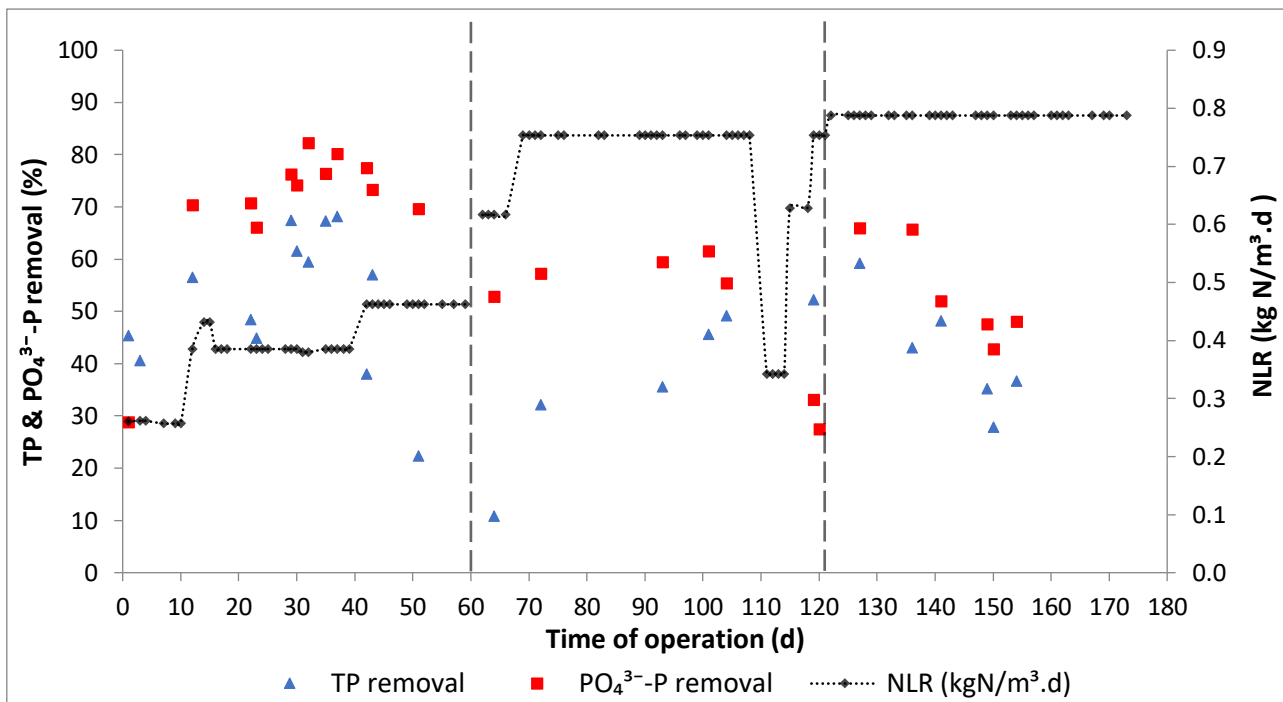
Καθ' όλη τη διάρκεια λειτουργίας του συστήματος, οι συγκεντρώσεις ολικού φωσφόρου κυμάνθηκαν από 73.2 μέχρι 251 mg/L, ενώ οι συγκεντρώσεις ορθοφωσφορικών από 13.9 μέχρι 163.5 mg/L. Η διακύμανση αυτή στις συγκεντρώσεις εισόδου οφείλεται, όπως και στην περίπτωση του οργανικού φορτίου, στην μεταβλητότητα των χαρακτηριστικών των στραγγιδίων αφυδάτωσης που προέρχονταν από την ΕΕΛ Ψυττάλειας. Στην εκροή του συστήματος παρατηρήθηκαν συγκεντρώσεις ολικού φωσφόρου εύρους 36 με 195mg/L, και ορθοφωσφορικών 9.9 με 85.3 mg/L. Οι συνολικές μετρήσεις για τις συγκεκριμένες παραμέτρους απεικονίζονται στο σχήμα 5 πιο κάτω.



Σχήμα 5: Συγκεντρώσεις ολικού φωσφόρου και ορθοφωσφορικών στην είσοδο και έξοδο του συστήματος IFAS-SBR

Όπως γίνεται αντιληπτό, οι συγκεντρώσεις του ολικού φωσφόρου και των ορθοφωσφορικών παρουσιάζουν σημαντικό ποσοστό απομάκρυνσης μέσω του συστήματος IFAS-SBR παρά το γεγονός ότι δεν εφαρμόστηκε αναερόβια φάση λειτουργίας με σκοπό την ανάπτυξη πολυφωσφορικών βακτηρίων. Κατά την 1^η περίοδο λειτουργίας το μέσο ποσοστό απομάκρυνσης για τον ολικό φώσφορο ήταν 52.1%, ενώ στη 2^η και 3^η περίοδο λειτουργίας το ποσοστό αυτό μειώθηκε στο 37.6% και 41.7% αντίστοιχα. Όσον αφορά τα ορθοφωσφορικά, παρατηρήθηκε σημαντικότερη μείωση, αφού τα μέσα ποσοστά απομάκρυνσης στις 3 περιόδους λειτουργίας του αντιδραστήρα ήταν της τάξης του 70.5%, 53.3% και 49.9% αντίστοιχα.

Αξίζει να σημειωθεί, πως η απομάκρυνση των φωσφορικών δεν οφείλεται σε βιολογικές διεργασίες, αλλά ήταν αποτέλεσμα κυρίως χημικής κατακρήμνισης αλλά και της κατανάλωσής του από τη βιομάζα μέσω της σύνθεσης νέου κυτταρικού υλικού.



Σχήμα 6: Ποσοστά απομάκρυνσης ολικού φωσφόρου και ορθοφωσφορικών

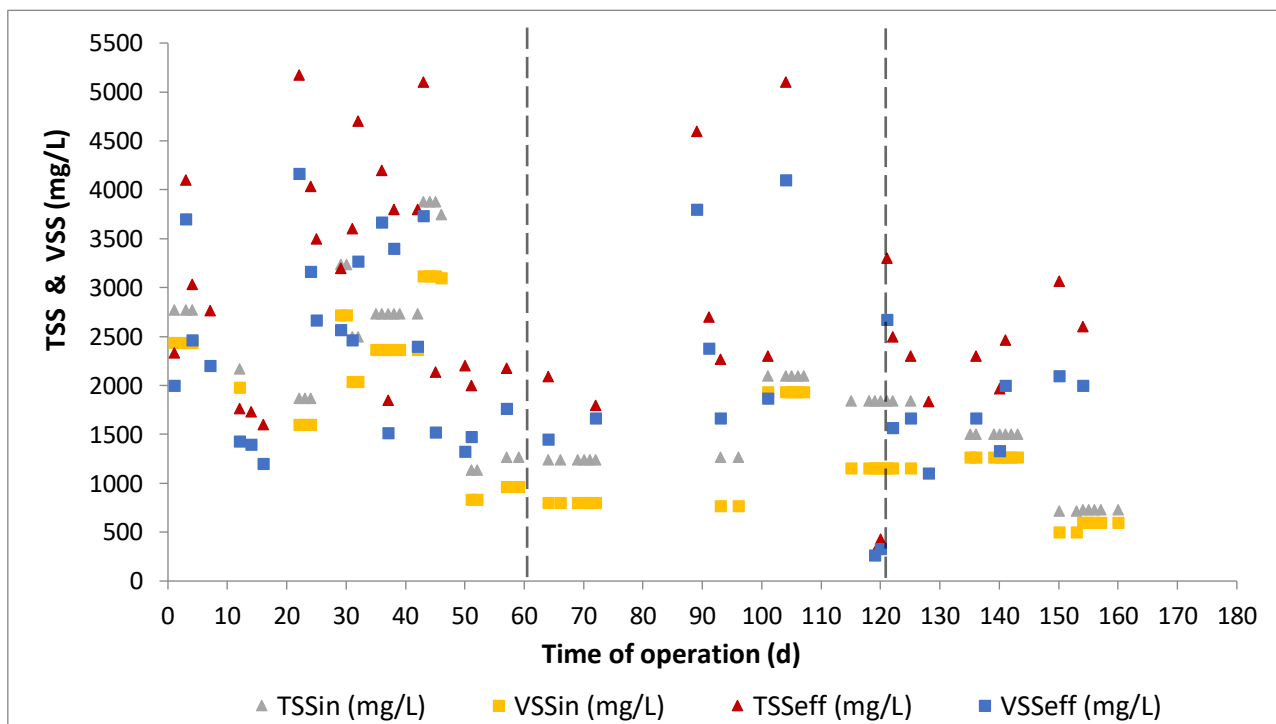
4.2.4. Διακύμανση ολικών (TSS) και πτητικών (VSS) αιωρούμενων στερεών

Λόγω των ποιοτικών χαρακτηριστικών των στραγγιδίων και του βαθμού επεξεργασίας τους, η τροφοδοσία του συστήματος IFAS-SBR χαρακτηρίστηκε από σχετικά χαμηλές συγκεντρώσεις ολικών αιωρούμενων στερεών. Οι μέσες τιμές των συγκεντρώσεων τόσο των στραγγιδίων όσο και του επεξεργασμένου υγρού φαίνονται στον πίνακα 11.

Πίνακας 11: Μέσες συγκεντρώσεις ολικών και πτητικών αιωρούμενων στερεών στην είσοδο και έξοδο του συστήματος IFAS-SBR

	1 ^η περίοδος (8/10/2019 - 8/12/2019)	2 ^η περίοδος (9/12/2019 - 4/2/2020)	3 ^η περίοδος (5/2/2020 - 31/3/2020)
TSS _{in} (mg/L)	2566 ± 839	1597 ± 468	1647 ± 437
VSS _{in} (mg/L)	2155 ± 711	1214 ± 527	1212 ± 468
TSS _{eff} (mg/L)	3128 ± 1140	2509 ± 1384	2380 ± 1333
VSS _{eff} (mg/L)	2432 ± 930	2030 ± 1128	1875 ± 1107

Όπως φαίνεται, οι συγκεντρώσεις αιωρούμενων στερεών στην έξοδο του συστήματος IFAS-SBR ήταν υψηλές. Η μη αποτελεσματική καθίζηση της βιομάζας του αντιδραστήρα οδήγησε στις τιμές που φαίνονται στον πιο πάνω πίνακα. Πιο συγκεκριμένα, τα ολικά αιωρούμενα στερεά που μετρήθηκαν στο επεξεργασμένα υγρό κατά την 1^η περίοδο λειτουργίας κυμάνθηκαν από 1733 μέχρι 5100 mg/L, ενώ την 2^η και 3^η περίοδο οι συγκεντρώσεις ολικών αιωρούμενων στερεών ήταν 300-5100 mg/L και 430-3300mg/L αντίστοιχα. Παρόλα αυτά η διατήρηση του SRT στα επιθυμητά επίπεδα (12-16 ημέρες) και η γρήγορη και σταθερή ανάπτυξη της βιομάζας δεν άφησε το γεγονός αυτό να επηρεάσει τη λειτουργία και απόδοση του αντιδραστήρα. Στο διάγραμμα που ακολουθεί απεικονίζεται το σύνολο των μετρήσεων που έγιναν για τα ολικά και πτητικά αιωρούμενα στερεά στην είσοδο και έξοδο του συστήματος.



