



ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ

ΔΙΕΠΙΣΤΗΜΟΝΙΚΟ – ΔΙΑΤΜΗΜΑΤΙΚΟ  
ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΩΝ ΣΠΟΥΔΩΝ  
ΕΠΙΣΤΗΜΗ ΚΑΙ ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ ΥΔΑΤΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ

*Εργαστηριακή προσομοίωση συστήματος IFAS –  
SBR ενός σταδίου για την επεξεργασία  
στραγγιδίων από ΧΥΤΑ*

Μιχαλάκη Σπυριδούλα

ΕΠΙΒΛΕΠΩΝ: ΑΝΑΠΛΗΡΩΤΗΣ ΚΑΘΗΓΗΤΗΣ  
ΣΥΜΕΩΝ ΜΑΛΑΜΗΣ

Αθήνα, Νοέμβριος 2021

*Στους γονείς μου  
Θεοδώρα & Γιώργο*

## ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Η παρούσα μεταπτυχιακή εργασία έλαβε χώρα στο Εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας του Εθνικού Μετσόβιου Πολυτεχνείου κατά το ακαδημαϊκό έτος 2020 – 2021. Ύστερα από την ολοκλήρωσή της, θα ήθελα να ευχαριστήσω θερμά όλα εκείνα τα πρόσωπα που συνέβαλαν με το δικό τους τρόπο στην περάτωσή της.

Αρχικά, θα ήθελα να ευχαριστήσω τον κύριο Συμεών Μαλαμή, Αναπληρωτή Καθηγητή της Σχολής Πολιτικών Μηχανικών, για την ανάθεση της παρούσας εργασίας και την καθοδήγησή του καθ' όλη τη διάρκεια εκπόνησής της.

Ιδιαίτερες ευχαριστίες αρμόζουν στη μεταδιδακτορική ερευνήτρια Έλενα Κουμάκη για τη συνεχή καθοδήγηση, την υπομονή και επιμονή που υπέδειξε, τις ουσιώδεις συμβουλές και την αμέριστη υποστήριξη που μου παρείχε καθ' όλη τη διάρκεια εκπόνησης της εργασίας μου. Επίσης, οφείλω ένα μεγάλο ευχαριστώ στην υποψήφια Διδάκτορα Εύα Θέμελη για τη βοήθειά της όλο αυτό το χρονικό διάστημα.

Επιπλέον, θα ήθελα να ευχαριστήσω όλο το προσωπικό του Εργαστηρίου Υγειονομικής Τεχνολογίας και ιδιαίτερα την υποψήφια Διδάκτορα Σταυρούλα Καππά, για την αμέριστη βοήθεια και την υποστήριξη που μου παρείχε από την αρχή της εκπόνησης της εργασίας μου. Τέλος, ευχαριστώ θερμά την οικογένειά μου που υπήρξε σημαντικό στήριγμα για μένα όλο αυτό το χρονικό διάστημα, καθώς και τις συναδέλφους μηχανικούς και φίλες για την πολύτιμη βοήθεια, ψυχολογική υποστήριξη και πίστη που μου έδειξαν.

## Περίληψη

Οι Χώροι Υγειονομικής Ταφής Απορριμμάτων (ΧΥΤΑ) αποτελούν έναν από τους πιο διαδεδομένους τρόπους διαχείρισης των στερεών αποβλήτων σε όλο τον κόσμο. Τα στραγγίδια είναι ένα παραπροϊόν των ΧΥΤΑ, το οποίο λόγω των υψηλών συγκεντρώσεών του σε ρύπους, είναι απαραίτητη η επεξεργασία του πριν από την απόρριψή του. Το υγρό αυτό παραπροϊόν των ΧΥΤΑ, είναι αποτέλεσμα της υγρασίας που περιέχεται στα αστικά στερεά απόβλητα (ΑΣΑ) και σε άλλα απόβλητα (π.χ. ιλύς), καθώς και της διείσδυσης των επιφανειακών ή βρόχινων νερών στη μάζα των απορριμμάτων με αποτέλεσμα την απόπλυση αυτών, αλλά και των προϊόντων αποσύνθεσής τους. Η συνολική ποσότητα των στραγγιδίων από τους ΧΥΤΑ στην Ευρώπη εκτιμάται σε 15 εκ. τόνους ετησίως. Ακόμη, εκτιμάται ότι από περίπου 907 τόνους ΑΣΑ, περίπου 0,05 – 0,2 τόνοι στραγγιδίων μπορούν να παραχθούν κατά τη διάρκεια ζωής του ΧΥΤΑ. Επειδή, τα χαρακτηριστικά των αποβλήτων αυτών είναι πολύ σύνθετα, με υψηλή περιεκτικότητα σε οργανικά, αμμωνιακό άζωτο και βαρέα μέταλλα, τα στραγγίδια των ΧΥΤΑ χαρακτηρίζονται ως ειδικά απόβλητα.

Η άμεση διάθεση των στραγγιδίων στο περιβάλλον θα προκαλούσε μη αναστρέψιμες επιπτώσεις, κυρίως στα υδάτινα οικοσυστήματα. Η συμβατική βιολογική επεξεργασία των στραγγιδίων ΧΥΤΑ δεν απομακρύνει επαρκώς τις υψηλές συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου, οι οποίες είναι δυνατόν να οδηγήσουν σε ευτροφισμό των υδάτινων σωμάτων. Αν και η βιολογική επεξεργασία χρησιμοποιείται για τη μείωση της συγκέντρωσης του αμμωνιακού αζώτου στα επιθυμητά επίπεδα, η συγκέντρωση των νιτρικών στα στραγγίδια μπορεί να παραμείνει υψηλή. Η εφαρμογή περισσότερων και αυστηρότερων προτύπων εκπομπών για το ολικό άζωτο (TN) στα στραγγίδια ΧΥΤΑ αποτελεί επιτακτική ανάγκη για τις χώρες που αποσκοπούν στην προστασία του τοπικού τους περιβάλλοντος.

Η διεργασία της νιτρωδοποίησης/απονιτρωδοποίησης, μπορεί να χαρακτηριστεί ως μια αποτελεσματική μέθοδος για την επεξεργασία στραγγιδίων αφυδάτωσης από εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων, ωστόσο δεν έχει ακόμη εφαρμοσθεί ιδιαίτερα για την επεξεργασία στραγγιδίων ΧΥΤΑ. Για την επίτευξη της συγκεκριμένης διεργασίας, είναι απαραίτητη η ανάπτυξη μόνο των βακτηρίων που

οξειδώνουν την αμμωνία σε νιτρώδη, και των βακτηρίων εκείνων που ανάγουν τα νιτρώδη σε αέριο άζωτο, αλλά και η αναχαίτιση των βακτηρίων που οξειδώνουν τα νιτρώδη σε νιτρικά. Η συγκεκριμένη διεργασία βρίσκει εφαρμογή σε διάφορους τύπους αντιδραστήρων, όπως οι αντιδραστήρες SBR (Sequencing Batch Reactor), MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor), IFAS (Integrated Fixed – Film Activated Sludge).

Στην παρούσα μεταπτυχιακή εργασία, μελετήθηκε η λειτουργία ενός εργαστηριακής κλίμακας αντιδραστήρα εναλλασσόμενης λειτουργίας με αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα (IFAS – SBR) στην απομάκρυνση του αζώτου από στραγγίδια αφυδάτωσης αρχικά και στη συνέχεια από στραγγίδια ΧΥΤΑ, με εφαρμογή της διεργασίας νιτρωδοποίησης/απονιτρωδοποίησης.

Η πειραματική διαδικασία έλαβε χώρα στο Εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας του Εθνικού Μετσόβιου Πολυτεχνείου και είχε διάρκεια 310 ημέρες, με τη λειτουργία του αντιδραστήρα να χωρίζεται σε 3 διακριτές περιόδους, ανάλογα με το εφαρμοζόμενο ημερήσιο φορτίου αζώτου (NLR), αλλά και το είδος των στραγγιδίων με τα οποία τροφοδοτούνταν ο αντιδραστήρας. Η πρώτη περίοδος λειτουργίας του συστήματος IFAS – SBR εκτείνεται από τις 07/09/2020 μέχρι τις 22/02/2021 (συνολικά 166 ημέρες λειτουργίας). Σε αυτή την 1<sup>η</sup> περίοδο λειτουργίας ο αντιδραστήρας τροφοδοτούνταν με στραγγίδια αφυδάτωσης από την ΕΕΛ της Ψυττάλειας. Η φόρτιση αζώτου που εφαρμόστηκε ήταν  $0,49 \pm 0,15 \text{ kg N/ m}^3 \cdot \text{d}$ . Η δεύτερη περίοδος λειτουργίας εκτείνεται από τις 23/02/2021 μέχρι τις 10/03/2021 (συνολικά 16 ημέρες λειτουργίας). Σε αυτή τη 2<sup>η</sup> περίοδο λειτουργίας ο αντιδραστήρας τροφοδοτούνταν με μη αραιωμένα στραγγίδια ΧΥΤΑ από το ΧΥΤΑ Άνω Λιοσίων. Η φόρτιση που εφαρμόστηκε ήταν  $0,25 \pm 0,05 \text{ kg N/ m}^3 \cdot \text{d}$ . Η τρίτη περίοδος λειτουργίας του συστήματος εκτείνεται από τις 11/03/2021 μέχρι τις 17/07/2021 (συνολικά 128 ημέρες λειτουργίας). Σε αυτή την 3<sup>η</sup> περίοδο λειτουργίας ο αντιδραστήρας τροφοδοτούνταν με αραιωμένα στραγγίδια ΧΥΤΑ (αραίωση 1:2) από το ΧΥΤΑ Άνω Λιοσίων. Η φόρτιση που εφαρμόστηκε ήταν  $0,34 \pm 0,09 \text{ kg N/ m}^3 \cdot \text{d}$ .

Τα στραγγίδια ΧΥΤΑ που χρησιμοποιήθηκαν για την εκπόνηση των πειραμάτων, προέρχονταν από το Παλιό Κύτταρο του ΧΥΤΑ Άνω Λιοσίων. Περιέχουν υψηλές συγκεντρώσεις οργανικών ουσιών, βαρέων μετάλλων και ανόργανων

αλάτων. Συγκρίνοντας τις τιμές των φυσικοχημικών χαρακτηριστικών των στραγγιδίων με τις αντίστοιχες από τη βιβλιογραφία, μπορεί να επιβεβαιωθεί ότι τα στραγγίδια ΧΥΤΑ που χρησιμοποιήθηκαν αντιστοιχούν σε στραγγίδια ώριμης ηλικίας.

Τα ποσοστά απομάκρυνσης του ολικού αζωτούχου φορτίου ήταν αρκετά υψηλά, παρουσιάζοντας ωστόσο αρκετές διακυμάνσεις κυρίως κατά τη διάρκεια της 1<sup>ης</sup> περιόδου λειτουργίας του συστήματος, όπου είχαν δημιουργηθεί αρκετά προβλήματα στη λειτουργία του IFAS – SBR. Πιο συγκεκριμένα, από τα μέσα Οκτωβρίου (15/10/2020) μέχρι τα μέσα Νοεμβρίου (09/11/2021), το ποσοστό απομάκρυνσης του ολικού αζώτου κυμάνθηκε μεταξύ 68 - 87%, καθώς το σύστημα εμφάνισε αστάθεια στη λειτουργία του και για 2 ημέρες είχε αστοχήσει το σύστημα αερισμού. Από 10/11/2020 μέχρι 30/11/2020, τα ποσοστά απομάκρυνσης του ολικού αζωτούχου φορτίου κυμάνθηκαν σε πολύ υψηλά επίπεδα, δηλαδή 92 – 100%. Από τις αρχές Δεκεμβρίου (01/12/2020) μέχρι 08/01/2021, το ποσοστό απομάκρυνσης του ολικού αζωτούχου φορτίου κυμάνθηκε μεταξύ 70 – 91%. Ωστόσο, μετά την παρέλευση αυτού του διαστήματος, παρατηρήθηκε μείωση της απομάκρυνσης της αμμωνίας και συσσώρευσή της στο ανάμικτο υγρό. Ως αντίδραση σε αυτό, μειώθηκε ξανά η φόρτιση σταδιακά από 0,6 σε 0,3 kg N/ m<sup>3</sup>. d και στη συνέχεια αυξήθηκε εκ νέου σταδιακά και διατηρήθηκε για 1 μήνα (έως το Φεβρουάριο 2021) στο 0,4 kg N/ m<sup>3</sup>. d. Από τα μέσα Ιανουαρίου (12/01/2021) μέχρι τα τέλη Φεβρουαρίου (22/02/2021), όπου είναι και το τέλος της 1<sup>ης</sup> περιόδου λειτουργίας του συστήματος, τα ποσοστά απομάκρυνσης του ολικού αζώτου κυμάνθηκαν μεταξύ 82 – 100%,.

Κατά τη 2<sup>η</sup> περίοδο λειτουργίας του συστήματος, όπου η τροφοδοσία πραγματοποιούνταν με στραγγίδια ΧΥΤΑ χωρίς κάποια αραίωση, τα ποσοστά απομάκρυνσης του ολικού αζωτούχου φορτίου κυμαίνονταν μεταξύ 95 – 100%. Μετά τις πρώτες 10 ημέρες (1 SRT) λειτουργίας, το σύστημα παρουσίασε μια αδυναμία στο να ανταποκριθεί στη βιολογική απομάκρυνση του αζώτου, ακόμα και όταν η φόρτιση ήταν σημαντικά μειωμένη στο 0.2 kg N/ m<sup>3</sup>. d, με αποτέλεσμα να δημιουργηθεί πρόβλημα με τη συσσώρευση της αμμωνίας στο σύστημα. Τέλος, κατά τη διάρκεια της 3<sup>ης</sup> περιόδου, όπου το σύστημα τροφοδοτούνταν με αραιωμένα (1:2) στραγγίδια ΧΥΤΑ, οι μικροοργανισμοί άρχισαν σταδιακά να ανακάμπτουν, οπότε η

απόδοση του συστήματος αυξήθηκε και τα ποσοστά απομάκρυνσης ολικού αζωτούχου φορτίου κυμάνθηκαν μεταξύ 98 – 100%.

Κατά τη διάρκεια λειτουργίας του συστήματος IFAS – SBR, η απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου των στραγγιδίων ιλύος και ΧΥΤΑ ήταν αρκετά υψηλή σε όλες τις περιόδους (> 90%), εκτός από κάποιες περιπτώσεις, όπου λόγω λειτουργικών προβλημάτων που δημιουργήθηκαν στο σύστημα αερισμού του αντιδραστήρα και στην καθίζηση, αν και η απομάκρυνση σε αυτά τα διαστήματα κυμάνθηκε μεταξύ 70 – 88%, ωστόσο αυτό οφειλόταν κυρίως στο γεγονός ότι όταν παρατηρούνταν αδυναμία του συστήματος να ανταποκριθεί, η εφαρμοζόμενη φόρτιση στο σύστημα μειωνόταν κατά πολύ για να μην αστοχήσει πλήρως.

Όσον αφορά την προσκολλημένη βιομάζα του αντιδραστήρα, παρουσίασε αυξομειωτικές τάσεις κατά τη διάρκεια των 3 περιόδων λειτουργίας του συστήματος IFAS – SBR. Κατά το τέλος της 1<sup>ης</sup> περιόδου λειτουργίας του αντιδραστήρα η προσκολλημένη βιομάζα βρέθηκε ίση με 52,5 mgTSS/ βιοφορέα, ενώ στα μέσα της 2<sup>ης</sup> περιόδου βρέθηκε ίση με 39,4 mgTSS/ βιοφορέα. Κατά τη διάρκεια της 3<sup>ης</sup> περιόδου λειτουργίας, όπου σταθεροποιήθηκε ο αερισμός και εγκλιματίστηκε η βιομάζα στις νέες συνθήκες παρουσία των στραγγιδίων ΧΥΤΑ, παρατηρείται μια αυξητική τάση για τη μάζα της προσκολλημένης βιομάζας στην επιφάνεια των βιοφορέων.

Τέλος, διεξάχθηκαν πειράματα διαλείποντος έργου (batch) με σκοπό τον προσδιορισμό των ταχυτήτων νιτρωδοποίησης (AUR) και απονιτρωδοποίησης (NUR). Τα πειράματα πραγματοποιήθηκαν ταυτόχρονα μέσα στον αντιδραστήρα (in-situ) και έξω από αυτόν (ex-situ) με σκοπό να διερευνηθεί η συνεισφορά της συνολικής βιομάζας (αιωρούμενης και προσκολλημένης) και της αιωρούμενης, αντίστοιχα, στην νιτρωδοποίηση και απονιτρωδοποίηση. Οι ταχύτητες νιτρωδοποίησης τόσο με την παρουσία βιοφορέων όσο και χωρίς, παρουσίασαν σημαντικές διακυμάνσεις κατά τη διάρκεια της πειραματικής περιόδου όπου το σύστημα τροφοδοτούνταν με στραγγίδια ΧΥΤΑ. Πιο συγκεκριμένα, κατά τη διάρκεια της 2<sup>ης</sup> περιόδου λειτουργίας, όπου ο αντιδραστήρας τροφοδοτούνταν με στραγγίδια ΧΥΤΑ χωρίς κάποια αραιώση, οι τιμές του AUR τόσο στα in-situ όσο και στα ex-situ πειράματα ήταν ιδιαίτερα

χαμηλές και κυμάνθηκαν μεταξύ 0 - 0,8 mg N/g VSS-h. Αυτό μπορεί να εξηγηθεί από το γεγονός ότι, τα αναραιώτα στραγγίδια ΧΥΤΑ προκάλεσαν αναχαίτιση στους μικροοργανισμούς του συστήματος IFAS – SBR, η οποία πιθανόν να οφείλεται στην παρουσία των βαρέων μετάλλων/μεταλλοειδών ή κάποιας άλλης ουσίας στο υπόστρωμα. Για το λόγο αυτό, αποφασίστηκε κατά τη 3<sup>η</sup> περίοδο λειτουργίας του συστήματος, να χρησιμοποιηθούν αραιωμένα στραγγίδια ΧΥΤΑ (1:2). Κατά την εφαρμογή φόρτισης αζώτου ίσης με 0,15 - 0,3 kg N/m<sup>3</sup>.d στη διάρκεια της 3<sup>ης</sup> περιόδου λειτουργίας του συστήματος, όπου η τροφοδοσία γινόταν με αραιωμένα (1:2) στραγγίδια ΧΥΤΑ, η μέση ταχύτητα νιτροδοποίησης κανονικοποιημένη ως προς την αιωρούμενη βιομάζα των in – situ πειραμάτων αυξήθηκε σημαντικά και ήταν ίση με 1,30 ± 0,4 mg N/g VSS-h, ενώ η αντίστοιχη τιμή AUR κανονικοποιημένη ως προς την αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα προέκυψε αριθμητικά μικρότερη και ίση με 1,23 ± 0,4 mg N/g VSS-h. Η μέση ταχύτητα νιτροδοποίησης των ex – situ πειραμάτων (παρουσία μόνο αιωρούμενης βιομάζας) κατά το διάστημα αυτό ήταν ίση με 1,24 ± 0,2 mg N/g VSS-h. Κατά τη διεξαγωγή πειραμάτων με μεγαλύτερη φόρτιση αζώτου (0,38 - 0,4 kg N/m<sup>3</sup>.d) και αφού αυτή είχε εφαρμοστεί για αρκετό διάστημα και η βιομάζα είχε εγκλιματιστεί, η μέση ταχύτητα νιτροδοποίησης κανονικοποιημένη ως προς την αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζας των in – situ πειραμάτων ήταν ίση με 1,5 ± 0,3 mg N/g VSS-h, ενώ οι μέσες ταχύτητες νιτροδοποίησης των in – situ πειραμάτων (κανονικοποιημένη ως προς την αιωρούμενη βιομάζα), αλλά και των ex –situ πειραμάτων ήταν ίση με 2,9 ± 1,2 mg N/g VSS-h και 4,7 ± 0,8 mg N/g VSS-h αντίστοιχα.

Στα ex situ batch πειράματα που πραγματοποιήθηκαν με υψηλή φόρτιση αζώτου και ενώ το σύστημα είχε σταθεροποιηθεί ως προς τη λειτουργία και την απόδοσή του, η νιτροδοποιητική ικανότητα της αιωρούμενης βιομάζας προέκυψε ότι ήταν μεγαλύτερη σε σχέση με την αντίστοιχη ικανότητα της συνολικής βιομάζας (αιωρούμενης και προσκολλημένης) στα in situ batch πειράματα. Η νιτροδοποιητική ταχύτητα κανονικοποιημένη ως προς την αιωρούμενη βιομάζα (ex-situ πειράματα), κατά την εφαρμογή NLR = 0,38 - 0,4 kg N/m<sup>3</sup>.d, ήταν κατά μέσο όρο διπλάσια σε σχέση με την αντίστοιχη ταχύτητα στα in-situ πειράματα και ήταν κανονικοποιημένη ως προς τη συνολική βιομάζα του συστήματος (αιωρούμενη και προσκολλημένη). Η



διαφορά εξηγείται από το ότι, ο ρυθμός νιτρωδοποίησης υπολογίζεται βάσει της ποσότητας αζώτου που νιτρωδοποιείται και της βιομάζας που αναπτύσσεται στο κάθε σύστημα. Στη δεύτερη περίπτωση, ο ρυθμός νιτρωδοποίησης του συστήματος IFAS – SBR κανονικοποιείται ως προς τη συνολική βιομάζα (αιωρούμενη και προσκολλημένη), ενώ στην πρώτη περίπτωση, ο ρυθμός νιτρωδοποίησης κανονικοποιείται ως προς την αιωρούμενη βιομάζα. Οι ρυθμοί προκύπτουν τόσο διαφορετικοί λόγω της μάζας της βιομάζας που χρησιμοποιείται στον παρονομαστή για την κανονικοποίηση. Αν και στα πειράματα μελέτης της νιτρωδοποίησης που πραγματοποιήθηκαν, προσδιορίστηκε η συγκέντρωση της αμμωνίας που νιτρωδοποιήθηκε τόσο στα in-situ όσο και στα ex-situ πειράματα, και φάνηκε ότι ήταν σχετικά ίδια ανεξαρτήτως της βιομάζας που συμμετείχε, ωστόσο, υπολογίζοντας (μέσω του ισοζυγίου) τη μάζα του αζώτου που νιτρωδοποιείται είναι σημαντικά περισσότερη στα πειράματα ex-situ (στα οποία ο ρυθμός είναι κανονικοποιημένος ως προς την αιωρούμενη βιομάζα) συγκριτικά τη μάζα αζώτου που νιτρωδοποιείται με βάση τα in-situ πειράματα (στα οποία ο ρυθμός είναι κανονικοποιημένος ως προς την αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα). Αυτό οδηγεί στο συμπέρασμα ότι, η βιομάζα που υπάρχει πάνω στους βιοφορείς δεν συμμετέχει στη νιτρωδοποίηση και συνεπώς δεν συνεισφέρει σημαντικά στη διεργασία της νιτρωδοποίησης.

Οι ρυθμοί από τα in-situ πειράματα (κανονικοποιημένοι με την αιωρούμενη βιομάζα,  $AUR_{IFAS}$  (MLVSS) είναι μικρότεροι συγκριτικά με τους ρυθμούς από τα ex-situ πειράματα (οι οποίοι είναι και αυτοί κανονικοποιημένοι με την αιωρούμενη βιομάζα,  $AUR_{BATCH}$  (no biocarriers), ενώ θα περιμέναμε να είναι κοντά. Αυτό πιθανώς οφείλεται στη διάχυση του διαλυμένου οξυγόνου, η οποία είναι δυσκολότερη στις συνθήκες του IFAS με την παρουσία των βιοφορέων, κάτι που οδηγεί στη δημιουργία ανοξικών ζωνών όπου λαμβάνει χώρα ταυτόχρονα η απονιτρωδοποίηση των παραγόμενων νιτρωδών κατά την αερόβια φάση, και συνεπώς αυτά δεν προσμετρώνται στα  $\Delta NO_x$  που χρησιμοποιούνται για τον υπολογισμό του ρυθμού AUR.

Σε ότι αφορά την ταχύτητα απονιτρωδοποίησης, στα ex – situ πειράματα, η παρουσία μόνο της αιωρούμενης βιομάζας οδήγησε σε υψηλότερες τιμές NUR σε σχέση με τα αντίστοιχα in - situ πειράματα που πραγματοποιήθηκαν παρουσία

αιωρούμενης και προσκολλημένης βιομάζας. Ωστόσο, ο συνυπολογισμός τόσο της αιωρούμενης όσο και της προσκολλημένης βιομάζας στους ρυθμούς NUR στα in-situ πειράματα μείωσε τις τιμές του NUR από 9.5, 9.15 και 12.29 mg N/g VSS-h (κανονικοποιημένο μόνο με την αιωρούμενη βιομάζα) σε 7.74, 7.75 και 10.85 mg N/g VSS-h (κανονικοποιημένο με αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα), για φορτίσεις αζώτου ίσες με 0.2, 0.25 και 0.3 kg N/m<sup>3</sup>.d, αντίστοιχα. Οι τιμές της ταχύτητας απονιτροδοποίησης που προέκυψαν από τα ex - situ πειράματα παρουσία μόνο της αιωρούμενης βιομάζας του IFAS - SBR, για τις παραπάνω φορτίσεις αζώτου, υπολογίστηκαν ίσες με 10.01, 15.49 και 12.01 mg N/g VSS-h, αντίστοιχα. Στα in - situ πειράματα NUR που διεξήχθησαν την περίοδο που το σύστημα λειτουργούσε με NLR ίσο με 0,4 kg N/m<sup>3</sup>d, ο ρυθμός NUR κανονικοποιημένος ως προς την αιωρούμενη βιομάζα του αντιδραστήρα ήταν 27,79 mg N/g VSS-h, ενώ όταν ο ρυθμός κανονικοποιήθηκε ως προς τη συνολική βιομάζα του αντιδραστήρα (αιωρούμενης και προσκολλημένης) ήταν μικρότερος στα 19,06 mg N/g VSS-h. Στα αντίστοιχα ex - situ πειράματα, η ταχύτητα απονιτροδοποίησης, κανονικοποιημένη ως προς την αιωρούμενη βιομάζα, φτάνει το 21,42 mg N/g VSS-h.

Αν και από τα παραπάνω προκύπτει ότι ο ρυθμός απονιτροδοποίησης στα in - situ πειράματα (αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα), είναι μικρότερος σε σχέση με τα αντίστοιχα ex - situ πειράματα (αιωρούμενη βιομάζα), ωστόσο υπολογίζοντας το ισοζύγιο αζώτου στον αντιδραστήρα φαίνεται ότι, η μάζα αζώτου που απομακρύνεται από το σύστημα είναι τελικά μεγαλύτερη παρουσία και της προσκολλημένης βιομάζας, αποδεικνύοντας τη συνεισφορά της. Επιπλέον, όταν υπολογίζεται η μάζα του αζώτου που απομακρύνεται, χρησιμοποιώντας το NUR από τα in-situ πειράματα, προκύπτει ότι το ισοζύγιο κλείνει με μικρή απόκλιση, δείχνοντας ότι η βιομάζα που είναι πάνω στους βιοφορείς είναι ετεροτροφική και ενισχύει την απονιτροδοποίηση. Συμπερασματικά, αν και ο συνυπολογισμός της βιομάζας των βιοφορέων έχει ως αποτέλεσμα τη μείωση της τιμής του NUR, γιατί μπορεί να έχουν λιγότερη ενεργή απονιτροδοποιητική βιομάζα, ωστόσο η συνολική ποσότητα του αζώτου που απονιτροδοποιείται αυξάνει.

Ως τελικό συμπέρασμα, η εργασία αυτή δείχνει ότι είναι εφικτή η εφαρμογή ενός συστήματος βιολογικής επεξεργασίας IFAS - SBR για την απομάκρυνση του αζώτου μέσω της διεργασίας της νιτρωδοποίησης - απονιτρωδοποίησης.

## Abstract

Landfills are one of the most widely applied ways of managing solid waste around the world. Leachate is a by-product of landfills, which due to its high concentrations of pollutants, it is necessary to treat it before disposal. This liquid by-product of landfills is the result of the moisture contained in municipal solid waste (MSW) and other waste (e.g. sludge) and the penetration of surface or rainwater into the waste mass, resulting in the leaching of the waste and its decomposition products. The total amount of leachate from landfills in Europe is estimated at 15 million tons per year. Furthermore, it is estimated that out of about 907 tons of MSW, about 0.05 – 0.2 tons of leachate can be produced during the lifetime of the landfill. As the composition of this waste is very complex, with high levels of organic, ammonia nitrogen and heavy metals, landfill leachate is classified as specific stream of wastewater.

Direct discharge of the leachate into the environment would cause irreversible impacts, in particular in aquatic ecosystems. Conventional sewage treatment cannot effectively remove ammonia nitrogen contained in landfill leachate, which can lead to eutrophication of water bodies. Although biological treatment is used to reduce the ammonia nitrogen concentration to the desired levels, the concentration of nitrite in the leachate may remain high. The implementation of stricter emission standards for total nitrogen (TN) in landfill leachate is imperative for countries aiming to protect their environment.

The nitrification/denitrification process can be characterized as an effective method for the treatment of sludge liquors produced from the dewatering of the digested sludge, but it has not yet been fully exploited for the treatment of landfill leachate. To achieve this process, it is necessary to grow not only the bacteria that oxidize ammonia to nitrite, and bacteria that reduce nitrite to nitrogen gas, but to also wash out nitrite oxidizing bacteria. This process has been studied and finds application in various types of reactors such as SBR (Sequencing Batch Reactor), MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor), IFAS (Integrated Fixed – Film Activated Sludge) reactors.

In this postgraduate thesis, the effectiveness of an Integrated Fixed - Biofilm and Activated Sludge - Sequencing Batch Reactor (IFAS-SBR) is examined in the removal of nitrogen from sludge reject water initially and then from landfill leachate by applying the nitrification/denitrification process.

The experimental procedure took place at the Sanitary Engineering Laboratory of the National Technical University of Athens and had a duration of 310 days, with the operation of the reactor divided into 3 distinct periods, depending on the applied daily nitrogen load rate (NLR), but also on the type of leachate with which the reactor was fed. The first period of operation of the IFAS - SBR system runs from 07/09/2020 to 22/02/2021 (166 days of operation in total). During this 1<sup>st</sup> operating period the reactor was fed with sludge reject water from the Psyttaleia WWTP. The applied nitrogen load rate was  $0.49 \pm 0.15 \text{ kg N/m}^3 \cdot \text{d}$ . The second operating period runs from 23/02/2021 to 10/03/2021 (total 16 operating days). In this second operating period the reactor was fed with undiluted landfill leachate from the Ano Liosia landfill. The nitrogen load rate applied was  $0.25 \pm 0.05 \text{ kg N/m}^3 \cdot \text{d}$ . The third operating period of the system runs from 11/03/2021 to 17/07/2021 (total of 128 operating days). In this 3<sup>rd</sup> operation period the reactor was fed with diluted landfill leachate (dilution 1:2) from the Ano Liosia landfill. The nitrogen load rate applied was  $0.34 \pm 0,09 \text{ kg N/m}^3 \cdot \text{d}$ .

The landfill leachate used for the experiments came from the Old Cell of the Ano Liosia landfill. It contains high concentrations of organic substances, heavy metals and inorganic salts. By comparing the values of the physicochemical characteristics of the leachate with those from the literature, it can be concluded that the used landfill drains correspond to leachate of mature age.

The removal rates of the total nitrogen load were quite high, but fluctuated several times, especially during the first period of operation of the system, where several problems were encountered in the operation of the IFAS - SBR. More specifically, from mid-October (15/10/2020) to mid-November (09/11/2021), the removal rate of total nitrogen varied between 68 - 87% as the system showed some instability in terms of operation and for two days the aeration system had failed.

From 10/11/2020 to 30/11/2020, the removal rates of total nitrogen load ranged at high levels, i.e. 92 - 100%. From early December (01/12/2020) to 08/01/2021, the removal rate of total nitrogen ranged between 70 - 91%. After this period, a decrease in ammonia removal and an accumulation of ammonia in the mixed liquor was observed. In response to this, the loading was gradually reduced from 0.6 to 0.3 kg N/m<sup>3</sup>.d and then increased again gradually and maintained for 1 month (until February 2021) at 0.4 kg N/m<sup>3</sup>.d. From mid-January (12/01/2021) to the end of February (22/02/2021), which is the end of the first period of operation of the system, total nitrogen removal rates ranged between 82 - 100%.

During the second period of system operation, where the feed was carried out with landfill leachate without any dilution, the removal rates of the total nitrogen ranged between 95 - 100%. After the first 10 days (1 SRT) of operation, the system experienced a failure to respond to biological nitrogen removal, resulting in a problem with ammonia build-up in the system. Finally, during the 3<sup>rd</sup> period, when the system was fed with diluted (1:2) landfill leachate, the microorganisms gradually recovered, so the system performance increased and the removal rates of total nitrogen load ranged between 98 - 100%.

During the operation of the IFAS - SBR system, the removal of ammonia nitrogen of the leachate was quite high in all periods (> 90%), except in some cases, as has been mentioned above, where due to operational problems created in the reactor aeration and settling system, although the removal ranged between 70 - 88%, however this was mainly due to the fact that when system failure to respond was observed, the applied load on the system was greatly reduced to avoid complete failure.

Regarding the attached biomass of the reactor, it showed fluctuating trends during the 3 periods of operation of the IFAS - SBR system. At the end of the 1<sup>st</sup> period of reactor operation the attached biomass was found equal to 52.5 mg TSS/bioreactor, while in the middle of the 2<sup>nd</sup> period it was found equal to 39.4 mg TSS/bioreactor. During the 3<sup>rd</sup> operation period when the aeration was stabilized and the biomass was acclimatized to the new conditions in the presence of the landfill leachate, an

increasing trend of the mass of attached biomass on the surface of the biocarriers was observed.

Finally, batch experiments were conducted to determine the nitrification (AUR) and denitrification (NUR) rates. The experiments were carried out simultaneously inside (in-situ) and outside (ex-situ) the reactor to investigate the contribution of total biomass (suspended and attached) and suspended biomass, respectively, to nitrification and denitrification. Nitrification rates both in the presence and absence of biocarriers showed significant variations when the system was fed with landfill leachate. In particular, during the second period of reactor operation, when the reactor was fed with landfill leachate without any dilution, the AUR values in both in-situ and ex-situ experiments were particularly low and ranged between 0 – 0,8 mg N/g VSS-h. This can be explained by the fact that, the landfill leachate caused an inhibition to the microorganisms of the IFAS - SBR system, which is probably due to the presence of heavy metals/metalloids or some other substance in the substrate. For this reason, it was decided during the third period of operation of the system, to use diluted (1:2) landfill leachate. When applying a nitrogen loading of 0.15 – 0.3 kg N/m<sup>3</sup>.d during the third period of operation of the system, where the feed was made with diluted (1: 2) landfill drains, the average nitrification rate normalized to suspended biomass of the in - situ experiments increased significantly and was equal to  $1.30 \pm 0.4$  mg N/g VSS-h, while the corresponding AUR value normalized to suspended and attached biomass was found to be numerically lower and equal to  $1.23 \pm 0.4$  mg N/g VSS-h. The average nitrification rate of the ex - situ experiments (in the presence of suspended biomass only) during this period was equal to  $1.24 \pm 0.2$  mg N/g VSS-h. When conducting experiments with higher nitrogen loading (0.38 - 0.4 kg N/m<sup>3</sup>.d) and after it had been applied for a long time and the biomass was anchored, the average nitrification rate normalized to suspended and attached biomass of the in - situ experiments was equal to  $1.5 \pm 0.3$  mg N/g VSS-h, while the average nitrification rates of the in - situ experiments (normalized to suspended biomass) and ex -situ experiments were equal to  $2.9 \pm 1.2$  mg N/g VSS-h and  $4.7 \pm 0.8$  mg N/g VSS-h, respectively.

In the ex situ batch experiments carried out with high nitrogen loading and while the system had stabilized in terms of operation and performance, the nitrification

capacity of the suspended biomass was higher than the corresponding capacity of the total biomass (suspended and attached) determined in the in situ batch experiments. The nitrification rate normalized to suspended biomass (ex situ experiments), when applying  $NLR = 0.38 - 0.4 \text{ kg N/m}^3 \cdot \text{d}$ , was on average twice as high as the corresponding rate in the in situ experiments and was normalized to the total biomass of the system (suspended and attached). This difference is explained by the fact that, the nitrification rate is calculated based on the amount of nitrogen nitrified and the biomass growing in each system. In the second case, the nitrification rate of the IFAS - SBR system is normalized to the total biomass (suspended and attached), whereas in the first case, the nitrification rate is normalized to the suspended biomass. The rates are so different because of the biomass mass used in the denominator for canonicalization. Although in the nitrification study experiments conducted, the concentration of ammonia nitrified in both the in – situ and ex – situ experiments was determined, and appeared to be relatively the same regardless of the biomass involved, however calculating (via the balance) the mass of nitrogen nitrified is significantly more when using AUR rate from the ex – situ experiments (in which the rate is normalized to suspended biomass) compared to the mass of nitrogen nitrified calculated from the in – situ experiments (in which the rate is normalized to suspended and attached biomass). This leads to the conclusion that the biomass present on the biocarriers does not participate in nitrification and therefore does not contribute significantly to the nitrification process.

The rates from the in-situ experiments (normalized by suspended biomass,  $AUR_{IFAS} (MLVSS)$ ) are lower compared to the rates from the ex-situ experiments (which are also normalized by suspended biomass,  $AUR_{BATCH}$  (no biocarriers)), while we would expect them to be close. This is probably due to the diffusion of dissolved oxygen, which is more difficult under IFAS conditions in the presence of biocarriers, leading to the creation of anoxic zones where denitrification of the nitrite produced during the aerobic phase occurs simultaneously, and therefore these are not counted in the  $DNO_x$  used to calculate the AUR rate.