Σχήμα 7: Συγκεντρώσεις ολικών και πτητικών στερεών στην είσοδο και έξοδο του συστήματος

4.2.5. Διακύμανση και ανάπτυξη αιωρούμενης και προσκολλημένης βιομάζας

Κατά τη διάρκεια της λειτουργίας του συστήματος IFAS-SBR πραγματοποιήθηκαν ανά τακτά χρονικά διαστήματα αναλύσεις για τον προσδιορισμό τόσο των αιωρούμενων στερεών στο ανάμικτο υγρό, όσο και της προσκολλημένης βιομάζας στους βιοφορείς.

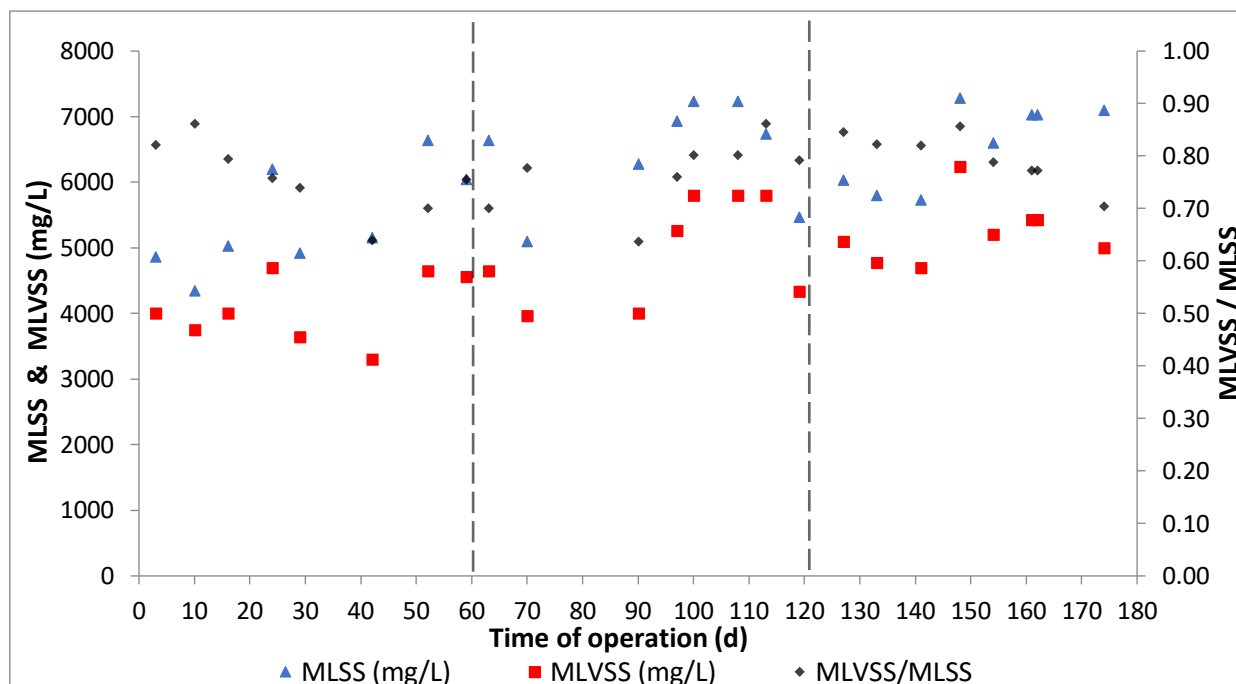
4.2.5.1. Αιωρούμενη βιομάζα

Στον πίνακα 12 που ακολουθεί παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις των ολικών και πτητικών αιωρούμενων στερεών του αντιδραστήρα. Μέσα από την παρακολούθηση του συστήματος προκύπτει μια αυξητική τάση στις συγκεντρώσεις τους, αφού από την 1^η στη 2^η και 3^η περίοδο λειτουργίας παρατηρήθηκε μια αύξηση περίπου 20%, η οποία οφείλεται σε ένα βαθμό στη μείωση του υδραυλικού χρόνου παραμονής.

Πίνακας 12: Συγκεντρώσεις ολικών και πτητικών αιωρούμενων στερεών στο ανάμικτο υγρό

	1 ^η περίοδος (8/10/2019 - 8/12/2019)	2 ^η περίοδος (9/12/2019 - 4/2/2020)	3 ^η περίοδος (5/2/2020 - 31/3/2020)
MLSS (mg/L)	5401 ± 792	6453 ± 792	6524 ± 723
MLVSS (mg/L)	4075 ± 516	4952 ± 811	5143 ± 693
MLVSS / MLSS	0.76 ± 0.07	0.77 ± 0.07	0.79 ± 0.06

Πιο συγκεκριμένα και όπως φαίνεται στον προηγούμενο πίνακα, οι μέσες συγκεντρώσεις των ολικών αιωρούμενων στερεών στις 3 περιόδους προσδιορίστηκαν σε 5401 mg/L, 6453 mg/L και 6524 mg/L, αντίστοιχα. Όσο αφορά τα πτητικά αιωρούμενα στερεά η μέση συγκέντρωση κατά την 1^η περίοδο λειτουργίας βρέθηκε ίση με 4075 mg/L, ενώ τη 2^η και 3^η περίοδο παρουσιάστηκε αύξηση σε 4952 mg/L και 5143 mg/L, αντίστοιχα. Το σύνολο των μετρήσεων για τα MLSS και τα MLVSS απεικονίζεται στο διάγραμμα που ακολουθεί. Οι συγκεντρώσεις των MLVSS δεν παρουσίαζαν μεγάλες αυξομειώσεις παρά την υψηλή συγκέντρωση VSS και TSS στην επεξεργασμένη εκροή.



Σχήμα 8: Συγκεντρώσεις ολικών και πτητικών αιωρούμενων στερεών ανάμικτου υγρού

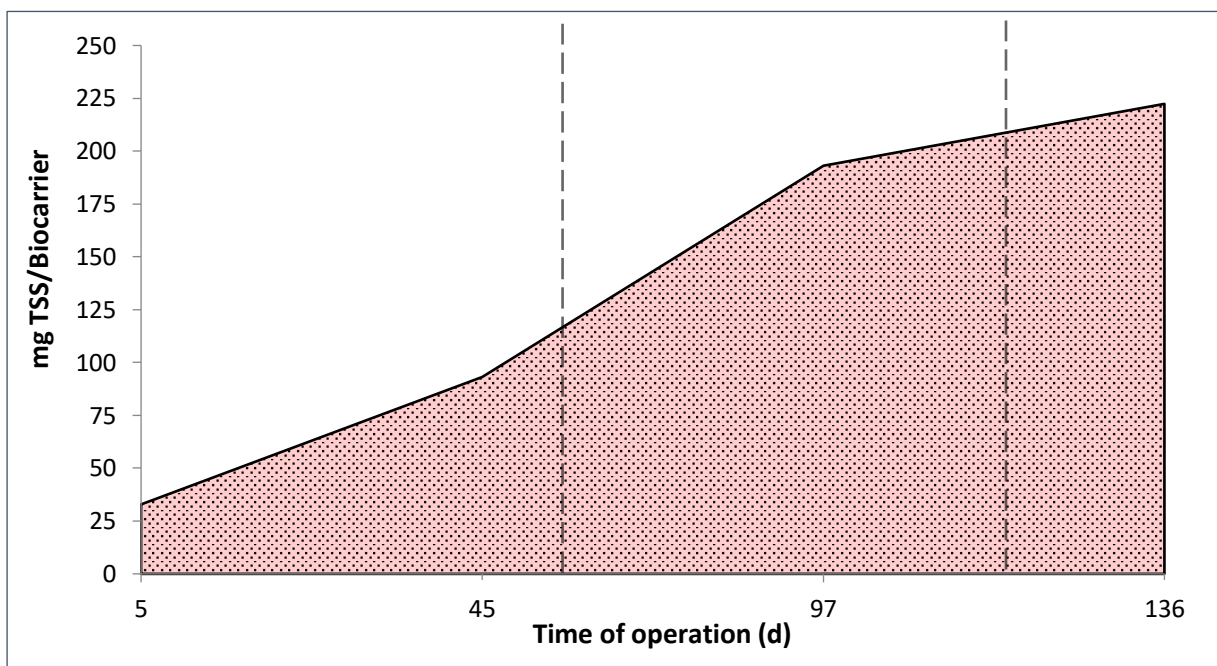
4.2.5.2. Προσκολλημένη βιομάζα

Στις 174 ημέρες λειτουργίας του συστήματος IFAS-SBR πραγματοποιήθηκαν 4 μετρήσεις για τον προσδιορισμό της προσκολλημένης βιομάζας. Όπως αναφέρθηκε προηγουμένως, οι βιοφορείς, λόγω του σχήματος και της γεωμετρίας τους, έχουν τη δυνατότητα προσκόλλησης στερεών και ανάπτυξης βιοφίλμ. Ο βαρυμετρικός προσδιορισμός των προσκολλημένων στερεών έγινε όπως περιεγράφηκε στο κεφάλαιο 3, και τα αποτελέσματα παρουσιάζονται στον πίνακα 13.

Πίνακας 13: Προσδιορισμός προσκολλημένης βιομάζας

Ημέρες και περίοδος λειτουργίας	mg TSS / biocarrier	g TSS / m ²
5 (1 ^η περίοδος)	32.9 ± 0.44	34.5
45 (1 ^η περίοδος)	93.1 ± 0.21	98.0
97 (2 ^η περίοδος)	193.1 ± 0.48	203.3
136 (3 ^η περίοδος)	222.4 ± 0.27	234.1

Όπως φαίνεται από το σχήμα 9, η μάζα της προσκολλημένης βιομάζας ακολούθησε μια αυξητική τάση συναρτήσει του χρόνου. Με την έναρξη της λειτουργίας του αντιδραστήρα η προσκολλημένη μάζα των στερεών βρέθηκε ίση με 32.9 mgTSS/βιοφορέα, 7 περίπου φορές μικρότερη από την τελευταία μέτρηση που έγινε κατά την 3^η περίοδο λειτουργίας όπου μετρήθηκε στα 222.4 mgTSS/βιοφορέα. Η αποτελεσματική λειτουργία του συστήματος IFAS-SBR και ο εγκλιματισμός των μικροοργανισμών στις συνθήκες του αντιδραστήρα οδήγησε σε σταθερή αύξηση των προσκολλημένων στερεών και της μάζας του βιοφίλμ.



Σχήμα 9: Ανάπτυξη προσκολλημένης βιομάζας του αντιδραστήρα IFAS-SBR

4.2.6. Ισοζύγιο αζώτου

Για κάθε περίοδο λειτουργίας του συστήματος IFAS-SBR ελέγχθηκε το ισοζύγιο μάζας του αζώτου. Ο υπολογισμός αυτός έγινε λαμβάνοντας υπόψη το άζωτο που εισήλθε στο σύστημα μέσω των στραγγιδίων αφυδάτωσης, το άζωτο που μετρήθηκε στο επεξεργασμένο υγρό και την περίσσεια ιλύ, καθώς και το άζωτο που απομακρύνθηκε μέσω των διεργασιών κατά τη διάρκεια του κύκλου λειτουργίας.