In terms of denitrification rate, in the ex - situ experiments, the presence of only suspended biomass led to higher NUR values compared to the corresponding in - situ experiments conducted in the presence of suspended and attached biomass. However, the inclusion of both suspended and attached biomass in the NUR rates in the in-situ experiments reduced the NUR values from 9.5, 9.15 and 12. 29 mg N/g VSS-h (normalized by suspended biomass alone) to 7.74, 7.75 and 10.85 mg N/g VSS-h (normalized by suspended and attached biomass), for nitrogen load rates equal to 0.2, 0.25 and 0.3 kg N/m<sup>3</sup>.d, respectively. The denitrification rate values obtained from the ex - situ experiments in the presence of IFAS - SBR suspended biomass alone, for the above nitrogen load rates, were calculated to be equal to 10.01, 15.49 and 12.01 mg N/g VSS-h, respectively. In the in - situ NUR experiments conducted during the period when the system was operated at NLR equal to 0.4 kg N/m<sup>3</sup>.d, the NUR rate normalized to the suspended reactor biomass was 27.79 mg N/g VSS-h, while when the rate was normalized to the total reactor biomass (suspended and attached) it was lower at 19.06 mg N/g VSS-h. In the corresponding ex - situ experiments, the denitrification rate, normalized with respect to the suspended biomass, reached 21.42 mg N/g VSS-h.

Although the above shows that the denitrification rate in the in - situ experiments (suspended and attached biomass), is lower than in the corresponding ex - situ experiments (suspended biomass), however, by calculating the nitrogen balance in the reactor it appears that the mass of nitrogen removed from the system is ultimately higher in the presence of attached biomass as well, demonstrating its contribution. Furthermore, when the mass of nitrogen removed is calculated using the NUR from the in-situ experiments, it is found that the balance closes with a small deviation, indicating that the biomass on the biocarriers is heterotrophic and enhances denitrification. In conclusion, although the inclusion of biomass on the biocarriers results in a decrease in the NUR, because they may have less active denitrification biomass, however the total amount of nitrogen denitrified increases.

As a final conclusion, this study shows that it is feasible to apply an IFAS – SBR biological treatment system for the removal of nitrogen through the nitritation – denitritation process.



## Πίνακας περιεχομένων

|       |                                                                                                |    |
|-------|------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 1     | Εισαγωγή .....                                                                                 | 1  |
| 2     | Διαχείριση Στραγγιδίων σε ΧΥΤΑ .....                                                           | 4  |
| 2.1   | Χώροι Υγειονομικής Ταφής Απορριμμάτων (ΧΥΤΑ) .....                                             | 4  |
| 2.1.1 | Δομή ΧΥΤΑ .....                                                                                | 5  |
| 2.1.2 | Σύστημα συλλογής στραγγιδίων ΧΥΤΑ .....                                                        | 7  |
| 2.2   | Στραγγίδια ΧΥΤΑ .....                                                                          | 8  |
| 2.2.1 | Σχηματισμός στραγγιδίων ΧΥΤΑ .....                                                             | 8  |
| 2.2.2 | Κατηγορίες στραγγιδίων ΧΥΤΑ και φυσικοχημικά χαρακτηριστικά .....                              | 10 |
| 2.2.3 | Μέθοδοι διαχείρισης και επεξεργασίας στραγγιδίων ΧΥΤΑ .....                                    | 14 |
| 3     | Μέθοδοι Επεξεργασίας στραγγιδίων από ΧΥΤΑ .....                                                | 22 |
| 3.1   | Φορτίο Αζώτου στα στραγγίδια ΧΥΤΑ .....                                                        | 22 |
| 3.2   | Βιολογικές μέθοδοι απομάκρυνσης αζώτου .....                                                   | 24 |
| 3.2.1 | Νιτρωδοποίηση - Απονιτρωδοποίηση .....                                                         | 24 |
| 3.2.2 | Παράγοντες που επιδρούν στη διεργασία της Νιτρωδοποίησης – Απονιτρωδοποίησης .....             | 28 |
| 3.3   | Τεχνολογίες βιολογικής απομάκρυνσης αζώτου .....                                               | 37 |
| 3.3.1 | Αντιδραστήρας κινούμενης κλίνης (Moving Bed Biofilm Reactor - MBBR) .....                      | 37 |
| 3.3.2 | Βιοαντιδραστήρας Μεμβρανών (Membrane Bioreactors - MBR) .....                                  | 40 |
| 3.3.3 | Περιστρεφόμενοι Βιοδίσκοι (Rotating Biological Contractors – RBC) .....                        | 41 |
| 3.3.4 | Αντιδραστήρας διαλείποντος έργου περιοδικής λειτουργίας (Sequencing Batch Reactor – SBR) ..... | 43 |
| 3.3.5 | IFAS (Integrated Fixed – Film Activated Sludge) .....                                          | 47 |
| 4     | Πειραματικό Πρωτόκολλο .....                                                                   | 52 |
| 4.1   | Εισαγωγή .....                                                                                 | 52 |
| 4.2   | Περιγραφή διάταξης και λειτουργίας συστήματος IFAS-SBR .....                                   | 53 |
| 4.2.1 | Κύκλοι λειτουργίας συστήματος SBR .....                                                        | 55 |
| 4.2.2 | Περίοδοι λειτουργίας συστήματος .....                                                          | 56 |
| 4.2.3 | Καλλιέργεια Βιοφορέων .....                                                                    | 59 |
| 4.3   | Πειράματα μέτρησης ταχύτητας νιτρωδοποίησης και απονιτρωδοποίησης στο σύστημα IFAS – SBR ..... | 61 |
| 4.3.1 | Προσδιορισμός ταχύτητας νιτρωδοποίησης (AUR) .....                                             | 61 |

|        |                                                                                                      |     |
|--------|------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 4.3.2  | Προσδιορισμός ταχύτητας απονιτρωδοποίησης (NUR).....                                                 | 62  |
| 4.4    | Αναλυτικές Μέθοδοι.....                                                                              | 63  |
| 4.4.1  | Προσδιορισμός ολικών αιωρούμενων (TSS) και πτητικών αιωρούμενων στερεών (VSS).....                   | 63  |
| 4.4.2  | Προσδιορισμός pH και θερμοκρασίας.....                                                               | 64  |
| 4.4.3  | Προσδιορισμός διαλυμένου οξυγόνου (DO).....                                                          | 65  |
| 4.4.4  | Προσδιορισμός νιτρικού αζώτου ( $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ).....                                    | 65  |
| 4.4.5  | Προσδιορισμός νιτρώδους αζώτου ( $\text{NO}_2^- - \text{N}$ ).....                                   | 65  |
| 4.4.6  | Προσδιορισμός ολικού κατά Kjeldahl Αζώτου (TKN) και αμμωνιακού αζώτου ( $\text{NH}_4^- - \text{N}$ ) | 66  |
| 4.4.7  | Προσδιορισμός Θεικών ( $\text{SO}_4^{2-}$ ).....                                                     | 67  |
| 4.4.8  | Προσδιορισμός Ολικού και Διαλυτού COD.....                                                           | 68  |
| 4.4.9  | Προσδιορισμός ολικού φωσφόρου (TP) και ορθοφωσφορικών ( $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ )....          | 69  |
| 4.4.10 | Προσδιορισμός Βιοχημικά Απαιτούμενου Οξυγόνου (BOD).....                                             | 70  |
| 4.4.11 | Προσδιορισμός προσκολλημένης βιομάζας στους βιοφορείς.....                                           | 73  |
| 4.4.12 | Ισοζύγιο μάζας αζώτου.....                                                                           | 74  |
| 5      | Παρουσίαση και ανάλυση των πειραματικών αποτελεσμάτων.....                                           | 75  |
| 5.1    | Εισαγωγή.....                                                                                        | 75  |
| 5.1.1  | Χαρακτηριστικά στραγγιδίων ΧΥΤΑ.....                                                                 | 77  |
| 5.2    | Αποτελέσματα καθημερινής λειτουργίας συστήματος IFAS – SBR.....                                      | 79  |
| 5.2.1  | Απομάκρυνση αζώτου.....                                                                              | 79  |
| 5.2.2  | Διακύμανση ολικών (TSS) και πτητικών (VSS) αιωρούμενων στερεών.....                                  | 86  |
| 5.2.3  | Διακύμανση και ανάπτυξη αιωρούμενης και προσκολλημένης βιομάζας.....                                 | 87  |
| 5.3    | Πειράματα batch συστήματος IFAS – SBR.....                                                           | 91  |
| 5.3.1  | Ταχύτητα Νιτρωδοποίησης (AUR).....                                                                   | 91  |
| 5.3.2  | Ταχύτητα απονιτρωδοποίησης (NUR).....                                                                | 97  |
| 6      | Συμπεράσματα.....                                                                                    | 102 |
| 6.1    | Λειτουργία συστήματος IFAS – SBR.....                                                                | 103 |
| 6.2    | Αποτίμηση ταχύτητας νιτρωδοποίησης και απονιτρωδοποίησης συστήματος IFAS – SBR                       | 104 |
| 6.3    | Προτάσεις για περαιτέρω έρευνα.....                                                                  | 108 |
|        | Βιβλιογραφία.....                                                                                    | 109 |

## Κατάλογος Εικόνων

|                                                                                                                                                                                    |           |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <i>Εικόνα 2.1: Διάπλαση ΧΥΤΑ από το στάδιο της εκσκαφής έως τη τελική κάλυψη (Tchobanoglous and Kreith, 2002) .....</i>                                                            | <i>7</i>  |
| <i>Εικόνα 2.2: Δημιουργία στραγγισμάτων (Γιδαράκος, 2015).....</i>                                                                                                                 | <i>10</i> |
| <i>Εικόνα 4.1: Εργαστηριακό σύστημα επεξεργασίας στραγγιδίων IFAS – SBR.....</i>                                                                                                   | <i>54</i> |
| <i>Εικόνα 4.2: Πειράματα μέτρησης ταχύτητας νιτροδοποίησης και απονιτροδοποίησης σε batch αντιδραστήρα χωρίς βιοφορείς (αριστερά) και στον αντιδραστήρα IFAS-SBR (δεξιά) .....</i> | <i>61</i> |

## Κατάλογος Πινάκων

|                                                                                                                                                                                                                                                                      |           |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <i>Πίνακας 2.1: Φυσικοχημικά Χαρακτηριστικά στραγγιδίων ΧΥΤΑ με διαφορετικές περιόδους (Wang et al., 2018).....</i>                                                                                                                                                  | <i>11</i> |
| <i>Πίνακας 2.2: Χαρακτηριστικά στραγγιδίων ΧΥΤΑ (Jagaba et al., 2021) .....</i>                                                                                                                                                                                      | <i>12</i> |
| <i>Πίνακας 2.3: Τυπικές συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων/μεταλλοειδών και άλλων χαρακτηριστικών ιόντων των στραγγιδίων ΧΥΤΑ. (Christensen (2003)) .....</i>                                                                                                             | <i>14</i> |
| <i>Πίνακας 3.1: Τα ογκομετρικά ποσοστά νιτροποίησης – απονιτροποίησης που επιτυγχάνονται από διάφορες βιολογικές διεργασίες που λειτουργούν σε στραγγίδια ΧΥΤΑ (Welander, Henrysson, and Welander (1998)).....</i>                                                   | <i>39</i> |
| <i>Πίνακας 3.2: Πειραματικό Πρόγραμμα SBR (El-Fadel and Hashisho (2014)).....</i>                                                                                                                                                                                    | <i>45</i> |
| <i>Πίνακας 4.1: Οι φάσεις λειτουργίας και η διάρκειά τους για τον κύκλο λειτουργίας από 07/09/2020 μέχρι 26/01/2021 (4 κύκλοι ανά ημέρα, τροφοδοσία με στραγγίδια αφυδάτωσης) .....</i>                                                                              | <i>58</i> |
| <i>Πίνακας 4.2: Οι φάσεις λειτουργίας και η διάρκειά τους για τον κύκλο λειτουργίας από 27/01/2021 μέχρι 11/03/2021 (1 κύκλος ανά ημέρα, τροφοδοσία με στραγγίδια αφυδάτωσης μέχρι 22/02/2021 – από 23/02/2021 τροφοδοσία με στραγγίδια ΧΥΤΑ χωρίς αραίωση) ....</i> | <i>58</i> |
| <i>Πίνακας 4.3: Οι φάσεις λειτουργίας και η διάρκειά τους για τον κύκλο λειτουργίας από 13/03/2021 μέχρι 07/04/2021 (2 κύκλοι ανά ημέρα, τροφοδοσία με στραγγίδια ΧΥΤΑ με αραίωση 1:2) .....</i>                                                                     | <i>59</i> |

|                                                                                                                                                                                          |     |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Πίνακας 4.4: Οι φάσεις λειτουργίας και η διάρκειά τους για τον κύκλο λειτουργίας από 09/04/2021 μέχρι 17/07/2021 (4 κύκλοι ανά ημέρα, τροφοδοσία με στραγγίδια ΧΥΤΑ με αραιώση 1:2)..... | 59  |
| Πίνακας 4.5: Μέσες συγκεντρώσεις αζώτου στην έξοδο του συστήματος και ποσοστά απομάκρυνσης .....                                                                                         | 60  |
| Πίνακας 5.1: Λειτουργικά Χαρακτηριστικά αντιδραστήρα IFAS – SBR .....                                                                                                                    | 76  |
| Πίνακας 5.2: Φυσικοχημικά Χαρακτηριστικά στραγγιδίων ΧΥΤΑ.....                                                                                                                           | 77  |
| Πίνακας 5.3: Συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων για στραγγίδια ΧΥΤΑ.....                                                                                                                      | 78  |
| Πίνακας 5.4: Συγκεντρώσεις αζώτου στην έξοδο του συστήματος και ποσοστά απομάκρυνσης .....                                                                                               | 79  |
| Πίνακας 5.5: Μέσες συγκεντρώσεις ολικών και πτητικών αιωρούμενων στερεών στην έξοδο του συστήματος IFAS – SBR.....                                                                       | 86  |
| Πίνακας 5.6: Συγκεντρώσεις ολικών και πτητικών αιωρούμενων στερεών στο ανάμικτο υγρό .....                                                                                               | 88  |
| Πίνακας 5.7: Προσδιορισμός προσκολλημένης βιομάζας .....                                                                                                                                 | 90  |
| Πίνακας 5.8: Μάζα αζώτου που νιτρωδοποιείται.....                                                                                                                                        | 96  |
| Πίνακας 5.9: Ισοζύγιο Αζώτου χρησιμοποιώντας τα <i>in – situ</i> πειράματα (αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα).....                                                                   | 100 |
| Πίνακας 5.10: Ισοζύγιο Αζώτου χρησιμοποιώντας τα <i>ex – situ</i> πειράματα (αιωρούμενη βιομάζα) .....                                                                                   | 101 |

## Κατάλογος Σχημάτων

|                                                                                                                                                       |    |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Σχήμα 3.1: Διεργασίες νιτρωδοποίησης – απονιτρωδοποίησης (Υ.-Η. Ahn (2006)).....                                                                      | 26 |
| Σχήμα 3.2: Ρυθμός πρόσληψης οξυγόνου (OUR), συναρτήσει της συγκέντρωσης FA (Δημόπουλος 2019).....                                                     | 33 |
| Σχήμα 3.3: Ρυθμός πρόσληψης οξυγόνου (OUR), συναρτήσει της συγκέντρωσης HNO <sub>2</sub> , σε διαφορετικές θερμοκρασίες και pH (Δημόπουλος 2019)..... | 35 |
| Σχήμα 3.4: Καμπύλη ανάπτυξης των δύο ομάδων βακτηρίων AOB (Λέριας (2016)).....                                                                        | 37 |



|                                                                                                               |    |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Σχήμα 3.5: Σχηματική διάταξη αερόβιου αντιδραστήρα κινούμενης κλίνης (Bove et al., 2015)                      | 40 |
| Σχήμα 3.6: Σχηματική απεικόνιση αντιδραστήρα μεμβράνης (Bove et al., 2015)                                    | 41 |
| Σχήμα 3.7: Σχηματική διάταξη περιστρεφόμενου βιοαντιδραστήρα (Bove et al., 2015)                              | 43 |
| Σχήμα 3.8: Απλοποιημένο σχήμα αντιδραστήρα SBR (Flocqua, 2018)                                                | 44 |
| Σχήμα 3.9: Integrated fixed film activated sludge (IFAS) system (Χατζημιτσής 2020)                            | 48 |
| Σχήμα 3.10: Περιγραφή αντιδραστήρα IFAS – SBR (Χατζημιτσής 2020)                                              | 50 |
| Σχήμα 4.1: Συγκεντρώσεις των μορφών αζώτου στην έξοδο της καλλιέργειας των βιοφορέων                          | 60 |
| Σχήμα 5.1: Συγκεντρώσεις των μορφών αζώτου στην έξοδο του συστήματος IFAS – SBR                               | 80 |
| Σχήμα 5.2: Ποσοστά απομάκρυνσης ολικού και αμμωνιακού αζώτου                                                  | 81 |
| Σχήμα 5.3: Συγκεντρώσεις ολικών και πτητικών αιωρούμενων στερεών στην έξοδο του συστήματος                    | 87 |
| Σχήμα 5.4: Συγκεντρώσεις ολικών αιωρούμενων και πτητικών στερεών στο ανάμικτο υγρό                            | 89 |
| Σχήμα 5.5: Ανάπτυξη προσκολλημένης βιομάζας του αντιδραστήρα IFAS – SBR                                       | 90 |
| Σχήμα 5.6: Συνολικά αποτελέσματα ταχυτήτων νιτροδοποίησης συστήματος IFAS – SBR και εκτός του αντιδραστήρα    | 93 |
| Σχήμα 5.7: Μάζα αζώτου που νιτροδοποιείται (mg N/d)                                                           | 96 |
| Σχήμα 5.8: Συνολικά αποτελέσματα ταχυτήτων απονιτροδοποίησης συστήματος IFAS – SBR και εκτός του αντιδραστήρα | 98 |





## 1 Εισαγωγή

Τις τελευταίες δεκαετίες, αν και έχει παρατηρηθεί η ανάπτυξη διαφορετικών μεθόδων αξιοποίησης αποβλήτων, η υγειονομική ταφή παραμένει η πιο δημοφιλής μέθοδος διάθεσης αποβλήτων σε πολλές χώρες (Calabrò et al., 2018; Gao et al., 2015). Στην Ελλάδα περίπου το 8% των παραγόμενων Αστικών Στερεών Αποβλήτων (ΑΣΑ) καταλήγει σε ΧΥΤΑ. Μια από τις σημαντικότερες πτυχές στη διαχείριση των Χώρων Υγειονομικής Ταφής Απορριμμάτων (ΧΥΤΑ) είναι η διαχείριση των παραγόμενων στραγγιδίων τα οποία μπορεί να είναι τοξικά και επικίνδυνα και συχνά αντιπροσωπεύουν ένα πολύ σοβαρό πρόβλημα ρύπανσης που επηρεάζει τα εδάφη, τα υδάτινα σώματα και κατ' επέκταση την ανθρώπινη υγεία (Wang et al., 2014). Η χημική και μικροβιολογική σύνθεση των στραγγιδίων από τους ΧΥΤΑ είναι πολύπλοκη και μεταβλητή. Εξαρτάται από την ποιότητα των απορριμμάτων, καθώς επίσης και από τις περιβαλλοντικές συνθήκες, τον τρόπο λειτουργίας του ΧΥΤΑ και τη δυναμική των διεργασιών αποσύνθεσης που λαμβάνει χώρα μέσα στο κύτταρο του ΧΥΤΑ (Kamaruddin et al., 2017; Peng, 2017). Διάφοροι περιβαλλοντικοί κίνδυνοι πηγάζουν από την περιεκτικότητα των στραγγιδίων σε ανόργανα άλατα, βαρέα μέταλλα, ανθεκτικές οργανικές ουσίες, ξενοβιοτικές ενώσεις, μικροοργανισμούς κ.λπ., ενώ ακόμα και μετά το κλείσιμο των ΧΥΤΑ συνεχίζεται η έκπλυσή τους (Morello et al., 2016; Zhang et al., 2013; Kjeldsen et al., 2002). Για το λόγο αυτό, η επεξεργασία των στραγγιδίων είναι ένα σημαντικό ζήτημα στο πλαίσιο της διαχείρισης των ΧΥΤΑ, καθώς και μια μεγάλη πρόκληση κυρίως λόγω των χαρακτηριστικών μεταβλητότητας τόσο της ποιότητας όσο και της ποσότητας των στραγγιδίων (Morello et al., 2016; Gao et al., 2015).

Οι νέοι ΧΥΤΑ περιέχουν μεγάλη ποσότητα βιοαποικοδομήσιμου οργανικού υλικού, το οποίο αποσυντίθεται εύκολα κάτω από αναερόβιες συνθήκες σε πτητικά λιπαρά οξέα (Gao et al., 2015; Renou et al., 2008a), συμβάλλοντας σε χαμηλές τιμές pH για τα νέα (φρέσκα) στραγγίδια. Κατά τη διάρκεια αυτής της φάσης, έχει παρατηρηθεί υψηλότερη αναλογία  $BOD/COD$ , καθώς επίσης και υψηλότερες τιμές BOD και COD στα στραγγίδια (Gao et al., 2015; Kjeldsen et al., 2002). Με την πάροδο του χρόνου, ο ΧΥΤΑ ωριμάζει και εισέρχεται στο στάδιο της μεθανογόνου φάσης. Τα

οξέα που συσσωρεύθηκαν κατά τη διάρκεια της προηγούμενης φάσης (αναερόβιας), μετατρέπονται σε διοξείδιο του άνθρακα (CO<sub>2</sub>) και μεθάνιο (CH<sub>4</sub>) (Gao et al., 2015; Renou et al., 2008a; Renou et al., 2008b). Τα στραγγίδια σε αυτή τη φάση χαρακτηρίζονται από χαμηλές τιμές COD, υψηλότερες τιμές pH και υψηλές συγκεντρώσεις μεθανίου. Ο λόγος  $BOD/COD$  μειώνεται επίσης, καθώς η ποσότητα των μη βιοδιασπάσιμων ενώσεων αυξάνεται (Gao et al., 2015; Kjeldsen et al., 2002).

Τα τελευταία χρόνια, πολλές βιολογικές μέθοδοι (όπως λίμνες επεξεργασίας, μέθοδος ενεργού ιλύος, βιολογικοί αντιδραστήρες διαλείπουσας ροής, βιολογικά φίλτρα, περιστρεφόμενοι βιοδίσκοι, αναερόβια χώνευση, αναερόβια φίλτρα) (Wu et al., 2016; Zhang et al., 2016; Carvajal-Florez and Cardona-Gallo, 2019; Show et al., 2019; KocJurczyk and Jurczyk, 2020; Tulun, 2020) και φυσικοχημικές μέθοδοι (όπως επίπλευση, κροκίδωση – συσσωμάτωση, προσρόφηση, τεχνολογίες μεμβρανών) (Kamaruddin et al., 2017; Zamri et al., 2017; Deng et al., 2018; De et al., 2019; Rahman and Kamal, 2019) έχουν εξετασθεί ως μέθοδοι επεξεργασίας στραγγιδίων ΧΥΤΑ. Η επεξεργασία των στραγγιδίων που προέρχονται είτε από ενεργό είτε από κλειστό ΧΥΤΑ είναι ένας από τους πιο κρίσιμους παράγοντες για την προστασία του περιβάλλοντος που πρέπει να αντιμετωπίσει ο φορέας λειτουργίας και εποπτείας της Υγειονομικής Ταφής. Συνήθως, ένας συνδυασμός φυσικοχημικών και βιολογικών μεθόδων για την επεξεργασία στραγγιδίων ΧΥΤΑ είναι πιο αποτελεσματικός σε σχέση με τη χρήση μιας από τις μεθόδους ξεχωριστά. Η διαδικασία βιολογικής επεξεργασίας θα μπορούσε να θεωρηθεί αποτελεσματική για την απομάκρυνση των οργανικών ουσιών, των αιωρούμενων στερεών και των θρεπτικών συστατικών, καθώς αποτελεί το πρώτο στάδιο επεξεργασίας. Ωστόσο, σε συνδυασμό με μια πρόσθετη φυσικοχημική διαδικασία υπάρχει η δυνατότητα χρήσης τους ως προεπεξεργασία σε μεταγενέστερες προχωρημένες μονάδες επεξεργασίας (Bohdziewicz and Kwarciak, 2008) όπως είναι η υπερδιύλιση και η αντίστροφη όσμωση. Για την αφαίρεση των μη βιοδιασπάσιμων ενώσεων που παραμένουν μετά από τη βιολογική επεξεργασία, απαιτείται φυσικοχημική επεξεργασία, όπως τεχνολογίες μεμβρανών (Theepharaksapan et al., 2011).

Η μέθοδος της νιτρωδοποίησης/ απονιτρωδοποίησης, μπορεί να χαρακτηριστεί ως μία αξιόπιστη λύση για την επεξεργασία των στραγγιδίων ΧΥΤΑ. Για να επιτευχθεί η συγκεκριμένη διεργασία, είναι απαραίτητη η ανάπτυξη μόνο των βακτηρίων εκείνων που οξειδώνουν την αμμωνία σε νιτρώδη και των βακτηρίων εκείνων που ανάγουν τα νιτρώδη σε αέριο άζωτο, καθώς και η αναχαίτιση των βακτηρίων εκείνων 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 μέθοδο νιτροποίησης/απονιτροποίησης, καθιστούν τη συγκεκριμένη μέθοδο όλο και πιο ελκυστική τις τελευταίες δεκαετίες (Jianlong & Ning, 2004).

Η παρούσα μεταπτυχιακή εργασία, εξετάζει την αποτελεσματικότητα ενός αντιδραστήρα εναλλασσόμενης λειτουργίας με αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα (IFAS – SBR) - (Integrated Fixed – Film Activated Sludge – Sequencing Batch Reactor), όσον αφορά την απομάκρυνση του αζώτου από στραγγίδια ΧΥΤΑ, με εφαρμογή των διεργασιών νιτρωδοποίησης - απονιτρωδοποίησης. Πραγματοποιήθηκε εργαστηριακή προσομοίωση ενός αντιδραστήρα IFAS – SBR, η τροφοδοσία του οποίου γινόταν αρχικά με στραγγίδια αφυδάτωσης υλός προερχόμενα από την εγκατάσταση επεξεργασίας λυμάτων (ΕΕΛ) της Ψυττάλειας και στη συνέχεια με στραγγίδια ΧΥΤΑ, προερχόμενα από το Χώρο Υγειονομικής Ταφής Άνω Λιοσίων στην Αττική. Στόχος της παρούσας πειραματικής εργασίας ήταν η διερεύνηση της αποτελεσματικότητας ενός τέτοιου συστήματος ως προς την απομάκρυνση του φορτίου αζώτου, η μελέτη και η κατανόηση της επίδρασης της προσκολλημένης βιομάζας στη βιολογική διεργασία, καθώς και η βελτιστοποίηση απόδοσης του συστήματος με μεταβολές στις διάφορες λειτουργικές παραμέτρους.

Η μεταπτυχιακή αυτή εργασία περιλαμβάνει έξι κεφάλαια, η διάρθρωση των οποίων είναι η ακόλουθη:

- Το πρώτο κεφάλαιο περιλαμβάνει την εισαγωγή και το σκοπό της παρούσας εργασίας.

- Το δεύτερο κεφάλαιο απαρτίζεται από την έννοια του ΧΥΤΑ, το σχηματισμό των στραγγιδίων ΧΥΤΑ, τις κατηγορίες στις οποίες διακρίνονται, τα βασικά χαρακτηριστικά αυτών, καθώς και τους τύπους επεξεργασίας τους.
- Το τρίτο κεφάλαιο περιλαμβάνει μια βιβλιογραφική ανασκόπηση, στην οποία παρουσιάζονται τα βασικά στοιχεία της βιολογικής απομάκρυνσης του αζώτου, η ανάλυση των βιολογικών διεργασιών, καθώς και οι τεχνολογίες που χρησιμοποιούνται για την απομάκρυνση του αζώτου σε στραγγίδια ΧΥΤΑ.
- Το τέταρτο κεφάλαιο περιλαμβάνει την περιγραφή της διάταξης του συστήματος IFAS – SBR και του πειραματικού πρωτοκόλλου για την παρακολούθηση και λειτουργία του αντιδραστήρα, καθώς και τις εργαστηριακές μετρήσεις.
- Το πέμπτο κεφαλαίο περιλαμβάνει την παρουσίαση και το σχολιασμό των πειραματικών αποτελεσμάτων του συστήματος,
- Τέλος, το έκτο κεφάλαιο παρουσιάζει τα συγκεντρωτικά συμπεράσματα που προέκυψαν από την ανάλυση των πειραματικών αποτελεσμάτων.

## 2 Διαχείριση Στραγγιδίων σε ΧΥΤΑ

### 2.1 Χώροι Υγειονομικής Ταφής Απορριμμάτων (ΧΥΤΑ)

Οι ΧΥΤΑ είναι χώροι ειδικά διαμορφωμένοι και οργανωμένοι, καθώς εκεί πραγματοποιείται η υγειονομική ταφή των ΑΣΑ. Πρωτοεμφανίστηκαν τη δεκαετία του 1960 στο Ηνωμένο Βασίλειο και σε άλλες ανεπτυγμένες χώρες, περιλαμβάνοντας το σχεδιασμό και την υλοποίηση βασικών τεχνικών, όπως συστήματα στεγάνωσης της βάσης τους, συστήματα συλλογής και επεξεργασίας στραγγιδίων, καθώς και συστήματα συλλογής αέριων εκπομπών (βιοαερίου) (Youcai and Ziyang, 2017). Βάσει της κοινοτικής οδηγίας 1999/31/ΕΚ του Ευρωπαϊκού Δικαίου, οι ΧΥΤΑ δεν περιλαμβάνουν εγκαταστάσεις και χώρους στους οποίους διατίθενται τα απόβλητα

για να υποστούν προετοιμασία για κάποια περαιτέρω διαχείρισή τους. Οι ΧΥΤΑ χωρίζονται σε τρεις βασικές κατηγορίες ανάλογα με τα απόβλητα που διατίθενται για ταφή:

- Χώροι Υγειονομικής Ταφής Επικίνδυνων Αποβλήτων
- Χώροι Υγειονομικής Ταφής μη Επικίνδυνων Αποβλήτων
- Χώροι Υγειονομικής Ταφής Αδρανών Αποβλήτων

Τα ΑΣΑ διατίθενται στους Χώρους Υγειονομικής Ταφής μη Επικίνδυνων Αποβλήτων.

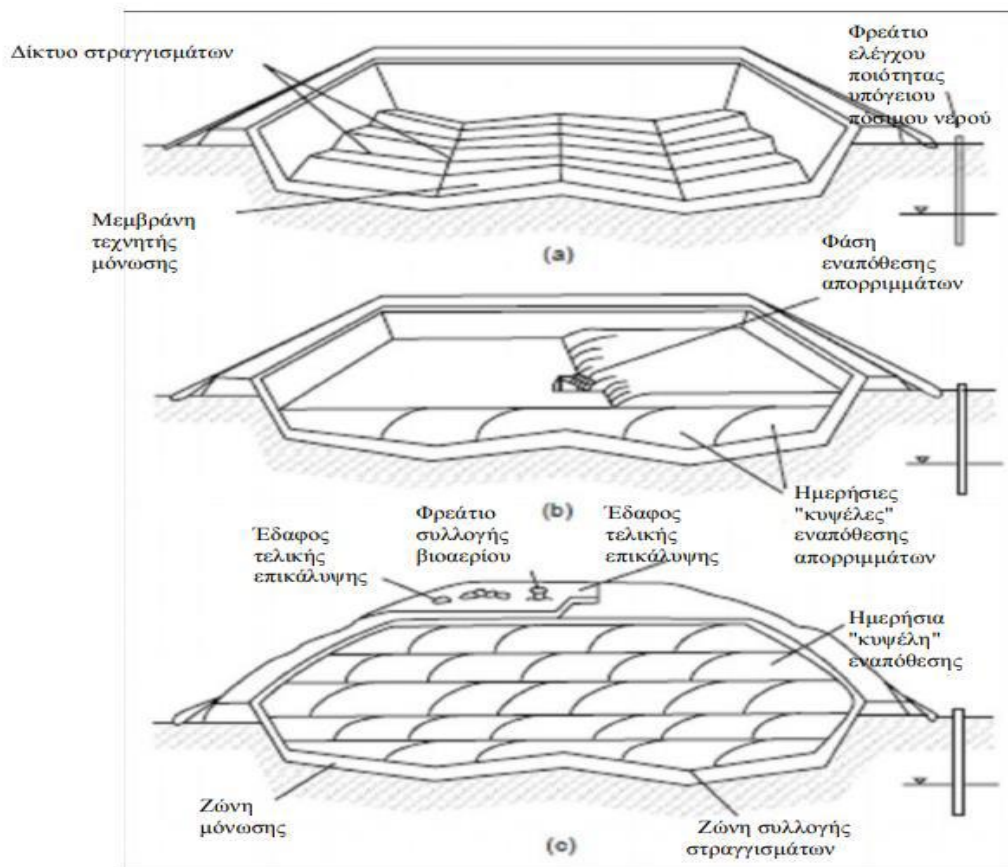
Σε περιπτώσεις που η επιφάνεια εδάφους του ΧΥΤΑ δεν έχει κάποια κλίση, είναι πιθανό το ενδεχόμενο συσσώρευσης νερών της βροχής. Η κλίση του εδάφους δεν πρέπει να ξεπερνάει το 5%, αλλά στην περίπτωση που το ξεπερνάει είναι αναγκαία η υλοποίηση εδαφοβελτιωτικών έργων για την αποφυγή διάβρωσης του εδάφους από τα νερά της βροχής (Tchobanoglous and Kreith, 2002).

#### 2.1.1 Δομή ΧΥΤΑ

Η διάθεση των στερεών αποβλήτων στο έδαφος πραγματοποιείται είτε με ανασκαφή (το ανασκαμμένο χώμα χρησιμοποιείται στο τέλος για την κάλυψη των απορριμμάτων), είτε χωρίς εκσκαφή (τα απορρίμματα τοποθετούνται στην επιφάνεια του εδάφους και στη συνέχεια καλύπτονται με χώμα) (Γιδαράκος, 2015). Η βασική δομή εντός του ΧΥΤΑ είναι το κύτταρο (cell). Το κύτταρο αποτελείται από απορρίμματα συνήθως μιας ημέρας, τα οποία έχουν συμπιεστεί και καλυφθεί στο τέλος με μία στρώση χώματος ή compost, πάχους 15 – 30 cm, με σκοπό να αποτρέπεται η είσοδος των τρωκτικών, των εντόμων, των όμβριων υδάτων και να παρεμποδίζεται ο διασκορπισμός των απορριμμάτων από τον αέρα (Γιδαράκος, 2015). Μια οριζόντια στρώση από κύτταρα ονομάζεται ταμπάνι. Ένας ΧΥΤΑ αποτελείται από σειρά στρώσεων η μία πάνω στην άλλη. Κάθε στρώση έχει δικό της σύστημα συλλογής στραγγιδίων και βιοαερίου, ενώ περιμετρικά του ΧΥΤΑ τοποθετείται σύστημα παρακολούθησης για τυχόν διαρροές, αλλά και για την πρόληψη της ρύπανσης του υδροφόρου ορίζοντα (Γιδαράκος, 2015).

Ο ΧΥΤΑ είναι μια εδαφική έκταση, του οποίου η στρωματογραφία από κάτω προς τα πάνω διαρθρώνεται ως εξής: έδαφος, αργιλικό στρώμα γεωϋφασμα ή γεωμεμβράνη, στρώμα αποστράγγισης, συμπιεσμένα ΑΣΑ, στρώμα αποστράγγισης, γεωϋφασμα, στρώμα αργίλου, τελικό κάλυμμα (χώμα, μπάζα, compost) και φυτικό κάλυμμα (βλάστηση). Αναλυτικότερα, ένας ΧΥΤΑ είναι μια εσκαμμένη έκταση της οποίας το κάτω μέρος αποτελείται από το έδαφος, το οποίο έχει μελετηθεί γεωλογικά και υδρογεωλογικά. Στη συνέχεια, διαστρώνεται με αργιλικό υλικό και γεωμεμβράνη για τη στεγανοποίηση του χώρου με σκοπό να αποφευχθεί η ρύπανση των υδροφόρων στρωμάτων από τυχόν διαρροή των στραγγιδίων στο υπέδαφος και στον υπόγειο υδροφόρο ορίζοντα. Ύστερα, τοποθετούνται συμπιεσμένα απορρίμματα τα οποία καλύπτονται από ένα στρώμα αποστράγγισης, γεωϋφασμα και ένα αργιλικό στρώμα. Το τελικό στρώμα του ΧΥΤΑ αποτελείται είτε από εδαφικό υλικό, είτε από μπάζα, είτε από compost για την αποφυγή της διασποράς των απορριμμάτων, αλλά και τη μείωση των δυσάρεστων οσμών, ενώ στη συνέχεια τοποθετείται φυτικό κάλυμμα (δενδροφύτεψη).

Ακόμη, ο ΧΥΤΑ αποτελείται από ένα συμβατικό σύστημα συλλογής στραγγιδίων, με σκοπό τη συλλογή των στραγγιδίων που συγκεντρώνονται στον πυθμένα του, καθώς και ένα σύστημα συλλογής βιοαερίου ( $\text{CH}_4$  και  $\text{CO}_2$ ), το οποίο παράγεται από τις διεργασίες που πραγματοποιούνται στη μάζα των απορριμμάτων. Στην Εικόνα 2.1 απεικονίζεται η διάπλαση του ΧΥΤΑ από το στάδιο της εκσκαφής έως τη τελική κάλυψη.



Εικόνα 2.1: Διάπλαση ΧΥΤΑ από το στάδιο της εκσκαφής έως τη τελική κάλυψη (Tchobanoglous and Kreith, 2002)

### 2.1.2 Σύστημα συλλογής στραγγιδίων ΧΥΤΑ

Η στεγάνωση του πυθμένα και των πλευρικών τοιχωμάτων του ΧΥΤΑ, η κατασκευή δικτύου αποστράγγισης και απομάκρυνσης των στραγγιδίων, η αντιπλημμυρική προστασία του χώρου αποτελούν έργα υποδομής για την αποφυγή διαρροής στραγγιδίων στα φυσικά νερά, ώστε να αποφευχθεί οποιαδήποτε επιβάρυνση των στραγγιδίων από παρακείμενα νερά και η κατάλληλη επεξεργασία των συλλεγόμενων στραγγιδίων.

Το σύστημα συλλογής των στραγγιδίων είναι αναγκαίο και αποτελεί ένα από τα κυριότερα στοιχεία της κατασκευής ενός ΧΥΤΑ. Το σύστημα συλλογής πρέπει να



εξασφαλίζει μακροπρόθεσμα τη συλλογή της συνολικής ποσότητας των στραγγιδίων και να αποκλείει την πρόσμιξή τους με νερά της βροχής.

Η σωστή επιλογή του καταλληλότερου συστήματος γίνεται ανάλογα με τις παραγόμενες ποσότητες στραγγιδίων, τα οποία είναι απαραίτητο να συλλεχθούν, να απομακρυνθούν και κατόπιν να επεξεργαστούν, σύμφωνα με τη διαθέσιμη τεχνική.

## 2.2 Στραγγίδια ΧΥΤΑ

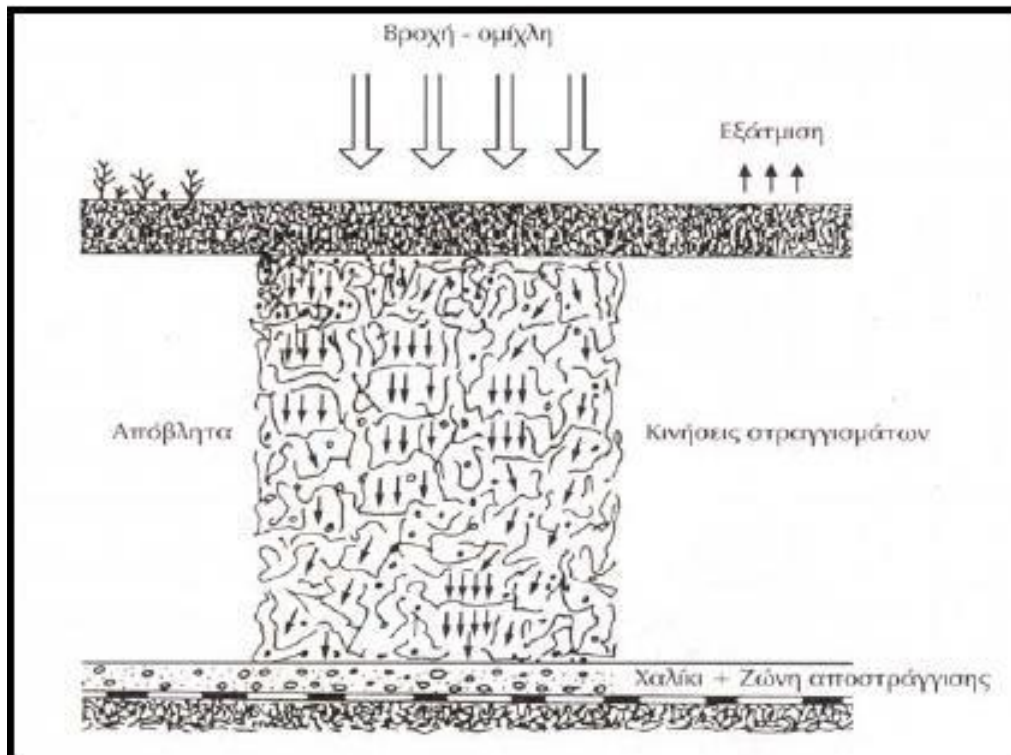
Τα στραγγίδια αποτελούν την υδαρή εκροή που παράγεται ως συνέπεια, της διήθησης του βρόχινου νερού διαμέσου των ΑΣΑ, των βιοχημικών διεργασιών στο εσωτερικό των κυττάρων και της υπάρχουσας υγρασίας των ΑΣΑ. Τα στραγγίδια είναι πιθανό να περιέχουν μεγάλες ποσότητες οργανικών ουσιών (εύκολα και δύσκολα βιοδιασπώμενες, καθώς και μη βιοδιασπώμενες), με τα χουμικά συστατικά να κατέχουν σημαντικό ποσοστό. Περιέχουν ακόμη, αμμωνιακό άζωτο, βαρέα μέταλλα και ανόργανα άλατα. Απαραίτητη προϋπόθεση για την εναπόθεση των στραγγιδίων στα φυσικά νερά είναι η αφαίρεση του οργανικού κλάσματος, ελέγχοντας τη χημική (COD) και τη βιοχημική (BOD) απαίτηση σε οξυγόνο, καθώς και ο περιορισμός της τοξικότητάς τους, η οποία έχει αποδειχθεί από αναλύσεις χρησιμοποιώντας μικροοργανισμούς (*Vibrio fisheri*, *Daphnia similes*, *Artemia salina*, *Brachydanio rerio*) (Renou et al., 2008).

### 2.2.1 Σχηματισμός στραγγιδίων ΧΥΤΑ

Η ύπαρξη υγρασίας στο εσωτερικό των στερεών αποβλήτων της υγειονομικής ταφής, ευνοεί διάφορες βιοχημικές διεργασίες που οδηγούν στη μετατροπή των ρύπων σε υγρό με αποτέλεσμα τον σχηματισμό των στραγγιδίων (Mousavi et al., 2015; El-Fadel et al., 2013). Συγκεκριμένα, σε ένα ΧΥΤΑ από την αποσύνθεση του οργανικού μέρους των απορριμμάτων, τη συμπίεσή τους και από τη διεύδυση στη μάζα τους των νερών της βροχής δημιουργούνται υγρά τα οποία αποτελούν τα στραγγίδια. Στην Εικόνα 2.2 απεικονίζεται ο τρόπος δημιουργίας των στραγγιδίων. Τα στραγγίδια του ΧΥΤΑ δημιουργούνται σε Χώρους Υγειονομικής Ταφής, όταν η υγρασία αναμειγνύεται με τα όσα έχουν απορριφθεί στο ΧΥΤΑ (Chinade et al., 2017; Fudala-Ksiazek et al., 2014; Mojiri et al., 2017). Η συνδιάθεση των υγρών αποβλήτων,

η διείδυση των υπόγειων υδάτων, η ανακυκλοφορία, η τήξη χιονιού, η αποστράγγιση, η διάβρωση, η αποσύνθεση των απορριμμάτων, καθώς και η αρχική περιεκτικότητα σε υγρασία επηρεάζουν σημαντικά τον σχηματισμό των στραγγιδίων. Ακόμη, επηρεάζεται και από την πυκνότητα, τη συμπύκνωση, το μέγεθος των σωματιδίων, τη διαπερατότητα του εδάφους (Kankia et al., 2021), την εγκατάσταση, τη βλάστηση, την κάλυψη, το πλευρικό τοίχωμα και το υλικό επένδυσης, την ηλικία των απορριμμάτων και την τροποποίηση της επιφάνειας, την παραγωγή και μεταφορά αερίου και θερμότητας, καθώς επηρεάζουν την κατανομή της υγρασίας στους Χώρους Υγειονομικής Ταφής (El-Fadel et al., 2013). Εκτιμάται ότι, από περίπου 907 τόνους ΑΣΑ, περίπου 0,05 – 0,2 τόνοι στραγγιδίων μπορούν να παραχθούν κατά τη διάρκεια ζωής του ΧΥΤΑ (Narayan et al., 2019).

Η ποιότητα και η ποσότητα των στραγγιδίων μεταβάλλονται σημαντικά, καθώς επηρεάζονται από πολλές παραμέτρους όπως η υγρασία, ο τύπος και η σύνθεση των απορριμμάτων, οι εποχιακές διακυμάνσεις του καιρού, η ηλικία του ΧΥΤΑ, η κάλυψη και η τεχνική, η συσσώρευση και η μέθοδος συμπύκνωσης, η ποσότητα βροχόπτωσης, καθώς και ο ρυθμός αποσύνθεσης (Fudala-Ksiazek et al., 2014; Mousavi et al., 2015). Η ποιότητα των στραγγιδίων καθορίζεται από την αποσύνθεση των στερεών αποβλήτων μέσω φυσικών, χημικών και βιολογικών διεργασιών (Ranjan et al., 2016). Η ποιότητα των στραγγιδίων, συνήθως υπερβαίνει τα κριτήρια απόρριψης σε αστικό αποχετευτικό δίκτυο με τον οργανικό άνθρακα να εκφράζεται σε COD και το αμμωνιακό άζωτο ως οι κύριες πτυχές ρύπων (Trabelsi et al., 2013).



Εικόνα 2.2: Δημιουργία στραγγισμάτων (Γιδαράκος, 2015)

### 2.2.2 Κατηγορίες στραγγιδίων ΧΥΤΑ και φυσικοχημικά χαρακτηριστικά

Υπάρχουν τρεις κατηγορίες στραγγιδίων ως προς την ηλικία των χώρων ταφής: οι νέοι, οι μέσης ηλικίας και οι ώριμοι χώροι υγειονομικής ταφής (Miao et al., 2014). Σύμφωνα με την ηλικία, τα στραγγίδια των ΧΥΤΑ μπορούν να ταξινομηθούν ως νεαρής (ηλικία < 5 ετών), μέσης (ηλικία μεταξύ των 5 ετών και 10 ετών) και ώριμης ηλικίας στραγγίδια ΧΥΤΑ (ηλικία > 10 ετών). Τα στραγγίδια των μικρής σε ηλικία χώρων υγειονομικής ταφής (οι ΧΥΤΑ όξινης φάσης) χαρακτηρίζονται από υψηλές ποσότητες πτητικών λιπαρών οξέων (VFA) (Neczaj et al., 2005), υψηλό λόγο  $BOD_5/COD$ , υψηλές συγκεντρώσεις οργανικών ενώσεων, αρκετά υψηλή ποσότητα αμμωνίας (> 500 mg N/L), χαμηλό pH και την παρουσία αρκετών επικίνδυνων ουσιών (Neczaj et al., 2008; Tsilogeorgis et al., 2008). Τα στραγγίδια των ώριμων σε ηλικία χώρων υγειονομικής ταφής (οι ΧΥΤΑ μεθανογενούς φάσης) χαρακτηρίζονται από αναλογία οργανικών υψηλού μοριακού βάρους (Ying et al., 2012a; Ying et al., 2012b), χαμηλή συγκέντρωση βιοδιασπώμενων οργανικών ουσιών ( $COD < 3.000 \text{ mg/L}$ ), χαμηλή αναλογία  $BOD_5/COD$  (< 0.1), χαμηλή αναλογία  $BOD/TKN$  (Spagni et al.,

2008), καθώς και από υψηλή συγκέντρωση αμμωνίας (> 1.000 mg N/L), κάτι το οποίο αποτελεί περιβαλλοντικό πρόβλημα λόγω της λίπανσης και των τοξικών επιπτώσεων. Αντιθέτως, τα στραγγίδια των μέσης ηλικίας χώρων υγειονομικής ταφής παρουσιάζουν αναλογία COD/TN 3 – 6 και μια μέτρια βιοδιασπασιμότητα (Z. M. Li et al., 2014; Mousavi et al., 2015). Το βιοαποικοδομήσιμο κλάσμα των οργανικών ρύπων στα στραγγίδια μειώνεται καθώς αυξάνεται η ηλικία των χώρων υγειονομικής ταφής, η οποία οφείλεται στην αναερόβια αποσύνθεση που λαμβάνει χώρα. Τα μικρή σε ηλικία στραγγίδια περιέχουν πολύ λιγότερα οργανικά από τα ώριμα (Aziz et al., 2011a; Aziz et al., 2011). Όλα τα παραπάνω συνοψίζονται στον Πίνακα 2.1 στον οποίο παρουσιάζονται τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά των στραγγιδίων ΧΥΤΑ σε διαφορετικές περιόδους. Αξίζει να σημειωθεί ότι, η συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου στα στραγγίδια ΧΥΤΑ παρουσιάζει υψηλές τιμές για όλα τα είδη.

*Πίνακας 2.1: Φυσικοχημικά Χαρακτηριστικά στραγγιδίων ΧΥΤΑ με διαφορετικές περιόδους (Wang et al., 2018)*

| Τύπος Στραγγιδίων                       | Μικρής Ηλικίας   | Μέσης Ηλικίας       | Όριμης Ηλικίας        |
|-----------------------------------------|------------------|---------------------|-----------------------|
| Ωφέλιμη διάρκεια ζωής του ΧΥΤΑ (έτη)    | <5               | 5 - 10              | >10                   |
| pH (-)                                  | 6,5 – 7,5 (7)    | 7 – 8 (7,5)         | 7,5 – 8,5 (8)         |
| COD (g/L)                               | 10 – 30 (15)     | 3 – 10 (5)          | <3 (2)                |
| BOD/COD (-)                             | 0,5 – 0,7 (0,6)  | 0,3 – 0,5 (0,4)     | < 0,3 (0,2)           |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - N (mg/L) | 500 -1.000 (700) | 800 – 2.000 (1.000) | 1.000 – 3.000 (2.000) |
| COD/NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - N    | 5 – 10 (6)       | 3 – 4 (3)           | <3 (1,5)              |

Βάσει των εποχιακών συνθηκών, τα χαρακτηριστικά των στραγγιδίων ποικίλουν από περιοχή σε περιοχή και επίσης κατά τη διάρκεια ζωής ενός ΧΥΤΑ, με συνεχείς αλλαγές στη ροή που δημιουργείται, την ηλικία, τη χημική σύσταση, τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά και τη συγκέντρωση (Contrera et al., 2014; Grosser et al., 2019). Τα χαρακτηριστικά των στραγγιδίων παρουσιάζουν υψηλές διακυμάνσεις, οι οποίες οφείλονται σε διάφορους παράγοντες, όπως η λειτουργία των ΧΥΤΑ, η εφαρμοσμένη τεχνολογία υγειονομικής ταφής, η ηλικία των αποβλήτων και οι κλιματολογικές συνθήκες (Remmas et al., 2018; Spagni and Marsili-Libelli, 2009). Τα στραγγίδια περιέχουν σημαντικές ποσότητες βιοδιασπώμενων και μη

βιοδιασπώμενων οργανικών ουσιών, βαρέων μετάλλων, φαινόλων,  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ , θειούχων και φωσφορικών. Είναι δυνατό ακόμη να παρουσιάζουν υψηλή αλκαλικότητα, οξύτητα ή σκληρότητα (Aziz et al., 2011b). Έτσι, ο λόγος BOD/COD έχει χρησιμοποιηθεί ευρέως ως μέτρο της ικανότητας βιοαποικοδόμησης (Ganjian et al., 2018). Συγκεκριμένα αν ο λόγος BOD/COD είναι  $> 0.6$ , τότε τα στραγγίδια μικρής ηλικίας είναι αρκετά βιοαποδομήσιμα για να υποστούν αποτελεσματική βιολογική επεξεργασία. Στραγγίδια υψηλής αγωγιμότητας υποδεικνύουν υψηλή συγκέντρωση διαλυμένων στερεών, με σκοπό την αποικοδόμηση των ρύπων. Η χαμηλή αναλογία BOD/COD και η ελαφρώς υψηλή τιμή του pH υποδεικνύουν ότι, τα στραγγίδια ΧΥΤΑ βρίσκονται σε σταθεροποιημένη κατάσταση (Ranjan et al., 2016). Ο λόγος COD/TOC των στραγγιδίων  $< 2$ , είναι μία ένδειξη της μη βιοδιασπασιμότητας (Ying et al., 2012a; Ying et al., 2012b). Η χαμηλή συγκέντρωση DO στα στραγγίδια επιβεβαιώνει την ύπαρξη αερόβιων συνθηκών και επιβραδύνει τη διαδικασία της φυσικής αποσύνθεσης που υποστηρίζεται από τους αερόβιους μικροοργανισμούς (Aluko and Sridhar, 2013). Στον Πίνακα 2.2, παρατίθενται οι υψηλές συγκεντρώσεις χημικών, μικροβιακών, οργανικών και ανόργανων ρύπων ως μοναδικά χαρακτηριστικά των στραγγιδίων των ΑΣΑ, όπου ενδέχεται να περιέχουν επικίνδυνες και τοξικές ουσίες για περιβάλλον και το οικοσύστημα (Pirsaheb et al., 2017).

Πίνακας 2.2: Χαρακτηριστικά στραγγιδίων ΧΥΤΑ (Jagaba et al., 2021)

| Παράμετροι (Μονάδες μέτρησης)     | Εύρος τιμών    |
|-----------------------------------|----------------|
| pH                                | 6,7 – 9,5      |
| Θερμοκρασία (°C)                  | 19,7 – 33,6    |
| Φαινόλες (mg/L)                   | 1,69 – 2,74    |
| Ηλεκτρική Αγωγιμότητα (ms/cm)     | 3,94 – 450     |
| Ολικά Στερεά (mg/L)               | 220 – 5.640    |
| Αιωρούμενα Στερεά (mg/L)          | 39 – 19.883    |
| Αλκαλικότητα (mg/L)               | 131 – 15.350   |
| BOD <sub>5</sub> (mg/L)           | 100 – 27.300   |
| COD (mg/L)                        | 1.301 – 38.769 |
| BOD <sub>5</sub> /COD             | 0,2 – 0,45     |
| $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ (mg/L) | 210 – 3.000    |
| Ολικό Άζωτο (mg/L)                | 240 – 1.045    |
| TKN (mg/L)                        | 1.319 – 3.263  |

|                                             |                |
|---------------------------------------------|----------------|
| <b>TOC (mg/L)</b>                           | 44.2 – 14.060  |
| <b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup>- N (mg/L)</b> | 0.5 – 54,1     |
| <b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup>- N (mg/L)</b> | 0.17 – 125.7   |
| <b>TP (mg/L)</b>                            | 8 – 73.7       |
| <b>Αλατότητα (g/L)</b>                      | 4 – 21.8       |
| <b>Ολικά Διαλυμένα Στερεά (mg/L)</b>        | 2.848 – 28.800 |
| <b>Θολότητα (NTUA)</b>                      | 103 – 1.982,6  |

#### 2.2.2.1 Περιεκτικότητα σε Βαρέα Μέταλλα

Τα στραγγίδια των χώρων υγειονομικής ταφής ενδέχεται να περιέχουν, μεταξύ πολλών άλλων συστατικών, βαρέα μέταλλα σε σημαντικές συγκεντρώσεις. Τα βαρέα μέταλλα μπορεί να αποτελούν περιβαλλοντικό πρόβλημα, εάν τα στραγγίδια διατίθενται σε επιφανειακά ή υπόγεια ύδατα, ή τίθεται ζήτημα επεξεργασίας εκεί, όπου συλλέγονται και επεξεργάζονται τα απορρίμματα πριν από την απόρριψη. Επομένως, τις τελευταίες δεκαετίες, προβλέπεται από τις αρχές η παρακολούθηση των βαρέων μετάλλων στα στραγγίδια των ΧΥΤΑ, κάτι το οποίο εκτελείται τακτικά από τους διαχειριστές των ΧΥΤΑ.

Οι δημοτικοί ΧΥΤΑ, οι οποίοι περιέχουν ένα μίγμα οικιακών αποβλήτων, εμπορικών αποβλήτων, βιομηχανικών αποβλήτων και αφυδατωμένης ιλύος από εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων (ΕΕΛ) συνήθως παράγουν στραγγίδια με συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων της τάξης των μg/L έως μερικών mg/L. Στον Πίνακα 2.3, παρουσιάζονται οι τυπικές συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων και άλλων χαρακτηριστικών παραμέτρων των στραγγιδίων που συλλέγονται μέσω συστημάτων αποστράγγισης των αποβλήτων σε χώρους υγειονομικής ταφής, καθώς και στα υπόγεια ύδατα που έχουν ρυπανθεί από στραγγίδια και συλλέγονται κάτω ή σε απόσταση λίγων μέτρων από παλαιότερους χώρους υγειονομικής ταφής. Συγκεντρώσεις εκτός των αναφερόμενων ορίων είναι δυνατόν να εμφανιστούν περιστασιακά ανάλογα με τις τοπικές συνθήκες.

Πίνακας 2.3: Τυπικές συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων/μεταλλοειδών και άλλων χαρακτηριστικών ιόντων των στραγγιδίων ΧΥΤΑ. (Christensen (2003))

| Παράμετροι                    | Εύρος τιμών (mg/L) |
|-------------------------------|--------------------|
| Ca                            | 10 – 2.500         |
| Na                            | 50 – 4.000         |
| Mg                            | 40 – 1.150         |
| K                             | 10 – 2.500         |
| Fe                            | 3 – 2.100          |
| Mn                            | 0.03 – 65          |
| As                            | 0.005 – 1.6        |
| Cd                            | 0.0005 – 0.14      |
| Co                            | 0.004 – 0.95       |
| Cr                            | 0 . 03 – 1.6       |
| Cu                            | 0.004 – 1.4        |
| Hg                            | 0.0002 – 0.05      |
| Ni                            | 0.02 – 2.05        |
| Pb                            | 0.008 – 1.02       |
| Zn                            | 0.03 - 120         |
| Cl                            | 100 – 5.000        |
| SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | 10 – 1.750         |

### 2.2.3 Μέθοδοι διαχείρισης και επεξεργασίας στραγγιδίων ΧΥΤΑ

#### 2.2.3.1 Μέθοδοι διαχείρισης στραγγιδίων ΧΥΤΑ

Οι μέθοδοι διαχείρισης των στραγγιδίων ΧΥΤΑ περιλαμβάνουν τη μεταφορά των στραγγιδίων (συνεπεξεργασία με υγρά αστικά απόβλητα, ανακύκλωση).

Πριν από μερικά χρόνια, μια κοινή λύση για την επεξεργασία των στραγγιδίων ήταν η **συνεπεξεργασία τους με υγρά αστικά απόβλητα** σε μονάδες επεξεργασίας αστικών λυμάτων. Η επεξεργασία αυτή προτιμήθηκε λόγω του χαμηλού λειτουργικού κόστους, αλλά και της εύκολης συντήρησης του συστήματος. Ωστόσο, η επιλογή αυτή αμφισβητήθηκε όλο και περισσότερο λόγω της παρουσίας, στα στραγγίδια, ενώσεων που αναχαιτίζουν την βιοαποδόμηση, καθώς και βαρέων μετάλλων τα οποία μειώνουν την αποτελεσματικότητα της επεξεργασίας και επηρεάζουν την ποιότητα των νερών εκροής (Renou et al., 2008). Ένα πλεονέκτημα αυτής της εναλλακτικής μεθόδου επεξεργασίας είναι ότι, δεν είναι αναγκαία η προσθήκη επιπλέον ποσότητας



αζώτου και φωσφόρου στη μονάδα επεξεργασίας αστικών λυμάτων επιπλέον ποσότητας αζώτου, εφόσον τα στραγγίδια ΧΥΤΑ είναι πλούσια σε άζωτο, ενώ τα αστικά λύματα είναι πλούσια σε φώσφορο. Ανάμεσα στις διάφορες έρευνες που δημοσιεύτηκαν, οι συγγραφείς προσπάθησαν να βελτιστοποιήσουν την ογκομετρική αναλογία των στραγγιδίων και των αστικών λυμάτων. Όταν ο λόγος του όγκου των αστικών λυμάτων προς τον όγκο των στραγγιδίων ήταν 9:1, επιτεύχθηκε περίπου 50% απομάκρυνση αζώτου και 95% απομάκρυνση BOD (Renou et al., 2008).

Με τη μέθοδο της ανακύκλωσης (**recirculation** ή **recycling**), όπου πραγματοποιείται ανακυκλοφορία των στραγγιδίων μέσα από τη μάζα των απορριμμάτων, επιτυγχάνεται η αύξηση της υγρασίας (Renou et al., 2008) με αποτέλεσμα τη δημιουργία αναερόβιων συνθηκών (παραγωγή βιοαερίου). Ωστόσο, η ανακύκλωση των στραγγιδίων σε υψηλούς ρυθμούς μπορεί να αναστείλει την αναερόβια αποδόμηση των στερεών αποβλήτων (Renou et al., 2008) και πρέπει να πραγματοποιείται συνδυαστικά με την επεξεργασία των στραγγιδίων, καθώς η εκροή μπορεί να μην ικανοποιεί τα όρια της τελικής διάθεσης. Επιπλέον, αυτή η πρακτική συντελεί στη συσσώρευση ανόργανων (κυρίως) και οργανικών ουσιών στα στραγγίδια.

#### 2.2.3.2 Μέθοδοι επεξεργασίας στραγγιδίων ΧΥΤΑ

Οι συμβατικές μέθοδοι επεξεργασίας των στραγγιδίων ΧΥΤΑ μπορούν να ταξινομηθούν σε δύο βασικές κατηγορίες:

- Φυσικοχημικές μέθοδοι (επίπλευση, κροκίδωση – συσσωμάτωση, προσρόφηση, διεργασίες μεμβρανών, απογύμνωση με αέρα κ.λπ.)
- Βιολογικές μέθοδοι (αερόβιες και αναερόβιες διεργασίες, βιολογικά φίλτρα, μέθοδος ενεργού ιλύος, βιολογικοί αντιδραστήρες διαλείπουσας ροής, λίμνες επεξεργασίας, αναερόβια χώνευση, κ.λπ.).

##### 2.2.3.2.1 Φυσικοχημικές μέθοδοι

Με τον όρο φυσικοχημική επεξεργασία εννοείται η διαδικασία κατά την οποία χρησιμοποιούνται μόνο φυσικές ή χημικές διεργασίες για τη μέθοδο απομάκρυνσης



ρύπων, ενώ παράλληλα απουσιάζει κάθε μορφή βιολογικής διεργασίας. Οι φυσικοχημικές μέθοδοι εφαρμόζονται με σκοπό την απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών (SS), του χρώματος των στραγγιδίων, των τοξικών ενώσεων, της αμμωνίας, των κολλοειδών σωματιδίων (colloidal particles), των επιπλεόντων ουσιών (floating materials) και επιλέγονται για την επεξεργασία σταθεροποιημένων στραγγιδίων (λιγότερο βιοαποικοδομήσιμων) ως προεπεξεργασία βιολογικών μεθόδων (Renou et al., 2008).

#### 2.2.3.2.1.1 Επίπλευση (Flotation ή Dissolved Air Flotation, DAF)

Η διαδικασία της **επίπλευσης (Flotation ή Dissolved Air Flotation, DAF)** αποσκοπεί στο διαχωρισμό των στερεών σωματιδίων που έχουν χαμηλό ειδικό βάρος από την υγρή φάση. Η μέθοδος αυτή πραγματοποιείται με την εισαγωγή αέρα σε μορφή φυσαλίδων, οι οποίες προσκολλώνται στα σωματίδια και τα παρασύρουν προς την επιφάνεια λόγω της άνωσης και λόγω της διαφοράς πυκνότητας μεταξύ των ουσιών αυτών και του υγρού (Metcalf and Eddy, 2003). Έχει μελετηθεί η μέθοδος αυτή, ως τελικό στάδιο για την αφαίρεση των χουμικών οξέων από προσομοιωμένα στραγγίδια με ικανοποιητικά αποτελέσματα, περίπου 60% απομάκρυνση (Renou et al., 2008; Zouboulis et al., 2003).

#### 2.2.3.2.1.2 Κροκίδωση - Συσσωμάτωση (Flocculation – Coagulation)

Στη διαδικασία της **κροκίδωσης – συσσωμάτωσης (Flocculation – Coagulation)**, πραγματοποιείται κροκίδωση με την προσθήκη αντιδραστηρίων, όπως οι ανόργανοι ηλεκτρολύτες, τα οργανικά και τα συνθετικά πολυμερή (Παπαδημητρίου, 2011). Στη συνέχεια, λόγω της αργής ανάδευσης δημιουργούνται συσσωματώματα, τα οποία καθιζάνουν με αποτέλεσμα το διαχωρισμό τους από την υγρή φάση των στραγγιδίων. Η διαδικασία της κροκίδωσης συμβάλει στη μείωση των αιωρούμενων και κολλοειδών στερεών, των βαρέων μετάλλων, της θολερότητας και του οργανικού φορτίου. Η τιμή του pH καθορίζει σε μεγάλο βαθμό τα ποσοστά απομάκρυνσης, ειδικά των βαρέων μετάλλων (Kurniawan et al., 2006). Συνήθως, στη διαδικασία της κροκίδωσης - συσσωμάτωσης γίνεται χρήση αλάτων όπως είναι το θειικό αργίλιο, ο θειικός σίδηρος ή ο χλωριούχος σίδηρος ως κροκιδωτικά (Amokrane et al., 1997). Ωστόσο, η μέθοδος αυτή παρουσιάζει αυξημένο κόστος λειτουργίας, εξαιτίας της

κατανάλωσης μεγάλων ποσοτήτων χημικών, ενώ παράγονται και μεγάλες ποσότητες ιλύος (Kurniawan et al., 2006).

#### 2.2.3.2.1.3 Προσρόφηση (Adsorption)

Η **προσρόφηση (Adsorption)** είναι το φυσικοχημικό φαινόμενο, κατά το οποίο διάφορα συστατικά ενός αέριου ή υγρού προσκολλώνται σε μία επιφάνεια ενός στερεού προσροφητικού υλικού μέσω φυσικοχημικών δεσμών (Foo and Hameed, 2009). Ο ενεργός άνθρακας αποτελεί ένα από τα συνηθέστερα προσροφητικά υλικά σε κοκκώδη μορφή και σε σκόνη. Ένας ακόμη τύπος προσροφητικού μέσου με πολλές ιδιότητες είναι ο ζεόλιθος, του οποίου η προσροφητική ικανότητα ενισχύεται, εφόσον υποστεί ενεργοποίηση. Η προσρόφηση έχει χρησιμοποιηθεί για την απομάκρυνση του COD, του NH<sub>3</sub>-N, αλλά και για την αφαίρεση μετάλλων από λύματα (Amokrane et al., 1997; Wiszniowski et al., 2006).

#### 2.2.3.2.1.4 Σύστημα μεμβρανών – Αντίστροφη όσμωση (Reverse Osmosis, RO)

Στο **σύστημα μεμβρανών** πραγματοποιείται ο διαχωρισμός δύο διαλυμάτων, διαμέσου ημιπερατής μεμβράνης, όπου λόγω των διαφορετικών συγκεντρώσεων των δύο διαλυμάτων με την προσθήκη πίεσης στο πιο πυκνό διάλυμα, παρατηρείται ότι το υγρό κινείται από την πιο υψηλή συγκέντρωση προς την πιο χαμηλή (Wiszniowski et al., 2006). Ένα χαρακτηριστικό σύστημα μεμβρανών αποτελεί η **αντίστροφη όσμωση (Reverse Osmosis, RO)** (Macedonio and Drioli, 2017). Η μέθοδος αυτή επιτυγχάνει περίπου 98% ποσοστό απομάκρυνσης COD και 99% βαρέων μετάλλων (Peng, 2017). Ωστόσο, η μεμβράνη του συστήματος φράζει με αποτέλεσμα να απαιτείται χημικός καθαρισμός και προεπεξεργασία των στραγγιδίων πριν την είσοδό τους στο σύστημα της RO (Renou et al., 2008). Τέλος, παράγονται συμπυκνώματα, τα οποία αντιμετωπίζονται ως νέα απόβλητα, οπότε χρειάζονται και αυτά με τη σειρά τους επεξεργασία (Renou et al., 2008).

#### 2.2.3.2.1.5 Απογύμνωση με αέρα (Air Stripping)

Η μέθοδος της **απογύμνωσης με αέρα (Air Stripping)** χρησιμοποιείται κυρίως για την απομάκρυνση του NH<sub>3</sub> - N. Σημαντικοί παράγοντες οι οποίοι επηρεάζουν τη μέθοδο αυτή είναι με σειρά προτεραιότητας το pH, η θερμοκρασία, ο χρόνος

απογύμνωσης του αέρα και η αναλογία υγρού – αερίου. Η αύξηση του pH (σε βασικές τιμές) μπορεί να μειώσει το χρόνο απογύμνωσης του αέρα, ενώ η αύξηση της θερμοκρασίας, της ροής της μάζας αέρα, αλλά και του χρόνου αυξάνουν την απομάκρυνση του  $\text{NH}_3 - \text{N}$  (Youcai, 2018). Πιο αναλυτικά, σε ένα σύστημα air stripping, παρέχεται αέρας αντίθετα από τη ροή των στραγγιδίων, ενώ η  $\text{NH}_3$  μεταφέρεται από την υγρή στην αέρια φάση. Στη συνέχεια, απορροφάται από ισχυρό οξύ, όπως είναι το θεικό ή το υδροχλωρικό οξύ ή διαφεύγει στην ατμόσφαιρα στην περίπτωση που δεν έχει επιτευχθεί η σωστή απορρόφηση αυτής από το ισχυρό οξύ (Renou et al., 2008). Η συγκεκριμένη μέθοδος επεξεργασίας με κατάλληλες προσαρμογές είναι δυνατόν να πετύχει υψηλά ποσοστά απομάκρυνσης  $\text{NH}_3 - \text{N}$ .

#### 2.2.3.2.2 Βιολογικές μέθοδοι

Η βιολογική επεξεργασία (αιωρούμενης ή προσκολλημένης βιομάζας) χρησιμοποιείται ευρέως για τον καθαρισμό των στραγγιδίων που χαρακτηρίζονται από μεγάλες συγκεντρώσεις BOD. Η βιοαποδόμηση πραγματοποιείται από μικροοργανισμούς που καταναλώνουν οργανικές ενώσεις και παράγουν  $\text{CO}_2$  και νέα βιομάζα υπό αερόβιες συνθήκες και βιοαέριο υπό αναερόβιες συνθήκες. Συνήθως, σε στραγγίδια μικρής ηλικίας εφαρμόζεται βιολογική επεξεργασία για την απομάκρυνση COD,  $\text{NH}_3 - \text{N}$  και βαρέων μετάλλων (Renou et al., 2008).

##### 2.2.3.2.2.1 Αερόβιες μέθοδοι επεξεργασίας

###### 2.2.3.2.2.1.1 Βιολογικά φίλτρα (Trickling Filters)

Τα **βιολογικά φίλτρα (Trickling Filters)** αποτελούν έναν αντιδραστήρα τριών φάσεων (φορέας βιοφίλμ, υγρό απόβλητο, αέρας). Η βιομάζα αναπτύσσεται επάνω στα φίλτρα ως βιοφίλμ. Ο αέρας τροφοδοτείται στο βιοφίλμ, εφόσον για την ανάπτυξη των μικροοργανισμών είναι απαραίτητη η παρουσία  $\text{O}_2$ . Με αυτό τον τρόπο, επιτυγχάνεται η βιολογική αποδόμηση του οργανικού υλικού που περιέχεται στα στραγγίδια. Η ύπαρξη δεξαμενής καθίζησης είναι αναγκαία για το διαχωρισμό της βιομάζας, η οποία λόγω υπερβολικής ανάπτυξης αποκολλάται περιοδικά από την επιφάνεια του υλικού πλήρωσης του φίλτρου και συμπαρασύρεται με τα επεξεργασμένα λύματα (Ανδρεαδάκης 1986). Βασικό πλεονέκτημα των βιολογικών

φίλτρων είναι η απλότητα, η ευκολία και η χαμηλή δαπάνη λειτουργίας. Ακόμη, ο τρόπος αποκόλλησης της βιομάζας έχει σαν συνέπεια τη μεγάλη πυκνότητα και τον εύκολο διαχωρισμό της στη δεξαμενή καθίζησης. Η διαφορά της με τη μέθοδο της ενεργού ιλύος είναι ότι, παρουσιάζει μεγαλύτερη ανθεκτικότητα στην επίδραση τοξικών ουσιών, κάτι το οποίο οφείλεται στο μικρό χρόνο επαφής λυμάτων – βιομάζας ή στο γεγονός ότι λόγω της ύπαρξης των τοξικών ουσιών μόνο το επιφανειακό στρώμα της βιομάζας καταστρέφεται, αποκολλάται και απομακρύνεται και εμφανίζεται το υποκείμενο στρώμα μικροοργανισμών που δεν έχει υποστεί φθορά. Τα βιολογικά φίλτρα δεν προτιμώνται σε περιπτώσεις που το περιεχόμενο στα στραγγίδια οργανικό φορτίο είναι υψηλό, εφόσον παράγεται μεγάλος όγκος ιλύος με αποτέλεσμα το φραγμό των φίλτρων (Sil and Kumar, 2017).

#### 2.2.3.2.2.1.2 Μέθοδος Ενεργού Ιλύος (Conventional Activated Sludge, CAS)

Η μέθοδος της **ενεργού ιλύος (Conventional Activated Sludge, CAS)** χρησιμοποιείται κυρίως για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων. Όσον αφορά την επεξεργασία των στραγγιδίων χρησιμοποιείται ως στάδιο προεπεξεργασίας, διότι έχει αποδειχτεί ως μη αποτελεσματική μέθοδος για εξ' ολοκλήρου επεξεργασία στραγγιδίων, καθώς χαρακτηρίζεται από υψηλό λειτουργικό κόστος, παράγει υψηλή ποσότητα ιλύος (Hoilijoki et al., 2000), παρατηρείται ανεπαρκής καθίζηση της ιλύος (Loukidou and Zouboulis, 2001), καθώς υπάρχει και δυσκολία στην ανάπτυξη μικροοργανισμών λόγω των τοξικών ουσιών που περιέχονται στα στραγγίδια (Lema et al., 1988).