Η μάζα αζώτου που εισέρχεται στο σύστημα αποτελείται αποκλειστικά από το άζωτο που περιέχεται στα τροφοδοτούμενα στραγγίδια:

$$\circ \text{ Αζωτο εισόδου} = \text{Παροχή} \times \text{Συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου στραγγιδίων} \quad (i)$$

Το συνολικό άζωτο που απομακρύνθηκε από τον αντιδραστήρα, είτε μέσω βιοχημικών διεργασιών, είτε ως επεξεργασμένο υγρό και περίσσεια ιλύς περιγράφεται αναλυτικά από ακόλουθες εξισώσεις:

$$\circ \text{ Αζωτο εκροής} = \text{Μάζα } NH_4^+ - N + \text{Μάζα } NOx^- - N + \text{Μάζα αζώτου στα στερεά} \quad (ii)$$

$$= (Q \times NH_4^+ - N_{eff}) + (Q \times NOx^- - N_{eff}) + (Q \times VSS \times 0.1)$$

$$\circ \text{ Αζωτο περίσσειας ιλύος} = \text{Μάζα αζώτου στα στερεά} \quad (iii)$$

$$= \text{Όγκος περίσσειας ιλύος} \times VSS \times 0.1 / SRT$$

$$\circ \text{ Αζωτο που απονιτροποιήθηκε} = NUR \times \text{Ανοξικός χρόνος} \times VSS \times \text{Όγκος αντιδραστήρα} \quad (iv)$$

Για πιο ακριβείς συμπεράσματα, οι υπολογισμοί για το ισοζύγιο αζώτου έγιναν για τις ημέρες που είχε προσδιοριστεί ταχύτητα απονιτροδοποίησης, και η ποσοστιαία διαφορά του εισερχόμενου και εξερχόμενου φορτίου παρουσιάζεται στον πίνακα 14.

Πίνακας 14: Ισοζύγιο μάζας αζώτου

	1 ^η περίοδος (8/10/2019 - 8/12/2019)	2 ^η περίοδος (9/12/2019 - 4/2/2020)	3 ^η περίοδος (5/2/2020 - 31/3/2020)
$N_{(i)} / N_{(ii),(iii),(iv)} \times 100\%$	16.01%	9.4%	10.1%

Σύμφωνα με τα αποτελέσματα, παρατηρείται πολύ μικρή απόκλιση των ισοζυγίων μάζας, και αυτό πιθανώς οφείλεται είτε σε σφάλματα στις μετρήσεις, είτε στην αδυναμία του προσδιορισμού της ακριβής ποσότητας αζώτου που απονιτροποιήθηκε.

4.3. Πειράματα batch συστήματος IFAS-SBR

Η συνολική πειραματική διερεύνηση του συστήματος IFAS-SBR περιλάμβανε, εκτός από την καθημερινή παρακολούθησή του, και την εκτέλεση πειραμάτων batch, που σκοπό είχαν τον προσδιορισμό των ταχυτήτων νιτρωδοποίησης και απονιτρωδοποίησης. Το σύνολο των πειραμάτων έλαβε χώρα, τόσο στον αντιδραστήρα IFAS-SBR, όσο και εκτός αυτού, με σκοπό να μελετηθεί η επίδραση της αιωρούμενης και προσκολλημένης βιομάζας στις βιολογικές διεργασίες

4.3.1. Ταχύτητα νιτρωδοποίησης (AUR)

Καθ' όλη τη διάρκεια λειτουργίας του συστήματος IFAS-SBR πραγματοποιήθηκαν συνολικά 25 πειράματα κάτω από αερόβιες συνθήκες προκειμένου να προσδιοριστεί ο ρυθμός μετατροπής του αμμωνιακού σε νιτρώδες άζωτο. Το σύνολο των πειραμάτων αυτών στόχευε στη μελέτη της δράσης τόσο της αιωρούμενης βιομάζας στον αντιδραστήρα, όσο και του βιοφίλμ που αναπτύχθηκε στους βιοφορείς. Στον πίνακα 15 παρουσιάζονται οι μέγιστες, ελάχιστες και μέσες τιμές των ταχυτήτων νιτρωδοποίησης για κάθε περίοδο λειτουργίας του συστήματος.

Πίνακας 15: Ταχύτητες νιτρωδοποίησης συστήματος IFAS-SBR

	1 ^η περίοδος (8/10/2019 - 8/12/2019)	2 ^η περίοδος (9/12/2019 - 4/2/2020)	3 ^η περίοδος (5/2/2020 - 31/3/2020)
<i>AUR</i> _{max} (mg N/g VSS.h)	6.58	8.11	9.43
<i>AUR</i> _{min} (mg N/g VSS.h)	2.34	3.82	4.64
<i>AUR</i> _{average} (mg N/g VSS.h)	4.26 ± 1.21	6.10 ± 1.70	6.80 ± 1.30

Όπως προκύπτει από τον πίνακα 15, και φαίνεται ξεκάθαρα στο σχήμα 10, οι ταχύτητες νιτρωδοποίησης παρουσίασαν αρκετές διακυμάνσεις σε όλη τη διάρκεια λειτουργίας του συστήματος, με το σύνολο των τιμών τους να κυμαίνονται από 2.34 μέχρι 9.43 mgN/gVSS.h.

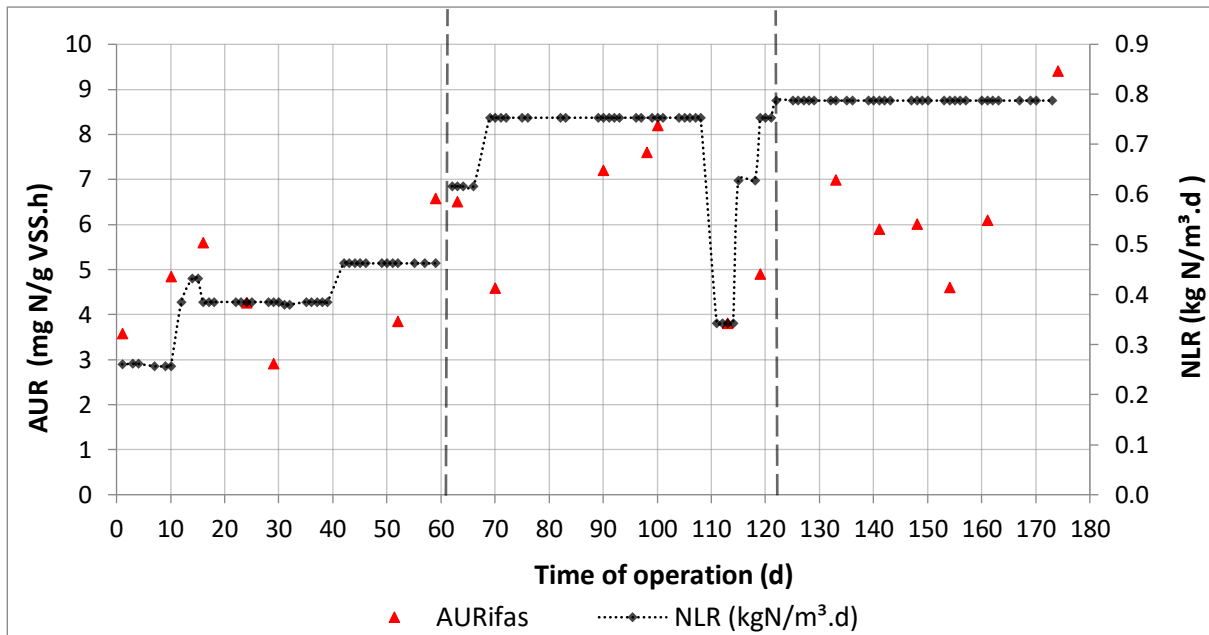
Αξίζει να αναφερθεί η σταθερή αύξηση της μέσης ταχύτητας νιτροδοποίησης με την αύξηση του NLR, καθώς ήταν εμφανής η παρουσία υψηλότερων ρυθμών την 2^η και 3^η περίοδο λειτουργίας, με τις μέσες τιμές να είναι ίσες με 6.10 και 6.80 mgN/gVSS.h αντίστοιχα. Συγκριτικά με άλλες έρευνες σε IFAS-SBR συστήματα οι συγκεκριμένες τιμές είναι χαμηλότερες, αφού τόσο οι Wang et al. (2018) με λύματα πρωτοβάθμιας καθίζησης, όσο και οι Shao et al. (2018) με συνθετικά λύματα, σε μονοβάθμια συστήματα εναλλασσόμενων φάσεων βρήκαν ρυθμούς οξειδωσης της αμμωνίας 13.20 και 18.25 mgNH₄-N/gVSS.h.

Σε γενικές γραμμές, τα πειράματα για τον προσδιορισμό των ταχυτήτων νιτροδοποίησης παρουσίασαν ικανοποιητικά αποτελέσματα, με τις υψηλότερες τιμές να προκύπτουν κατά την 3^η περίοδο λειτουργίας, όταν το σύστημα λειτούργησε υπό διπλάσια φόρτιση σε σχέση με την 1^η περίοδο.

Οι ταχύτητες AUR στον αντιδραστήρα IFAS, προσδιορίστηκαν και συνυπολογίζοντας τη συγκέντρωση των VSS της προσκολλημένης βιομάζας. Στον πίνακα 16 παρατηρείται ότι οι μέσες τιμές των AUR της 1^{ης} και 2^{ης} περιόδου παρουσίασαν μια σύγκλιση. Παρ' όλο που η απόδοση του συστήματος ήταν άκρως ικανοποιητική με απομάκρυνση μέχρι και 0.79 kgN/m³.d, οι ταχύτητες νιτροδοποίησης εάν αναχθούν στη συνολική συγκέντρωση των VSS του IFAS φαίνονται ιδιαίτερα χαμηλές για την τρίτη περίοδο καθώς υπήρξε υψηλή πλήρωση του αντιδραστήρα με βιοφορείς. Αυτό συνέβη λόγω της σημαντικής ανάπτυξης προσκολλημένης βιομάζας στους βιοφορείς κυρίως κατά την 3^η περίοδο λειτουργίας του συστήματος αλλά μπορεί να οφείλεται και στην αδυναμία προσδιορισμού της πραγματικής συγκέντρωσης των VSS του βιοφίλμ, τα οποία υπολογίστηκαν ως ποσοστό των TSS της προσκολλημένης βιομάζας.

Πίνακας 16: Ταχύτητες νιτροδοποίησης συστήματος IFAS-SBR συνυπολογίζοντας αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα

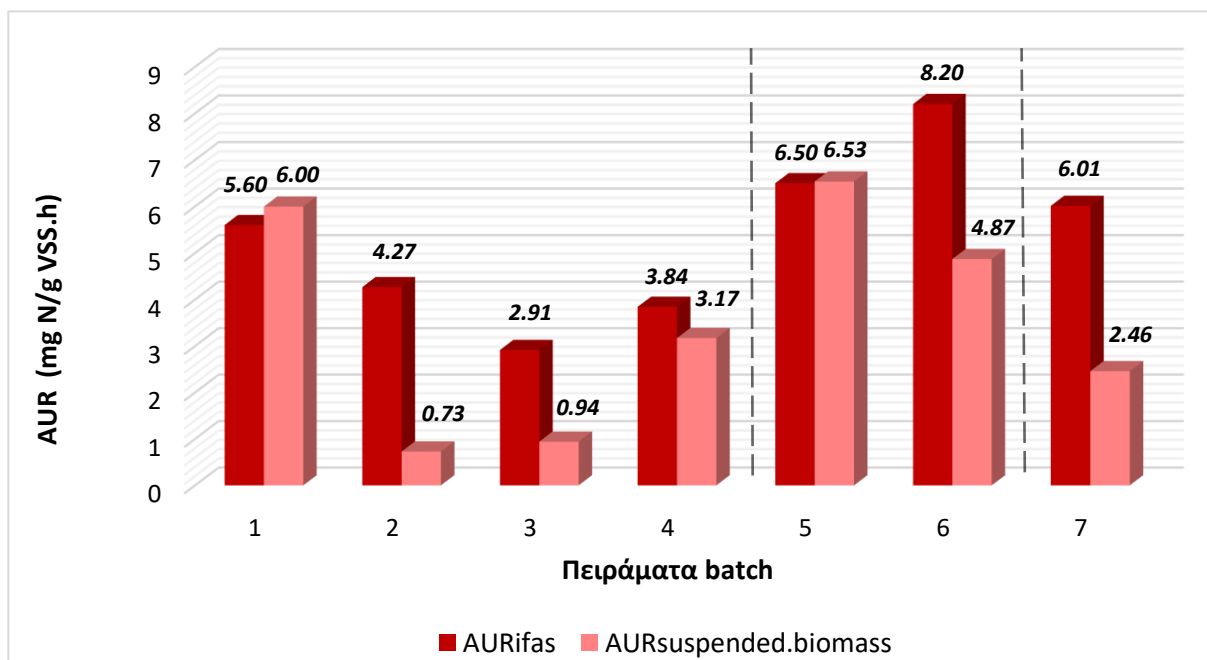
	1 ^η περίοδος (8/10/2019 - 8/12/2019)	2 ^η περίοδος (9/12/2019 - 4/2/2020)	3 ^η περίοδος (5/2/2020 - 31/3/2020)
AUR _{max} (mg N/g VSS.h)	5.21	5.73	3.60
AUR _{min} (mg N/g VSS.h)	2.91	2.37	2.14
AUR _{average} (mg N/g VSS.h)	3.86 ± 0.97	3.95 ± 1.29	2.77 ± 0.52