#### 2.2.3.2.2.1.3 Βιολογικός αντιδραστήρας διαλείπουσας ροής (Sequencing Batch Reactor, SBR)

Το σύστημα **βιολογικού αντιδραστήρα διαλείπουσας ροής (Sequencing Batch Reactor, SBR)** είναι μία παραλλαγή του συστήματος CAS με τη μόνη διαφορά ότι, όλα τα στάδια επεξεργασίας διεκπεραιώνονται σε μία δεξαμενή (Al-Rekabi et al., 2007), οι φάσεις λειτουργίας διαχωρίζονται με το χρόνο και όχι με το χώρο, ενώ δεν πραγματοποιείται συνεχής εισροή ή εκροή. Τα στάδια ενός συστήματος SBR αναλυτικότερα: Η φάση της πλήρωσης, πραγματοποιείται με εισαγωγή συγκεκριμένης ποσότητας στραγγιδίων στον αντιδραστήρα, η φάση της αντίδρασης

πραγματοποιείται μέσω αερισμού ή ανάδευσης, όπου πραγματοποιούνται βιολογικές αντιδράσεις και οι μικροοργανισμοί καταναλώνουν τις οργανικές ενώσεις των στραγγισμάτων, η φάση της καθίζησης περιλαμβάνει το διαχωρισμό των στερεών από το υγρό, καθώς τα στερεά καθιζάνουν στον πυθμένα της δεξαμενής σε κατάσταση ηρεμίας και η φάση της εκκένωσης επιτυγχάνεται μέσω της αποβολής του υγρού ως εκροή διαμέσου σωληνώσεων. Ακόμη, ο κύκλος επεξεργασίας στραγγιδίων ενός συστήματος SBR μπορεί να υλοποιηθεί είτε σε αερόβιες, είτε σε αναερόβιες, είτε σε ανοξικές συνθήκες προκειμένου να πραγματοποιηθούν οι απαιτούμενες βιολογικές διεργασίες συμπεριλαμβανομένης της νιτροποίησης, της απονιτροποίησης και της βιολογικής απομάκρυνσης φωσφόρου (Al-Rekabi et al., 2007). Έρευνες έχουν αποδείξει ότι, μπορεί να επιτευχθεί απομάκρυνση του COD στα στραγγίδια πάνω από 75% (Renou et al., 2008).

#### 2.2.3.2.2.1.4 Λίμνες επεξεργασίας (Lagoons)

Οι **λίμνες επεξεργασίας (Lagoons)**, ενδείκνυνται ως μέθοδοι επεξεργασίας για την απομάκρυνση παθογόνων, οργανικών και ανόργανων ουσιών από τα στραγγίδια (Renou et al., 2008), ενώ παράλληλα αποτελούν διατάξεις επεξεργασίας με σχετικά χαμηλό κόστος κατασκευής και λειτουργίας. Σημαντικό μειονέκτημα της μεθόδου αποτελεί η μεγάλη απαιτούμενη έκταση εξαιτίας του μεγάλου χρόνου παραμονής των στραγγιδίων. Οι λίμνες επεξεργασίας είναι αβαθείς δεξαμενές (1 – 1,2 m), όπου το απαιτούμενο για τη βιολογική δράση οξυγόνο μεταφέρεται από την ατμόσφαιρα μέσω της επιφάνειας του νερού, αλλά και από τη δράση των μικροφυκών (Λέκκας, 2001). Αν και με το κόστος κατασκευής και λειτουργίας χαμηλό δεν προτιμώνται λόγω των υψηλών περιβαλλοντικών απαιτήσεων (Zaloum and Abbott, 1997). Η συγκεκριμένη μέθοδος επιτυγχάνει ποσοστό απομάκρυνσης του COD μεταξύ 55 - 64% (Orupold et al., 2000).

#### 2.2.3.2.2.2 Αναερόβιες μέθοδοι επεξεργασίας

##### 2.2.3.2.2.2.1 Αναερόβια χώνευση (Anaerobic Digestion, AD)

Με τη διαδικασία της **αναερόβιας χώνευσης (Anaerobic Digestion, AD)** πραγματοποιείται βιολογική αποσύνθεση της οργανικής ύλης από αναερόβιους μικροοργανισμούς σε συνθήκες απουσίας  $O_2$ , ενώ παράγεται κυρίως  $CH_4$  και  $CO_2$  (Νταρακάς, 2015). Με αυτό το τρόπο, μειώνεται το ρυπαντικό φορτίο των στραγγιδίων και παράγεται ενέργεια (βιοαέριο). Η μέθοδος της αναερόβιας χώνευσης αποτελεί ένα αναερόβιο σύστημα επεξεργασίας στραγγιδίων ΧΥΤΑ και λαμβάνει χώρα σε κλειστούς αντιδραστήρες, (Henry et al. 1987). Με τη διαδικασία της αναερόβιας χώνευσης επιτυγχάνεται ποσοστό απομάκρυνσης BOD μεγαλύτερο από 90%, ενώ παράγεται μικρή ποσότητα ιλύος. Ωστόσο, η αποτελεσματικότητα του αναερόβιου συστήματος μπορεί να περιοριστεί λόγω της ύπαρξης τοξικών ουσιών στα στραγγίδια, ενώ η  $NH_3$  παραμένει στην εκροή σε υψηλές συγκεντρώσεις (Wiszniewski et al., 2006).

##### 2.2.3.2.2.2.2 Αναερόβια φίλτρα (Anaerobic Filters, AF)

Τα αναερόβια φίλτρα είναι συστήματα τα οποία συγκεντρώνουν τα πλεονεκτήματα των αναερόβιων μεθόδων επεξεργασίας και ελαχιστοποιούν τα μειονεκτήματα. Η βιομάζα σχηματίζει βιοφίλμ πάνω στο υλικό που χρησιμοποιείται για την πλήρωση του αντιδραστήρα και εκεί πραγματοποιείται η απομάκρυνση των οργανικών ενώσεων με αναερόβιες διαδικασίες. Τα αναερόβια βιολογικά φίλτρα μπορεί να είναι ανοδικής ή καθοδικής ροής και σταθερής ή διαστελλόμενης κλίνης.

### 3 Μέθοδοι Επεξεργασίας στραγγιδίων από ΧΥΤΑ

#### 3.1 Φορτίο Αζώτου στα στραγγίδια ΧΥΤΑ

Η παρουσία του αμμωνιακού αζώτου στα στραγγίδια ΧΥΤΑ εξακολουθεί να αποτελεί μια πρόκληση σχετικά με τη διαχείριση των αποβλήτων. Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι, τα ΑΣΑ περιέχουν 1 - 4% ολικό άζωτο (TKN) (Gallert and Winter, 1997; Ham et al., 1993; Jokela et al., 2001; Onay and Pohland, 1998), το οποίο αποτελείται κυρίως από πρωτεΐνες. Το άζωτο από τα ΑΣΑ απομακρύνεται μέσω αμμωνιοποίησης και διαλυτοποίησης και συσσωρεύεται ως αμμωνία στα στραγγίδια λόγω της σταθερής φύσης του σε αναερόβιες συνθήκες ( Onay and Pohland, 1998; Burton and Watson-Craik, 1998). Η ολική αμμωνία σε υδατικό διάλυμα αποτελείται από δύο κύριες μορφές, το ιόν αμμωνίου και τη μη ιονισμένη αμμωνία (Ελεύθερη Αμμωνία (FA) -  $\text{NH}_3$ ). Σε θερμοκρασία 25 °C και pH 7, η μη ιονισμένη αμμωνία αποτελεί μόνο το 0,6% του ολικού αμμωνιακού αζώτου, ενώ σε θερμοκρασία 30 °C και pH 9,5, η ποσότητα αυτής αυξάνεται στο 72% του ολικού αμμωνιακού αζώτου. Η ελεύθερη αμμωνία (FA) και όχι το αμμώνιο, είναι το ενεργό υπόστρωμα (Hellings et al., 1998), αλλά και η πιο σημαντική ένωση αζώτου στα επιφανειακά ύδατα και σε άλλα οικοσυστήματα, διότι είναι η προτιμώμενη μορφή θρεπτικού υλικού για τα αυτότροφα βακτήρια και παρέχει επίσης ρυθμιστική ικανότητα σε συστήματα αναερόβιας χώνευσης (Paredes et al., 2007). Στους συμβατικούς χώρους υγειονομικής ταφής, η αμμωνία αντιπροσωπεύει περίπου 0,1 - 1,0% (βάση ξηρού όγκου) του αερίου υγειονομικής ταφής που εξέρχεται από τον χώρο υγειονομικής ταφής (Tchobanoglous et al., 1993). Μια συγκέντρωση αμμωνίας της τάξης των 50 - 200 mg/L αναφέρεται ως ευεργετική για τη μικροβιακή δραστηριότητα σε αναερόβιους αντιδραστήρες και για τις διεργασίες αναερόβιας αποικοδόμησης σε εγκαταστάσεις επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου μεταξύ 200 και 1.000 mg/L έχει ορισμένες επιζήμιες επιπτώσεις και υψηλότερη συγκέντρωση, δηλαδή 1.500 – 3.000 mg/L, έχει ανασταλτική επίδραση, ιδίως σε υψηλότερο pH. Συγκέντρωση αμμωνίας άνω των 5.800 mg/L έχει αποδειχθεί τοξική για ορισμένους μικροοργανισμούς (Berge et al., 2005). Η συγκέντρωση της αμμωνίας στα στραγγίδια, ανάλογα με την ηλικία του ΧΥΤΑ, κυμαίνεται στο εύρος 100 – 5.500



mg/L. Ως εκ τούτου, η συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου στα στραγγίδια είναι απαραίτητο να απομακρυνθεί λόγω των δυσμενών περιβαλλοντικών επιπτώσεων στα υδάτινα συστήματα, εξαιτίας της τοξικότητάς της. Η αμμωνία είναι τοξική για τους ζωντανούς οργανισμούς, έχει υψηλή ζήτηση οξυγόνου, απαιτεί συντήρηση μετά το κλείσιμο του ΧΥΤΑ, εμποδίζει την αναερόβια αποικοδόμηση των αποβλήτων, προκαλεί ευτροφισμό στα υδάτινα σώματα. Για αυτό το λόγο, πρέπει να πληρούνται τα όρια των προτύπων απόρριψης (He et al., 2007; Zhang et al., 2008).

Το οργανικό άζωτο μετατρέπεται σε αμμωνία (ammonium,  $\text{NH}_4$ ) και παραμένει σε αυτή τη μορφή υπό συνθήκες αναγωγής (Vocciante et al., 2018). Τα αμμωνιακά ιόντα (ammonium ions,  $\text{NH}_4^+$ ) αποτελούν έναν από τους πιο σημαντικούς ρύπους στα λύματα, τα οποία προκαλούν αύξηση της απαίτησης του διαλυμένου οξυγόνου και ευτροφισμό σε ποτάμια και λίμνες (Liang and Ni, 2009). Τα  $\text{NH}_4^+$  μπορούν να απομακρυνθούν είτε με βιολογικές μεθόδους (νιτροποίηση – απονιτροποίηση), είτε με φυσικοχημικές μεθόδους (καθίζηση, οξείδωση, προσρόφηση, air stripping, κ.λπ.) (Liao et al., 1995; Christine and Sabine, 1998; Li et al., 1999; Balci and Dincel, 2002; Hung et al., 2003).

Το αμμωνιακό άζωτο ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) εντοπίζεται στα στραγγίδια των ΧΥΤΑ λόγω της παρουσίας αμινοξέων κατά την αποσύνθεση των οργανικών ενώσεων των απορριμμάτων (Somani et al., 2019). Αναλυτικότερα, οι (Zhang et al., 2017b) ανέφεραν ότι, η αμμωνία είναι ένας σημαντικός δείκτης μόλυνσης των στραγγιδίων σε υδάτινα σώματα. Το μεγαλύτερο ποσοστό της αμμωνίας που περιέχεται στα στραγγίδια προέρχεται από την αποικοδόμηση της οργανικής ύλης. Οι κυριότερες αζωτούχες οργανικές ενώσεις που δρουν ως πηγή αμμωνίας είναι οι πρωτεΐνες. Οι πρωτεΐνες είναι οργανικά μακρομόρια που σχηματίζονται από το συνδυασμό μεγάλου αριθμού αμινοξέων. Στη βιολογική αποσύνθεση, οι πρωτεΐνες διασπώνται πρώτα στα αμινοξέα τους και στη συνέχεια υφίστανται απαμίνωση (απομάκρυνση αμινομάδας). Μέρος της αμμωνίας που παράγεται ενσωματώνεται στην ανάπτυξη του κυττάρου και η περίσσεια απελευθερώνεται ως αμμωνιακό ιόν ( $\text{NH}_4^+$ ). Η συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου δε μειώνεται με το χρόνο (Fernandes et al., 2015) και έχει μεγάλο εύρος συγκεντρώσεων που μπορεί να κυμαίνεται μεταξύ 0,2 και 13.000 mg/L (Renou et al., 2008). Σε σταθεροποιημένα στραγγίδια, από ΧΥΤΑ που



λειτουργούν για μεγάλο χρονικό διάστημα, οι τιμές της συγκέντρωσης του  $\text{NH}_3\text{-N}$  κυμαίνονται από 3.000 – 5.000 mg/L (Kurniawan et al., 2006). Τέλος, σε αντίθεση με τη μείωση της φόρτισης των οργανικών ρύπων στα στραγγίδια ΧΥΤΑ με την αύξηση της ηλικίας των ΧΥΤΑ, παρατηρείται συνήθως ραγδαία αύξηση στη συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ . Σε μελέτη που διεξάχθηκε στη Γερμανία διαπιστώθηκε ότι, μετά από περίοδο 3 – 8 ετών, η συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου έφτασε μέσες τιμές 500 – 1.500 mg/L και υπολογιζόταν ότι, θα παρέμενε σε αυτά τα επίπεδα για τουλάχιστον 50 χρόνια (Chu et al., 1994).

## 3.2 Βιολογικές μέθοδοι απομάκρυνσης αζώτου

### 3.2.1 Νιτρωδοποίηση - Απονιτρωδοποίηση

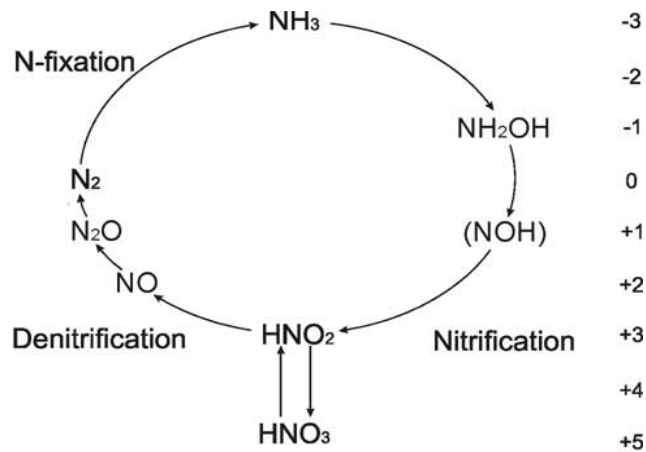
Τα τελευταία χρόνια το ενδιαφέρον όσον αφορά τη βιολογική απομάκρυνση του αζώτου έχει στραφεί σε μια σειρά από νέες τεχνολογίες οι οποίες έχουν σαν στόχο την αλλαγή του δρόμου της νιτροποίησης και απονιτροποίησης. Αντί των συμβατικών βιολογικών διεργασιών νιτροποίησης και απονιτροποίησης μπορεί να εφαρμοσθεί η νιτρωδοποίηση – απονιτρωδοποίηση (nitrification/denitrification) για την απομάκρυνση του αζώτου.

Κατά τη διαδικασία της νιτρωδοποίησης – απονιτρωδοποίησης, η αμμωνία οξειδώνεται σε νιτρώδη παρουσία διαλυμένου οξυγόνου, ενώ στη συνέχεια υπό ανοξικές συνθήκες τα νιτρώδη ανάγονται σε αέριο άζωτο, παρακάμπτοντας το βήμα της πλήρους νιτροποίησης, δηλαδή της περαιτέρω οξείδωσης των νιτρωδών σε νιτρικά.

Απαραίτητη προϋπόθεση για την επίτευξη των βιολογικών διεργασιών νιτρωδοποίησης – απονιτρωδοποίησης ή μερικής νιτροποίησης (partial nitrification) (Wu et al., 2016), είναι η αναχαίτιση των NOB (Nitrite Oxidizing Bacteria) βακτηρίων, που είναι υπεύθυνα για την οξείδωση των νιτρωδών. Αυτό μπορεί να επιτευχθεί με τη σωστή ρύθμιση και διατήρηση ορισμένων παραμέτρων (pH, DO (Dissolved Oxygen – Διαλυμένο Οξυγόνο), FA (Free Ammonia – Ελεύθερη Αμμωνία), FNA (Free Nitrous Acid – Ελεύθερο Νιτρώδες Οξύ), T κ.α.) (Wu et al., 2016; Sun et al., 2015; Jubany et al., 2009), που ευνοούν την ανάπτυξη των AOB (Ammonia Oxidizing Bacteria)

βακτηρίων και αναχαιτίζουν επαρκώς τα NOB μέχρι τη σχεδόν πλήρη απομάκρυνσή τους από το εκάστοτε σύστημα.

Στο Σχήμα 3.1 απεικονίζονται οι σημαντικότεροι βιολογικοί και χημικοί μετασχηματισμοί του αζώτου που επηρεάζουν τον παγκόσμιο κύκλο του αζώτου. Στη φύση, το άζωτο ανακυκλώνεται μεταξύ διαφόρων ενώσεων (με οξειδωτικές καταστάσεις που κυμαίνονται από N (-III) έως N (+V)), όπως αέριο άζωτο ( $N_2$ ), ιόν αμμωνίου ( $NH_4^+$ ), οργανικές ενώσεις αζώτου (αμινοξέα και νουκλεϊκά οξέα) και οξείδια του αζώτου ( $NO_3^-$ ,  $NO_2^-$ , NO και  $N_2O$ ). Αν και το  $N_2$  είναι άφθονο στην ατμόσφαιρα, πολύ λίγοι οργανισμοί έχουν τη δυνατότητα να χρησιμοποιήσουν αυτό το μη δραστικό μοριακό άζωτο. Στα χερσαία και θαλάσσια οικοσυστήματα, οι προκαρυώτες που δεσμεύουν το άζωτο (π.χ. *Azotobacter*, *Klebsiella* και *Rhizobium*) μετατρέπουν το μη αντιδραστικό  $N_2$  σε αντιδραστικές ενώσεις αμμωνίου μέσω της βιολογικής δέσμευσης του αζώτου. Το δεσμευμένο άζωτο χρησιμοποιείται στη συνέχεια για τη δημιουργία αμινοξέων και άλλων βιομορίων που περιέχουν άζωτο. Στο περιβάλλον, το αντιδραστικό αμμωνιακό άζωτο μετατρέπεται σε οξείδια του αζώτου (π.χ.  $NO_2^-$  και  $NO_3^-$ ) από μικροοργανισμούς που οξειδώνουν το αμμώνιο και τα νιτρώδη. Τα οξείδια του αζώτου στη συνέχεια ανάγονται σε μοριακό άζωτο από απονιτροποιητικούς μικροοργανισμούς. Κατά συνέπεια, σημαντικές βιολογικές διεργασίες στο φυσικό κύκλο του αζώτου είναι βιολογική δέσμευση του αζώτου, η αμμωνιοποίηση, η νιτροποίηση και η απονιτροποίηση.



Σχήμα 3.1: Διεργασίες νιτρωδοποίησης – απονιτρωδοποίησης (Y.-H. Ahn (2006))

### 3.2.1.1 Νιτρωδοποίηση

Η βιολογική διεργασία της νιτρωδοποίησης ουσιαστικά περιλαμβάνει μόνο το πρώτο στάδιο από τα δυο στάδια της κλασικής νιτροποίησης, βάσει του οποίου τα βακτήρια AOB οξειδώνουν την αμμωνία σε νιτρώδες άζωτο ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ), ενώ η περαιτέρω οξείδωση σε νιτρικό άζωτο ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) παρεμποδίζεται για διάφορους λόγους (Aslan και Dahab, 2008).

Η νιτρωδοποίηση επιλέγεται έναντι της πλήρους νιτροποίησης έχοντας ως κύρια προϋπόθεση τη φυσιολογική ανάπτυξη και δράση των μικροοργανισμών που οξειδώνουν την αμμωνία σε νιτρώδη (AOB), καθώς και την παράλληλη αναχαίτιση των βακτηρίων που οξειδώνουν τα νιτρώδη σε νιτρικά (NOB) (Blackburne et al., 2008).

Βασικοί παράγοντες που μπορούν να ικανοποιήσουν την ανάγκη αναχαίτισης των NOB βακτηρίων είναι το pH, το διαλυμένο οξυγόνο (DO), ο χρόνος παραμονής των στερεών (SRT), η θερμοκρασία (T), η συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου, η συσσώρευση των νιτρωδών κ.α. (Aslan και Dahab, 2008; Blackburne et al., 2008) - (Anthonisen et al., 1976; Turk and Mavinic, 1989a,b; Yoon and Kim, 2003).

Η διαδικασία της νιτρωδοποίησης – απονιτρωδοποίησης παρουσιάζει πλεονεκτήματα σε σχέση με τη συμβατική μέθοδο της νιτροποίησης, καθώς η οξείδωση της αμμωνίας σε νιτρώδη με επακόλουθη αναγωγή σε αέριο άζωτο

θεωρητικά εξοικονομεί έως και 25% της απαίτησης σε οξυγόνο και έως και 40% της ζήτησης σε πηγή άνθρακα. Επίσης, η παραγωγή ιλύος μειώνεται κατά 30% και οι εκπομπές CO<sub>2</sub> κατά 20% σε σύγκριση με μια συμβατική διεργασία νιτροποίησης – απονιτροποίησης (Gustavsson 2010). Επιπλέον, η αναστολή της αμμωνίας και του ελεύθερου νιτρώδους οξέος (FNA) (Anthonisen et al., 1976), η αναστολή της υδροξυλαμίνης (Yang and Alleman, 1992), η χαμηλή συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου (DO) (Hanaki et al., 1990) λόγω της υψηλότερης συγκέντρωσης ημικορεσμού των NOB βακτηρίων και του διαλείποντος αερισμού (Turk and Mavinic, 1989), καταστέλλουν τα NOB βακτήρια και ευνοούν τη συσσώρευση των νιτρωδών. Όπως αναφέρουν χαρακτηριστικά οι (Ruiz et al. (2003)), ενώ κατά την πλήρη νιτροποίηση απαιτούνται 2 mol οξυγόνου ανά mol αμμωνιακού αζώτου που νιτροποιείται, κατά τη νιτρωδοποίηση η απαίτηση οξυγόνου για τη μετατροπή 1 mol αμμωνίας σε νιτρώδες άζωτο ισούται με 1,5 mol O<sub>2</sub>. Ένα ακόμη χαρακτηριστικό πλεονέκτημα της μεθόδου είναι η επίτευξη ταχύτερων κινητικών ανάπτυξης (Gustavsson 2010; Pollice et al., 2002).

Ωστόσο, η διαδικασία αναχαίτισης των βακτηρίων που οξειδώνουν τα νιτρώδη σε νιτρικά μπορεί να παρουσιάσει δυσκολίες (Blackburne et al., 2008), ενώ υπάρχει και η πιθανότητα τοξικών επιπτώσεων έναντι της βιομάζας από τη συσσώρευση νιτρωδών στο σύστημα επεξεργασίας (Pollice et al., 2002).

#### 3.2.1.2 Απονιτρωδοποίηση

Κατά τη διεργασία της απονιτρωδοποίησης, οι ετεροτροφικοί, αναερόβιοι, χημικοσυνθετικοί μικροοργανισμοί, χρησιμοποιούν υπό ανοξικές συνθήκες το διαθέσιμο οργανικό άνθρακα ως πηγή ενέργειας, καθώς και τα νιτρώδη ως τελικό αποδέκτη ηλεκτρονίων, τα οποία ανάγονται σε αέριο άζωτο.

Σε αντίθεση με τη συμβατική απονιτροποίηση, για τη διεργασία της απονιτρωδοποίησης απαιτείται κατά 40% λιγότερο οργανικό φορτίο (Gustavsson 2010; Pollice et al., 2002), ενώ ο κατά 1.5 με 2 φορές υψηλότερος ρυθμός απονιτρωδοποίησης από τον αντίστοιχο ρυθμό απονιτροποίησης καθιστούν τη συγκεκριμένη βιοχημική οδό ελκυστικότερη. Τέλος, η διεργασία αυτή έχει ως

αποτέλεσμα την ανάκτηση μέρους της αλκαλικότητας που καταναλώθηκε κατά τη διεργασία της αερόβιας οξείδωσης του αμμωνιακού αζώτου σε νιτρώδη (Gustavsson 2010).

### 3.2.2 Παράγοντες που επιδρούν στη διεργασία της Νιτρωδοποίησης – Απονιτρωδοποίησης

Οι κύριες παράμετροι που επηρεάζουν και επιδρούν στη διεργασία, καθώς και στην απόδοση της, νιτρωδοποίησης – απονιτρωδοποίησης είναι το pH, η θερμοκρασία, το διαλυμένο οξυγόνο (DO), η συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας (FA) και του ελεύθερου νιτρώδους οξέος (FNA), η ηλικία της ιλύος, η συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου, αλλά και η φόρτιση αζώτου του συστήματος (Ge et al, 2015; Ruiz et al. (2003)).

#### 3.2.2.1 pH

Οι (Zhang et al., 2015) μετά από μελέτη που διεξήγαγαν, κατέληξαν στο συμπέρασμα ότι, η βέλτιστη τιμή pH για τα AOB και τα NOB βακτήρια κυμαίνεται μεταξύ των τιμών 7 – 8,5 και 6 – 7,5 αντίστοιχα. Η έρευνα των (Villaverde et al., 2000) κατέληξε ότι, η μέγιστη δυνατή δράση των AOB βακτηρίων είναι δυνατόν να επιτευχθεί σε τιμές pH κοντά στο 8, ενώ οι (Groeneweg et al., 1994) κατάφεραν νωρίτερα να πετύχουν το μέγιστο ρυθμό οξείδωσης της αμμωνίας σε τιμές pH μεταξύ των 6,7 και 7.

Οι μελέτες που διεξήγαγαν προηγούμενοι ερευνητές (Hellinga et al., 1998; Van Dongen et al., 2001) επαληθεύτηκαν και βάσει αυτών για τιμές pH μικρότερες του 6,5 αναστέλλεται πλήρως η διεργασία της νιτροποίησης, επειδή αναχαιτίζεται λόγω των υψηλών συγκεντρώσεων ελεύθερης αμμωνίας, ελεύθερου νιτρώδους οξέος και νιτρωδών. Τέλος, οι (Hellinga et al., 1998), συμπέραναν ότι υπάρχει η δυνατότητα επίτευξης της διεργασίας της νιτρωδοποίησης, διατηρώντας τη θερμοκρασία σε τιμές μεγαλύτερες των 30 °C και το pH σε τιμή μεγαλύτερη του 7, καθώς τότε τα NOB βακτήρια έχουν μικρότερους ρυθμούς ανάπτυξης από τα AOB βακτήρια.

### 3.2.2.2 Συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου (DO)

Το διαλυμένο οξυγόνο αποτελεί έναν από τους κυριότερους παράγοντες που επηρεάζουν την ομαλή λειτουργία των AOB και των NOB βακτηρίων. Η ανάπτυξη αλλά και η δράση αυτών των μικροοργανισμών λαμβάνει χώρα σε αερόβιες συνθήκες, κάτι το οποίο υποδηλώνει ότι σε συνθήκες απουσίας οξυγόνου παύει να υφίσταται οποιαδήποτε μεταβολική και ζωτική τους δραστηριότητα (Δημόπουλος 2019).

Σε συνθήκες απουσίας οξυγόνου τα NOB βακτήρια είναι περισσότερο ευαίσθητα απ' ότι τα AOB βακτήρια, με αποτέλεσμα η διεργασία της νιτροδοποίησης να ευνοείται περισσότερο σε χαμηλές συγκεντρώσεις διαλυμένου οξυγόνου (Pollice et al., 2002; Hanaki et al., 1990; Ruiz et al. (2003); Garrido et al., 1997; Laanbroek et al. 1994; Bernet et al. 2001; Laanbroek and Gerards 1993).

Η έρευνα των (Blackburn et al. (2007)) αποσκοπούσε στην επίτευξη μερικής νιτροποίησης θέτοντας ως περιοριστικό παράγοντα μόνο το οξυγόνο. Βάσει των αποτελεσμάτων τους, επιβεβαιώθηκε η μεγάλη ανθεκτικότητα των AOB βακτηρίων σε χαμηλές συγκεντρώσεις διαλυμένου οξυγόνου σε σχέση με αυτή των NOB βακτηρίων.

Οι (Ruiz et al. (2003)) παρατήρησαν ότι, για συγκεντρώσεις διαλυμένου οξυγόνου μεγαλύτερες του 1,7 mg/L, διενεργείται από τους μικροοργανισμούς μερική και πλήρης νιτροποίηση, ενώ για τιμές μικρότερες του 0,5 mg/L, αναχαιτίζονται και τα δυο είδη βακτηρίων. Βάσει της έρευνας των (Wiesmann (1994)) έγινε ο προσδιορισμός των συντελεστών κορεσμού οξυγόνου σε 0,3 και 1,1 mg/L για τα AOB και τα NOB βακτήρια αντίστοιχα.

Οι (Jubany et al., 2009) στη μελέτη που πραγματοποίησαν εφάρμοσαν συγκεντρώσεις διαλυμένου οξυγόνου 1,2 με 1,9 mg/L, με σκοπό την επίτευξη μερικής νιτροποίησης στο σύστημά τους. Συμπερασματικά, σε χαμηλές συγκεντρώσεις διαλυμένου οξυγόνου παρατηρείται μεγαλύτερη αναχαιτίση στα NOB βακτήρια από ότι στα AOB βακτήρια, με αποτέλεσμα το οξυγόνο να αποτελεί την καθοριστική

παράμετρο που συνεισφέρει στην επιλεκτική αναχαίτιση των NOB, αλλά και στην επίτευξη της διεργασίας της νιτροδοποίησης όπου είναι επιθυμητό.

### 3.2.2.3 Θερμοκρασία

Η θερμοκρασία είναι και αυτή μια από τις κυριότερες παραμέτρους που συμβάλουν στην ομαλή ανάπτυξη των NOB και των AOB βακτηρίων, καθώς τα δύο αυτά είδη βακτηρίων αναπτύσσονται καλύτερα σε διαφορετικές μεταξύ τους θερμοκρασίες.

Σύμφωνα με την έρευνα που διεξήγαγαν οι (Jubany et al., 2009), σε θερμοκρασία μεγαλύτερη των 20 °C, ο μέγιστος βαθμός ανάπτυξης των AOB βακτηρίων είναι μεγαλύτερος από εκείνο των NOB βακτηρίων. Οι (Guo et al. (2010)) κατέληξαν στο συμπέρασμα ότι, σε θερμοκρασία 15 °C, τα NOB βακτήρια αναπτύσσονται πιο γρήγορα από τα AOB βακτήρια. Ακόμη, σε θερμοκρασίες άνω των 25 °C πολλές έρευνες έδειξαν ότι, προκύπτει η μέγιστη διαφορά στους ρυθμούς ανάπτυξης των NOB και των AOB βακτηρίων. Βασιζόμενοι σε αυτό, πολλοί ερευνητές επέλεξαν θερμοκρασίες λειτουργίας άνω των 25 °C, για την επίτευξη μερικής νιτροποίησης στο σύστημά τους (Hellings et al., 1998; Van Dongen et al., 2001).

Ένα ακόμη αντικείμενο μελέτης υπήρξε η επίτευξη και η σταθεροποίηση της διεργασίας της νιτροδοποίησης σε μεσαίες και χαμηλές θερμοκρασίες, όπως των (Guo et al. (2010); Yang et al. (2010)). Οι (Guo et al. (2010)) συμπέραναν ότι, η μερική νιτροποίηση υπάρχει δυνατότητα να επιτευχθεί σε χαμηλές θερμοκρασίες όταν η μείωση της θερμοκρασίας γίνεται κλιμακωτά με συνεχή έλεγχο της διάρκειας αερισμού. Έτσι, ελέγχεται και παραμένει πάνω από 90% ο ρυθμός συσσώρευσης των νιτροδών, ενώ ο ρυθμός οξείδωσης της αμμωνίας μειώνεται με τη μείωση της θερμοκρασίας. Οι (Yang et al. (2010)) παρατήρησαν ότι, η θερμοκρασία του ανάμικτου υγρού μειώθηκε από τους 25 °C στους 11,9 °C, με τη μέση συσσώρευση των νιτροδών να ξεπερνάει το 95%.

Η επίτευξη της διεργασίας της νιτροδοποίησης σε χαμηλότερες θερμοκρασίες, παρουσιάζει ενδιαφέρον, καθώς ένα από τα συχνότερα προβλήματα που

αντιμετωπίζουν οι εγκαταστάσεις επεξεργασίας αστικών λυμάτων, είναι η εποχιακή μεταβολή της θερμοκρασίας (Δημόπουλος 2019).

Τέλος, η θερμοκρασία όπως και το pH, επηρεάζει τη συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας, καθώς με την αύξηση της θερμοκρασίας παρατηρείται αύξηση της συγκέντρωσης της ελεύθερης αμμωνίας. Ωστόσο, η έμμεση αυτή επίδραση της θερμοκρασίας μέσω ελεύθερης αμμωνίας στις διεργασίες των NOB και AOB βακτηρίων, δεν αποτελεί καθοριστικό παράγοντα για την ισορροπία των διάφορων συστημάτων μερικής ή πλήρους νιτροποίησης.

#### 3.2.2.4 Ελεύθερη Αμμωνία (FA)

Η ελεύθερη αμμωνία (FA) αποτελεί έναν από τους κυριότερους παράγοντες που επηρεάζουν τις βιολογικές διεργασίες της νιτροδοποίησης και της πλήρους νιτροποίησης. Η ελεύθερη αμμωνία, ανάλογα με τη συγκέντρωσή της, αποτελεί αναχαιτιστικό παράγοντα τόσο για τα AOB όσο και για τα NOB βακτήρια, δηλαδή τους μικροοργανισμούς που είναι υπεύθυνοι για τις συγκεκριμένες διεργασίες (Anthonisen et al., 1976).

Ο όρος ελεύθερη αμμωνία (FA – Free Ammonia), αφορά το άζωτο που περιέχεται στα λύματα, με τη μορφή του χημικού τύπου της αμμωνίας ( $\text{NH}_3$ ) και όχι με τη μορφή του αμμωνιακού ιόντος ( $\text{NH}_4^+$ ). Ανάλογα με τις τιμές του pH, οι δυο αυτές μορφές βρίσκονται σε ισορροπία στα λύματα (Ανδρεαδάκης 1986).

Σύμφωνα με τους (Anthonisen et al., 1976), η ελεύθερη αμμωνία έχει τη δυνατότητα να αναχαιτίσει τόσο τα AOB βακτήρια όσο και τα NOB βακτήρια, σε διαφορετικές ωστόσο συγκεντρώσεις. Τα NOB βακτήρια είναι περισσότερο ευαίσθητα από τα AOB βακτήρια στην ελεύθερη αμμωνία, παρουσιάζοντας αναχαιτίση σε συγκεντρώσεις από 0,1 mg/L έως 1 mg/L. Για τα AOB βακτήρια, οι συγκεντρώσεις αυτές κυμαίνονται από 10 έως 150 mg/L.

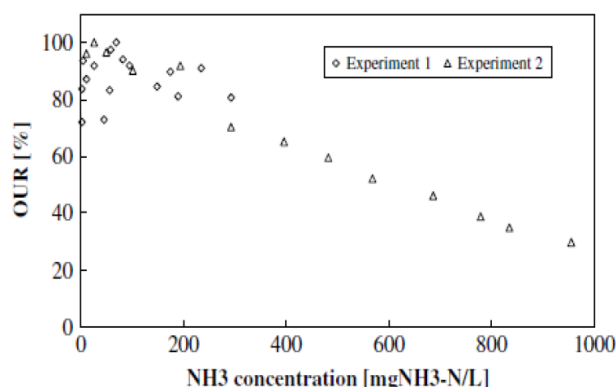
Η Maria Piculell (Piculell et al., 2016) μέσα από τη δημοσίευσή της αναφέρει ότι, μεταγενέστερες μελέτες που διεξήχθησαν σε διάφορα συστήματα, δεν επιβεβαιώνουν τις τιμές των (Anthonisen et al., 1976), αλλά συμπεραίνουν ότι τα



όρια των συγκεντρώσεων της ελεύθερης αμμωνίας που αναχαιτίζουν τους AOB και NOB μικροοργανισμούς δεν είναι ξεκάθαρα (Blackburn et al. (2007); Chung et al., 2006; Vadivelu et al., 2007).

Βάσει της μελέτης που διεξήγαγαν οι (Vadivelu et al. (2006a)), στην οποία εξετάστηκε η επίδραση της ελεύθερης αμμωνίας στην αναπνοή των NOB βακτηρίων, σε αντιδραστήρα διαλείποντος έργου (SBR), διαπιστώθηκε ότι η παρεμπόδιση του καταβολισμού των NOB βακτηρίων έλαβε χώρα σε συγκεντρώσεις ελεύθερης αμμωνίας χαμηλότερες από 1 mg/L, αλλά μέχρι τη συγκέντρωση των 4 mg/L, η παρεμπόδιση της αναπνοής έφτανε μόλις το 12% σε συνθήκες απουσίας ανόργανου άνθρακα. Στο σύστημα SBR των (Sun et al. (2014)), το οποίο αποσκοπούσε στην απομάκρυνση αζώτου από στραγγίδια μέσω μερικής νιτροποίησης παρατηρήθηκε ότι, σε συγκεντρώσεις ελεύθερης αμμωνίας 3 mg/L, δεν υπήρξε κάποια αναχαίτιση στα NOB βακτήρια. Ωστόσο, όταν η συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας έφτασε κατά μέσο όρο τα 16,2 mg/L, παρατηρήθηκε πλήρης αναχαίτιση των NOB βακτηρίων, αλλά και συσσώρευση νιτωδών. Ακόμη, βάσει της μελέτης που διεξήγαγαν οι (Kim et al. (2006)) εξετάστηκε η επίδραση της θερμοκρασίας και της ελεύθερης αμμωνίας στη νιτροποίηση, σε σύστημα αντιδραστήρα με βιοφίλμ για την επεξεργασία στραγγιδίων, συμπεραίνοντας ότι η δραστηριότητα των NOB μειώθηκε κατά 50% σε συγκέντρωση ελεύθερης αμμωνίας 0,7 mg/L, ενώ σε συγκέντρωση 17,4 mg/L, η δραστηριότητα των NOB αναχαιτίστηκε πλήρως παρουσιάζοντας συσσώρευση νιτωδών. Από την άλλη, σε συγκεντρώσεις ελεύθερης αμμωνίας 78,1 και 91,6 mg/L παρατηρήθηκε αναχαίτιση και των AOB βακτηρίων.

Η ελεύθερη αμμωνία διαδραματίζει πολύ σημαντικό ρόλο στην αναχαίτιση τόσο των NOB όσο και των AOB βακτηρίων, χωρίς τα όρια των αντίστοιχων συγκεντρώσεων να είναι ευδιάκριτα. Εκτός από τις συγκεντρώσεις που έχουν αναφερθεί στις διάφορες έρευνες, έχει παρατηρηθεί η δυνατότητα των εν λόγω μικροοργανισμών να “εγκλιματίζονται” σε διάφορες συνθήκες και συγκεντρώσεις ελεύθερης αμμωνίας (Turk and Mavinic, 1989), με αποτέλεσμα να παρουσιάζονται αποκλίσεις. Στο Σχήμα 3.2 απεικονίζεται η συσχέτιση της ελεύθερης αμμωνίας και της κατανάλωσης οξυγόνου, που υποδεικνύει τη δραστηριότητα των μικροοργανισμών (Δημόπουλος 2019):



Σχήμα 3.2: Ρυθμός πρόσληψης οξυγόνου (OUR), συναρτήσει της συγκέντρωσης FA (Δημόπουλος 2019)

Τα NOB βακτήρια έχει διαπιστωθεί ότι, είναι περισσότερο ευαίσθητα με αποτέλεσμα να παρουσιάζουν μεγαλύτερη αναχαίτιση λόγω ελεύθερης αμμωνίας σε σχέση με τα AOB βακτήρια (Turk and Mavinic, 1989).

Οι υψηλές συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου που προκύπτουν σε κάποιες γραμμές στραγγιδίων, που συνεπάγονται υψηλές συγκεντρώσεις ελεύθερης αμμωνίας, καθιστούν σημαντικό το ρόλο της ελεύθερης αμμωνίας ως κύρια παράμετρο για την επιλογή της μεθόδου διαχείρισης. Με την επιλεκτική αναχαίτιση των NOB βακτηρίων σε κατάλληλες συγκεντρώσεις, η ελεύθερη αμμωνία μπορεί να αποτελέσει κρίσιμο παράγοντα για την αποτελεσματική εφαρμογή της διεργασίας νιτρωδοποίησης – απονιτρωδοποίησης, για την απομάκρυνση του αζώτου (Park et al., 2009; Zhang et al., 2012).

#### 3.2.2.5 Ελεύθερο Νιτρώδες Οξύ (FNA)

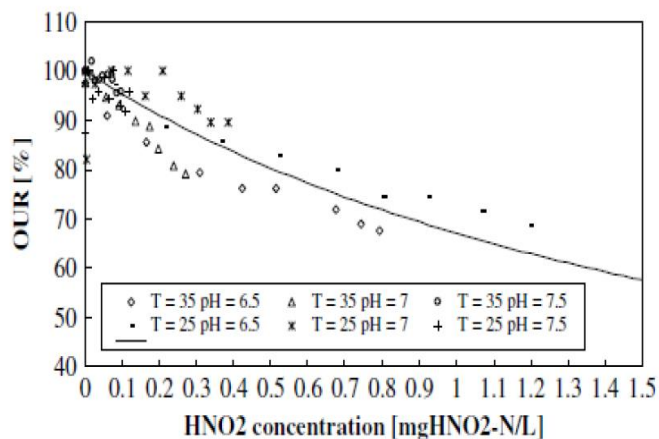
Το ελεύθερο νιτρώδες οξύ (FNA - Free Nitrous Acid), αποτελεί το μη ιονισμένο προϊόν ( $\text{HNO}_2$ ) της οξείδωσης της αμμωνίας από τα AOB βακτήρια (Ganigue et al., 2007). Η επίδρασή του στις διεργασίες της νιτρωδοποίησης και της πλήρους νιτροποίησης, έχει παρατηρηθεί από τους (Anthonisen et al., 1976), όπως και αυτή της ελεύθερης αμμωνίας (FA).

Σύμφωνα με τους (Anthonisen et al., 1976), το ελεύθερο νιτρώδες οξύ αναχαιτίζει τα NOB βακτήρια σε πολύ χαμηλές συγκεντρώσεις, της τάξης των 0,06 με 0,85 mg/L. Ωστόσο, δεν παρατηρήθηκε κάποια επίδραση του ελεύθερου νιτρώδους οξέος στα AOB βακτήρια.

Πλειοψηφία ερευνητών διαπίστωσε ότι, το ελεύθερο νιτρώδες οξύ δρα αναχαιτιστικά και για τα AOB βακτήρια. Οι (Fux et al., 2003) συγκρίνοντας τις τεχνολογίες των αντιδραστήρων SBR και SHARON αποσκοπώντας στη βέλτιστη απομάκρυνση του αζώτου μέσω της διεργασίας της μερικής νιτροποίησης, παρατήρησαν ότι σε συγκέντρωση  $\text{HNO}_2$  ίση με 0,162 mg/L, μειώθηκε ο ρυθμός διάσπασης της αμμωνίας κατά 20 – 25%. Οι (Hellings et al., 1998) προσδιόρισαν στη μελέτη τους τη σταθερή αναχαιτίση των AOB βακτηρίων λόγω νιτρώδους οξέος σε 0,21 mg  $\text{HNO}_2$ /L. Οι (Ganigue et al., 2007), στη μελέτη που διεξήγαγαν με εφαρμογή μερικής νιτροποίησης σε αντιδραστήρα SBR, παρατήρησαν την αναχαιτίση των AOB βακτηρίων λόγω ελεύθερου νιτρώδους οξέος, όσο το pH μειωνόταν.

Επομένως, το ελεύθερο νιτρώδες οξύ διαπιστώθηκε ότι, αναχαιτίζει τόσο τα NOB όσο και τα AOB βακτήρια με τη μόνη διαφορά ότι, η συγκέντρωσή του αυξάνει σημαντικά όταν οι τιμές pH είναι χαμηλές, ενώ σε τιμές pH πάνω από 7,2 είναι δύσκολο να επηρεάσει τα AOB βακτήρια (Fux et al., 2003).

Συμπερασματικά, είναι εμφανές ότι το ελεύθερο νιτρώδες οξύ, όπως και η ελεύθερη αμμωνία, επηρεάζουν περισσότερο τα NOB από ότι τα AOB βακτήρια (Vadivelu et al., 2007; Zhou et al., 2011). Στο Σχήμα 3.3 φαίνεται μια συσχέτιση της συγκέντρωσης  $\text{HNO}_2$  και της κατανάλωσης οξυγόνου σε διαφορετικές θερμοκρασίες και pH, που υποδεικνύει τη δραστηριότητα των μικροοργανισμών (Δημόπουλος 2019):



Σχήμα 3.3: Ρυθμός πρόσληψης οξυγόνου (OUR), συναρτήσει της συγκέντρωσης HNO<sub>2</sub>, σε διαφορετικές θερμοκρασίες και pH (Δημόπουλος 2019)

#### 3.2.2.6 Ηλικία της Ιλύος

Η ηλικία της ιλύος (SRT), αποτελεί και αυτή με τη σειρά της μία από τις κυριότερες παραμέτρους που επηρεάζουν τις διεργασίες της μερικής και της πλήρους νιτροποίησης. Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι, τα βακτήρια AOB και NOB παρουσιάζουν διαφορετικούς χρόνους διπλασιασμού, όπως διαπίστωσαν οι (Changyong et al. (2011)) αφού τα AOB βακτήρια χρειάζονται μικρότερους χρόνους ανάπτυξης από τα NOB (Peng και Zhu 2006).

Η ρύθμιση του SRT (Sludge Retention Time), είναι ένας από τους κύριους παράγοντες που καθορίζουν την αποτελεσματική νιτροποίηση ενός συστήματος μέσω της έκπλυσης των NOB βακτηρίων (Changyong et al. (2011)). Οι (Changyong et al. (2011)) προσδιόρισαν ως βέλτιστο χρόνο παραμονής στερεών σε ένα σύστημα, με σκοπό την επιλεκτική αναχαίτιση των NOB βακτηρίων, τις 10 – 20 ημέρες. Οι (Pollice et al., 2002) κατέληξαν στο ίδιο ακριβώς συμπέρασμα, καθώς κατάφεραν να πετύχουν μερική νιτροποίηση στο σύστημά τους με χρόνο παραμονής στερεών περίπου τις 10 ημέρες.

Μια βασική προσέγγιση που βρήκε εφαρμογή από πολλούς ερευνητές, ήταν η αρχή διατήρησης των στερεών για χρόνους μικρότερους από τον ελάχιστο χρόνο ανάπτυξης των NOB βακτηρίων, αποσκοπώντας στη νιτροποίηση, ανεξαρτήτως

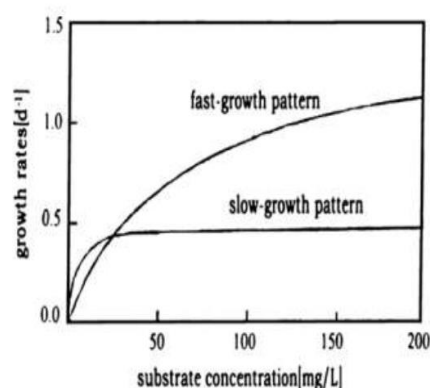
του εκάστοτε συστήματος και των ειδικών λεπτομερειών που το διέπουν. Ένα παράδειγμα που είναι καλό να αναφερθεί αφορά το σύστημα των (Fux et al., 2003), οι οποίοι πέτυχαν την αναχαίτιση πλήρους νιτροποίησης σε σύστημα ενεργού ιλύος, χωρίς τη διατήρηση της βιομάζας.

#### 3.2.2.7 Φόρτιση Αζώτου (NLR) και συγκέντρωση αζώτου στο υποστρώμα

Έρευνες έδειξαν ότι, τα βακτήρια AOB μπορούν να χωριστούν σε δύο διαφορετικές κατηγορίες, αυτά της βραδείας και αυτά της ταχείας ανάπτυξης. Τα βακτήρια που ανήκουν στην πρώτη κατηγορία αναπτύσσονται μόνο σε περιπτώσεις υψηλών συγκεντρώσεων της αμμωνίας του υποστρώματος, ενώ εκείνα που ανήκουν στη δεύτερη κατηγορία αναπτύσσονται με ταχείς ρυθμούς και σε χαμηλές συγκεντρώσεις της αμμωνίας του υποστρώματος (Zheng et al., 2004).

Η διεργασία της νιτροδοποίησης – απονιτροδοποίησης είναι δύσκολο να εφαρμοστεί σύμφωνα με την έρευνα των (Guo et al. (2009)), για την επεξεργασία λυμάτων με χαμηλό φορτίο αζώτου. Επίσης, οι (Zhang et al., 2012) κατέληξαν στο συμπέρασμα ότι, για μείωση της φόρτισης του αζώτου η διεργασία της νιτροδοποίησης επηρεάστηκε, ενώ για σταδιακή αύξηση του NLR και μέσες συγκεντρώσεις FA και FNA 0,8 – 0,32 mg NH<sub>3</sub>-N/L και 0,003 – 0,067 mg HNO<sub>2</sub>/L αντίστοιχα, η νιτροδοποίηση διατηρήθηκε.

Από την άλλη πλευρά, οι (Fudala-Ksiazek et al (2014)) απέδειξαν ότι, η επίτευξη της νιτροδοποίησης, εμποδίζεται από την καταστροφή της συσώρευσης νιτροδών σε υψηλό ρυθμό φόρτισης αζώτου (NLR), κάτι το οποίο επηρεάζει τη διαδικασία επεξεργασίας στραγγιδίων με υψηλό φορτίο αζώτου. Στο Σχήμα 3.4 απεικονίζεται η ανάπτυξη των δύο κατηγοριών βακτηρίων συναρτήσει της συγκέντρωσης της αμμωνίας του υποστρώματος (Λέριος (2016)):



Σχήμα 3.4: Καμπύλη ανάπτυξης των δύο ομάδων βακτηρίων AOB (Λέριας (2016))

### 3.3 Τεχνολογίες βιολογικής απομάκρυνσης αζώτου

#### 3.3.1 Αντιδραστήρας κινούμενης κλίνης (Moving Bed Biofilm Reactor - MBBR)

Στους αντιδραστήρες κινούμενης κλίνης, τα μικρόβια αναπτύσσονται σε υλικό που αιωρείται και βρίσκεται σε διαρκή κίνηση. Το πληρωτικό υλικό καταλαμβάνει περίπου το 50% του όγκου του αντιδραστήρα και οι βιοφορείς έχουν πυκνότητα ελαφρώς μικρότερη από εκείνη των στραγγιδίων που αιωρούνται (Σουλιμέτης Δημοσθένης, 2020). Η κίνηση διατηρείται από τον εισερχόμενο, από τον πυθμένα, αέρα. Μια τυπική διάταξη MBBR αντιδραστήρα δίνεται στο Σχήμα 3.5. Η τεχνική αυτή παρουσιάζει χαμηλή ευαισθησία σε τοξικές ενώσεις και δεν απαιτεί καθίζηση ιλύος. Οι (Welander, Henrysson, and Welander (1998)) επεξεργάστηκαν στραγγίδια από ΧΥΤΑ που δέχεται αστικά και βιομηχανικά ΣΑ. Πιο συγκεκριμένα, τα στραγγίδια αυτά που χρησιμοποιήθηκαν στη μελέτη περιείχαν  $400 \pm 800 \text{ mg/L NH}_4 - \text{N}$ ,  $800 \pm 2.000 \text{ mg/L COD}$  και  $30 \pm 140 \text{ mg/L BOD}_5$ . Ο πρώτος αντιδραστήρας (αντιδραστήρας 1) λειτούργησε αερόβια για νιτροποίηση και απομάκρυνση των οργανικών ουσιών, ενώ ο δεύτερος αντιδραστήρας (αντιδραστήρας 2) λειτούργησε σε ανοξική λειτουργία για απονιτροποίηση με προσθήκη εξωτερικής πηγής άνθρακα. Ο αντιδραστήρας 1 αποτελούνταν από μια πλαστική δεξαμενή  $5 \text{ m}^3$  γεμάτη κατά 60% με βιοφορείς (Natrix 6/6C, ANOX AB, Lund). Ο αντιδραστήρας αεριζόταν με φυσαλίδες αέρα από τον πυθμένα της δεξαμενής. Το pH στον αντιδραστήρα ρυθμιζόταν αυτόματα σε 7,0

(ημέρα 1 - 15) και 7,8 (από την ημέρα 16). Αρχικά, πριν από τη δημιουργία σημαντικού νιτροποιητικού κατιόντος, η ρύθμιση του pH γινόταν με θειικό οξύ, ενώ το υδροξείδιο του νατρίου χρησιμοποιούνταν μετά την επίτευξη υψηλού βαθμού νιτροποίησης. Τα στραγγίδια τροφοδοτήθηκαν στον αντιδραστήρα με ρυθμό ροής που αντιστοιχεί σε υδραυλικό χρόνο παραμονής (HRT) 4 ημερών. Ο HRT μειώθηκε σταδιακά κατά τη διάρκεια της δοκιμής για να προσδιοριστεί η μέγιστη ικανότητα φόρτισης. Ο αντιδραστήρας 2 ήταν μια πλαστική δεξαμενή όγκου 900 L γεμάτη κατά 40% με το ίδιο είδος μέσου με τον αντιδραστήρα 1. Οι βιοφορείς στον αντιδραστήρα 2 διατηρήθηκαν σε κίνηση με τη βοήθεια μηχανικού αναδευτήρα (30 στροφές ανά λεπτό). Το οξικό οξύ χρησιμοποιήθηκε ως εξωτερική πηγή άνθρακα από την 1<sup>η</sup> έως την 54<sup>η</sup> ημέρα, ενώ στη συνέχεια χρησιμοποιήθηκε μεθανόλη. Η δοσολογία της πηγής άνθρακα ρυθμιζόταν χειροκίνητα κατά τη διάρκεια της δοκιμής, με στόχο τη δημιουργία περίπου 4 g COD ανά g NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N που εισέρχονταν στον ανοξικό αντιδραστήρα. Ο φώσφορος με τη μορφή φωσφορικού οξέος χορηγήθηκε στον αντιδραστήρα 2 καθ' όλη τη διάρκεια της μελέτης σε ποσότητα περίπου 10 g φωσφόρου ανά m<sup>3</sup>. Υπό αυτές τις συνθήκες, οι (Welandar, Henrysson, and Welandar (1998)) κατάφεραν να πετύχουν σχεδόν πλήρη απομάκρυνση του ανόργανου αζώτου και ολική απομάκρυνση αζώτου περίπου 90%. Οι ρυθμοί νιτροποίησης και απονιτροποίησης που επιτεύχθηκαν, 24 g N/m<sup>3</sup>h και 55 g N/m<sup>3</sup>h αντίστοιχα, ήταν τουλάχιστον τόσο υψηλοί όσο οι υψηλότεροι ρυθμοί που παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.1 και αναφέρονται σε άλλους τύπους διεργασιών που εφαρμόστηκαν στα στραγγίδια ΧΥΤΑ.

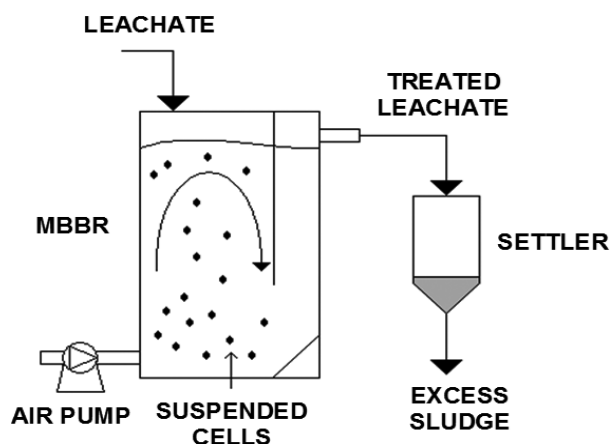
Πίνακας 3.1: Τα ογκομετρικά ποσοστά νιτροποίησης – απονιτροποίησης που επιτυγχάνονται από διάφορες βιολογικές διεργασίες που λειτουργούν σε στραγγίδια ΧΥΤΑ (Welander, Henrysson, and Welander (1998))

| Διεργασία                          | Ρυθμός Νιτροποίησης (g N/m <sup>3</sup> h) | Ρυθμός Απονιτροποίησης (g N/m <sup>3</sup> h) | Θερμοκρασία (°C) |
|------------------------------------|--------------------------------------------|-----------------------------------------------|------------------|
| Βιολογικά Φίλτρα                   | 3                                          |                                               | 16               |
| Μέθοδος Ενεργού Ιλύος              | 21                                         |                                               | 13               |
| Βυθισμένα αερόβια βιολογικά φίλτρα | 24                                         |                                               | 20               |
| Περιστρεφόμενοι Βιοδίσκοι (RBC)    | 17                                         |                                               | 20               |
| Βιολογικά Φίλτρα                   |                                            | 6.3                                           | 18 – 21          |
| Μέθοδος Ενεργού Ιλύος              |                                            | 2.5                                           | 18 – 21          |
| Μέθοδος Ρευστοποιημένης κλίνης     |                                            | 22.9                                          | 18 – 21          |

Τα κυριότερα πλεονεκτήματα της συγκεκριμένης μεθόδου, έναντι των συμβατικών μεθόδων αιωρούμενης βιομάζας είναι η μεγαλύτερη συγκέντρωση βιομάζας, ο μικρότερος χρόνος κατακρήμνισης της ιλύος, η μεγαλύτερη ανοχή σε τοξικές ουσίες, καθώς και η ταυτόχρονη απομάκρυνση οργανικών και αμμωνίας. Επιπλέον, η χρήση ενεργού άνθρακα σε κόκκους ως πορώδες υλικό προσφέρει ικανοποιητική επιφάνεια προσρόφησης της οργανικής ύλης, αλλά και βέλτιστες συνθήκες για αυξημένη βιοδιάσπαση.

Έρευνες που έχουν πραγματοποιηθεί για την επεξεργασία στραγγιδίων ΧΥΤΑ έδειξαν ότι, επιτεύχθηκαν απομακρύνσεις επίμονων οργανικών ρύπων κοντά στο 70%, ενώ με κατάλληλες προσαρμογές στη λειτουργία του χρησιμοποιούμενου αντιδραστήρα κατάφεραν να επιτευχθούν μειώσεις της τάξης του 85 – 90% και 60 – 81% των δειγμάτων αμμωνίας και COD αντίστοιχα (Renou et al., 2008).





Σχήμα 3.5: Σχηματική διάταξη αερόβιου αντιδραστήρα κινούμενης κλίνης (Bove et al., 2015)

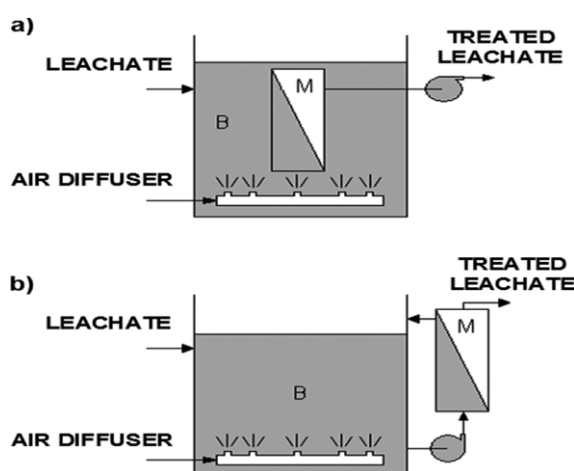
### 3.3.2 Βιοαντιδραστήρας Μεμβρανών (Membrane Bioreactors - MBR)

Οι βιοαντιδραστήρες μεμβρανών αποτελούν μια σχετικά πρόσφατη και πολλά υποσχόμενη λύση στην εξυγίανση των στραγγιδίων ΧΥΤΑ. Ήδη η τεχνολογία αυτή εφαρμόζεται σε εργοστάσια στη Γερμανία, Γαλλία, Ολλανδία συνδυάζοντας το διαχωρισμό με τη διήθηση μεμβρανών και την βιοαποδόμηση των ρύπων που περιέχονται στα απόβλητα. Μια τυπική διάταξη MBR αντιδραστήρα δίνεται στο Σχήμα 3.6. Μπορεί να θεωρηθεί ως σύστημα Συμβατικής Ενεργού Ιλύος (Conventional Activated Sludge, CAS), το οποίο παράλληλα διηθεί αποτελεσματικά τα υγρά απόβλητα συγκρατώντας μικρά σωματίδια (< 0,1 μm). Ακόμη, είναι δυνατή η λειτουργία του σε υψηλές συγκεντρώσεις MLVSS (Mixed Liquor Volatile Suspended Solids) (8.000 – 12.000 mg/L) σε αντίθεση με τις συμβατικές μεθόδους επεξεργασίας.

Όσον αφορά, την επεξεργασία των στραγγιδίων ΧΥΤΑ με χρήση αυτής της τεχνολογίας έχει παρατηρηθεί επίτευξη εξαιρετικών αποτελεσμάτων ακόμα και σε σταθεροποιημένα στραγγίδια με επίμονους και δύσκολους ρύπους. Η πλειοψηφία των επιστημονικών ερευνών επικεντρώνεται στην απομάκρυνση των BOD, COD και NH<sub>3</sub>-N, με το πρώτο να παρουσιάζει σταθερά ποσοστά απομάκρυνσης μεταξύ 90 – 99% ανεξάρτητα από τις πειραματικές συνθήκες. Από την άλλη, η απομάκρυνση COD δε δείχνει την ίδια σταθερότητα, καθώς έρευνες παρουσιάζουν απομακρύνσεις που ποικίλουν μεταξύ 23 – 90%, ενώ μόνο εκείνες που διενεργήθηκαν κάτω από βέλτιστες συνθήκες παρουσίασαν σταθερές απομακρύνσεις μεγαλύτερες του 75%. Όσον

αφορά το  $\text{NH}_3\text{-N}$  έχουν παρατηρηθεί απομακρύνσεις της αρχικής συγκέντρωσης σε ποσοστά μεγαλύτερα του 90%, ακόμα και σε σταθεροποιημένα στραγγίδια. Ωστόσο, η απόδοση του συστήματος εξαρτάται κυρίως από την αρχική συγκέντρωση  $\text{NH}_3\text{-N}$ , η οποία όταν παρουσιάζει υψηλές τιμές ( $> 1.000 \text{ mg/L}$ ) αναστέλλει την ανάπτυξη των μικροοργανισμών.

Τέλος, συγκρίνοντάς τη με τις συμβατικές μεθόδους επεξεργασίας η τεχνολογία MBR διακρίνεται από καλύτερη ποιότητα εκροής, μικρότερο οικολογικό αποτύπωμα, μεγαλύτερη απομάκρυνση TSS, μικρότερη παραγωγή ιλύος, ενώ και σαν μέθοδος είναι πιο σταθερή (Hashisho et al., 2015; Laitinen et al., 2006; Renou et al., 2008; Ahmed et al., 2012).



Σχήμα 3.6: Σχηματική απεικόνιση αντιδραστήρα μεμβράνης (Bove et al., 2015)

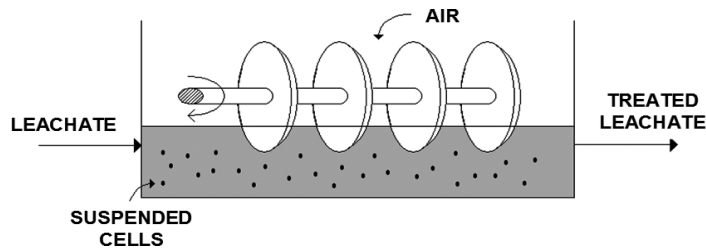
### 3.3.3 Περιστρεφόμενοι Βιοδίσκοι (Rotating Biological Contractors – RBC)

Η τεχνολογία των περιστρεφόμενων βιοδίσκων αποτελεί ένα παράδειγμα βιολογικού φίλτρου προσκολλημένης βιομάζας και αποτελείται από πλαστικούς δίσκους εγκατεστημένους οριζοντίως σε ένα κοινό άξονα. Οι δίσκοι όντας βυθισμένοι κατά 40% σε δεξαμενή με υγρά απόβλητα περιστρέφονται αργά, ενώ οι μικροοργανισμοί που βρίσκονται στα απόβλητα προσκολλώνται πάνω στην επιφάνειά τους και μετά από 1 έως 4 εβδομάδες το αποτέλεσμα είναι να δημιουργείται μια στρώση βιοφίλμ πάχους 1 – 2 mm περίπου. Η βιομάζα που παράγεται, αφομοιώνει τα οργανικά συστατικά των λυμάτων που έρχονται σε επαφή με την επιφάνεια των δίσκων και άρα ευθύνεται για την πραγματοποιούμενη

εξυγίανση. Ο περιστρεφόμενος δίσκος κατά ένα μέρος του χρόνου βρίσκεται έξω από τα υγρά απόβλητα, οπότε το βιοφίλμ οξυγονώνεται διατηρώντας με αυτό τον τρόπο τις αερόβιες συνθήκες. Όταν το πάχος της βιομάζας ξεπεράσει ένα κρίσιμο σημείο αποκολλάται και καταλήγει στα λύματα. Μια τυπική διάταξη RBC αντιδραστήρα δίνεται στο Σχήμα 3.7.

Με την περιστροφή των δίσκων εξυπηρετούνται πολλοί σκοποί, όπως η επαφή του βιοφίλμ με τα υγρά απόβλητα, η αποκόλληση της επιπλέον βιομάζας, η ανάδευση και η οξυγόνωση των αποβλήτων. Η ιδανική ταχύτητα περιστροφής για αρκετές περιπτώσεις είναι 2 rpm για δίσκο διαμέτρου 3 m, αλλά λόγω υψηλής απαίτησης σε ενέργεια επιλέγονται ταχύτητες μεταξύ 1,5 – 2 rpm (Wiszniewski et al., 2006). Όσον αφορά την εξυγίανση στραγγιδίων ΧΥΤΑ, η μέθοδος των περιστρεφόμενων βιοδίσκων εφαρμόζεται με σκοπό τη μείωση του αρχικού φορτίου αμμωνιακού αζώτου (Kulikowska et al., 2009), παρουσιάζοντας ικανοποιητική απόδοση ακόμα και σε υψηλές συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου (Henderson et al., 2010; Opatken et al., 1991).

Συγκεκριμένα, οι έρευνες των (Henderson et al., 2010; Opatken et al., 1991) έδειξαν ότι, είναι δυνατόν να επιτευχθεί απομάκρυνση αμμωνίας μεγαλύτερη από 95% σε στραγγίδια ΧΥΤΑ που περιέχουν υψηλές συγκεντρώσεις αμμωνίας (2.140 mg/L) με φορτίσεις αζώτου έως και 1,5 g/(m<sup>3</sup>. d), ενώ σε φορτίσεις αζώτου μεταξύ των τιμών 1,5 – 3 g/(m<sup>3</sup>. d), η απομάκρυνση της αμμωνίας κυμάνθηκε από 80% έως 90%. Η απομάκρυνση του αζώτου εκτιμήθηκε γύρω στο 66% συμπεριλαμβανομένης και μιας εκτιμώμενης απομάκρυνσης 54% στον αντιδραστήρα RBC. Η απομάκρυνση του αζώτου στον αντιδραστήρα RBC ήταν αποτέλεσμα είτε ταυτόχρονης νιτροποίησης και απονιτροποίησης είτε μέσω air – stripping της αμμωνίας σε συνδυασμό με τη νιτροποίηση. Ακόμη, παρατηρήθηκε ότι, ήταν δυνατή η επίτευξη απομάκρυνσης BOD και COD κατά μέσο όρο 92% και 49% αντίστοιχα.

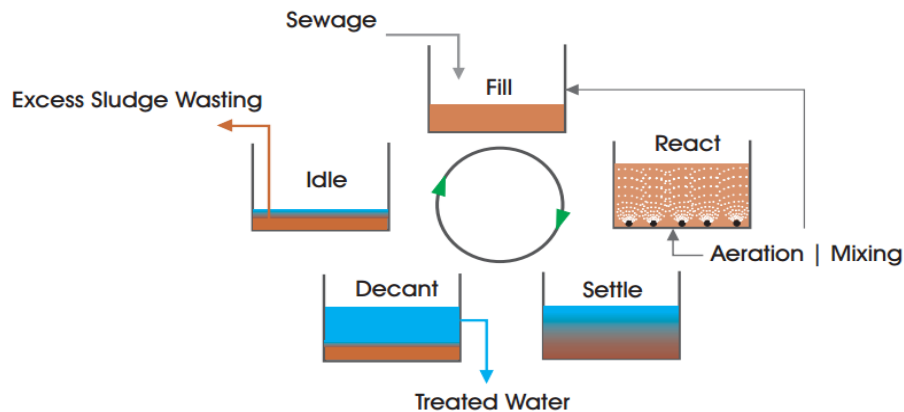


Σχήμα 3.7: Σχηματική διάταξη περιστρεφόμενου βιοαντιδραστήρα (Bove et al., 2015)

### 3.3.4 Αντιδραστήρας διαλείποντος έργου περιοδικής λειτουργίας (Sequencing Batch Reactor – SBR)

Οι αντιδραστήρες διαλείποντος έργου αποτελούν μια παραλλαγή του συστήματος ενεργού ιλύος. Η τεχνολογία αυτή έχει αναπτυχθεί με εκτεταμένο αερισμό, προσαρμοσμένη σε υψηλές συγκεντρώσεις οργανικών και αμμωνιακού αζώτου των στραγγιδίων ΧΥΤΑ. Η βασική διαφορά με τα συστήματα συμβατικών διεργασιών είναι ότι σε έναν αντιδραστήρα SBR πραγματοποιούνται διαδοχικά, δηλαδή σε διαφορετικούς χρόνους, οι λειτουργίες του αερισμού, της εξισορρόπησης, της καθίζησης, αλλά και της απομάκρυνσης του αιωρήματος και της ιλύος, από ότι σε διαφορετικούς χώρους που συμβαίνει στα πρώτα. Η δυνατότητα ρύθμισης της διάρκειας των διάφορων φάσεων, έναντι της αδυναμίας των συμβατικών να μεταβάλουν τις χωρητικότητες (άρα και τη χρονική διάρκεια), προσδίδει υψηλότερες αποδόσεις στην επεξεργασία. Ένα ακόμη πλεονέκτημα, θεωρείται η διατήρηση της θερμοκρασίας σε επιθυμητά επίπεδα 20 – 30 °C.

Μια τυπική διάταξη SBR αντιδραστήρα δίνεται στο Σχήμα 3.8. Ο κύκλος λειτουργίας απαρτίζεται από τέσσερις κύριες φάσεις: τροφοδοσία, αντίδραση/διεργασία, καθίζηση, εκκένωση. Εν αντιθέσει με τη γρήγορη πρώτη φάση όταν πρόκειται για αστικά λύματα, τα στραγγίδια ΧΥΤΑ γεμίζουν με αργό ρυθμό τον αντιδραστήρα, έτσι ώστε να υπάρχει ισορροπία στην απαίτηση και διάθεση του οξυγόνου, με σκοπό την αποφυγή τυχόν τοξικών επιδράσεων λόγω των υψηλών συγκεντρώσεων αμμωνιακού αζώτου.



Σχήμα 3.8: Απλοποιημένο σχήμα αντιδραστήρα SBR (Flocqua, 2018)

Η φάση της αντίδρασης περιλαμβάνει αερόβιες και ανοξικές συνθήκες, ώστε να επιτευχθεί απομάκρυνση αζώτου (Torretta et al., 2017). Η ιλύς απομακρύνεται στο τέλος του κύκλου. Οι χρόνοι των διαφορετικών φάσεων είναι (Bove et al., 2015):

- Φάση Πλήρωσης και αντίδρασης περίπου 18 – 20 h, όπου σταδιακά γεμίζει η δεξαμενή, κατά τη διάρκεια αυτής της περιόδου ο αντιδραστήρας αερίζεται και ρυθμίζεται το pH.
- Φάση Καθίζησης, ο αερισμός σταματά για 1 – 2 h και καθώς σχηματίζονται φλόκοι και συσσωματώματα, το υπερκείμενο υγρό καθαρίζεται.
- Φάση Εκκένωσης, το επεξεργασμένο υγρό απομακρύνεται από τον αντιδραστήρα σε 1 – 2 h ανάλογα με τον όγκο και ο κύκλος ξαναρχίζει.

Συνήθως, η εκροή περιέχει 50 – 200 mg/L αιωρούμενα στερεά, τα οποία είναι δυνατόν να απομακρυνθούν με επίπλευση ή μεμβράνες. Σύμφωνα με πειράματα που πραγματοποιήθηκαν, οι (El-Fadel and Hashisho (2014)) παρουσίασαν τα αποτελέσματα, βάσει των οποίων επιτεύχθηκε απομάκρυνση 84,6%, 46,7% και 71,4% του BOD, COD και NH<sub>3</sub> αντίστοιχα. Πιο συγκεκριμένα, ο αντιδραστήρας SBR λειτουργούσε υπό συνεχή ανάμιξη και αερισμό για 21 ημέρες, κατά τη διάρκεια των οποίων η καθίζηση, η εκκένωση και η τροφοδοσία με ποσότητα στραγγιδίων πραγματοποιούνταν κάθε 2 ή 3 ημέρες. Δοκιμάστηκαν διάφορα σενάρια, τα οποία περιγράφονται παρακάτω στον Πίνακα 3.2, σε δωμάτιο ελεγχόμενης θερμοκρασίας στους 22 ± 1 °C, με ωφέλιμο όγκο 5,2 L και όγκο εισροής/εκροής 2,6 L.