Σχήμα 10: Συνολικά αποτελέσματα ταχυτήτων νιτρωδοποίησης συστήματος IFAS-SBR

4.3.1.1. Επίδραση βιοφίλμ στη νιτρωδοποίηση

Για την περαιτέρω διερεύνηση της επίδρασης της προσκολλημένης βιομάζας στις διεργασίες του συστήματος πραγματοποιήθηκαν παράλληλα πειράματα εκτός του αντιδραστήρα IFAS-SBR, χωρίς τη χρήση βιοφορέων. Πραγματοποιήθηκαν στο σύνολο 7 batch πειράματα τα οποία έγιναν ταυτόχρονα με τα πειράματα του IFAS-SBR, με την αιωρούμενη βιομάζα στους δύο αντιδραστήρες να είναι ίδια. Η σύγκριση των πειραμάτων αυτών παρουσιάζεται στο πιο κάτω διάγραμμα.



Σχήμα 11: Σύγκριση ταχυτήτων νιτρωδοποίησης συστήματος με και χωρίς χρήση βιοφορέων

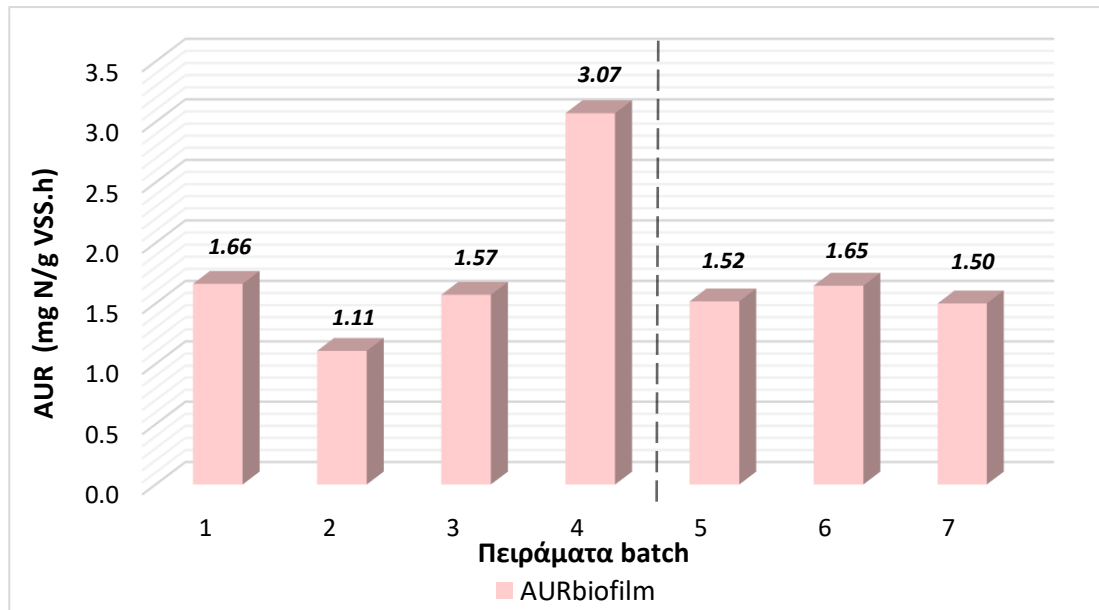
Όπως φαίνεται και στο σχήμα 11, οι ταχύτητες νιτροδοποίησης μεταξύ των δύο αντιδραστήρων παρουσιάζουν σημαντικές μεταβολές, με τα αποτελέσματα των πειραμάτων να οδηγούν στο συμπέρασμα ότι το βιοφίλμ επιδρά θετικά στο ρυθμό των διεργασιών, σε αντίθεση με τους Wang et al. (2018), οι οποίοι δεν παρατήρησαν νιτροδοποιητική δράση στο βιοφίλμ.

Συγκεκριμένα, κατά την 1^η περίοδο λειτουργίας του συστήματος πραγματοποιήθηκαν 4 παράλληλα batchπειράματα, με 3 από αυτά να παρουσιάζουν υψηλότερο AUR στον αντιδραστήρα IFAS-SBR. Το βιοφίλμ οδήγησε σε σημαντική αύξηση των ταχυτήτων νιτροδοποίησης από 0.73, 0.94 και 3.17 mgN/gVSS.h, σε 4.27, 2.91 και 3.84 mgN/gVSS.h αντίστοιχα.

Στα πειράματα batch της 2^{ης} περιόδου η επίδραση του βιοφίλμ ήταν εμφανής μόνο στο ένα από τα δύο πειράματα όπου ο ρυθμός αυξήθηκε από 4.87 σε 8.20 mgN/gVSS.h.

Στην 3^η περίοδο λειτουργίας του συστήματος IFAS-SBR, όπου η πλήρωση του αντιδραστήρα με βιοφορείς αυξήθηκε στο 50%, επίσης παρατηρήθηκε σημαντική διαφορά των AUR, αφού χωρίς τη χρήση βιοφορέων η ταχύτητα μετρήθηκε ίση με 2.46 σε αντίθεση με τον αντιδραστήρα IFAS όπου βρέθηκε ίση 6.01 mgN/gVSS.h.

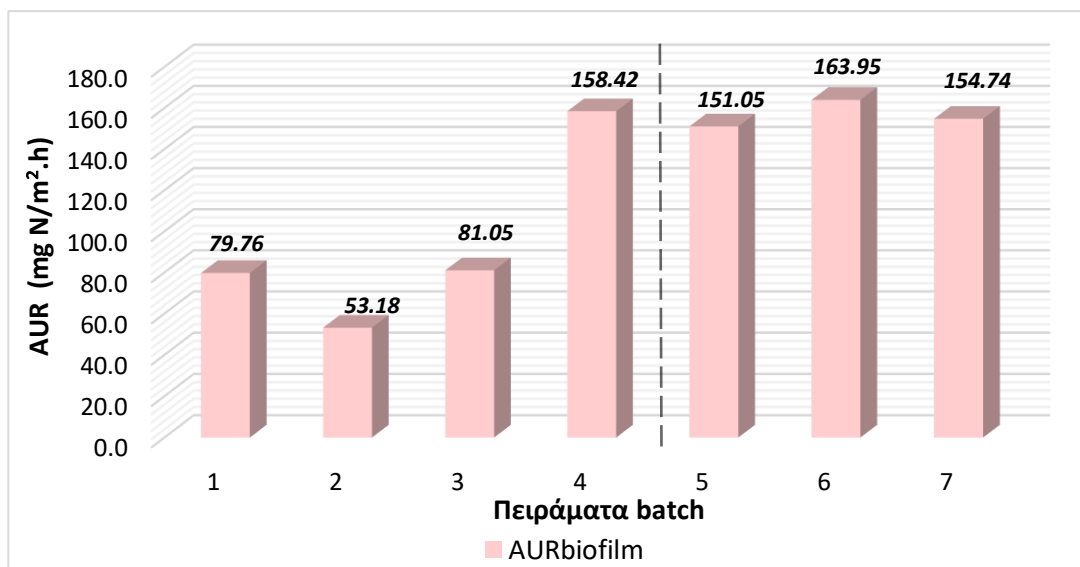
Τέλος, προκειμένου να δικαιολογηθεί η διαφορά αυτή μεταξύ των AUR, αλλά και να διερευνηθεί ξεχωριστά η δράση του βιοφίλμ στις διεργασίες πραγματοποιήθηκαν 7 batch πειράματα με τη χρήση μόνο βιοφορέων. Τα πειράματα αυτά έγιναν κατά την 1^η και 2^η περίοδο λειτουργίας του συστήματος, με τη χρήση 10 βιοφορέων οι οποίοι αφαιρέθηκαν από τον αντιδραστήρα IFAS-SBR. Τα αποτελέσματα υπολογίστηκαν συναθροίζοντας τα προσκολλημένα στερεά και ανάγοντάς τα σε πτητικά στερεά, με τις ταχύτητες που προέκυψαν να απεικονίζονται στο σχήμα 12.



Σχήμα 12: Ταχύτητες νιτροδοποίησης βιοφίλμ σε mg N/gVSS.h

Η διακύμανση της ταχύτητας νιτροδοποίησης της προσκολλημένης βιομάζας ήταν σχετικά σταθερή, με τη μέση τιμή των 7 πειραμάτων να υπολογίζεται σε 1.73 ± 0.62 mgN/gVSS.h, τιμή σαφώς υψηλότερη από την 0.61 mgN/gTSS.h του Safwat (2018), αλλά χαμηλότερη των Zhang et al. (2018) που κατέληξαν σε AURίσο με 2.31 mgN/gVSS.h. Όπως φαίνεται και στο διάγραμμα πιο πάνω, μοναδική εξαίρεση αποτελεί το 4^ο κατά σειρά πείραμα όπου και παρατηρήθηκε ο υψηλότερος ρυθμός οξείδωσης της αμμωνίας, ίσως με 3.07 mgN/gVSS.h.

Οι ρυθμοί AUR των συγκεκριμένων πειραμάτων προσδιορίστηκαν και ως προς την ενεργή επιφάνεια των βιοφορέων (σχήμα 13).



Σχήμα 13: Ταχύτητες νιτροδοποίησης βιοφίλμ σε mg N/m².h

Η μέση τιμή των ταχυτήτων προσδιορίστηκε στα 120.31 mg N/m².h, με τα τελευταία 4 πειράματα νιτρωδοποίησης να παρουσιάζουν ιδιαίτερα υψηλούς ρυθμούς ανά m² επιφάνειας των βιοφορέων. Αυτό οφείλεται στην υψηλή συγκέντρωση προσκολλημένης βιομάζας που αναπτύχθηκε στους βιοφορείς εκείνη την περίοδο, καθώς και στη συνολική υψηλή απόδοση του συστήματος IFAS-SBR. Οι τιμές αυτές ήταν μεγαλύτερες από τους Liu et al. (2020) που βρήκαν ρυθμό 125 mg N/m².h, χαμηλότερες όμως των Veuillet et al. (2014) οι οποίοι χρησιμοποιώντας στραγγίδια αφυδάτωσης κατέληξαν σε μέγιστο ρυθμό 333.3 mg N/m².h.