Πίνακας 3.2: Πειραματικό Πρόγραμμα SBR (El-Fadel and Hashisho (2014))

|                                 |                                      | Πείραμα I  | Πείραμα II  | Πείραμα III | Πείραμα IV | Πείραμα V                                                                    |
|---------------------------------|--------------------------------------|------------|-------------|-------------|------------|------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Διάρκεια φάσεων SBR (hr)</b> | Χρόνος Κύκλου ( $t_c$ )              | 8          | 8           | 8           | 72         | 72                                                                           |
|                                 | Χρόνος Πλήρωσης ( $t_F$ )            | 0.75       | 0.75        | 0.75        | 0.75 – 1.5 | 0.75 – 1.5                                                                   |
|                                 | Χρόνος Αντίδρασης ( $t_R$ )          | 6          | 6           | 6           | 68         | 68                                                                           |
|                                 | Χρόνος Καθίζησης ( $t_S$ )           | 1          | 1           | 1           | 2 - 3      | 2 - 3                                                                        |
|                                 | Χρόνος Εκκένωσης ( $t_D$ )           | 0.25       | 0.25        | 0.25        | 0.25 – 0.5 | 0.25 – 0.5                                                                   |
|                                 | Υδραυλικός Χρόνος Κατακράτησης (HRT) | 16         | 16          | 16          | 144        | 144                                                                          |
| <b>Συνθήκες Λειτουργίας</b>     | Ηλικία Ιλύος (SRT) (days)            | 1.2        | 1           | 1           | 12.9       | 14.1                                                                         |
|                                 | Πλήρωση                              | M          | V           | V           | V          | V                                                                            |
|                                 |                                      | A          | V           | V           | V          | X                                                                            |
|                                 | Αντίδραση                            | M          | V           | V           | V          | V                                                                            |
|                                 |                                      | A          | V           | V           | X          | V                                                                            |
|                                 | Άλλο                                 | M: Ανάμιξη | A: Αερισμός |             |            | Ρύθμιση pH σε 7.08 και 7.25 σε $t = 0$ και $t = 26.5$ min με χρήση $H_2SO_4$ |

Τα τρία πρώτα πειράματα χρησίμευσαν ως αρχικές δοκιμές για την αξιολόγηση της απόδοσης του SBR σε χαμηλό HRT υπό μεταβλητά πρότυπα αερισμού στη φάση αντίδρασης, ενώ τα δυο τελευταία στόχευαν στην αξιολόγηση της επίδρασης μεγαλύτερων HRT με διαφορετικά πρότυπα αερισμού, καθώς και της επίδρασης της ρύθμισης του pH. Παρόλα αυτά, τα πρότυπα απόρριψης του Παγκόσμιου Οργανισμού Υγείας (ΠΟΥ) δεν επιτεύχθηκαν, με αποτέλεσμα να απαιτείται περαιτέρω επεξεργασία.

Οι (Zouboulis, Loukidou, and Christodoulou (2001)) κατάφεραν να βελτιώσουν την απόδοση του εργαστηριακού SBR, με την προσθήκη κατάλληλων

ενζύμων. Συγκεκριμένα, τα δείγματα στραγγιδίων που χρησιμοποιήθηκαν ως τροφή για τον SBR περιείχαν τις μέσες τιμές για όλη τη διάρκεια της πειραματικής περιόδου: 1.800 mg/L NH<sub>4</sub> – N, 15.000 mg/L COD και 5.600 mg/L BOD<sub>5</sub>. Η υψηλή αναλογία COD/BOD<sub>5</sub> = 2,5 και η υψηλή τιμή του pH (περίπου 7,5) είναι τυπικά χαρακτηριστικά των μερικώς σταθεροποιημένων στραγγιδίων (Ehrig, 1989). Το TK – 100 είναι ένα έτοιμο προς χρήση, βιοενζυμικό σκεύασμα (μείγμα βακτηρίων/ενζύμων) ειδικά σχεδιασμένο για την προώθηση της επιταχυνόμενης ρευστοποίησης και χώνευσης των λιπών. Αποτελείται από διάφορους τύπους βακτηρίων, τα οποία υπό ειδικές συνθήκες μπορούν να παράγουν βιολογικά ενεργές ουσίες (ένζυμα), ικανές να ενισχύσουν την αποσύνθεση της οργανικής ύλης που περιέχεται στα λύματα. Επιπλέον, παρέχει ταχεία υδρόλυση (καταλυτική ενζυμική μετατροπή) των λιπαρών ελαίων και λιπών σε λιπαρά οξέα. Η διαδικασία αυτή, ακολουθείται από τη βιολογική απορρόφηση και πέψη με τη χρήση μικροοργανισμών που αφομοιώνουν τα λίπη. Το ένζυμο απαιτεί κατάλληλη προεπεξεργασία για 4 hr πριν από την επαφή με τα λύματα, χρησιμοποιώντας 1 L νερού βρύσης ανά 100 g ενζύμου. Για μέγιστη δραστηριότητα, η θερμοκρασία του νερού πρέπει να διατηρείται μεταξύ των 40 °C και 50 °C. Κατά τη διάρκεια της λειτουργίας του SBR, η TK – 100 (5 g) προστέθηκε στον βιοαντιδραστήρα για την ενίσχυση των μηχανισμών βιολογικής επεξεργασίας. Προστέθηκαν δόσεις της TK – 100 των 5 g τις ημέρες 26 και 51, ενώ τις ημέρες 65 και 72 προστέθηκαν δόσεις των 2 g, δηλαδή συνολικά προστέθηκαν 14 g. Η ποσότητα αυτή καθορίστηκε, σύμφωνα με την προσθήκη ενζυμικού συμπληρώματος σε αντίστοιχες περιπτώσεις, όπου δόθηκε σε ποσοστό 5% του φορτίου COD (Vansever et al., 1997).

Ωστόσο, κατά τη διάρκεια των αρχικών ημερών λειτουργίας του αντιδραστήρα SBR, η απομάκρυνση του BOD<sub>5</sub>, COD και NH<sub>3</sub> παρέμεινε στα επίπεδα του 70, 40 και 60% αντίστοιχα. Μετά την προσθήκη ενζύμου οι απομακρύνσεις αυτές αυξήθηκαν. Η παρατήρηση αυτή μπορεί να αποδοθεί στην προσθήκη του ενζύμου, που δρα ως εξωτερική πηγή άνθρακα. Διαπιστώθηκε ότι, η απομάκρυνση του COD και BOD<sub>5</sub> προχωρούσε αποτελεσματικά με μέσες τιμές 75% και 95% αντίστοιχα. Η απομάκρυνση NH<sub>3</sub> συνέχισε να κυμαίνεται στα ίδια επίπεδα, δηλαδή στο 60%. Αυτό οφειλόταν είτε στο ότι ο χρόνος αερισμού δεν ήταν επαρκής για να πραγματοποιηθεί

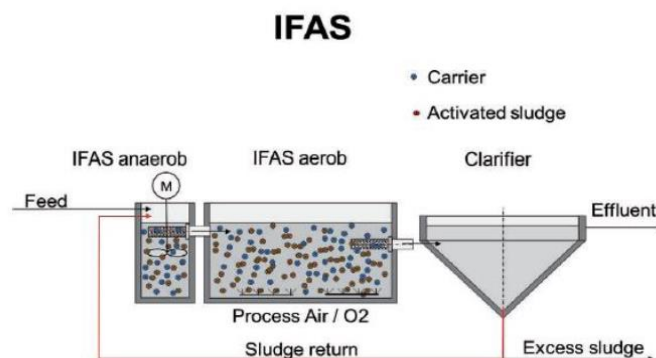
πλήρης νιτροποίηση είτε το υψηλό οργανικό φορτίο των ακατέργαστων λυμάτων και, ως εκ τούτου, ο διαθέσιμος χρόνος για την επαρκή ανάπτυξη των NOB βακτηρίων ήταν αρκετά μικρός. Παρότι, η επεξεργασία ενός τέτοιου αντιδραστήρα δεν μπορεί να επιτύχει επαρκή απορρύπανση σε στραγγίδια, η ευελιξία της τεχνικής των διαδοχικών διεργασιών είναι ιδιαίτερα σημαντική κυρίως σε στραγγίδια που παρουσιάζουν υψηλή μεταβλητότητα στην ποσότητα και στην ποιότητά τους (Kennedy & Lentz, 2000).

### 3.3.5 IFAS (Integrated Fixed – Film Activated Sludge)

Μία από τις νέες τεχνολογίες επεξεργασίας που αναπτύχθηκε τις τελευταίες δεκαετίες, είναι η υβριδική διαδικασία που ονομάζεται Integrated Fixed Film Activated Sludge (IFAS), η οποία έχει χρησιμοποιηθεί ευρέως για την επεξεργασία στραγγιδίων αφυδάτωσης από εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων, ενώ δεν έχει ακόμη αξιοποιηθεί πλήρως για την επεξεργασία στραγγιδίων ΧΥΤΑ. Η μέθοδος του IFAS προωθεί την ανάπτυξη βιομάζας στις δεξαμενές αερισμού των συστημάτων ενεργού ιλύος, ώστε να αυξηθεί η χωρητικότητά τους και να βελτιωθεί η απόδοσή τους. Σε αυτή τη διαδικασία, η συγκέντρωση των ενεργών στερεών στη βιολογική ιλύ μπορεί να αυξηθεί σημαντικά με την εισαγωγή κινητών βιομέσων σε ένα σύστημα ενεργού ιλύος (Odegaard H et. al. 1994; Daigger GT et. al. 2018).

Πιο συγκεκριμένα, η τεχνολογία IFAS βασίζεται στην προσθήκη βιοφορέων, με αποτέλεσμα την ανάπτυξη βιοφίλμ, σε έναν αντιδραστήρα με αιωρούμενη βιομάζα. Η συνδυασμένη δράση των μικροοργανισμών του βιοφίλμ και των αιωρούμενων μικροοργανισμών μπορεί να επιφέρει ικανοποιητικά αποτελέσματα στην απομάκρυνση των θρεπτικών, καθώς και να πολλαπλασιάσει τα πλεονεκτήματα των αντίστοιχων συστημάτων MBBR και ενεργού ιλύος (Χατζημιτσής 2020). Μια τυπική διάταξη IFAS αντιδραστήρα δίνεται στο Σχήμα 3.9. Ωστόσο, οι όλο και αυστηρότερες απαιτήσεις για την ποιότητα της 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 συμπαγή συστήματα, όπως η επεξεργασία στραγγιδίων (Lariyah et al., 2016).





Σχήμα 3.9: *Integrated fixed film activated sludge (IFAS) system* (Χατζημιτσής 2020)

Ο σχεδιασμός ενός αντιδραστήρα IFAS, καθώς και το ποσοστό πλήρωσής του με βιοφορείς απαιτεί τη γνώση των ρυπαντικών φορτίων αλλά και των χαρακτηριστικών των εισερχόμενων λυμάτων. Οι (Börner & Trübenbach (2017)) τόνισαν 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 τις κυριότερες παραμέτρους για την αποτελεσματική λειτουργία ενός τέτοιου συστήματος.

Ο συνδυασμός αιωρούμενης και προσκολλημένης βιομάζας είναι δυνατόν να οδηγήσει στην ανάπτυξη διαφορετικών βακτηρίων, λόγω των διαφορετικών συνθηκών που αναπτύσσονται μέσα στο σύστημα. Έρευνες των τελευταίων χρόνων, στις οποίες εξετάστηκαν οι διεργασίες μερικής νιτροποίησης και ANAMMOX, κατέληξαν στο συμπέρασμα ότι, τα βακτήρια Anammox κατά προτίμηση αναπτύσσονται στο βιοφίλμ, σε αντίθεση με τα AOB και NOB βακτήρια που αναπτύσσονται στην αιωρούμενη βιομάζα, κυρίως λόγω της περιορισμένης μεταφοράς οξυγόνου (Χατζημιτσής 2020). Οι (Yang et al. (2017)) επισήμαναν ότι, με αυτό τον τρόπο και με τον κατάλληλο χρόνο παραμονής στερεών, είναι δυνατή η έκπλυση των NOB βακτηρίων, κάτι το οποίο μπορεί να αποτελέσει σημαντικό πλεονέκτημα του συγκεκριμένου συστήματος. Με βάση την έρευνα που διεξήγαγαν για την επεξεργασία των λυμάτων σε αντιδραστήρα IFAS, κατάφεραν να πετύχουν απομάκρυνση αζώτου ίση με 82%, και ρυθμό απομάκρυνσης 0,097 kg N/m<sup>3</sup>d, ενώ τόνισαν τη σημασία της συγκέντρωσης αμμωνίας και διαλυμένου οξυγόνου στη

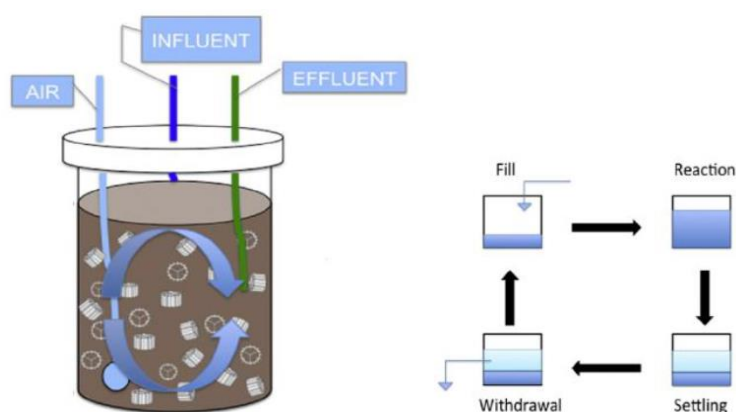
συσσώρευση νιτρικών. Έρευνα με περίπου ίδιες συνθήκες και χαρακτηριστικά λυμάτων πραγματοποίησαν οι (Wang et al. (2018)), οι οποίοι με 40% πλήρωση αντιδραστήρα με βιοφορείς μελέτησαν τις δράσεις των βακτηρίων στην αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα, καταλήγοντας σε παρόμοια συμπεράσματα. Συγκεκριμένα, σε αερόβια πειράματα παρατήρησαν νιτροποιητική δράση ίση με 13,2 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - N/ g VSS.d στην αιωρούμενη βιομάζα, εν αντιθέσει με τη δράση του βιοφίλμ η οποία ήταν μηδενική. Παράλληλα, μελέτησαν την αναερόβια οξείδωση αμμωνίας υπολογίζοντας τους ρυθμούς απομάκρυνσης του αζώτου λόγω της δράσης των αναερόβιων βακτηρίων σε 22,4 και 84,6 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - N/ g VSS.d σε αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα αντίστοιχα. Η έρευνα αυτή κατέληξε στο συμπέρασμα ότι, η απομάκρυνση του αζώτου δεν επιτυγχάνεται μόνο μέσω της ANAMMOX διεργασίας, εφόσον σε αναερόβια πειράματα παρατηρήθηκε και η δράση των απονιτροποιητικών βακτηρίων με ταχύτητες απονιτροποίησης ίσες με 11,2 και 22 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - N/ g VSS.d σε αιωρούμενη βιομάζα και βιοφίλμ αντίστοιχα.

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

Σε αερόβια πειράματα με 19% πλήρωση βιοφορέων, οι (Vergine et al. (2018)) κατάφεραν να πέτυχουν πλήρη νιτροποίηση, αλλά και 93% οξείδωση οργανικού φορτίου. Η προσκολλημένη βιομάζα στους βιοφορείς μετρήθηκε ίση με 200 mg TS/L, ενώ διαπίστωσαν και απονιτροποιητική δράση της βιομάζας, κάτι το οποίο 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).

Οι (Malovanyy et al. (2015)) προσθέτοντας αιωρούμενη βιομάζα σε ένα υφιστάμενο σύστημα MBBR, κατάφεραν να αυξήσουν τα ποσοστά απομάκρυνσης του αζώτου από 36% στο 73%, ενώ ο ρυθμός απομάκρυνσης βρέθηκε 3 φορές μεγαλύτερος. Ακόμη, η προσθήκη βιοφορέων σε ένα σύστημα ενεργού ιλύος οδηγεί σε αύξηση της απομάκρυνσης του οργανικού φορτίου και της νιτροποιητικής ικανότητας του συστήματος (Bonhomme et al., 1990).

Την τελευταία δεκαετία, ιδιαίτερο πειραματικό ενδιαφέρον παρουσιάζουν οι πιο πάνω τεχνολογίες εφαρμοσμένες σε ένα σύστημα εναλλασσόμενων φάσεων περιοδικής λειτουργίας. Αυτό το σύστημα IFAS – SBR μελετήθηκε και στην παρούσα διπλωματική εργασία. Μια τυπική διάταξη του συστήματος IFAS – SBR δείχνει το Σχήμα 3.10.



Σχήμα 3.10: Περιγραφή αντιδραστήρα IFAS – SBR (Χατζημιτσής 2020)

Ο χρόνος καθίζησης και η συγκέντρωση του οργανικού φορτίου 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, διαπίστωσαν ότι τα ποσοστά των νιτροποιητών έναντι των συνολικών βακτηρίων ήταν υψηλότερα στα βιοφίλμ σε σύγκριση με εκείνα της αιωρούμενης βιομάζας, επισημαίνοντας με αυτό τον τρόπο ότι, στο βιοφίλμ επικρατούν ευνοϊκές συνθήκες για τους νιτροποιητές. Ακόμη, προσδιόρισαν μέγιστο ρυθμό οξείδωσης της αμμωνίας σε 18,25 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-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.

Τέλος, οι (Yang et al. (2019)) τόνισαν πως ο διαχωρισμός βακτηρίων αναπνοοκ και των AOB βακτηρίων είναι δυνατόν να επιτευχθεί σε χαμηλούς υδραυλικούς χρόνους παραμονής, οι οποίοι συμβάλουν επίσης και σε αποτελεσματική απομάκρυνση αζώτου. Για την επεξεργασία υπερκείμενου υγρού από υδροβιότοπο, χρησιμοποίησαν έναν IFAS – SBR αντιδραστήρα με πλήρωση βιοφορέων 55% και υδραυλικό χρόνο παραμονής 1,2 d, απομακρύνοντας 0,54 kg N/m<sup>3</sup>d σε ποσοστό 87,4%. Τα βακτήρια αναπνοοκ επίσης, αναπτύσσονται κυρίως στο βιοφίλμ, ενώ τα AOB βακτήρια στην αιωρούμενη βιομάζα.

## 4 Πειραματικό Πρωτόκολλο

### 4.1 Εισαγωγή

Μια από τις κυριότερες διεργασίες που λαμβάνει χώρα στην επεξεργασία των στραγγιδίων ΧΥΤΑ είναι η βιολογική απομάκρυνση του αζώτου, αφού αποτελεί ένα πρόβλημα μείζονος σημασίας για την προστασία του περιβάλλοντος. Το ρεύμα των στραγγιδίων που προέρχεται κυρίως από τα κανάλια συλλογής αυτών σε ένα Χώρο Υγειονομικής Ταφής Αποβλήτων χαρακτηρίζεται από υψηλές συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου, με αποτέλεσμα αυτό να καθιστά αναγκαία την απομάκρυνσή του.

Η διεργασία της νιτρωδοποίησης - απονιτρωδοποίησης, δηλαδή η οξείδωση της αμμωνίας σε νιτρώδη και η απευθείας αναγωγή τους σε αέριο άζωτο το οποίο διαφεύγει στην ατμόσφαιρα, φαντάζει ως μια αποδοτική βιοχημική οδός για την επεξεργασία των στραγγιδίων ([Χατζημιτσής 2020](#)). Η συγκεκριμένη διεργασία επεξεργασίας στραγγιδίων βρίσκει εφαρμογή σε διάφορους τύπους αντιδραστήρων, όπως οι αντιδραστήρες SBR, MBBR, IFAS.

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 και στη συνέχεια από στραγγίδια ΧΥΤΑ, μέσω της διεργασίας της νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης. Ο αντιδραστήρας τροφοδοτούνταν αρχικά με στραγγίδια αφυδάτωσης από την εγκατάσταση επεξεργασίας λυμάτων (ΕΕΛ) της Ψυττάλειας, ενώ στη συνέχεια με στραγγίδια ΧΥΤΑ από το Χώρο Υγειονομικής Ταφής Αποβλήτων των Άνω Λιοσίων. 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, 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.

#### 4.2 Περιγραφή διάταξης και λειτουργίας συστήματος IFAS-SBR

Η πειραματική διερεύνηση του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων ΧΥΤΑ σε εργαστηριακής κλίμακας αντιδραστήρα IFAS – SBR ενός σταδίου (Integrated Fixed - Film Activated Sludge - Sequencing Batch Reactor) έλαβε χώρα στο Εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας στον τομέα Υδατικών Πόρων και Περιβάλλοντος, της Σχολής Πολιτικών Μηχανικών, του Εθνικού Μετσόβιου Πολυτεχνείου και εξετάστηκε για 310 ημέρες, από τις 07/09/2020 μέχρι τις 17/07/2021. Αξίζει να σημειωθεί ότι, ο συγκεκριμένος αντιδραστήρας βρισκόταν σε λειτουργία από τις 12/11/2018 στα πλαίσια προηγούμενης εργασίας, όπου μελετήθηκε η ανάπτυξη προσκολλημένης βιομάζας στους βιοφορείς, καθώς και η λειτουργία του υπό διαφορετικές φορτίσεις αζώτου για την επεξεργασία στραγγιδίων αφυδάτωσης από την Εγκατάσταση Επεξεργασίας Λυμάτων (ΕΕΛ) της Ψυττάλειας.

Ως αντιδραστήρας IFAS - SBR ενός σταδίου, χρησιμοποιήθηκε ένας κύλινδρος Plexiglas, με διαστάσεις  $H = 59$  cm, διαμέτρου  $d = 30$  cm και όγκου περίπου 30 L. Ο αντιδραστήρας αυτός, περιλάμβανε τέσσερις βάνες εξόδου/εισόδου στα 8.75 L, 17.45 L, 21.82 L και 26.43 L. Η βάνα στα 26.43 L λειτούργησε ως έξοδος του επεξεργασμένου υγρού, ενώ εκείνη στα 21.82 L λειτούργησε ως είσοδος των στραγγιδίων. Για τη τροφοδοσία των στραγγιδίων χρησιμοποιήθηκε δοχείο αποθήκευσης, όγκου 30 L, όπου κατά την έναρξη του κάθε κύκλου λειτουργίας τροφοδοτούνταν στον αντιδραστήρα. Ένα όμοιο δοχείο χρησιμοποιήθηκε για τη συλλογή των επεξεργασμένων στραγγιδίων, έπειτα από την καθίζηση και εκκένωση του συστήματος. Η μεταφορά τόσο της εισόδου όσο και της εξόδου του συστήματος πραγματοποιούνταν με χρήση περισταλτικής αντλίας, που λειτουργούσε καθημερινά, για συγκεκριμένο χρονικό διάστημα το οποίο ρυθμιζόταν από τον πίνακα ελέγχου.

Το σύστημα επεξεργασίας των στραγγιδίων ήταν αυτοματοποιημένο, εφόσον μέσω αυτοματισμού (PLC) και ενός πίνακα ελέγχου πραγματοποιούνταν η ρύθμιση των κύκλων λειτουργίας, η τροφοδοσία/ εκκένωση, η ρύθμιση των διαφόρων παραμέτρων και γενικότερα η παρακολούθηση της λειτουργίας του συστήματος. Η παροχή οξυγόνου γινόταν μέσω αντλίας αέρα και πετρών, που είχαν τοποθετηθεί στον πυθμένα του αντιδραστήρα, ενώ υπήρχε και μηχανικός αναδευτήρας για την ανάμιξη του υγρού κατά τη διάρκεια των ανοξικών φάσεων. Επίσης, στο σύστημα 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.

Στην Εικόνα 4.1 απεικονίζεται ο αντιδραστήρας IFAS – SBR, αλλά και ο πίνακας ελέγχου στον οποίο βασίζεται η λειτουργία του συστήματος.



*Εικόνα 4.1: Εργαστηριακό σύστημα επεξεργασίας στραγγιδίων IFAS – SBR*

Στο σύστημα IFAS – SBR που μελετήθηκε χρησιμοποιήθηκαν βιοφορείς, με σκοπό την ανάπτυξη βιοφίλμ, ώστε ο αντιδραστήρας να περιέχει τόσο αιωρούμενη όσο και



προσκολλημένη βιομάζα. Οι βιοφορείς που χρησιμοποιήθηκαν ήταν Bio Pac FAB Media, με ενεργή επιφάνεια  $400 \text{ m}^2/\text{m}^3$ , διάμετρο 18 mm και ύψος 14 mm.

#### 4.2.1 Κύκλοι λειτουργίας συστήματος SBR

Όπως έχει αναφερθεί παραπάνω, ένας αντιδραστήρας SBR χαρακτηρίζεται από την εναλλαγή φάσεων λειτουργίας, έτσι και στο σύστημα που μελετήθηκε, η λειτουργία του αντιδραστήρα περιλαμβάνει τη φάση τροφοδοσίας, την αερόβια και ανοξική φάση, την καθίζηση και την εκκένωση.

- **Τροφοδοσία:** Το πρώτο στάδιο κάθε κύκλου στο σύστημα IFAS – SBR αποτελούσε η τροφοδοσία των στραγγιδίων αρχικά αφυδάτωσης από την ΕΕΛ Ψυττάλειας και στη συνέχεια στραγγιδίων από τον ΧΥΤΑ των Άνω Λιοσίων στην Αττική. Η διάρκεια και η ποσότητα των στραγγιδίων με τα οποία τροφοδοτούνταν το σύστημα εξαρτιούνταν από τα χαρακτηριστικά τους, αλλά και από τη φόρτιση αζώτου που είχε επιλεγεί ανά περίοδο.
- **Αερόβια φάση:** Μετά την πλήρωση, ακολουθεί η αερόβια φάση όπου λαμβάνει χώρα η διεργασία της νιτρωδοποίησης, δηλαδή η οξείδωση της αμμωνίας σε νιτρώδη.
- **Ανοξική φάση:** Υπό ανοξικές συνθήκες, τα απονιτροποιητικά βακτήρια χρησιμοποιώντας το οξικό οξύ ως δότη ηλεκτρονίων, μετασχημάτιζαν τα νιτρώδη σε αέριο άζωτο.
- **Καθίζηση:** Μετά το πέρας των βιοχημικών διεργασιών, το ανάμικτο υγρό έπαυε να αναδεύεται, ώστε να επιτευχθεί η καθίζηση και επομένως ο διαχωρισμός της ιλύος από το επεξεργασμένο υπερκείμενο υγρό.
- **Εκκένωση:** Η εκκένωση αποτελεί το τελευταίο στάδιο κάθε κύκλου λειτουργίας, με την απομάκρυνση του επεξεργασμένου υπερκείμενου υγρού. Η ποσότητα των επεξεργασμένων λυμάτων που αφαιρούνταν



ήταν ίση με την ποσότητα στραγγιδίων κατά την τροφοδοσία του συστήματος, με σκοπό να παραμείνει σταθερός ο όγκος του ανάμικτου υγρού.

#### 4.2.2 Περίοδοι λειτουργίας συστήματος

Η διάρκεια λειτουργίας του συστήματος IFAS – SBR όπως έχει αναφερθεί παραπάνω, ήταν 310 ημέρες, και η λειτουργία του μπορεί να χωριστεί σε 3 περιόδους. Η διακριτοποίηση των περιόδων αυτών βασίζεται στην εφαρμοζόμενη φόρτιση αζώτου (NLR), καθώς επίσης στην ποιότητα των στραγγιδίων με τα οποία γινόταν η τροφοδοσία αυτού. Καθ' όλη τη διάρκεια λειτουργίας του συστήματος, το διαλυμένο οξυγόνο κυμάνθηκε από 1,5 - 4,5 mg/L στην πρώτη αερόβια φάση και 1,5 - 4 mg/L στη δεύτερη αερόβια φάση, ενώ στην αρχή κάθε ανοξικής φάσης, με σκοπό την αύξηση του οργανικού φορτίου και προκειμένου να πραγματοποιηθεί η απονιτροδοποίηση, γινόταν προσθήκη οξικού οξέος με λόγο COD/N ίσο με 3 - 5 ανάλογα με τη συμπεριφορά της βιομάζας ανά περίοδο.

- **1<sup>η</sup> περίοδος λειτουργίας:** Η πρώτη φάση λειτουργίας του συστήματος IFAS – SBR εκτείνεται από τις 07/09/2020 μέχρι τις 22/02/2021 (συνολικά 166 ημέρες λειτουργίας). Σε αυτή την 1<sup>η</sup> περίοδο λειτουργίας ο αντιδραστήρας τροφοδοτούνταν με στραγγίδια αφυδάτωσης από την ΕΕΛ της Ψυττάλειας. Η φόρτιση αζώτου που εφαρμόστηκε ήταν  $0,49 \pm 0,15 \text{ kg N/ m}^3 \cdot \text{d}$ .
- **2<sup>η</sup> περίοδος λειτουργίας:** Η φάση αυτή εκτείνεται από τις 23/02/2021 μέχρι τις 10/03/2021 (συνολικά 16 ημέρες λειτουργίας). Σε αυτή τη 2<sup>η</sup> περίοδο λειτουργίας ο αντιδραστήρας τροφοδοτούνταν με μη αραιωμένα στραγγίδια ΧΥΤΑ από το ΧΥΤΑ Άνω Λιοσίων. Η φόρτιση που εφαρμόστηκε ήταν  $0,25 \pm 0,05 \text{ kg N/ m}^3 \cdot \text{d}$ .
- **3<sup>η</sup> περίοδος λειτουργίας:** Η φάση αυτή εκτείνεται από τις 11/03/2021 μέχρι τις 17/07/2021 (συνολικά 128 ημέρες λειτουργίας). Σε αυτή την 3<sup>η</sup>

περίοδο λειτουργίας ο αντιδραστήρας τροφοδοτούνταν με αραιωμένα στραγγίδια ΧΥΤΑ (αραίωση 1:2) από το ΧΥΤΑ Άνω Λιοσίων. Η φόρτιση που εφαρμόστηκε ήταν  $0,34 \pm 0,09 \text{ kg N/ m}^3 \cdot \text{d}$ .

Στους Πίνακες 4.1 – 4.4 παρουσιάζονται οι φάσεις λειτουργίας του συστήματος IFAS – SBR, καθώς και το εύρος τιμών της διάρκειά τους για τον κύκλο λειτουργίας τους για καθεμία από τις 3 περιόδους λειτουργίας του συστήματος.

Κατά την 1<sup>η</sup> περίοδο λειτουργίας του συστήματος όπως παρουσιάζεται και στους Πίνακες 4.1 και 4.2, οι κύκλοι λειτουργίας του αντιδραστήρα μειώθηκαν σταδιακά από 4 κύκλοι την ημέρα σε 1 κύκλο την ημέρα. Από 07/09/2020 μέχρι 08/10/2020, το σύστημα λειτουργούσε με 4 κύκλους την ημέρα, εφόσον ο χρόνος για την κάθε φάση ήταν επαρκής. Από 09/10/2020 μέχρι 11/11/2020, οι κύκλοι λειτουργίας μειώθηκαν από 4 κύκλοι την ημέρα σε 2 κύκλοι την ημέρα. Αυτό οφειλόταν στο ότι, η καθίζηση του συστήματος δεν ήταν επιτυχής, με αποτέλεσμα να διαφεύγει μεγάλη ποσότητα στερεών στην έξοδο του συστήματος. Με τη ρύθμιση στους 2 κύκλους ανά ημέρα, δόθηκε μεγαλύτερη διάρκεια στην καθίζηση, ώστε να μπορέσουν τα στερεά να καθιζάνουν και να μη διαφεύγουν. Από 12/11/2020 μέχρι 24/12/2020, οι κύκλοι επανήλθαν στους 4 κύκλους την ημέρα, εφόσον το πρόβλημα με την καθίζηση επιλύθηκε. Ακόμη, από 26/12/2020 μέχρι 08/01/2021, το σύστημα παρουσίασε μεγαλύτερο πρόβλημα καθίζησης, οπότε οι κύκλοι λειτουργίας από 4 κύκλοι την ημέρα μειώθηκαν σε 1 κύκλο την ημέρα, με αποτέλεσμα η διάρκεια της καθίζησης να είναι 90 min. Το χρονικό διάστημα 09/01/2021 μέχρι 22/02/2021 που ήταν και το τέλος της 1<sup>ης</sup> περιόδου, γινόταν μια εναλλαγή στους κύκλους, από 1 κύκλο την ημέρα σε 2 κύκλους την ημέρα και πάλι σε 1 κύκλο την ημέρα, λόγω του ότι η καθίζηση έδειχνε μια κάποια βελτίωση.

Κατά τη 2<sup>η</sup> περίοδο λειτουργίας του συστήματος όπως παρουσιάζεται και στον Πίνακα 4.2, το σύστημα λειτουργούσε με 1 κύκλο την ημέρα. Αυτό οφειλόταν στο ότι, η τροφοδοσία του αντιδραστήρα γινόταν με στραγγίδια ΧΥΤΑ χωρίς αραίωση, και ενώ στην αρχή δεν είχαν παρουσιαστεί προβλήματα μετά από περίπου 10 ημέρες (1 SRT), παρατηρήθηκε συσσώρευση αμμωνίας στον αντιδραστήρα. Με τον 1 κύκλο λειτουργίας, δόθηκε παραπάνω διάρκεια στις αερόβιες φάσεις 1 και 2, ώστε να

επιτευχθεί μια αρκετά ικανοποιητική κατανάλωση της αμμωνίας. Ωστόσο, επειδή δεν επιτεύχθηκε κάτι τέτοιο και αναχαιτίστηκε η δραστηριότητα των μικροοργανισμών αποφασίστηκε η αραίωση 1:2 των στραγγιδίων ΧΥΤΑ.

Τέλος, κατά τη διάρκεια της 3<sup>ης</sup> περιόδου λειτουργίας όπως παρουσιάζεται και στους Πίνακες 4.3 και 4.4, οι κύκλοι λειτουργίας του συστήματος IFAS – SBR, αυξήθηκαν σταδιακά από 2 κύκλους την ημέρα σε 4 κύκλους την ημέρα. Με την αραίωση 1:2 των στραγγιδίων ΧΥΤΑ, οι μικροοργανισμοί εγκλιματίστηκαν, οπότε προοδευτικά μαζί με την αύξηση των κύκλων λειτουργίας του συστήματος, αυξήθηκε και η φόρτιση του αζώτου στο σύστημα, λόγω της σταθεροποίησης αυτού, αλλά και του εγκλιματισμού των μικροοργανισμών στις νέες συνθήκες.

*Πίνακας 4.1: Οι φάσεις λειτουργίας και η διάρκειά τους για τον κύκλο λειτουργίας από 07/09/2020 μέχρι 26/01/2021 (4 κύκλοι ανά ημέρα, τροφοδοσία με στραγγίδια αφυδάτωσης)*

| <b>Φάση</b>       | <b>Διάρκεια (min)</b> |
|-------------------|-----------------------|
| <b>Τροφοδοσία</b> | 2                     |
| <b>Αερόβια 1</b>  | 84                    |
| <b>Ανοξική 1</b>  | 20                    |
| <b>Αερόβια 2</b>  | 66                    |
| <b>Ανοξική 2</b>  | 30                    |
| <b>Καθίζηση</b>   | 35                    |
| <b>Εκκένωση</b>   | 2                     |

*Πίνακας 4.2: Οι φάσεις λειτουργίας και η διάρκειά τους για τον κύκλο λειτουργίας από 27/01/2021 μέχρι 11/03/2021 (1 κύκλος ανά ημέρα, τροφοδοσία με στραγγίδια αφυδάτωσης μέχρι 22/02/2021 – από 23/02/2021 τροφοδοσία με στραγγίδια ΧΥΤΑ χωρίς αραίωση)*

| <b>Φάση</b>       | <b>Διάρκεια (min)</b> |
|-------------------|-----------------------|
| <b>Τροφοδοσία</b> | 2                     |
| <b>Αερόβια 1</b>  | 575                   |
| <b>Ανοξική 1</b>  | 103                   |
| <b>Αερόβια 2</b>  | 535                   |
| <b>Ανοξική 2</b>  | 95                    |
| <b>Καθίζηση</b>   | 90                    |
| <b>Εκκένωση</b>   | 2                     |

Πίνακας 4.3: Οι φάσεις λειτουργίας και η διάρκειά τους για τον κύκλο λειτουργίας από 13/03/2021 μέχρι 07/04/2021 (2 κύκλοι ανά ημέρα, τροφοδοσία με στραγγίδια ΧΥΤΑ με αραιώση 1:2)

| Φάση       | Διάρκεια (min) |
|------------|----------------|
| Τροφοδοσία | 1              |
| Αερόβια 1  | 290            |
| Ανοξική 1  | 20             |
| Αερόβια 2  | 265            |
| Ανοξική 2  | 79             |
| Καθίζηση   | 45             |
| Εκκένωση   | 1              |

Πίνακας 4.4: Οι φάσεις λειτουργίας και η διάρκειά τους για τον κύκλο λειτουργίας από 09/04/2021 μέχρι 17/07/2021 (4 κύκλοι ανά ημέρα, τροφοδοσία με στραγγίδια ΧΥΤΑ με αραιώση 1:2)

| Φάση       | Διάρκεια (min) |
|------------|----------------|
| Τροφοδοσία | 1              |
| Αερόβια 1  | 84             |
| Ανοξική 1  | 20             |
| Αερόβια 2  | 66             |
| Ανοξική 2  | 30             |
| Καθίζηση   | 35             |
| Εκκένωση   | 1              |

#### 4.2.3 Καλλιέργεια Βιοφορέων

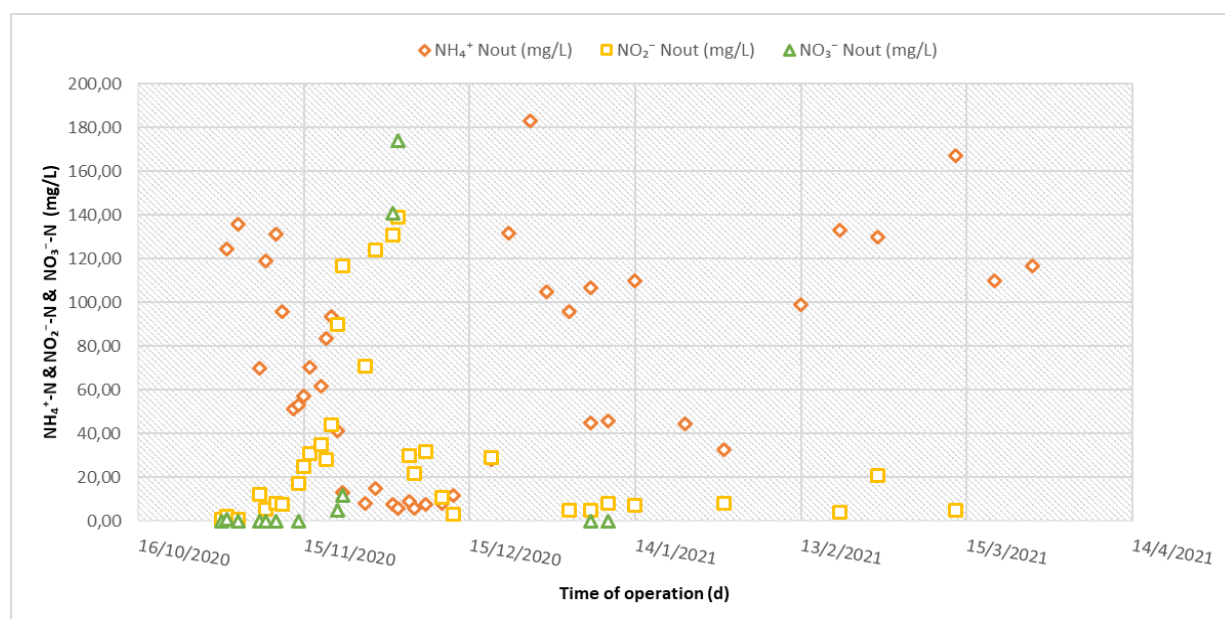
Παράλληλα, με το σύστημα IFAS – SBR καθ' όλη τη διάρκεια της πειραματικής διαδικασίας, λειτουργούσε και μια καλλιέργεια βιοφορέων. Σκοπός αυτής της καλλιέργειας ήταν η ανάπτυξη βιοφίλμ σε νέους βιοφορείς, ώστε σε περίπτωση που χρειαστεί στον αντιδραστήρα να προστεθούν νέοι βιοφορείς να έχει δημιουργηθεί βιομάζα και να είναι εύκολο να εγκλιματιστούν στο σύστημα IFAS – SBR. Η τροφοδοσία αυτής πραγματοποιούνταν με συνθετικά λύματα. Η φόρτιση αζώτου στην καλλιέργεια βιοφορέων ήταν 100 mg NH<sub>4</sub> – N/L .d. Ακόμη, η αερόβια και η ανοξική φάση εναλλάσσονταν μέσα στην ημέρα (3 ώρες αερόβια και 1 ώρα ανοξική). Η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου ήταν πάντα πάνω από 5 mg/L.