4.3.2. Ταχύτητα απονιτρωδοποίησης (NUR)

Η πειραματική διερεύνηση του συστήματος IFAS-SBR περιλάμβανε επίσης τα πειράματα που αποσκοπούσαν στον προσδιορισμό της ταχύτητας απονιτρωδοποίησης. Πραγματοποιήθηκαν συνολικά 12 πειράματα, με 4 εξ' αυτών να εξετάζουν παράλληλα την απονιτρωδοποιητική δράση μόνο της αιωρούμενης βιομάζας χωρίς τη χρήση βιοφορέων. Στον πίνακα 17 που ακολουθεί παρουσιάζονται οι μέγιστες, ελάχιστες και μέσες τιμές των ταχυτήτων απονιτρωδοποίησης κάθε περιόδου.

Πίνακας 17: Ταχύτητες απονιτρωδοποίησης συστήματος IFAS-SBR

	1 ^η περίοδος (8/10/2019 - 8/12/2019)	2 ^η περίοδος (9/12/2019 - 4/2/2020)	3 ^η περίοδος (5/2/2020 - 31/3/2020)
<i>NUR</i> _{max} (mg N/g VSS.h)	24.00	46.40	40.10
<i>NUR</i> _{min} (mg N/g VSS.h)	14.05	8.38	14.86
<i>NUR</i> _{average} (mg N/g VSS.h)	17.86 ± 5.32	26.55 ± 19.07	26.60 ± 8.06

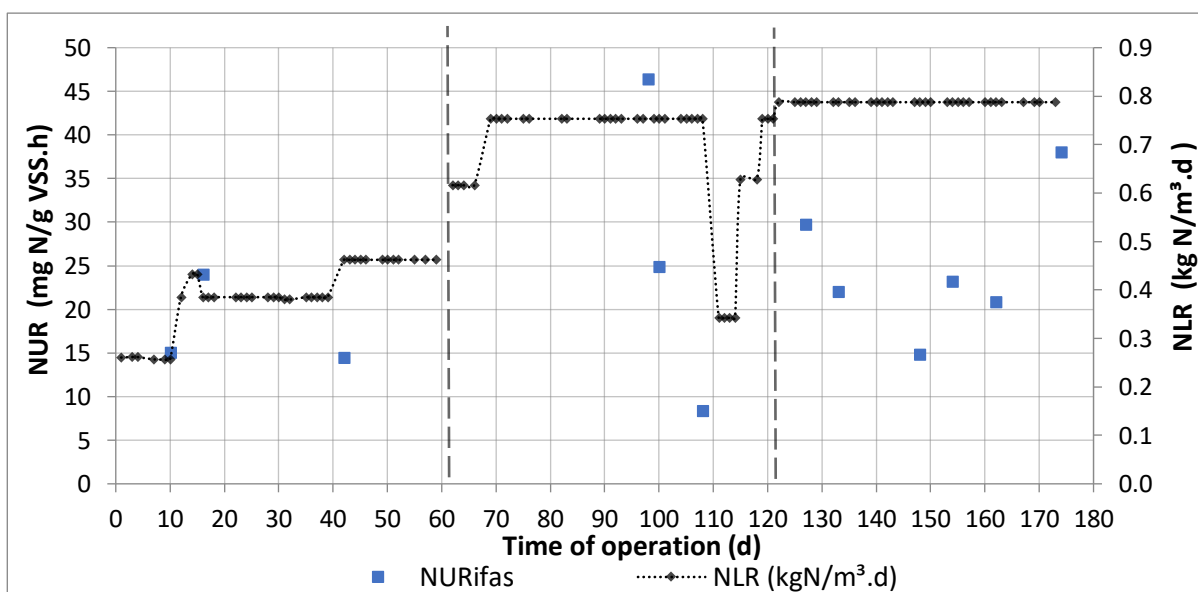
Οι υψηλότεροι ρυθμοί απονιτρωδοποίησης παρατηρήθηκαν κατά την 2^η και 3^η περίοδο λειτουργίας όπου οι μέσες τιμές τους υπολογίστηκαν σε 26.55 και 26.60 mgN/gVSS.h αντίστοιχα, σε αντίθεση με την 1^η περίοδο όπου ο μέσος ρυθμός ήταν χαμηλότερος και ίσος με 17.86 mgN/gVSS.h. Επίσης, φαίνεται πως οι μέγιστοι ρυθμοί που επιτεύχθηκαν κατά τις περιόδους αυτές ήταν ιδιαίτερα υψηλοί με την απονιτρωδοποιητική δράση των βακτηρίων να φτάνει έως και τα 46.40 και 40.10 mgN/gVSS.h, για 2^η και 3^η περίοδο αντίστοιχα.

Τέλος, υπολογίστηκαν οι ταχύτητες απονιτροδοποίησης του συστήματος IFAS-SBR λαμβάνοντας υπόψη τόσο την αιωρούμενη όσο και την προσκολλημένη βιομάζα (πίνακας 18). Όπως και κατά τον υπολογισμό των AUR, οι ρυθμοί που προέκυψαν ήταν σαφώς χαμηλότεροι, λόγω της μεγάλης ποσότητας βιομάζας που αναπτύχθηκε στους βιοφορείς, με τη μεγαλύτερη διαφορά να παρατηρείται στην 3^η περίοδο λειτουργίας. Παρ' όλα αυτά, η αναγωγή των ρυθμών σε ολικά VSS (αιωρούμενης και προσκολλημένης βιομάζας) δεν φαίνεται να είναι ιδιαίτερα ακριβής στην περίπτωση μας καθώς υπήρχε αδυναμία προσδιορισμού των VSS της προσκολλημένης βιομάζας.

Πίνακας 18: Ταχύτητες απονιτροδοποίησης συστήματος IFAS-SBR συνυπολογίζοντας αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα

	1 ^η περίοδος (8/10/2019 - 8/12/2019)	2 ^η περίοδος (9/12/2019 - 4/2/2020)	3 ^η περίοδος (5/2/2020 - 31/3/2020)
<i>NUR</i> _{max} (mg N/g VSS.h)	21.79	31.81	15.01
<i>NUR</i> _{min} (mg N/g VSS.h)	10.75	5.86	7.76
<i>NUR</i> _{average} (mg N/g VSS.h)	15.39 ± 5.73	18.41 ± 13.00	10.81 ± 2.39

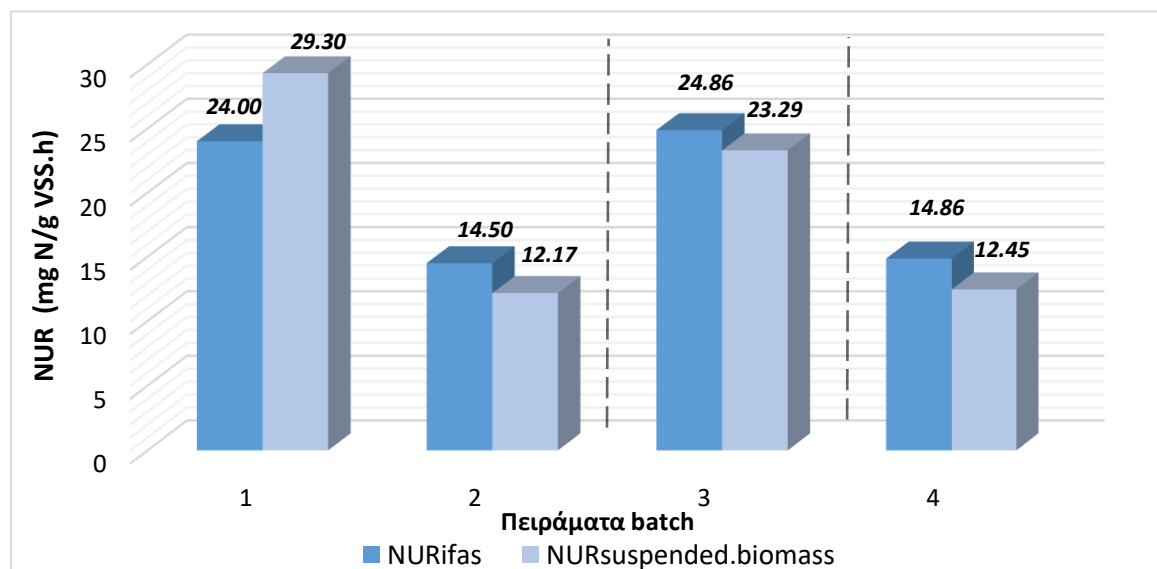
Τα συνολικά αποτελέσματα των πειραμάτων για τον προσδιορισμό των NUR φαίνονται στο σχήμα 14.



Σχήμα 14: Συνολικά αποτελέσματα ταχυτήτων απονιτροδοποίησης

4.3.2.1. Επίδραση βιοφίλμ στην απονιτρωδοποίηση

Όπως αναφέρθηκε προηγουμένως, πραγματοποιήθηκαν 4 παράλληλα πειράματα για τη μελέτη της επίδρασης των βιοφορέων στη διεργασία της απονιτρωδοποίησης. Η πειραματική διερεύνηση και σύγκριση αιωρούμενης και προσκολλημένης βιομάζας οδήγησε στα αποτελέσματα του σχήματος 15.



Σχήμα 15: Σύγκριση ταχυτήτων απονιτρωδοποίησης συστήματος με και χωρίς χρήση βιοφορέων

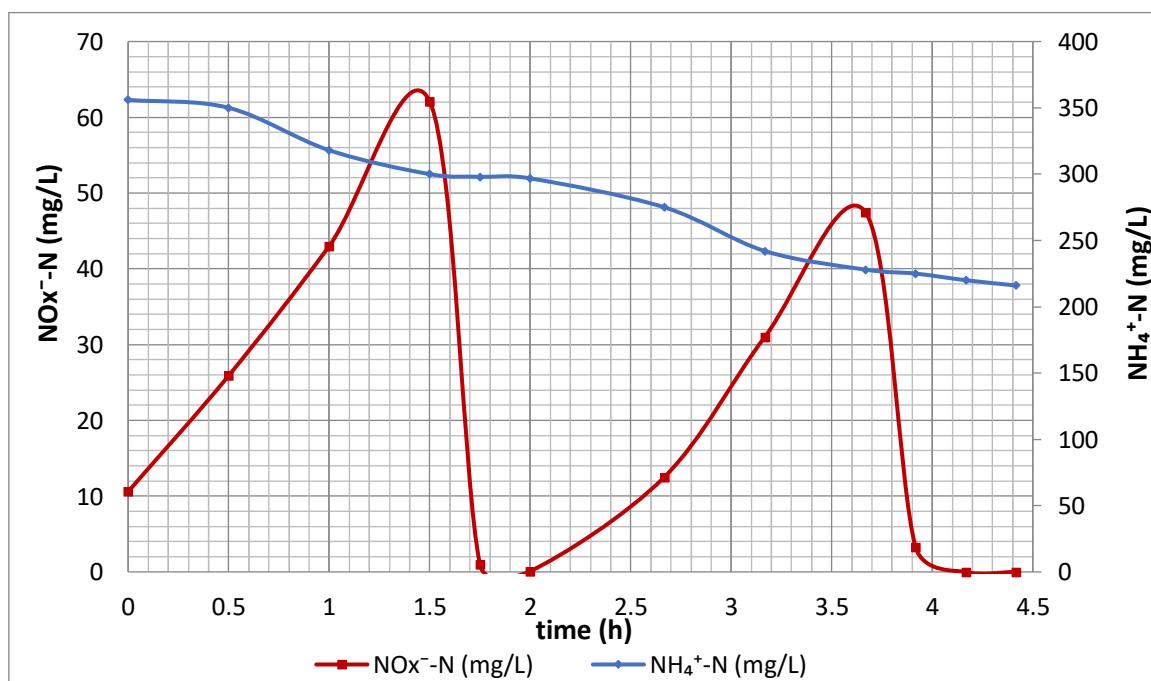
Σε αντίθεση με τα αποτελέσματα των ταχυτήτων νιτρωδοποίησης, από το πιο πάνω διάγραμμα προκύπτει το συμπέρασμα ότι η χρήση βιοφορέων δεν είχε σημαντική επίδραση στη διεργασία της απονιτρωδοποίησης. Η 1^η πειραματική σύγκριση που πραγματοποιήθηκε οδήγησε σε υψηλότερο AUR χωρίς τη χρήση βιοφορέων (τις πρώτες ημέρες λειτουργίας του συστήματος), σε αντίθεση με τα υπόλοιπα 3 που έγιναν μετά από αρκετές ημέρες λειτουργίας και έδειξαν ταχύτερη απονιτρωδοποιητική ικανότητα με την παρουσία του βιοφίλμ.