Στον Πίνακα 4.5 παρουσιάζονται οι μέσες συγκεντρώσεις αμμωνιακού, νιτρώδους και νιτρικού αζώτου που μετρήθηκαν στην έξοδο της καλλιέργειας, αλλά και ο βαθμός απομάκρυνσής τους.

*Πίνακας 4.5: Μέσες συγκεντρώσεις αζώτου στην έξοδο του συστήματος και ποσοστά απομάκρυνσης*

|                                   | Μέσες συγκεντρώσεις |
|-----------------------------------|---------------------|
| $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ (mg/L) | $71 \pm 50,3$       |
| $\text{NO}_2^- - \text{N}$ (mg/L) | $33 \pm 40,3$       |
| $\text{NO}_3^- - \text{N}$ (mg/L) | $26 \pm 57$         |
| TN removal (%)                    | $69 \pm 0,25$       |

Στην έξοδο της καλλιέργειας των βιοφορέων, η μέση συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου που παρατηρήθηκε ήταν 71 mg/L, ενώ το νιτρώδες και νιτρικό άζωτο στην έξοδο της καλλιέργειας παρουσίασαν τιμές 33 και 26 mg/L αντίστοιχα.



*Σχήμα 4.1: Συγκεντρώσεις των μορφών αζώτου στην έξοδο της καλλιέργειας των βιοφορέων*

Στο σχήμα 4.1 παρουσιάζονται όλες οι συγκεντρώσεις αμμωνιακού, νιτρώδους και νιτρικού αζώτου στην έξοδο της καλλιέργειας των βιοφορέων κατά τη διάρκεια της πειραματικής διαδικασίας. Όπως μπορεί να γίνει εύκολα αντιληπτό, η αποτελεσματικότητα της καλλιέργειας βιοφορέων στην απομάκρυνση αζώτου ήταν αρκετά ικανοποιητική.

### 4.3 Πειράματα μέτρησης ταχύτητας νιτροδοποίησης και απονιτροδοποίησης στο σύστημα IFAS – SBR

Εκτός από την καθημερινή λειτουργία και παρακολούθηση, διερευνήθηκαν οι ταχύτητες νιτροδοποίησης και απονιτροδοποίησης τόσο με *in situ* όσο και με *batch* πειράματα. Σκοπός αυτών των πειραμάτων ήταν ο προσδιορισμός της ταχύτητας νιτροδοποίησης (AUR) και απονιτροδοποίησης (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 4.2: Πειράματα μέτρησης ταχύτητας νιτροδοποίησης και απονιτροδοποίησης σε batch αντιδραστήρα χωρίς βιοφορείς (αριστερά) και στον αντιδραστήρα IFAS-SBR (δεξιά)*

#### 4.3.1 Προσδιορισμός ταχύτητας νιτροδοποίησης (AUR)

Κατά τη διάρκεια λειτουργίας του συστήματος IFAS-SBR πραγματοποιήθηκαν συνολικά 13 πειράματα, ώστε να προσδιοριστεί η ταχύτητα νιτροδοποίησης, τόσο της βιομάζας του συστήματος IFAS-SBR, όσο και ξεχωριστά του AUR της αιωρούμενης και προσκολλημένης βιομάζας του αντιδραστήρα. Εφόσον, πρόκειται 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 ένα από τα πειράματα AUR πραγματοποιήθηκε έπειτα από την τροφοδοσία του αντιδραστήρα IFAS-SBR με στραγγίδια, δηλαδή 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. Σχετικά με τα πειράματα που πραγματοποιήθηκαν για το διακριτό προσδιορισμό του AUR σε αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα, μετά τη τροφοδοσία του αντιδραστήρα, αφαιρούνταν περίπου 800 mL 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.

Κατά τη διάρκεια της αερόβιας φάσης, η δειγματοληψία πραγματοποιούνταν ανά 30 λεπτά από τους δύο αντιδραστήρες, με ταυτόχρονη καταγραφή των εκάστοτε συνθηκών pH, διαλυμένου οξυγόνου, θερμοκρασίας. Έπειτα, τα δείγματα περνούσαν από τη διαδικασία της φυγοκέντρησης και διήθησης μέσω φίλτρων 0,45 μm και μεμβράνης, και στη συνέχεια προσδιορίζονταν οι τιμές των νιτρικών, νιτρικών και του αμμωνιακού αζώτου, με την κλίση του διαγράμματος διακύμανσης να οδηγεί στον υπολογισμό του εκάστοτε ρυθμού νιτρωδοποίησης. Τέλος, προσδιορίζονταν τα ολικά αιωρούμενα στερεά (MLSS) και τα πτητικά στερεά (MLVSS) του ανάμικτου υγρού, έτσι ώστε η ταχύτητα νιτρωδοποίησης να αναχθεί ανά γραμμάριο πτητικών στερεών (mg N/gVSS.h).

#### 4.3.2 Προσδιορισμός ταχύτητας απονιτρωδοποίησης (NUR)

Κάθε αερόβια φάση ακολουθείται από την ανοξική φάση, όπου τα ετερότροφα βακτήρια με την παρουσία ενός δότη ηλεκτρονίων ανάγουν τα νιτρώδη σε αέριο άζωτο. Αποσκοπώντας στη διερεύνηση της δραστηριότητας των ετερότροφων βακτηρίων πραγματοποιήθηκαν συνολικά 4 in - situ πειράματα. Τα πειράματα NUR πραγματοποιήθηκαν καθ' όλη τη διάρκεια λειτουργίας του συστήματος ανά τακτά χρονικά διαστήματα, ενώ παράλληλα μελετήθηκε τόσο η δράση της βιομάζας του

IFAS-SBR (αιωρούμενη και προσκολλημένη), όσο και μόνο της αιωρούμενης βιομάζας, όπως ακριβώς και στα πειράματα AUR.

Στην έναρξη κάθε ανοξικής φάσης γινόταν τροφοδοσία συγκεκριμένης ποσότητας οξικού οξέος ως πηγή άνθρακα προκειμένου να είναι δυνατή η πραγματοποίηση της απονιτροδοποίησης και η αναγωγή των νιτρωδών σε αέριο άζωτο. Λόγω του ότι παρατηρήθηκαν υψηλοί ρυθμοί απονιτροδοποίησης, η δειγματοληψία πραγματοποιούνταν 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 καταγράφονταν το pH, το διαλυμένο οξυγόνο και η θερμοκρασία. Τέλος, έπειτα από τον προσδιορισμό του νιτρώδους και νιτρικού αζώτου σε κάθε δείγμα, υπολογιζόταν η ταχύτητα απονιτροδοποίησης μέσω της κλίσης της διακύμανσης του αζώτου και την αναγωγή της ανά γραμμάριο πτητικών στερεών (mgN/gVSS.h).

#### 4.4 Αναλυτικές Μέθοδοι

##### 4.4.1 Προσδιορισμός ολικών αιωρούμενων (TSS) και πτητικών αιωρούμενων στερεών (VSS)

Για τον προσδιορισμό των ολικών αιωρούμενων στερεών (TSS) και των πτητικών αιωρούμενων στερεών (VSS) χρησιμοποιήθηκαν οι κύριες μέθοδοι ανάλυσης όπως αυτές περιγράφονται στη βιβλιογραφία. Η παρακάτω αναφερθείσα διαδικασία περιλαμβάνει τα εξής στάδια: α. διήθηση, β. εξάτμιση, γ. καύση και δ. ζύγιση. Για τις συγκεκριμένες αναλύσεις χρησιμοποιήθηκαν φίλτρα GF/C της εταιρίας Whatman με μέγεθος πόρων 1,2 μm.

Βασιζόμενοι στη μέθοδο APHA 2540 D:2012, αρχικά τα φίλτρα τοποθετούνται σε φούρνο σε θερμοκρασία 550 °C για 20 λεπτά περίπου, ώστε να απομακρυνθεί η υγρασία. Στη συνέχεια και αφού πρώτα παραμείνουν σε αφυγραντήρα για 15 – 20 λεπτά ζυγίζονται και καταγράφεται το βάρος του καθαρού φίλτρου. Μετά, τοποθετούνται σε συσκευή διήθησης, όπου διηθούνται μέσω αυτών γνωστοί όγκοι των προς εξέταση δειγμάτων. Πιο συγκεκριμένα, για τον προσδιορισμό των TSS μέσω



των εκάστοτε φίλτρων διηθούνταν 2,5 ml από τη βιομάζα και 10 – 15 ml από την έξοδο του αντιδραστήρα SBR. Ύστερα, τα φίλτρα αυτά τοποθετούνται σε κλίβανο σε θερμοκρασία 105 °C, για 1,5 – 2 ώρες τουλάχιστον, ώστε να ξηραθούν, ενώ στη συνέχεια τοποθετούνται 15 – 20 λεπτά στον αφυγραντήρα και ζυγίζονται. Η ποσότητα των ολικών αιωρούμενων στερεών υπολογίζεται από την παρακάτω σχέση:

$$TSS = \frac{(M_{105} - M_{K\Phi}) * 10^6}{V} \quad (\text{Εξ. 4.1 – Υπολογισμός TSS})$$

Όπου:

$M_{K\Phi}$ : Μάζα καθαρού φίλτρου (g)

$M_{105}$ : Μάζα φίλτρου μετά τη διήθηση και τη ξήρανση στους 105 °C (g)

V: Όγκος δείγματος που διηθήθηκε (ml)

Για τον υπολογισμό των πτητικών αιωρούμενων στερεών (VSS), σύμφωνα με τη μέθοδο APHA 2540 E:2012 και αφού έχει προηγηθεί η διαδικασία που περιγράφεται παραπάνω για τον υπολογισμό των TSS, το φίλτρο τοποθετείται σε φούρνο στους 550 °C για 20 λεπτά, στη συνέχεια σε αφυγραντήρα για 15 – 20 λεπτά και τέλος ζυγίζεται. Η ποσότητα των πτητικών αιωρούμενων στερεών υπολογίζεται από την παρακάτω σχέση:

$$VSS = \frac{(M_{105} - M_{550}) * 10^6}{V} \quad (\text{Εξ. 4.2 – Υπολογισμός VSS})$$

Όπου:

$M_{550}$ : Μάζα του φίλτρου μετά τους 550 °C (g)

#### 4.4.2 Προσδιορισμός pH και θερμοκρασίας

Ιδιαίτερα σημαντική για τον έλεγχο της καθημερινής λειτουργίας του συστήματος ήταν η μέτρηση του pH και της θερμοκρασίας. Οι δύο αυτές παράμετροι προσδιορίζονταν με χρήση φορητού pHμέτρου τύπου 315i της εταιρίας WTW, τοποθετώντας το ηλεκτρόδιο του εντός του αντιδραστήρα και ενώ αυτός βρισκόταν σε ανάδευση.

#### 4.4.3 Προσδιορισμός διαλυμένου οξυγόνου (DO)

Για τον προσδιορισμό του διαλυμένου οξυγόνου στον αντιδραστήρα χρησιμοποιήθηκε φορητό οξυγονόμετρο Multi 3410 της εταιρίας WTW. Σκοπός της μέτρησης ήταν η εξακρίβωση της ορθής λειτουργίας του συστήματος σε ανοξικές συνθήκες.

#### 4.4.4 Προσδιορισμός νιτρικού αζώτου ( $\text{NO}_3^-$ - 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 αυτό το λόγο, κατά τη διάρκεια λειτουργίας του συστήματος η απουσία συγκεντρώσεων νιτρικού αζώτου στον αντιδραστήρα ήταν απαραίτητη. Για τον υπολογισμό της συγκέντρωσης του νιτρικού αζώτου χρησιμοποιήθηκαν έτοιμα αντιδραστήρια  $\text{NO}_3^-$  - N της εταιρίας HACH με εύρος τιμών 0,3 – 13 mg/L και φασματοφωτόμετρο ορατού φωτός τύπου LANGE DR/2800 της εταιρίας HACH.

Σύμφωνα με τη μέθοδο LANGE LCK 339, η οποία εφαρμόστηκε για τη μέτρηση του νιτρικού αζώτου, μετά τη λήψη και τη διήθηση του δείγματος από τον αντιδραστήρα, τοποθετούνταν 1 ml 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.

#### 4.4.5 Προσδιορισμός νιτρώδους αζώτου ( $\text{NO}_2^-$ - N)

Το νιτρώδες άζωτο, όπως και το νιτρικό, αποτελεί μια οξειδωμένη μορφή του αμμωνιακού αζώτου. Στο σύστημα αποτέλεσε τον κύριο αποδέκτη ηλεκτρονίων, όπου λόγω της παρουσίας αυτότροφων βακτηρίων στον αντιδραστήρα μελετήθηκε η αντίδρασή τους καθώς και οι ρυθμοί απομάκρυνσής τους.

Για τον προσδιορισμό του νιτρώδους αζώτου, χρησιμοποιήθηκαν έτοιμα αντιδραστήρια Nitriver 3 της εταιρίας HACH. Η διαδικασία περιλαμβάνει την προσθήκη έτοιμου αντιδραστηρίου σε 10 ml δείγματος καθώς και τη χρήση φασματοφωτόμετρου για τον προσδιορισμό της συγκέντρωσης αυτού.

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

Το άζωτο συνήθως εμφανίζεται στα ανεπεξέργαστα λύματα υπό μορφή αμμωνίας και οργανικού αζώτου. Για τον προσδιορισμό των ενώσεων αυτών γίνεται χρήση της μεθόδου κατά Kjeldahl για το ολικό άζωτο, καθώς και της μεθόδου Nessler για τον προσδιορισμό του αμμωνιακού αζώτου.

Η μέθοδος Kjeldahl εκτελείται σε δύο στάδια, το στάδιο της χώνευσης του οργανικού υλικού (Στάδιο 1) και το στάδιο της απόσταξης του αμμωνιακού αζώτου (Στάδιο 2). Η μέθοδος αυτή αποσκοπεί στη μετατροπή όλου του οργανικού αζώτου σε αμμωνιακό άζωτο (Στάδιο 1), στην αφαίρεση του αμμωνιακού αζώτου από το δείγμα μέσω της απόσταξης (Στάδιο 2) καταλήγοντας έτσι στη μέτρηση της συνολικής ποσότητας της εκλυόμενης αμμωνίας.

Σύμφωνα με τη μέθοδο APHA 4500-Norg B:2012, το δείγμα αρχικά υπόκειται σε χώνευση στους 350 - 370 °C παρουσία θειικού οξέος και θειικού υδραργύρου. Αυτό έχει ως αποτέλεσμα να παρατηρείται η υδρόλυση οργανικού αζώτου σε αμμωνιακό άζωτο, το οποίο εμφανίζεται ως ίζημα θειικού αμμωνίου, το οποίο είναι διαλυτό στο νερό. Στη συνέχεια κι εφόσον 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.

Ύστερα, 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 10 λεπτά. Ανάλογα με την περιεκτικότητά του σε αμμωνία, το διάλυμα λαμβάνει ένα καφέ – κίτρινο χρώμα με αποτέλεσμα ο προσδιορισμός της συγκέντρωσης του αμμωνιακού αζώτου στο διάλυμα να επιτυγχάνεται φασματομετρικά στα 425 nm. Η τιμή αυτή αποτελεί το ολικό Kjeldahl άζωτο.

Κατά τη μέθοδο APHA 4500-NH<sub>3</sub>B, C:2015 επιτυγχάνεται ο προσδιορισμός μόνο του αμμωνιακού αζώτου, με τοποθέτηση δείγματος 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. Έπειτα, ακολουθεί ομοίως η μέθοδος μέτρησης Nessler, όπως αυτή αναλύθηκε παραπάνω. Η τελική συγκέντρωση προκύπτει από μια καμπύλη βαθμονόμησης, της μορφής  $y = ax + b$ .

#### 4.4.7 Προσδιορισμός Θεικών (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>)

Σύμφωνα με τη μέθοδο USEPA SulfaVer 4 Method 8051, τα θειικά ιόντα στο δείγμα αντιδρούν με το βάριο στο αντιδραστήριο SulfaVer 4 και σχηματίζουν ίζημα θειικού βαρίου. Η ποσότητα θολότητας που σχηματίζεται είναι ανάλογη της συγκέντρωσης των θεικών. Η μέτρηση πραγματοποιείται σε φασματοφωτόμετρο στα 680 nm.

Για τον προσδιορισμό των θεικών στα δείγματα ακολουθούνται τα παρακάτω βήματα:

- *Προετοιμασία δειγμάτων:* Γέμισμα κυψελίδας με 10 ml από το κάθε δείγμα.
- Προσθήκη ενός φακέλου από το αντιδραστήριο σε κάθε κυψελίδα.
- Περιστροφή της κυψελίδας ώστε να αναμιχθεί καλά το δείγμα. Η αδιάλυτη σκόνη δε θα επηρεάσει την ακρίβεια. Εάν υπάρχουν θειικά θα δημιουργηθεί ένα είδος θολερότητας στο δείγμα.
- Ενεργοποιούμε το χρονόμετρο. Αφήνουμε να περάσουν 5 λεπτά πριν πάρουμε τη μέτρηση. Για αυτό το χρονικό διάστημα, αφήνουμε την κυψελίδα να “ξεκουραστεί”.
- Όταν έληξε ο χρόνος, καθαρίσαμε αρχικά το τυφλό δείγμα.
- Τοποθετήσαμε το τυφλό δείγμα στο φασματοφωτόμετρο, ώστε να μηδενίσουμε τη συσκευή.

- Μέσα σε 5 λεπτά από την λήξη του χρόνου, τοποθετούμε την κυψελίδα με το δείγμα στο φασματοφωτόμετρο.
- Τέλος, γίνεται ο προσδιορισμός της συγκέντρωσης των θεικών.

Πριν από την προσθήκη των στραγγιδίων ΧΥΤΑ στη τροφοδοσία του συστήματος IFAS – SBR ήταν απαραίτητος ο χαρακτηρισμός τους. Για αυτό το λόγο, πραγματοποιήθηκαν επιπρόσθετα οι παρακάτω αναλύσεις:

#### 4.4.8 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 είναι δυνατόν να προσδιοριστεί το οργανικό φορτίο των λυμάτων είτε αυτό είναι βιοαποικοδομήσιμο είτε όχι. Η μέθοδος βασίζεται στην οξείδωση των οργανικών ενώσεων σε  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{NH}_4^{+1}$ ,  $\text{PO}_4^{-3}$ ,  $\text{SO}_4^{-3}$  και του διχρωμικού ανιόντος ( $\text{Cr}^{+6}$ ) σε χρωμικό ( $\text{Cr}^{+3}$ ). Για να πραγματοποιηθεί αυτή η διεργασία απαιτείται όξινο περιβάλλον με προσθήκη 50%  $\text{H}_2\text{SO}_4$ , παρουσία καταλύτη  $\text{Ag}_2\text{SO}_4$ , καθώς και χώνευση σε θερμοκρασία 150 °C για 2 ώρες.

Για τις αναλύσεις COD χρησιμοποιήθηκαν:

- Έτοιμα αντιδραστήρια COD της εταιρίας HACH με εύρος τιμών 15 - 150 mg/L και 150 – 1.000 mg/L
- Συσκευή χώνευσης της εταιρίας HACH
- Φασματοφωτόμετρο ορατού φωτός τύπου LANGE DR/2800 της εταιρίας HACH
- Συσκευή διήθησης για τον προσδιορισμό του διαλυτού COD
- Μembrάνες Whatman με μέγεθος πόρων 0,45 μm για τον προσδιορισμό του διαλυτού COD

Σύμφωνα με τη μέθοδο APHA 5220 D:2012, η διαδικασία περιλαμβάνει την τοποθέτηση 2 ml δείγματος σε φιαλίδια με έτοιμα αντιδραστήρια για τον προσδιορισμό του ολικού COD και 2 ml διηθημένου από μεμβράνη (0,45 μm) δείγματος για τον προσδιορισμό του διαλυτού COD. Στη συνέχεια, αφού

ανακινήθουν τα φιαλίδια τοποθετούνται σε σευσκευή χώνευσης για 2 ώρες στους 150 °C. Τέλος, κι εφόσον έχει ολοκληρωθεί η χώνευση και τα φιαλίδια αποκτήσουν θερμοκρασία περιβάλλοντος τοποθετούνται σε φασματοφωτόμετρο, το οποίο αποδίδει τις συγκεντρώσεις COD κάθε δείγματος σε mg/L.

#### 4.4.9 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 αυτό το λόγο, ο προσδιορισμός του ολικού φωσφόρου, ο οποίος περιλαμβάνει και τις τρεις μορφές φωσφόρου (ορθοφωσφορικά, πολυφωσφορικά και οργανικό φώσφορο) πραγματοποιείται σε δύο στάδια. Το πρώτο στάδιο περιλαμβάνει το στάδιο της χώνευσης του οργανικού φωσφόρου και των πολυφωσφορικών με σκοπό τη 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, όπου κάτω από αυτές τις συνθήκες η οργανική ύλη οξειδώνεται σε  $\text{CO}_2$  και  $\text{H}_2\text{O}$ , ενώ ο φώσφορος που περιέχεται στην οργανική ύλη και στις πολυφωσφορικές αλυσίδες, υδρολύεται σε ορθοφωσφορικά. Η συγκέντρωση των ορθοφωσφορικών, πραγματοποιείται σύμφωνα με τη μέθοδο του Ασκορβικού Οξέος.

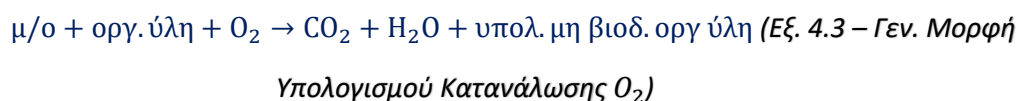
Σύμφωνα με τη μέθοδο του Ασκορβικού Οξέος, μείγμα Ammonium Molybdate και Potassium Antimonyl – Tartrate αντιδρούν κάτω από όξινες συνθήκες και παράγουν μία σύμπλοκη ένωση, Ammonium Phospho – Molybdate. Παρουσία ασκορβικού οξέος, το μολυβδένιο που περιέχεται στην ένωση, ανάγεται σε ελεύθερο μολυβδένιο, το οποίο δίνει μια μπλε απόχρωση στο διάλυμα. Τελικά, η απόχρωση 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, πραγματοποιήθηκε σύμφωνα με την πρότυπη μέθοδο 4500 – PE Ascorbic Acid του Standard Methods. Κατά το στάδιο της χώνευσης, δείγμα κατάλληλου όγκου και αραιωμένου στα 50 ml, υπόκειται σε βρασμό παρουσία μιας σταγόνας θειικού οξέος κανονικότητας 11N και περίπου 0,4 g Ammonium Persulfate. Εφόσον, το δείγμα βράσει και παραμείνει στη φιάλη ποσότητα περίπου 10 με 15 ml, προστίθεται απιονισμένο νερό έως τα 50 ml και μία σταγόνα Phenolphthalein. Στη συνέχεια, 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 50 ml, προκειμένου η τελική συγκέντρωση PO<sub>4</sub> – P να κυμαίνεται στο εύρος 0.1 - 1 mg/L. Ύστερα, προστίθεται στο δείγμα ποσότητα 8 ml από τα ανάμεικτα αντιδραστήρια, όπου μετά το πέρας 10 min, ολοκληρώνεται η διαδικασία με φασματομέτρηση σε μήκος κύματος 890 nm.

#### 4.4.10 Προσδιορισμός Βιοχημικά Απαιτούμενου Οξυγόνου (BOD)

Το βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνο (BOD) εκφράζει την απαίτηση σε mg/l οξυγόνου για την αποδόμηση των οργανικών ενώσεων που περιέχονται στα λύματα από μικροοργανισμούς. Το BOD δεν χαρακτηρίζει το σύνολο των οργανικών ενώσεων που περιέχονται στα λύματα, αλλά μόνο το ποσοστό αυτών που είναι δυνατόν να βιοαποικοδομηθούν. Το σύνολο των βιοχημικών αντιδράσεων που καταναλώνουν οξυγόνο κατά την αερόβια πλήρη διάσπαση της οργανικής ύλης από αερόβιους μ/ο μπορεί να απεικονισθεί από την παρακάτω γενικευμένη αντίδραση:



Οι αναλύσεις εκτελούνται σε σταθερές συνθήκες (θερμοκρασία ίση με 20 °C, pH = 7,2) και θεωρητικά απαιτείται ένα πολύ μεγάλο χρονικό διάστημα για την πλήρη οξείδωση όλης της βιοδιασπάσιμης οργανικής ύλης. Πρακτικά, η ολοκλήρωση των αναλύσεων θεωρείται ότι επιτυγχάνεται εντός 20 ημερών. Ένα σημαντικό ποσοστό της βιοχημικής απαίτησης οξυγόνου ικανοποιείται εντός 5 ημερών. Για αυτό το λόγο,

έχει υιοθετηθεί να μετριέται η ποσότητα του οξυγόνου που καταναλώνεται εντός 5 ημερών (BOD<sub>5</sub>). Στην περίπτωση αστικών λυμάτων το BOD<sub>5</sub> είναι περίπου το 60 – 80% του ολικού BOD.

Καθώς η ανάλυση αποσκοπεί στη μέτρηση όλης της βιοδιασπάσιμης οργανικής ύλης όλοι οι άλλοι παράγοντες που μπορούν να επιδράσουν στο ρυθμό (π.χ. διαλυμένο οξυγόνο, θρεπτικά ιχνοστοιχεία) ή στο βαθμό βιοδιάσπασης (θερμοκρασία, pH, κ.λπ.) πρέπει να μην είναι περιοριστικοί και για λόγους σύγκρισης να διατηρούνται σταθεροί.

Για τη διασφάλιση των αερόβιων συνθηκών κατά τη διάρκεια των αναλύσεων, η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου (DO) θα πρέπει μετά την ολοκλήρωση των μετρήσεων να ισούται κατ' ελάχιστο με 1 mg/l. Για την εξασφάλιση μιας στατιστικά σημαντικής κατανάλωσης οξυγόνου η ελάχιστη επιτρεπόμενη μείωση της συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου θα πρέπει να είναι περίπου 2 mg/l. Συνεπώς, θεωρώντας ότι οι αναλύσεις επιτελούνται σε σταθερή θερμοκρασία 20 °C και ότι σε αυτή τη θερμοκρασία η συγκέντρωση κορεσμού του DO είναι περίπου 9 mg/l προκύπτει ότι, το διάστημα μείωσης του DO κατά τη διάρκεια των αναλύσεων κυμαίνεται από 2 – 8 mg/l. Επομένως, και η αντίστοιχη μέγιστη τιμή μέτρησης οργανικού φορτίου ως BOD θα ισούται με 8 mg/l για μη αραιωμένα δείγματα. Αυτό έχει ως αποτέλεσμα ότι, για τα περισσότερα μη επεξεργασμένα ή πρωτοβάθμια επεξεργασμένα λύματα όπου οι τιμές του BOD κυμαίνονται μεταξύ 100 - 350 mg/l θα απαιτείται σημαντική αραιώση. Η αραιώση πραγματοποιείται με απιονισμένο νερό εμπλουτισμένο ανόργανα θρεπτικά στοιχεία που είναι απαραίτητα για τους μ/ο και για τη διατήρηση του pH σε φυσιολογικές για την ανάπτυξη των μ/ο τιμές (pH = 7,2).

Κατά τη διάρκεια των μετρήσεων, οι οργανικές ενώσεις που περιέχουν άζωτο υδρολύονται με αποτέλεσμα να ελευθερώνεται αμμωνία που μαζί με την ελεύθερη αμμωνία που περιέχεται ήδη στο δείγμα μπορεί να οξειδωθεί από αυτοτροφικούς αερόβιους μικροοργανισμούς σε νιτρικά συμβάλλοντας έτσι στη σημαντική αύξηση του βιοχημικά απαιτούμενου οξυγόνου που όμως δε σχετίζεται με τη βιοδιάσπαση οργανικών ενώσεων. Η ποσότητα του οξυγόνου που καταναλώνεται υπολογίζεται



από την παρακάτω αντίδραση όταν είναι γνωστή η συνολική ποσότητα του αμμωνιακού αζώτου:

$\mu/\text{o} + \text{NH}_4 + \text{O}_2 \rightarrow 2\text{NO}_3 + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+ + \text{αύξηση } \mu/\text{o}$  (Εξ. 4.4– Υπολογισμός Κατανάλωσης  $\text{O}_2$ )

Ο βαθμός νιτροποίησης της αμμωνίας εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από την ποσότητα των νιτροποιητών που περιέχονται στο προς ανάλυση δείγμα ή στο νερό αραίωσης.

Για τις αναλύσεις BOD χρησιμοποιήθηκαν:

- Ρυθμιστικό διάλυμα φωσφορικών για τη διατήρηση του  $\text{pH} = 7,2$
- Διάλυμα θειικού μαγνησίου
- Διάλυμα χλωριούχου ασβεστίου
- Διάλυμα χλωριούχου σιδήρου
- Allylthiourea

Σύμφωνα με τη μέθοδο APHA 5210 D:2012, για τον προσδιορισμό του BOD στα δείγματα ακολουθούνται τα παρακάτω βήματα:

- Αραίωση των δειγμάτων στα μπουκάλια του BOD. Για κάθε δείγμα πραγματοποιούνται δύο διαφορετικές αραιώσεις.
- Μέτρηση του DO αρχικά στα δείγματα.
- Πλήρωση των μπουκαλιών του BOD, ώστε να μην υπάρχει κίνδυνος παγίδευσης αέρα στο μπουκάλι.
- Προσθήκη ποσότητας  $\mu/\text{o}$  (περίπου 1 ml) σε δείγματα που δεν περιέχουν μικροοργανισμούς.
- Τοποθέτηση των μπουκαλιών του BOD στον επωαστήρα στους  $20\text{ }^\circ\text{C}$ .
- Μετά από 5 ημέρες, πραγματοποιείται μέτρηση της συγκέντρωσης του οξυγόνου σε κάθε μπουκάλι.
- Για έλεγχο πραγματοποιείται μέτρηση της απαίτησης σε οξυγόνο ενός τυφλού δείγματος. Το δείγμα αυτό πρέπει να παρουσιάζει μείωση του διαλυμένου οξυγόνου μικρότερη των  $0,2\text{ mg/l}$ .

- Προσδιορισμός της σταθεράς κατανάλωσης οξυγόνου  $k_e$ . Προετοιμασία 3 μπουκαλιών BOD με κατάλληλη αραίωση ανάλογα με το δείγμα. Κάθε ημέρα θα πραγματοποιείται μέτρηση της συγκέντρωσης οξυγόνου σε ένα μπουκάλι, ώστε να είναι δυνατό να υπολογιστεί το  $BOD_1$ ,  $BOD_4$ ,  $BOD_5$  και  $BOD_7$  για κάθε δείγμα.

Η τιμή του BOD σε κάθε δείγμα προσδιορίζεται από την ακόλουθη σχέση στην περίπτωση των δειγμάτων όπου δεν έχει προστεθεί ποσότητα  $\mu/o$ :

$$BOD = (DO_{\alpha\rho\chi\iota\kappa\omicron} - DO_{\tau\epsilon\lambda\iota\kappa\omicron}) \times \alpha\rho\alpha\iota\omega\sigma\eta \left(\frac{mg}{l}\right) \quad (E\xi. 4.5 - \text{Υπολογισμός οργ. φορτίου BOD})$$

Στην περίπτωση που στο δείγμα έχει προστεθεί κάποια ποσότητα  $\mu/o$  η τιμή του BOD προσδιορίζεται από την παρακάτω σχέση:

$$BOD = \left\{ (DO_{\alpha\rho\chi\iota\kappa\omicron} - DO_{\tau\epsilon\lambda\iota\kappa\omicron})_{\delta\epsilon\iota\gamma\mu\alpha} - (DO_{\alpha\rho\chi\iota\kappa\omicron} - DO_{\tau\epsilon\lambda\iota\kappa\omicron})_{\tau\upsilon\phi\lambda\omicron} \right\} \times \alpha\rho\alpha\iota\omega\sigma\eta \left(\frac{mg}{l}\right) \quad (E\xi. 4.6 - \text{Υπολογισμός οργ. φορτίου BOD})$$

#### 4.4.11 Προσδιορισμός προσκολλημένης βιομάζας στους βιοφορείς

Αρχικά, γίνεται τυχαία επιλογή 10 βιοφορέων μέσα από τον αντιδραστήρα IFAS – SBR. Αφότου μπήκαν σε φόρμες αλουμινίου, τοποθετήθηκαν σε εργαστηριακό φούρνο θερμοκρασίας 105 °C για περίπου 24 ώρες. Μετά το πέρας των 24 ωρών, τοποθετήθηκαν σε αφυγραντήρα ώσπου να αποκτήσουν θερμοκρασία περιβάλλοντος.

Έπειτα, οι βιοφορείς ζυγίστηκαν σε εργαστηριακό ζυγό ακριβείας και καταγράφηκε το βάρος αυτών ( $M_1$ ). Ακολούθησε η τοποθέτησή τους σε γυάλινους περιέκτες με καθαρό νερό, όγκου περίπου 300 – 400 ml, με σκοπό να ξεπλυθούν. Η διαδικασία του ξεπλύματος, πραγματοποιήθηκε 3 φορές. Επιπροσθέτως, ξεπλύθηκε ο κάθε ένας από τους βιοφορείς κάτω από τρεχούμενο νερό, με σκοπό την επίτευξη όσο το δυνατόν καλύτερης αποκόλλησης της βιομάζας που είχε μείνει.

Τοποθετήθηκαν ξανά στο φούρνο των 105 °C για περίπου 24 ώρες. Έγινε επανάληψη της διαδικασίας ζύγισης στον εργαστηριακό ζυγό ακριβείας και καταγράφηκε το βάρος των βιοφορέων ( $M_2$ ). Τέλος, προσδιορίστηκε η συγκέντρωση της βιομάζας στους βιοφορείς κατά μέσο όρο, σύμφωνα με τη σχέση που παρουσιάζεται παρακάτω:

$$\Delta M = M_1 - M_2 \quad (\text{Εξ. 4.7 – Προσδιορισμός προσκολλημένης βιομάζας})$$

#### 4.4.12 Ισοζύγιο μάζας αζώτου

Για κάθε περίοδο λειτουργίας του συστήματος IFAS – SBR προσδιορίστηκε το ισοζύγιο μάζας αζώτου. Ο υπολογισμός αυτός πραγματοποιήθηκε λαμβάνοντας υπόψη το άζωτο που εισήλθε στο σύστημα μέσω των στραγγιδίων αφυδάτωσης αρχικά, ενώ στη συνέχεια μέσω των στραγγιδίων ΧΥΤΑ, 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 του αζώτου που εισέρχεται στο σύστημα αποτελείται αποκλειστικά από το άζωτο που περιέχεται στα τροφοδοτούμενα στραγγίδια:

$$\text{Άζωτο εισόδου} = \text{Παροχή} * \text{Συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου στραγγιδίων} \quad (\text{Εξ. 4.8})$$

Θεωρείται ότι, το ποσοστό αζώτου στη βιομάζα ( $F_n$ ) είναι 8%. Το συνολικό άζωτο που απομακρύνθηκε από τον αντιδραστήρα, είτε μέσω βιοχημικών διεργασιών, είτε ως επεξεργασμένο υγρό και περίσσεια ιλύς περιγράφεται αναλυτικά από τις ακόλουθες εξισώσεις:

$$\begin{aligned} \text{Άζωτο εκροής} &= \text{Μάζα } \text{NH}_4^+ - \text{N} + \text{Μάζα } \text{NO}_x^- - \text{N} + \text{Μάζα αζώτου στα στερεά} \\ &= (Q * \text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{OUT}}) + (Q * \text{NO}_x^- - \text{N}_{\text{OUT}}) + (Q * \text{VSS}_{\text{OUT}} * F_n) \quad (\text{Εξ. 4.9}) \end{aligned}$$

$$\text{Άζωτο περίσσεια ιλύς} = \text{Μάζα αζώτου στα στερεά} = \frac{\text{VSS}_{\text{OUT}} * Q + W * \text{VSS}}{\text{VSS}} * \text{VSS} * F_n \quad (\text{Εξ. 4.10})$$

$$\text{Άζωτο που απονιτροποιήθηκε} = \text{NUR} * \text{VSS} * \text{Ανοξικός χρόνος} * \text{Όγκος αντιδραστήρα} \quad (\text{Εξ. 4.11})$$

## 5 Παρουσίαση και ανάλυση των πειραματικών αποτελεσμάτων

### 5.1 Εισαγωγή

Η παρούσα μεταπτυχιακή εργασία εξετάζει την αποτελεσματικότητα ενός αντιδραστήρα IFAS – SBR στην επεξεργασία στραγγιδίων αφυδάτωσης ιλύος, καθώς και στραγγιδίων ΧΥΤΑ. Η λειτουργία του εργαστηριακού αυτού συστήματος στόχευε στην απομάκρυνση του αζωτούχου φορτίου, αρχικά από στραγγίδια αφυδάτωσης ιλύος που έχει υποστεί αναερόβια χώνευση και στη συνέχεια από στραγγίδια ΧΥΤΑ, μέσω της βιοχημικής οδού νιτρωδοποίησης –απονιτρωδοποίησης.