Παρ' όλα αυτά, η διαφορά που προέκυψε συγκριτικά στις δύο ταχύτητες απονιτρωδοποίησης ήταν της τάξης του 19%, 7% και 19% για 1^η, 2^η και 3^η περίοδο λειτουργίας αντίστοιχα, ποσοστά που δείχνουν τη μικρότερη επίδραση του βιοφίλμ στην απονιτρωδοποιητική ικανότητα του συστήματος σε σχέση με τη νιτρωδοποιητική ικανότητα που εμφάνισε.

4.3.3. Διακύμανση παραμέτρων σε κύκλο λειτουργίας

Τέλος, στο συγκεκριμένο υποκεφάλαιο θα παρουσιαστεί η συνολική διακύμανση ορισμένων σημαντικών παραμέτρων κατά τη διάρκεια ενός ολόκληρου κύκλου λειτουργίας του συστήματος IFAS-SBR. Το συγκεκριμένο πείραμα διεξάχθηκε στις 13/1/2020, κατά τη 2^η περίοδο λειτουργίας του συστήματος, όταν η ημερήσια φόρτιση αζώτου ήταν ίση με $0.68 \pm 0.14 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$.

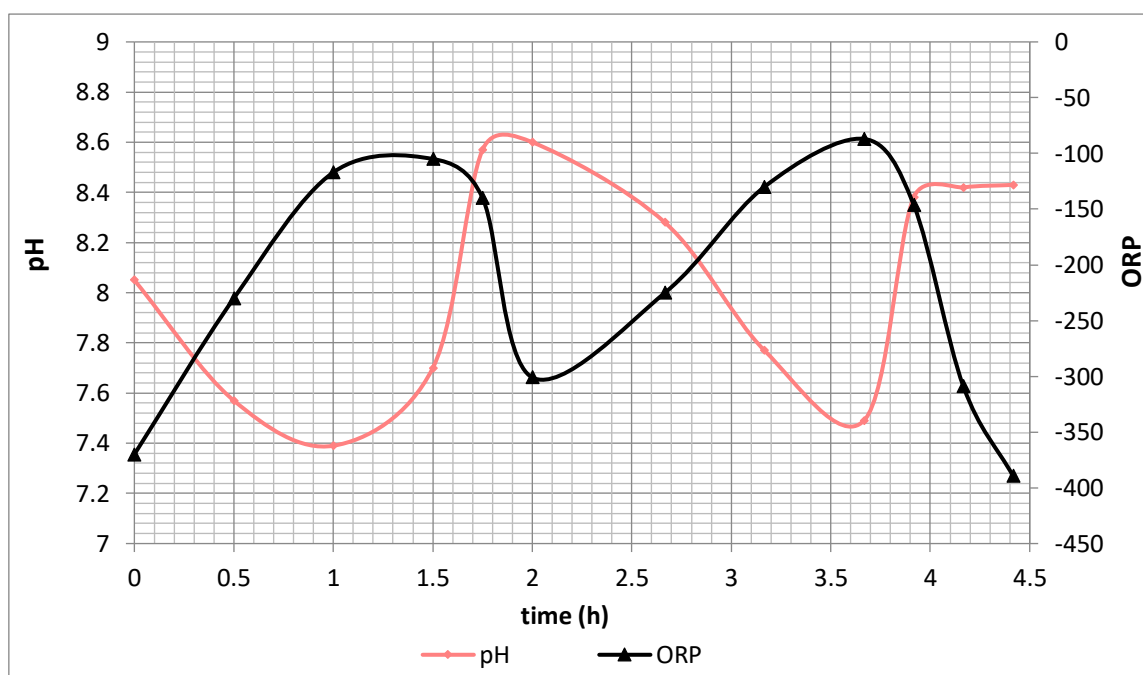
Στο σχήμα 16 απεικονίζεται μια τυπική διακύμανση των συγκεντρώσεων $\text{NH}_4^+\text{-N}$ και $\text{NOx}^-\text{-N}$ κατά τη διάρκεια ενός κύκλου λειτουργίας. Παρατηρείται μια σχεδόν σταθερή μείωση της συγκέντρωσης του αμμωνιακού αζώτου κατά τις αερόβιες φάσεις του κύκλου, ενώ όπως αναμενόταν απουσία οξυγόνου φαίνεται ότι η συγκεκριμένη παράμετρος παραμένει σταθερή. Λόγω της παρατήρησης χαμηλών συγκεντρώσεων νιτρικών σε ορισμένες χρονικές περιόδους, προτιμήθηκε οι αναλύσεις να γίνουν συνυπολογίζοντας το άθροισμα νιτρικών και νιτρικών ($\text{NOx}^-\text{-N}$). Όπως φαίνεται και στο διάγραμμα, η μείωση των $\text{NOx}^-\text{-N}$ κατά τη διάρκεια των ανοξικών φάσεων ήταν ταχύτερες λόγω των υψηλών ρυθμών απονιτρωδοποίησης, ενώ κατά τις αερόβιες φάσεις τα νιτρικά αυξάνονται λόγω της οξείδωσης της αμμωνίας αλλά με σαφώς χαμηλότερους ρυθμούς.



Σχήμα 16: Διακύμανση $\text{NH}_4^+\text{-N}$ και $\text{NOx}^-\text{-N}$ κατά τη διάρκεια ενός κύκλου λειτουργίας

Στο σχήμα 17 απεικονίζεται μια τυπική διακύμανση του pH και του οξειδοαναγωγικού δυναμικού καθ' όλα τη διάρκεια ενός κύκλου λειτουργίας του συστήματος. Όπως αναμενόταν η διακύμανση των δύο αυτών παραμέτρων ακολουθεί αντίστροφη πορεία. Κατά τις αερόβιες φάσεις, λόγω της παραγωγής ιόντων υδρογόνου και της κατανάλωσης της αλκαλικότητας, το pH ακολουθεί μειωτική τάση σε αντίθεση με το ORP το οποίο αυξάνεται.

Αντίθετα κατά τη διάρκεια των ανοξικών φάσεων και της απονιτρωδοποίησης, το pH παρουσιάζει αύξηση λόγω της παραγωγής υδροξυλίων και αλκαλικότητας, ενώ οι τιμές του ORP μειώνονται.



Σχήμα 17: Διακύμανση pH και ORP κατά τη διάρκεια ενός κύκλου λειτουργίας

5. Συμπεράσματα

Στα πλαίσια της παρούσας μεταπτυχιακής εργασίας μελετήθηκε η αποτελεσματικότητα ενός αντιδραστήρα IFAS-SBR (Integrated Fixed-Film Activated Sludge–Sequencing Batch Reactor) στην απομάκρυνση του αζωτούχου φορτίου από στραγγίδια που προκύπτουν από την αφυδάτωση χωνεμένης λύσης. Η λειτουργία του συστήματος είχε διάρκεια 174 ημέρες, από τις 8/10/2019 μέχρι τις 31/3/2020, και έλαβε χώρα στο Εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας του Εθνικού Μετσόβιου Πολυτεχνείου, ενώ τα στραγγίδια προέρχονταν από την ΕΕΛ στην Ψυττάλεια.

Η διάρκεια λειτουργίας του αντιδραστήρα χωρίστηκε σε 3 διακριτές περιόδους, ανάλογα με την εφαρμοζόμενη ημερήσια φόρτιση αζώτου (NLR) και το βαθμό πλήρωσης του αντιδραστήρα με βιοφορείς, όπως συνοψίζεται πιο κάτω:

- 1^η περίοδος (61 ημέρες): $NLR = 0.39 \pm 0.07 \text{ kgN/m}^3 \cdot \text{d}$ και 25% πλήρωση βιοφορέων
- 2^η περίοδος (59 ημέρες): $NLR = 0.68 \pm 0.14 \text{ kgN/m}^3 \cdot \text{d}$ και 25% πλήρωση βιοφορέων
- 3^η περίοδος (54 ημέρες): $NLR = 0.79 \pm 0.01 \text{ kgN/m}^3 \cdot \text{d}$ και 50% πλήρωση βιοφορέων

Ο αντιδραστήρας περιείχε ανάμικτο υγρό όγκου 25.1L, ενώ η λειτουργία του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων ήταν αυτοματοποιημένη, καθώς μέσω αυτοματισμού (PLC) και ενός πίνακα ελέγχου πραγματοποιούνταν η ρύθμιση των κύκλων λειτουργίας, η τροφοδοσία και εκκένωση του αντιδραστήρα, η ρύθμιση των διαφόρων παραμέτρων και γενικότερα η παρακολούθηση της λειτουργίας του συστήματος.

Οι υπολογισμοί και η ανάλυση των αποτελεσμάτων έγινε μέσω της ημερήσιας παρακολούθησης του συστήματος, όπου προέκυψαν οι βαθμοί απομάκρυνσης των θρεπτικών και η χρονική διακύμανση αιωρούμενης και προσκολλημένης βιομάζας, καθώς και μέσω των batch πειραμάτων που σκοπό είχαν τον προσδιορισμό των ταχυτήτων νιτρωδοποίησης και απονιτρωδοποίησης, αλλά και τη μελέτη της επίδρασης του βιοφίλμ στις διεργασίες του συστήματος.

Σύμφωνα με τα αποτελέσματα της 6μηνιας συνεχούς λειτουργίας του αντιδραστήρα IFAS-SBR προέκυψαν χρήσιμα συμπεράσματα, τα βασικά εκ των οποίων αναλύονται πιο κάτω.

5.1. Καθημερινή λειτουργία συστήματος IFAS-SBR

- Η εφαρμογή της διεργασίας της νιτρωδοποίησης/απονιτρωδοποίησης στο σύστημα έναντι της συμβατικής νιτροποίησης/απονιτροποίησης ήταν επιτυχής, και ήταν αποτέλεσμα κυρίως των υψηλών συγκεντρώσεων αμμωνιακού αζώτου που περιείχαν τα στραγγίδια αφυδάτωσης στην είσοδο του συστήματος. Επιπλέον, η εφαρμογή ενός μονοβάθμιου συστήματος προσκολλημένης και αιωρούμενης βιομάζας (IFAS-SBR) ήταν πολύ επιτυχημένη ως προς την απομάκρυνση αζώτου.
- Η εφαρμογή του συστήματος IFAS-SBR είχε ως αποτέλεσμα την εφαρμογή σημαντικά υψηλότερων φορτίσεων αζώτου και υψηλών απομακρύνσεων αζώτου σε σύγκριση με το πιλοτικό σύστημα SBR αιωρούμενης βιομάζας της Ψυττάλειας ($0.79 \text{ kgN/m}^3 \cdot \text{d}$ έναντι $0.5 \text{ kgN/m}^3 \cdot \text{d}$)
- Η απομάκρυνση του ολικού αζωτούχου φορτίου από τα στραγγίδια αφυδάτωσης ήταν πολύ αποτελεσματική, αφού τα ποσοστά απομάκρυνσης ήταν αρκετά υψηλά καθ' όλη τη διάρκεια λειτουργίας του συστήματος. Συγκεκριμένα, με την αύξηση του NLR από 0.39 σε $0.68 \text{ kgN/m}^3 \cdot \text{d}$, το ποσοστό απομάκρυνσης του ολικού αζώτου μειώθηκε αλλά παρέμεινε σε πολύ υψηλά επίπεδα (97.6% σε 90.9%). Η περεταίρω αύξηση του NLR σε συνδυασμό με την προσθήκη βιοφορέων κατά την 3^η περίοδο λειτουργίας είχε ως αποτέλεσμα η απομάκρυνση του αζώτου να παρουσιάσει μικρή αύξηση (91.3%).
- Η απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου των στραγγιδίων ήταν πολύ υψηλή σε όλες τις περιόδους ($>90\%$). Το ποσοστό απομάκρυνσης μειώθηκε από 97.8% που ήταν την 1^η περίοδο, σε 91.2% που προσδιορίστηκε τη 2^η περίοδο λειτουργίας. Ενώ με την αύξηση του ποσοστού πλήρωσης των βιοφορέων και παρά την αύξηση του NLR, παρατηρήθηκε μικρή αύξηση στο βαθμό απομάκρυνσης σε 91.6% δείχνοντας ότι η προσκολλημένη βιομάζα διαδραμάτισε πολύ σημαντικό ρόλο στην απομάκρυνση του αμμωνιακού φορτίου των στραγγιδίων
- Στην έξοδο του συστήματος δεν παρατηρήθηκαν σημαντικές συγκεντρώσεις νιτρικού και νιτρώδους αζώτου. Οι μέσες συγκεντρώσεις των $\text{NOx}^- \text{-N}$ που μετρήθηκαν στην εκροή δεν ξεπερνούσαν τα 10 mg/L σε όλες τις περιόδους λειτουργίας του αντιδραστήρα.
- Τα ποσοστά απομάκρυνσης του οργανικού φορτίου ήταν όπως αναμενόταν, σχετικά χαμηλά, και συγκεκριμένα κατά τις 3 περιόδους, η λειτουργία του αντιδραστήρα

οδήγησε σε απομάκρυνση του ολικού οργανικού φορτίου σε βαθμό 28.9%, 57.1% και 45.8% αντίστοιχα. Παράλληλα, τα μέσα ποσοστά απομάκρυνσης του διαλυτού οργανικού φορτίου μετρήθηκαν ίσα με 70.1%, 61.2% και 69.0%. Οι αριθμοί αυτοί ήταν αποτέλεσμα της χαμηλής βιοδιασπασιμότητας του COD των στραγγιδίων.

- Η τροφοδοσία του αντιδραστήρα γινόταν με ελάχιστη αναλογία COD/N ίση με 4-5g/g, η οποία ήταν επαρκής ώστε να επέλθει πλήρης απονιτροδοποίηση.
- Τα ποσοστά απομάκρυνσης του φωσφόρου ήταν αρκετά χαμηλά και δεν οφείλονται σε βιολογικές διεργασίες, αλλά σε χημική κατακρήμνιση και σύνθεση νέας βιομάζας. Πιο συγκεκριμένα τα μέσα ποσοστά απομάκρυνσης για τον ολικό φώσφορο υπολογίστηκαν σε 52.1%, 37.6% και 41.7%, ενώ ο διαλυτός φώσφορος απομακρύνθηκε σε ποσοστό 70.5%, 53.3% και 49.9% για τις 3 περιόδους λειτουργίας αντίστοιχα.
- Η αποτελεσματική λειτουργία του συστήματος IFAS-SBR και ο εγκλιματισμός των μικροοργανισμών στις συνθήκες του αντιδραστήρα οδήγησε σε σταθερή αύξηση της προσκολλημένης βιομάζας ως αποτέλεσμα της αύξησης της μάζας του βιοφίλμ των βιοφορέων. Πραγματοποιήθηκαν συνολικά 4 μετρήσεις για τον προσδιορισμό της μάζας του βιοφίλμ, με τα αποτελέσματα να δείχνουν μια αυξητική τάση σε όλη τη διάρκεια λειτουργίας του αντιδραστήρα. Συγκεκριμένα, σε διάρκεια 131 ημερών που μεσολάβησαν από την 1^η μέχρι την 4^η μέτρηση, η προσκολλημένη βιομάζα αυξήθηκε από 32.9 σε 222.4 mgTSS/biocarrier, δηλαδή σχεδόν επταπλασιάστηκε δείχνοντας ότι η αύξηση του χρόνου λειτουργίας καθώς και η σταδιακή αύξηση του NLR μπορεί να οδηγήσει σε σταδιακή ανάπτυξη του βιοφίλμ των βιοφορέων.

5.2. Πειράματα μέτρησης ταχύτητας νιτροδοποίησης και απονιτροδοποίησης συστήματος IFAS-SBR

- Σύμφωνα με τα αποτελέσματα των πειραμάτων batch, οι ρυθμοί απονιτροδοποίησης ήταν σαφώς υψηλότεροι από τους ρυθμούς νιτροδοποίησης.
- Οι ταχύτητες νιτροδοποίησης (AUR) παρουσίασαν αρκετές διακυμάνσεις σε όλη τη διάρκεια λειτουργίας του συστήματος, με το σύνολο των τιμών τους να κυμαίνεται από 2.34 μέχρι 9.43 mgN/gVSS.h, με τη μέση τιμή των 3 περιόδων να υπολογίζεται στα 5.72 mgN/gVSS.h.

- Η μέση ταχύτητα νιτροδοποίησης αυξήθηκε με την αύξηση της ημερήσιας φόρτισης αζώτου, καθώς και με την αύξηση του ποσοστού πλήρωσης του αντιδραστήρα με βιοφορείς από το 25% σε 50%.
- Από τα 7 πειράματα που πραγματοποιήθηκαν για τη σύγκριση των ρυθμών νιτροδοποίησης με και χωρίς τη χρήση βιοφορέων προέκυψε το συμπέρασμα πως το βιοφίλμ επιδρά σημαντικά στη διεργασία. Συγκεκριμένα, 5 εξ' αυτών οδήγησαν σε αρκετά υψηλότερες ταχύτητες νιτροδοποίησης στον αντιδραστήρα IFAS-SBR σε σχέση με τα πειράματα που έγιναν χωρίς βιοφορείς, με τη μέση ταχύτητα AUR να προσαυξάνεται κατά 53.4%.
- Η διακύμανση της ταχύτητας νιτροδοποίησης (AUR) μόνο της προσκολλημένης βιομάζας ήταν σχετικά σταθερή, με τη μέση τιμή των πειραμάτων να υπολογίζεται σε 1.73 ± 0.62 mg N/gVSS.h. Παράλληλα, η συγκεκριμένη ταχύτητα νιτροδοποίησης ανά m² επιφάνειας βιοφορέα υπολογίστηκε σε 120.31 mg N/m².h.
- Τα πειράματα batch που πραγματοποιήθηκαν για τον προσδιορισμό της ταχύτητας απονιτροδοποίησης οδήγησαν σε αρκετά υψηλούς ρυθμούς, και κυμάνθηκαν από 8.38 μέχρι 46.40 mg N/gVSS.h, με τη μέση τιμή των 3 περιόδων λειτουργίας να υπολογίζεται στα 23.67 mg N/gVSS.h.
- Η αύξηση της ημερήσιας φόρτισης αζώτου επηρέασε θετικά τις ταχύτητες απονιτροδοποίησης, αφού παρατηρήθηκε αύξηση στα NUR.
- Σε αντίθεση με τα αποτελέσματα των ταχυτήτων νιτροδοποίησης, η χρήση βιοφορέων δεν είχε τόσο σημαντική επίδραση στη διεργασία της απονιτροδοποίησης, αφού στα πειράματα που πραγματοποιήθηκαν το βιοφίλμ προσαύξησε τους ρυθμούς NUR κατά 12.9%.

5.3. Γενικές παρατηρήσεις – Προτάσεις για περαιτέρω έρευνα

- Στη συγκεκριμένη πειραματική διερεύνηση επιτεύχθηκε 20% υψηλότερη φόρτιση αζώτου (0.79 αντί 0.64 kgN/m³.d) σε σχέση με προηγούμενη μελέτη που έγινε στο συγκεκριμένα σύστημα IFAS-SBR, καθώς δοκιμάστηκε και η ταυτόχρονη αύξηση στο ποσοστό πλήρωσης των βιοφορέων (50% αντί 30%), με τα αποτελέσματα να είναι άκρως ικανοποιητικά.
- Λόγω των ενθαρρυντικών αποτελεσμάτων, προτείνεται η περαιτέρω διερεύνηση του συγκεκριμένου συστήματος με εφαρμογή υψηλότερων NLR και ποσοστών πλήρωσης με βιοφορείς.
- Πραγματοποίηση πειραμάτων και εξέταση εις βάθος για την επίδραση του βιοφίλμ στις διεργασίες νιτροδοποίησης και απονιτροδοποίησης.

Βιβλιογραφία

- Abeling, U., & Seyfried, C. F. (1992). *Anaerobic-Aerobic treatment of high-strength ammonium wastewater-Nitrogen removal via nitrite*. 26(5), 1007–1015.
- Arnold, E., Böhm, B., & Wilderer, P. A. (2000). Application of activated sludge and biofilm sequencing batch reactor technology to treat reject water from sludge dewatering systems: A comparison. *Water Science and Technology*, 41(1), 115–122.
<https://doi.org/10.2166/wst.2000.0019>
- Aslan, S., & Dahab, M. (2008). Nitritation and denitritation of ammonium-rich wastewater using fluidized-bed biofilm reactors. *Journal of Hazardous Materials*, 156(1–3), 56–63.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.11.112>
- Bonhomme, M., Rogalla, F., Boisseau, G., & Sibony, J. (1990). Enhancing nitrogen removal in activated sludge with fixed biomass. *Water Science and Technology*, 22(1–2), 127–135.
<https://doi.org/10.2166/wst.1990.0142>
- Börner, C., & Trübenbach, R. (2017). Biological water treatment: MBBR & IFAS technology. *Filtration + Separation*, 54(5), 36–38. [https://doi.org/10.1016/s0015-1882\(18\)30089-2](https://doi.org/10.1016/s0015-1882(18)30089-2)
- Chen, H., Li, A., Wang, Q., Cui, D., Cui, C., & Ma, F. (2018). Nitrogen removal performance and microbial community of an enhanced multistage A/O biofilm reactor treating low-strength domestic wastewater. *Biodegradation*, 29(3), 285–299.
<https://doi.org/10.1007/s10532-018-9829-x>
- Chung, J., Bae, W., Lee, Y. W., & Rittmann, B. E. (2007). Shortcut biological nitrogen removal in hybrid biofilm/suspended growth reactors. *Process Biochemistry*, 42(3), 320–328.
<https://doi.org/10.1016/j.procbio.2006.09.002>
- Ding, D., Feng, C., Jin, Y., Hao, C., Zhao, Y., & Suemura, T. (2011). Domestic sewage treatment in a sequencing batch biofilm reactor (SBBR) with an intelligent controlling system. *Desalination*, 276(1–3), 260–265. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.03.059>
- Fux, C., Velten, S., Carozzi, V., Solley, D., & Keller, J. (2006). *Efficient and stable nitritation and denitritation of ammonium-rich sludge dewatering liquor using an SBR with continuous loading*. 40, 2765–2775. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.05.003>
- Ganigué, R., López, H., Balaguer, M. D., & Colprim, J. (2007). Partial ammonium oxidation to

- nitrite of high ammonium content urban landfill leachates. *Water Research*, 41(15), 3317–3326. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.04.027>
- Ge, S., Zhu, Y., Qiu, S., Yang, X., Ma, B., Huang, D., & Peng, Y. (2014). Evaluation of upgrading a full-scale activated sludge process integrated with floating biofilm carriers. *Water Science and Technology*, 70(10), 1594–1601. <https://doi.org/10.2166/wst.2014.370>
- Gu, J., Xu, G., & Liu, Y. (2017). An integrated AMBBR and IFAS-SBR process for municipal wastewater treatment towards enhanced energy recovery, reduced energy consumption and sludge production. *Water Research*, 110, 262–269. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.12.031>
- Hellinga, C., A. A. J. C., S., J. W., M., M. C. M., van L., & J. J., H. (1998). The Sharon process: An innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich wastewater. *Water Science Technology*, 37(9), 135–142.
- Huang, C., Shi, Y., Xue, J., Zhang, Y., Gamal El-Din, M., & Liu, Y. (2017). Comparison of biomass from integrated fixed-film activated sludge (IFAS), moving bed biofilm reactor (MBBR) and membrane bioreactor (MBR) treating recalcitrant organics: Importance of attached biomass. *Journal of Hazardous Materials*, 326, 120–129. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.12.015>
- Jenicek, P., Svehla, P., & Zabranska, J. (2007). Reject water treatment by nitrification/denitrification process – influence of ammonia concentration and loading rate. *Water Resource Engineering, January*, 683–690.
- Jianlong, W., & Ning, Y. (2004). Partial nitrification under limited dissolved oxygen conditions. *Process Biochemistry*, 39(10), 1223–1229. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(03\)00249-8](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00249-8)
- Lariyah, M. S., Mohiyaden, H. A., Hayder, G., Hussein, A., Basri, H., Sabri, A. F., & Noh, M. N. (2016). Application of Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) and Integrated Fixed Activated Sludge (IFAS) for Biological River Water Purification System: A Short Review. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 32(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/32/1/012005>
- Liu, G., & Wang, J. (2012). Probing the stoichiometry of the nitrification process using the

- respirometric approach. *Water Research*, 46(18), 5954–5962.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.08.006>
- Liu, X., Kim, M., & Nakhla, G. (2017a). A model for determination of operational conditions for successful shortcut nitrification. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(4), 3539–3549. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8017-y>
- Liu, X., Kim, M., & Nakhla, G. (2017b). Operational conditions for successful partial nitrification in a sequencing batch reactor (SBR) based on process kinetics. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 38(6), 694–704.
<https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1209246>
- Liu, X., Kim, M., Nakhla, G., Andalib, M., & Fang, Y. (2020). Partial nitrification-reactor configurations, and operational conditions: Performance analysis. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(4), 103984.
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.103984>
- Ma, B., Wang, S., Cao, S., Miao, Y., Jia, F., Du, R., & Peng, Y. (2016). Biological nitrogen removal from sewage via anammox: Recent advances. *Bioresource Technology*, 200, 981–990. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.10.074>
- Malovanyy, A., Trela, J., & Plaza, E. (2015). Mainstream wastewater treatment in integrated fixed film activated sludge (IFAS) reactor by partial nitritation/anammox process. *Bioresource Technology*, 198, 478–487. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.08.123>
- Morgan-Sagastume, F. (2018). Biofilm development, activity and the modification of carrier material surface properties in moving-bed biofilm reactors (MBBRs) for wastewater treatment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 48(5), 439–470.
<https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1465759>
- Mulder, A., van de Graaf, A. A., Robertson, L. A., & Kuenen, J. G. (1995). Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. *FEMS Microbiology Ecology*, 16(3), 177–183. [https://doi.org/10.1016/0168-6496\(94\)00081-7](https://doi.org/10.1016/0168-6496(94)00081-7)
- Odegaard, H. (2017). New Applications for MBBR and IFAS Systems. *Springer International Publishing: Frontiers in Wastewater Treatment and Modelling*, 1(May), 1–5.
<https://doi.org/10.1007/978-3-319-58421-8>

- Onnis-Hayden, A., Dair, D., Johnson, C., Schramm, A., & Gu, A. Z. (2012). Kinetics and Nitrifying Populations in Nitrogen Removal Processes At a Full-Scale Integrated Fixed-Film Activated Sludge (Ifas) Plant. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2007(15), 3099–3119. <https://doi.org/10.2175/193864707787973789>
- Paredes, D., Kuschik, P., Mbwette, T. S. A., Stange, F., Müller, R. A., & Köser, H. (2007). New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment - A review. *Engineering in Life Sciences*, 7(1), 13–25. <https://doi.org/10.1002/elsc.200620170>
- Park, S., Bae, W., & Rittmann, B. E. (2010). Operational Boundaries for Nitrite Accumulation in Nitrification Based on Minimum / Maximum Substrate Inhibition. *Environmental Science & Technology*, 44(1), 335–342. <https://doi.org/10.1021/Es9024244>
- Pollice, A., Tandoi, V., & Lestingi, C. (2002). Influence of aeration and sludge retention time on ammonium oxidation to nitrite and nitrate. *Water Research*, 36(10), 2541–2546. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00468-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00468-7)
- Rittmann, B. E., & McCarty, P. (1996). *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*.
- Safwat, S. M. (2018). Performance of moving bed biofilm reactor using effective microorganisms. *Journal of Cleaner Production*, 185, 723–731. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.041>
- Shao, Y., Shi, Y., Mohammed, A., & Liu, Y. (2017). Wastewater ammonia removal using an integrated fixed-film activated sludge-sequencing batch biofilm reactor (IFAS-SBR): Comparison of suspended flocs and attached biofilm. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 116, 38–47. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.09.026>
- Shao, Y., Yang, S., Mohammed, A., & Liu, Y. (2018). Impacts of ammonium loading on nitrification stability and microbial community dynamics in the integrated fixed-film activated sludge sequencing batch reactor (IFAS-SBR). *International Biodeterioration and Biodegradation*, 133(May), 63–69. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2018.06.002>
- Sinha, B., & Annachatre, A. P. (2007). Partial nitrification - Operational parameters and microorganisms involved. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 6(4),

285–313. <https://doi.org/10.1007/s11157-006-9116-x>

- Soliman, M., & Eldyasti, A. (2016). Development of partial nitrification as a first step of nitrite shunt process in a Sequential Batch Reactor (SBR) using Ammonium Oxidizing Bacteria (AOB) controlled by mixing regime. *Bioresource Technology*, *221*, 85–95. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.09.023>
- Tokutomi, T. (2004). Operation of a nitrite-type airlift reactor at low DO concentration. *Water Science and Technology*, *49*(5–6), 81–88. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0740>
- Torà, J. A., Baeza, J. A., Carrera, J., & Oleszkiewicz, J. A. (2011). Denitritation of a high-strength nitrite wastewater in a sequencing batch reactor using different organic carbon sources. *Chemical Engineering Journal*, *172*(2–3), 994–998. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.07.013>
- van Loosdrecht, M. C. M. (2008). Chapter 6: Innovative Nitrogen Removal. *Biodegradation*, 139–154.
- Vergine, P., Salerno, C., Berardi, G., & Pollice, A. (2018). Sludge cake and biofilm formation as valuable tools in wastewater treatment by coupling Integrated Fixed-film Activated Sludge (IFAS) with Self Forming Dynamic Membrane BioReactors (SFD-MBR). *Bioresource Technology*, *268*(July), 121–127. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.120>
- Veuillet, F., Lacroix, S., Bausseron, A., Gonidec, E., Ochoa, J., Christensson, M., & Lemaire, R. (2014). Integrated fixed-film activated sludge ANITA™Mox process - A new perspective for advanced nitrogen removal. *Water Science and Technology*, *69*(5), 915–922. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.786>
- Wang, C., Liu, S., Xu, X., Zhang, C., Wang, D., & Yang, F. (2018). Achieving mainstream nitrogen removal through simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification process in an integrated fixed film activated sludge reactor. *Chemosphere*, *203*, 457–466. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.04.016>
- Wang, X., Bi, X., Hem, L. J., & Ratnaweera, H. (2018). Microbial community composition of a multi-stage moving bed biofilm reactor and its interaction with kinetic model parameters estimation. *Journal of Environmental Management*, *218*, 340–347. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.015>

- Wei, D., Xue, X., Yan, L., Sun, M., Zhang, G., Shi, L., & Du, B. (2014). Effect of influent ammonium concentration on the shift of full nitrification to partial nitrification in a sequencing batch reactor at ambient temperature. *Chemical Engineering Journal*, *235*, 19–26. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.09.005>
- Xiong, J., Zheng, Z., Yang, X., He, J., Luo, X., & Gao, B. (2018). Mature landfill leachate treatment by the MBBR inoculated with biocarriers from a municipal wastewater treatment plant. *Process Safety and Environmental Protection*, *119*, 304–310. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.08.019>
- Xu, X., Wang, G., Zhou, L., Yu, H., & Yang, F. (2018). Start-up of a full-scale SNAD-MBBR process for treating sludge digester liquor. *Chemical Engineering Journal*, *343*(January), 477–483. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.03.032>
- Yang, H., & Ren, J. (2012). Study on the short-cut nitrification which in a sequencing batch reactor (SBR) under the effect of temperature and pH. *Proceedings of the 2nd International Conference on Electronic and Mechanical Engineering and Information Technology, EMEIT 2012*, 602–605. <https://doi.org/10.2991/emeit.2012.127>
- Yang, S., Xu, S., Mohammed, A., Ashbolt, N. J., & Liu, Y. (2019). Improving nitrogen removal in an IFAS nitrification–anammox reactor treating lagoon supernatant by manipulating biocarrier filling ratio and hydraulic retention time. *Biochemical Engineering Journal*, *152*(September), 107365. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2019.107365>
- Yang, Y., Zhang, L., Cheng, J., Zhang, S., Li, B., & Peng, Y. (2017). Achieve efficient nitrogen removal from real sewage in a plug-flow integrated fixed-film activated sludge (IFAS) reactor via partial nitrification/anammox pathway. *Bioresource Technology*, *239*, 294–301. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.041>
- Zhang, J., Zhang, L., Miao, Y., Sun, Y., Li, X., Zhang, Q., & Peng, Y. (2018). Feasibility of in situ enriching anammox bacteria in a sequencing batch biofilm reactor (SBBR) for enhancing nitrogen removal of real domestic wastewater. *Chemical Engineering Journal*, *352*(June), 847–854. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.06.024>
- Zhang, L., Zhang, S., Peng, Y., Han, X., & Gan, Y. (2015). Nitrogen removal performance and microbial distribution in pilot- and full-scale integrated fixed-biofilm activated sludge reactors based on nitrification-anammox process. *Bioresource Technology*, *196*, 448–453.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.07.090>