Η διάρκεια λειτουργίας του συστήματος, όπως έχει αναφερθεί παραπάνω ήταν 310 ημέρες και χωρίστηκε σε 3 διαφορετικές περιόδους, ανάλογα με τη φόρτιση αζώτου, αλλά και την ποιότητα των στραγγιδίων με τα οποία τροφοδοτούνταν ο αντιδραστήρας:

- 1<sup>η</sup> περίοδος (166 ημέρες):  $NRL = 0,49 \pm 0,15 \text{ kg N/ m}^3 \cdot \text{d}$  και τροφοδοσία με στραγγίδια αφυδάτωσης από την ΕΕΛ Ψυττάλειας
- 2<sup>η</sup> περίοδος (16 ημέρες):  $NRL = 0,25 \pm 0,05 \text{ kg N/ m}^3 \cdot \text{d}$  και τροφοδοσία με στραγγίδια ΧΥΤΑ των Άνω Λιουσίων χωρίς αραίωση
- 3<sup>η</sup> περίοδος (128 ημέρες):  $NRL = 0,34 \pm 0,09 \text{ kg N/ m}^3 \cdot \text{d}$  και τροφοδοσία με στραγγίδια ΧΥΤΑ των Άνω Λιουσίων με αραίωση 1:2

Στο κεφάλαιο αυτό, θα παρουσιαστούν οι συνθήκες λειτουργίας του αντιδραστήρα (Πίνακας 5.1) κατά τη διάρκεια λειτουργίας του, καθώς και η αποτελεσματικότητά του βάσει της απόδοσής του ως προς την απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου από τα στραγγίδια ΧΥΤΑ, με βάση την καθημερινή λειτουργία του συστήματος.

Ακόμη, θα αναλυθούν 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, με σκοπό τον προσδιορισμό των ταχυτήτων νιτρωδοποίησης και απονιτρωδοποίησης.

Τέλος, θα γίνει αναφορά στην ανάπτυξη αιωρούμενης και προσκολλημένης βιομάζας, αλλά και στην επίδραση αυτής τόσο στις διεργασίες όσο και στη συνολική λειτουργία του συστήματος, συγκρίνοντας τους ρυθμούς νιτρωδοποίησης και απονιτρωδοποίησης που προσδιορίστηκαν από τα in – situ και ex – situ πειράματα batch.

*Πίνακας 5.1: Λειτουργικά Χαρακτηριστικά αντιδραστήρα IFAS – SBR*

|                                    | <b>1<sup>η</sup> περίοδος<br/>(07/09/2020 –<br/>22/02/2021)<br/>στραγγίδια<br/>αφυδάτωσης από την<br/>ΕΕΛ Ψυτάλειας</b> | <b>2<sup>η</sup> περίοδος<br/>(23/02/2021 –<br/>10/03/2021)<br/>στραγγίδια ΧΥΤΑ<br/>χωρίς αραίωση</b> | <b>3<sup>η</sup> περίοδος<br/>(11/03/2021 –<br/>17/07/2021)<br/>στραγγίδια ΧΥΤΑ με<br/>αραίωση 1:2</b> |
|------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Όγκος (L)</b>                   | 25                                                                                                                      | 25                                                                                                    | 25                                                                                                     |
| <b>SRT (d)</b>                     | 10 - 14                                                                                                                 | 10 - 14                                                                                               | 10 - 14                                                                                                |
| <b>NLR (kg N/ m<sup>3</sup>.d)</b> | 0,49 ± 0,15                                                                                                             | 0,25 ± 0,05                                                                                           | 0,34 ± 0,09                                                                                            |
| <b>MLSS (mg/L)</b>                 | 7.516 ± 1.795                                                                                                           | 8.431 ± 1.190                                                                                         | 6.574 ± 1.373                                                                                          |
| <b>MLVSS (mg/L)</b>                | 5.517 ± 1.155                                                                                                           | 5.615 ± 406                                                                                           | 4.784 ± 991                                                                                            |
| <b>Θερμοκρασία (°C)</b>            | 21.7 ± 1.2                                                                                                              | 20 ± 2.4                                                                                              | 21.6 ± 2.0                                                                                             |
| <b>DO (mg/L)</b>                   | 1,5 – 4,5                                                                                                               | 1,5 – 4,5                                                                                             | 1,5 – 4,5                                                                                              |

Σύμφωνα με τον Πίνακα 5.1, η θερμοκρασία του ανάμικτου υγρού στον αντιδραστήρα κυμάνθηκε από 20 °C μέχρι 21.7 °C, ενώ η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου στις αερόβιες φάσεις του κύκλου ήταν μεταξύ 1,5 και 4,5 mg/L καθ' όλη τη διάρκεια της πειραματικής διαδικασίας.

Τέλος, σύμφωνα με τον Πίνακα 5.1, η μέση συγκέντρωση των ολικών αιωρούμενων στερεών του ανάμικτου υγρού ήταν 7.516 mg/L κατά τη διάρκεια της 1<sup>ης</sup> περιόδου, ενώ κατά τη διάρκεια της 2<sup>ης</sup> και 3<sup>ης</sup> περιόδου ήταν 8.431 mg/L και 6.574 mg/L αντίστοιχα. Αυτό οφειλόταν στο ότι, σχεδόν σε καθημερινή βάση αφαιρούσαμε περίπου 1,5 – 3 L περίσσεια ιλύος για να διατηρείται η ηλικία της ιλύος στα επιθυμητά επίπεδα (10 -14 d), αλλά και στο πόσο καλά λειτουργούσε η καθίζηση.

### 5.1.1 Χαρακτηριστικά στραγγιδίων ΧΥΤΑ

Όπως έχει αναφερθεί παραπάνω, κατά τη διάρκεια της 2<sup>ης</sup> και 3<sup>ης</sup> περιόδου λειτουργίας του συστήματος IFAS – SBR, ο αντιδραστήρας τροφοδοτούνταν με στραγγίδια ΧΥΤΑ από το παλιό κύτταρο του ΧΥΤΑ Άνω Λιοσίων στην Αττική. Στον Πίνακα 5.2 παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις των διάφορων φυσικοχημικών χαρακτηριστικών των στραγγιδίων ΧΥΤΑ, σύμφωνα με τις ημερομηνίες όπου προμηθεύτηκε το εργαστήριο τα στραγγίδια ΧΥΤΑ, δηλαδή στις 15/01/2021 και στις 14/05/2021.

Πίνακας 5.2: Φυσικοχημικά Χαρακτηριστικά στραγγιδίων ΧΥΤΑ

| Φυσικοχημικά Χαρακτηριστικά             | Τιμές στραγγιδίων (15/01/2021) | Τιμές στραγγιδίων (14/05/2021) |
|-----------------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| Ολικά Στερεά TS (mg/L)                  | 19.084                         | 20.980                         |
| Ολικά Πτητικά Στερεά VS (mg/L)          | 5.394                          | 7.760                          |
| Διαλυτά ολικά στερεά TDS (mg/L)         | 18.472                         | 19.740                         |
| Διαλυτά πτητικά στερεά VDS (mg/L)       | 6.120                          | 6.590                          |
| Ολικά Αιωρούμενα Στερεά TSS (mg/L)      | 97                             | 117                            |
| Πτητικά Αιωρούμενα Στερεά VSS (mg/L)    | 81                             | 90                             |
| BOD <sub>5</sub> (mg/L)                 | -                              | 4.070                          |
| COD (mg/L)                              | 16.900                         | 17.700                         |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - N (mg/L) | 2.360                          | 3.700                          |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> - N (mg/L) | 62,05                          | 57                             |
| NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> - N (mg/L) | 0                              | 0                              |
| PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> - P (mg/L) | 24                             | 28                             |
| pH                                      | -                              | 8,3                            |
| Αλκαλικότητα (mg CaCO <sub>3</sub> /L)  | 30.000                         | 16.950                         |
| Αγωγιμότητα (ms/cm)                     | -                              | 35,6                           |

Συγκρίνοντας τις τιμές του Πίνακα 5.2 με εκείνες που παρουσιάζονται στους Πίνακες 2.1 και 2.2, παρατηρείται ότι, οι συγκεντρώσεις των φυσικών και χημικών χαρακτηριστικών των στραγγιδίων ΧΥΤΑ που χρησιμοποιήθηκαν κατά την πειραματική διαδικασία εμπεριέχονται στο εύρος τιμών που δίνεται από τη βιβλιογραφία. Η μόνη διαφορά που διαπιστώθηκε είναι στις συγκεντρώσεις των ολικών στερεών (TS) των στραγγιδίων, καθώς οι τιμές που παρουσιάζονται στη

βιβλιογραφία είναι περίπου 3 φορές μικρότερες από τις τιμές των ολικών στερεών που προσδιορίστηκαν στα στραγγίδια ΧΥΤΑ βάσει των πειραματικών αναλύσεων. Αυτό μπορεί να οφείλεται στη σύσταση των απορριμμάτων που εναποτίθενται στο συγκεκριμένο κύτταρο, στις καιρικές συνθήκες, στην ηλικία του κυττάρου, αλλά και από ποιο κανάλι συλλογής έχουν παρθεί τα στραγγίδια. Τα στραγγίδια ΧΥΤΑ που χρησιμοποιήθηκαν για την εκπόνηση της παρούσας εργασίας, σύμφωνα με τις τιμές των φυσικοχημικών χαρακτηριστικών τους και σε συσχέτιση με τις τιμές από τη βιβλιογραφία, θεωρούνται στραγγίδια ώριμης ηλικίας.

Αυτό που χαρακτηρίζει κυρίως τα στραγγίδια τα οποία προέρχονται από ΧΥΤΑ είναι η τοξικότητά τους λόγω των υψηλών συγκεντρώσεων σε βαρέα μέταλλα. Στον Πίνακα 5.3 παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις σε βαρέα μέταλλα και μεταλλοειδή των στραγγιδίων ΧΥΤΑ που χρησιμοποιήθηκαν στην παρούσα εργασία, σύμφωνα με τις ημερομηνίες όπου προμηθεύτηκε το εργαστήριο τα στραγγίδια ΧΥΤΑ, δηλαδή στις 15/01/2021 και στις 14/05/2021.

*Πίνακας 5.3: Συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων για στραγγίδια ΧΥΤΑ*

| <b>Βαρέα Μέταλλα</b> | <b>Συγκέντρωση (15/01/2021)</b> | <b>Συγκέντρωση (14/05/2021)</b> |
|----------------------|---------------------------------|---------------------------------|
| <b>Ba (μg/L)</b>     | 350                             | -                               |
| <b>As (μg/L)</b>     | 880                             | 810                             |
| <b>Cd (μg/L)</b>     | 1,2                             | < 2,5                           |
| <b>Co (μg/L)</b>     | 91                              | 94                              |
| <b>Mn (μg/L)</b>     | 43                              | 51                              |
| <b>Mo (μg/L)</b>     | 34                              | 37                              |
| <b>Pb (μg/L)</b>     | 26                              | 23                              |
| <b>Ni (μg/L)</b>     | 620                             | 660                             |
| <b>Fe (μg/L)</b>     | 9.100                           | 8.900                           |
| <b>Hg (μg/L)</b>     | 2,4                             | 4,1                             |
| <b>Cu (μg/L)</b>     | 3.200                           | 52                              |
| <b>Cr (μg/L)</b>     | 2.100                           | 2.000                           |
| <b>Zn (μg/L)</b>     | 480                             | 500                             |
| <b>Sb (μg/L)</b>     | -                               | 55                              |

Συγκρίνοντας τις τιμές του Πίνακα 5.3 με εκείνες που παρουσιάζονται στον Πίνακα 2.3, παρατηρείται ότι οι συγκεντρώσεις των βαρέων μετάλλων των στραγγιδίων ΧΥΤΑ που χρησιμοποιήθηκαν κατά την πειραματική διαδικασία εμπεριέχονται στο εύρος τιμών που δίνεται από τη βιβλιογραφία. Ακόμη, παρατηρείται η σημαντική συγκέντρωση αρσενικού το οποίο θεωρείται ιδιαίτερα τοξικό μεταλλοειδές. Υψηλές συγκεντρώσεις εμφανίζουν επίσης το χρώμιο και ο σίδηρος.

## 5.2 Αποτελέσματα καθημερινής λειτουργίας συστήματος IFAS – SBR

### 5.2.1 Απομάκρυνση αζώτου

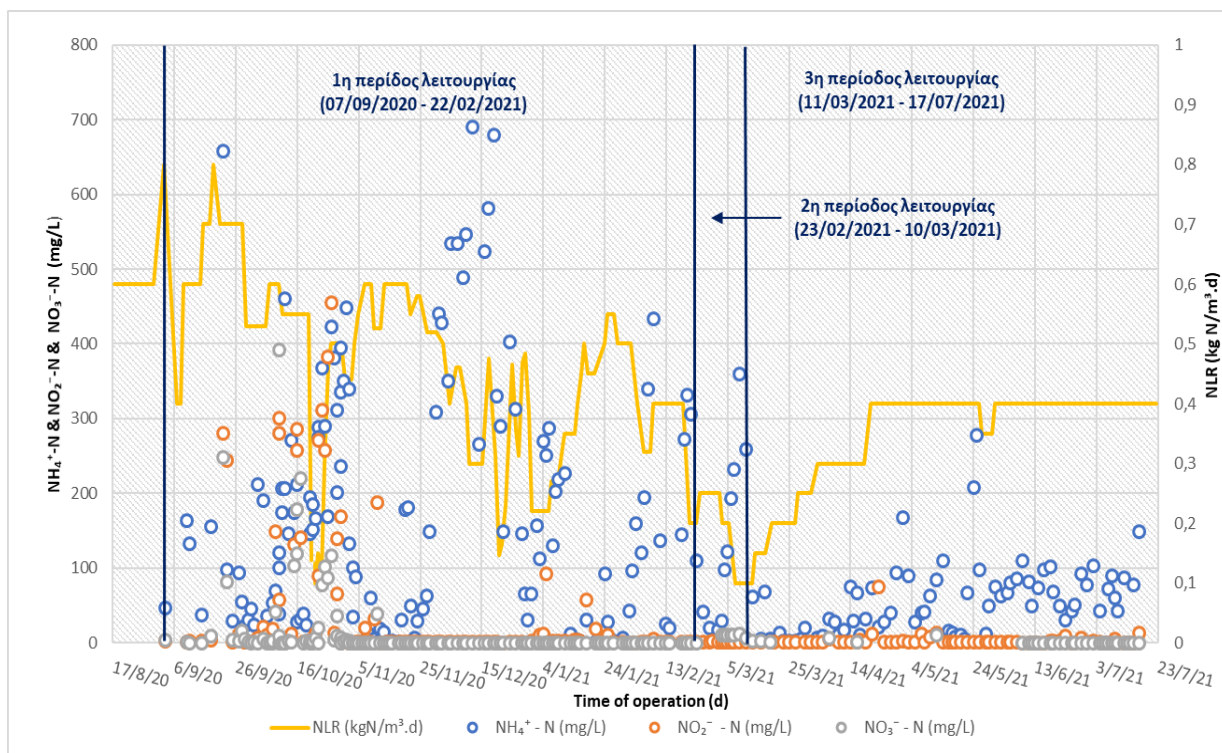
Η καθημερινή παρακολούθηση του συστήματος IFAS – SBR οδηγεί σε ενδιαφέροντα αποτελέσματα σχετικά με την αποτελεσματικότητά του στην απομάκρυνση του αμμωνιακού και ολικού αζώτου τόσο των στραγγιδίων αφυδάτωσης όσο και των στραγγιδίων ΧΥΤΑ. Η λειτουργία του συστήματος, καθώς και η παρουσίαση των αποτελεσμάτων χωρίστηκε στις 3 περιόδους λειτουργίας του, ενώ θα πρέπει να τονιστεί ότι ανά περιόδους στα στραγγίδια αφυδάτωσης και εν συνεχεία στα στραγγίδια ΧΥΤΑ προστέθηκε επιπλέον διάλυμα χλωριούχου αμμωνίου, ώστε να επιτευχθεί το επιθυμητό NLR. Στον Πίνακα 5.4 παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις αμμωνιακού, νιτρώδους και νιτρικού αζώτου που μετρήθηκαν στην έξοδο του συστήματος, αλλά και ο βαθμός απομάκρυνσής του ολικού και του αμμωνιακού αζώτου για τις τρεις περιόδους λειτουργίας του συστήματος.

*Πίνακας 5.4: Συγκεντρώσεις αζώτου στην έξοδο του συστήματος και ποσοστά απομάκρυνσης*

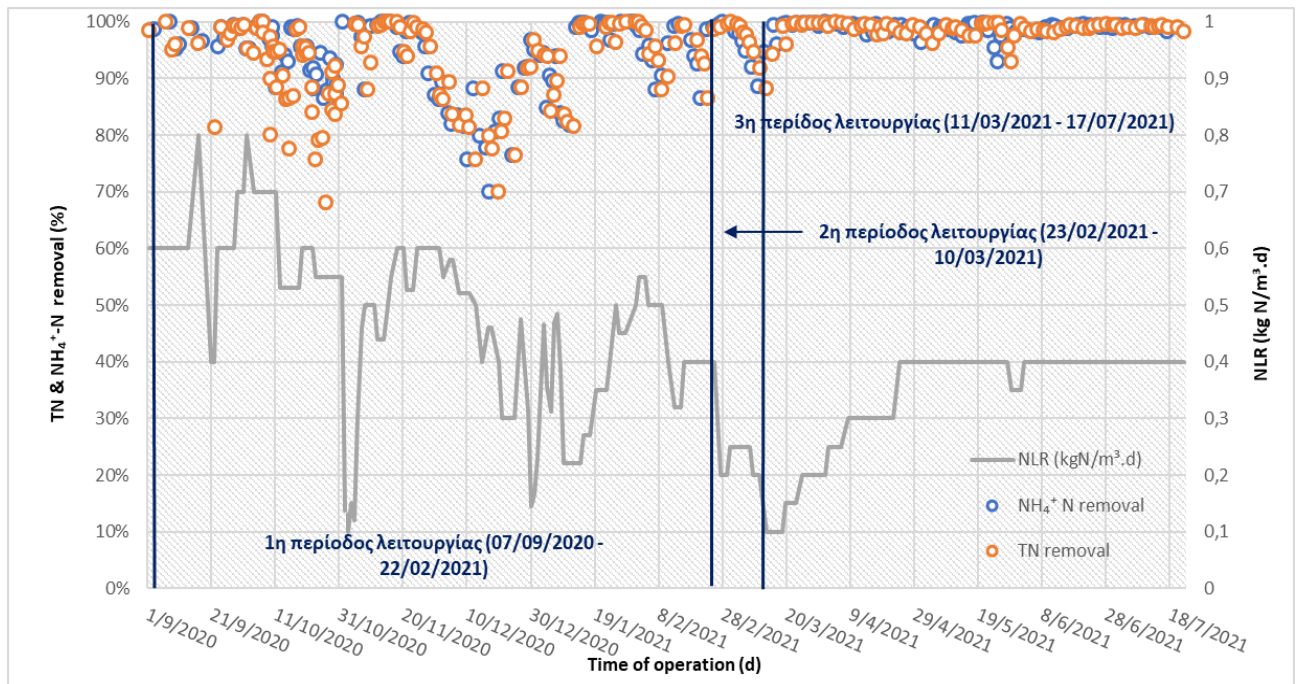
|                                                   | <b>1<sup>η</sup> περίοδος<br/>(07/09/2020 –<br/>22/02/2021)<br/>στραγγίδια<br/>αφυδάτωσης από την<br/>ΕΕΛ Ψυττάλειας</b> | <b>2<sup>η</sup> περίοδος<br/>(23/02/2021 –<br/>10/03/2021)<br/>στραγγίδια ΧΥΤΑ<br/>χωρίς αραιώση</b> | <b>3<sup>η</sup> περίοδος<br/>(11/03/2021 –<br/>17/07/2021)<br/>στραγγίδια ΧΥΤΑ με<br/>αραιώση 1:2</b> |
|---------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - N (mg/L)</b>      | 171,8 ± 166,7                                                                                                            | 122,2 ± 105,4                                                                                         | 57,9 ± 54                                                                                              |
| <b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup> - N (mg/L)</b>      | 38,6 ± 90                                                                                                                | 0,7 ± 0,5                                                                                             | 2,6 ± 9,3                                                                                              |
| <b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N (mg/L)</b>      | 31 ± 70                                                                                                                  | 10,5 ± 0,45                                                                                           | 4,1 ± 3,5                                                                                              |
| <b>TN removal (%)</b>                             | 90 ± 13                                                                                                                  | 98 ± 2                                                                                                | 99 ± 0,01                                                                                              |
| <b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - N removal (%)</b> | 92 ± 12                                                                                                                  | 98 ± 2                                                                                                | 99 ± 0,01                                                                                              |



Στην έξοδο του συστήματος η μέση συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου που παρατηρήθηκε για την εκάστοτε περίοδο λειτουργίας ήταν 171.8, 122.2 και 57.9 mg N/L αντίστοιχα, ενώ το νιτρώδες και νιτρικό άζωτο στην έξοδο του αντιδραστήρα δεν υπερβαίνει τα 10 mg/L, εκτός από ελάχιστες περιπτώσεις που φτάνει τιμές μεταξύ 100 – 120 mg/L.



Σχήμα 5.1: Συγκεντρώσεις των μορφών αζώτου στην έξοδο του συστήματος IFAS – SBR



Σχήμα 5.2: Ποσοστά απομάκρυνσης ολικού και αμμωνιακού αζώτου

Στο Σχήμα 5.1 παρουσιάζονται όλες οι συγκεντρώσεις αμμωνιακού, νιτρώδους και νιτρικού αζώτου στην έξοδο του συστήματος κατά τη διάρκεια της πειραματικής διαδικασίας. Κατά την 1<sup>η</sup> περίοδο λειτουργίας του συστήματος, όπου ο αντιδραστήρας τροφοδοτούνταν με στραγγίδια αφυδάτωσης, παρατηρείται ότι για τα χρονικά διαστήματα από 03/09/2020 έως 11/10/2020, 15/10/2020 έως 22/10/2020, 02/11/2020 έως 28/11/2020 και 07/01/2021 έως 06/02/2021, η αποτελεσματικότητα αυτού ως προς την απομάκρυνση αζώτου μέσω της διεργασίας της νιτρωδοποίησης ήταν αρκετά ικανοποιητική. Ωστόσο, στα μέσα Οκτωβρίου (12/10/2020-14/10/2021), παρατηρούνται υψηλές συγκεντρώσεις αμμωνιακών (146 – 460,5 mg/L) στο σύστημα. Η αστοχία του συστήματος ως προς την απομάκρυνση της αμμωνίας πιθανώς να οφείλεται στα στραγγίδια αφυδάτωσης λύος που τροφοδοτήθηκαν στο σύστημα. Συγκεκριμένα, το Εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας προμηθεύονταν κάθε εβδομάδα περίπου 20 L στραγγίδια αφυδάτωσης για τη διεξαγωγή των πειραμάτων, ενώ παρατηρήθηκε ότι κάποιες παρτίδες ήταν κακής ποιότητας. Αν και η αμμωνία που μετρήθηκε σε αυτά ήταν εντός των αναμενόμενων ορίων, ωστόσο τα στραγγίδια είχαν πάρα πολλά στερεά και έντονο σκούρο χρώμα (μαύρο). Η κακή ποιότητα των τροφοδοτούμενων στραγγιδίων πιθανώς να επηρέασε τη βιομάζα του συστήματος, με αποτέλεσμα οι

μικροοργανισμοί να αδυνατούν να καταναλώσουν τις ποσότητες αμμωνίας που εισέρχονταν σε αυτό. Επιπλέον, κατά την ίδια χρονική περίοδο παρατηρήθηκε πρόβλημα με τη στήλη απιονισμού του νερού του εργαστηρίου, στο οποίο μετρήθηκε η παρουσία αμμωνίας.

Από 15/10/2020 έως 02/11/2021, παρατηρούνται επίσης υψηλές συγκεντρώσεις αμμωνιακών, νιτρωδών και νιτρικών στο σύστημα, με εύρος τιμών που κυμάνθηκε από 24.2 – 448 mg/L, 0.4 – 455 mg/L και 0 - 220 mg/L αντίστοιχα. Οι υψηλές συγκεντρώσεις αμμωνιακών οφείλονταν σε αστοχία του συστήματος αερισμού το οποίο δεν παροχέτευε αέρα για περίπου 2 ημέρες, με αποτέλεσμα οι μικροοργανισμοί να δέχονται τις σχεδιασμένες φορτίσεις αμμωνίας ( $0,55 \text{ kg N/ m}^3 \cdot \text{d}$ ) σε απουσία οξυγόνου, κάτι το οποίο οδήγησε σε αναχαίτισή τους λόγω της συσσώρευσης υψηλών συγκεντρώσεων ελεύθερης αμμωνίας στο υγρό (39-50 mg FA/L). Ως αντίδραση σε αυτό, και αφού προσδιορίστηκε και επιβεβαιώθηκε η κατά πολύ μειωμένη νιτρωδοποιητική ικανότητα της βιομάζας, μειώθηκε η φόρτιση αμμωνίας κατά πολύ, φτάνοντας έως και το  $0,1 \text{ kg N/ m}^3 \cdot \text{d}$  από το  $0,55 \text{ kg N/ m}^3 \cdot \text{d}$  που λειτουργούσε πριν από αυτό, ώστε να μπορέσει να σταθεροποιηθεί εκ νέου το σύστημα IFAS – SBR.

Από την άλλη, οι υψηλές συγκεντρώσεις νιτρωδών (0.4 – 455 mg/L) στο σύστημα για το μήνα Οκτώβριο οφείλονταν στο ότι, ο λόγος COD/N ήταν μικρός (από 2,2 έως 2,9), καθώς το σύστημα τροφοδοτούνταν με μικρές ποσότητες οξικού οξέος για λόγους εξοικονόμησης του χημικού, με αποτέλεσμα να μην επαρκεί η οργανική ύλη για την πλήρη απονιτρωδοποίηση των νιτρωδών. Επιπλέον το διάστημα από 15/10/2020 έως 02/11/2021, είχε επίσης δημιουργηθεί πρόβλημα με την αντλία του οξικού οξέος. Καθώς το σύστημα λειτουργούσε σε υψηλές φορτίσεις αμμωνιακού αζώτου ( $0,55 \text{ kg N/ m}^3 \cdot \text{d}$ ) με τους μικροοργανισμούς να απομακρύνουν συγκεκριμένες ποσότητες αμμωνίας, με αποτέλεσμα την παραγωγή πολλών νιτρωδών τα οποία λόγω έλλειψης COD δεν απομακρύνονταν.

Από τα τέλη Νοεμβρίου 30/11/2020 μέχρι τις 19/12/2020 παρατηρείται μια μεγάλη αύξηση στη συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου στην εκροή από 150 mg N/L σε τιμές μέχρι 700 mg N/L. Αυτό οφειλόταν στο γεγονός ότι, μετά τις αστοχίες της

προηγούμενης περιόδου και αφού είχε μειωθεί η φόρτιση, έγιναν προσπάθειες να επανέλθει σταδιακά η φόρτιση του συστήματος στα πρότερα επίπεδα ( $0,7 \text{ kg N/ m}^3 \cdot \text{d}$ ). Αρχικά το σύστημα για 1 SRT ανταποκρίθηκε ικανοποιητικά σε μια φόρτιση  $0,5 - 0,6 \text{ kg N/ m}^3 \cdot \text{d}$ , ωστόσο μετά την παρέλευση αυτού του διαστήματος παρατηρήθηκε μείωση της απομάκρυνσης της αμμωνίας και συσσώρευσή της στο ανάμικτο υγρό. Ως αντίδραση σε αυτό, μειώθηκε ξανά η φόρτιση σταδιακά από  $0,6$  σε  $0,3 \text{ kg N/ m}^3 \cdot \text{d}$  και στη συνέχεια αυξήθηκε εκ νέου σταδιακά και διατηρήθηκε για 1 μήνα (έως το Φεβρουάριο 2021) στο  $0,4 \text{ kg N/ m}^3 \cdot \text{d}$ .

Την περίοδο από Δεκέμβριο έως Φεβρουάριο, παρατηρήθηκε ότι η ιλύς είχε δυσμενή χαρακτηριστικά καθίζησης, με αποτέλεσμα να απαιτείται η αύξηση του χρόνου καθίζησης για να αποφευχθεί η διαφυγή αιωρούμενων στερεών στην έξοδο. Η κακή καθιζησιμότητα της λάσπης μετρήθηκε και προσδιορίστηκε μέσω του δείκτη SVI ο οποίος προέκυψε περίπου  $35 \text{ mL/g}$  για διάρκεια πειράματος έως και 2 ώρες, όταν η κανονική διάρκεια της μέτρησης είναι μόλις τα 30 min, ενώ οι τυπικές τιμές για καλή καθίζηση είναι  $50 - 150 \text{ mL/g}$ . Συνεπώς, οι κύκλοι λειτουργίας του συστήματος μειώθηκαν από 4 κύκλοι ανά ημέρα σε 1 κύκλο ανά ημέρα. Σε αυτή τη φάση, η μείωση της απόδοσης του συστήματος πιθανόν να οφειλόταν και στην διαφυγή αιωρούμενων στερεών στην εκροή λόγω ανεπαρκούς καθίζησης. Παρατηρείται ακόμα ότι, οι συγκεντρώσεις των αμμωνιακών στην έξοδο μειώθηκαν σημαντικά, κάτι το οποίο υποδεικνύει ότι, οι μικροοργανισμοί σταδιακά επανήλθαν και η διεργασία της νιτροδοποίησης λαμβάνει χώρα στο σύστημα.

Κατά τη 2<sup>η</sup> περίοδο λειτουργίας του συστήματος, ο αντιδραστήρας τροφοδοτούνταν με στραγγίδια ΧΥΤΑ τα οποία δεν είχαν αραιωθεί. Σε αυτή τη φάση, οι κύκλοι λειτουργίας του συστήματος ήταν 1 κύκλος ανά ημέρα. Αρχικά, δεν είχε παρουσιαστεί κανένα πρόβλημα, αλλά στη συνέχεια μετά από 10 ημέρες περίπου, δηλαδή 1 SRT, το σύστημα παρουσίασε αδυναμία να ανταποκριθεί στη βιολογική απομάκρυνση του αζώτου. Αυτό είχε ως αποτέλεσμα τη συσσώρευση της αμμωνίας στον αντιδραστήρα και την πολύ μεγάλη μείωση του ρυθμού νιτροδοποίησης της βιομάζας και για αυτό το λόγο, αραιώθηκαν τα στραγγίδια (αραίωση 1:2), με σκοπό να μειωθούν οι συγκεντρώσεις των βαρέων μετάλλων ή άλλων ουσιών υποβάθρου

που ενδέχεται να αναχαιτίζουν τους μικροοργανισμούς, διατηρώντας ωστόσο τη φόρτιση αζώτου.

Τέλος, κατά τη 3<sup>η</sup> περίοδο λειτουργίας του συστήματος, ο αντιδραστήρας τροφοδοτούνταν με στραγγίδια ΧΥΤΑ τα οποία είχαν αραιωθεί 1:2. Σε αυτή τη φάση λειτουργίας του συστήματος, έπεσε αρχικά η φόρτιση στο  $0,1 \text{ kg N/ m}^3 \cdot \text{d}$ , ώστε να μπορέσουν να ανταποκριθούν οι μικροοργανισμοί, οι οποίοι είχαν αναχαιτιστεί την προηγούμενη περίοδο. Σταδιακά, αυξήθηκαν οι κύκλοι λειτουργίας του συστήματος από 2 σε 4 ανά ημέρα, και αυξήθηκε η φόρτιση έως το  $0,4 \text{ kg N/ m}^3 \cdot \text{d}$  όπου και διατηρήθηκε για περίπου 3 μήνες και το σύστημα ανταποκρίθηκε ικανοποιητικά.

Σύμφωνα με το Σχήμα 5.2, τα ποσοστά απομάκρυνσης του ολικού αζωτούχου φορτίου ήταν υψηλά, παρουσιάζοντας ωστόσο αρκετές διακυμάνσεις κυρίως κατά τη διάρκεια της 1<sup>ης</sup> περιόδου λειτουργίας του συστήματος, όπου είχαν δημιουργηθεί αρκετά προβλήματα στη λειτουργία του IFAS – SBR. Πιο συγκεκριμένα, από τα μέσα Οκτωβρίου 15/10/2020 μέχρι 09/11/2021, το ποσοστό απομάκρυνσης του ολικού αζώτου κυμάνθηκε μεταξύ 68 - 87%. Αυτό πιθανόν οφειλόταν στην κακή ποιότητα των τροφοδοτούμενων στραγγιδίων, που πιθανώς να επηρέασε τη βιομάζα του συστήματος, με αποτέλεσμα οι μικροοργανισμοί να αδυνατούν να ανταποκριθούν στη βιολογική απομάκρυνση του αζώτου, καθώς και σε αστοχία του συστήματος αερισμού το οποίο δεν παροχέτευε αέρα για περίπου 2 ημέρες, με αποτέλεσμα οι μικροοργανισμοί να δέχονται τις σχεδιασμένες φορτίσεις αμμωνίας  $0,55 \text{ kg N/m}^3 \cdot \text{d}$  σε απουσία οξυγόνου, κάτι το οποίο οδήγησε σε αναχαίτισή τους. Από 10/11/2020 μέχρι 30/11/2020, τα ποσοστά απομάκρυνσης του ολικού αζωτούχου φορτίου κυμάνθηκαν σε υψηλά επίπεδα, δηλαδή 92 – 100%. Από τις αρχές Δεκεμβρίου 01/12/2020 μέχρι 08/01/2021, το ποσοστό απομάκρυνσης του ολικού αζωτούχου φορτίου κυμάνθηκε σε χαμηλότερα επίπεδα, μεταξύ 70 – 91%. Αυτό πιθανώς οφειλόταν στις προσπάθειες που έγιναν για να επανέλθει η φόρτιση του συστήματος στα προηγούμενα επίπεδα ( $0,7 \text{ kg N/m}^3 \cdot \text{d}$ ). Ωστόσο, μετά την παρέλευση αυτού του διαστήματος, παρατηρήθηκε μείωση της απομάκρυνσης της αμμωνίας και συσσώρευσή της στο ανάμικτο υγρό. Ως αντίδραση σε αυτό, μειώθηκε ξανά η φόρτιση σταδιακά από 0,6 σε  $0,3 \text{ kg N/ m}^3 \cdot \text{d}$  και στη συνέχεια αυξήθηκε εκ νέου

σταδιακά και διατηρήθηκε για 1 μήνα (έως το Φεβρουάριο 2021) στο 0,4 kg N/ m<sup>3</sup>. d. Από τα μέσα Ιανουαρίου (12/01/2021) μέχρι τα τέλη Φεβρουαρίου (22/02/2021), όπου είναι και το τέλος της 1<sup>ης</sup> περιόδου λειτουργίας του συστήματος, τα ποσοστά απομάκρυνσης του ολικού αζώτου κυμάνθηκαν μεταξύ 90 – 100%, εκτός από το χρονικό διάστημα 09/01/2021 μέχρι 13/01/2021 που έφτασαν σε λίγο πιο χαμηλά επίπεδα, δηλαδή μεταξύ 82 – 84%. Η μείωση της απόδοσης του συστήματος αυτό το χρονικό διάστημα για απομάκρυνση ολικού αζώτου πιθανόν να οφειλόταν στην καθίζηση που δεν λειτουργούσε σωστά.

Κατά τη 2<sup>η</sup> περίοδο λειτουργίας του συστήματος, όπου η τροφοδοσία πραγματοποιούνταν με στραγγίδια ΧΥΤΑ χωρίς κάποια αραίωση, τα ποσοστά απομάκρυνσης του ολικού αζωτούχου φορτίου κυμαίνονταν μεταξύ 95 – 100%. Προς το τέλος της περιόδου (09/03/2021 – 10/03/2021), το σύστημα παρουσίασε μια αδυναμία στο να ανταποκριθεί στη βιολογική απομάκρυνση του αζώτου, με αποτέλεσμα να δημιουργηθεί πρόβλημα με τη συσσώρευση της αμμωνίας στο σύστημα η οποία έφτασε μέχρι την τιμή των 360 mg/L στην εκροή.

Οπότε, τα ποσοστά απομάκρυνσης τόσο του ολικού αζώτου όσο και του αμμωνιακού αζώτου κυμάνθηκαν μεταξύ 88 – 94%. Ωστόσο, η αστάθεια που παρουσίασε το σύστημα με την αύξηση του αμμωνιακού αζώτου και την υψηλή μείωση των ρυθμός νιτροδοποίησης οδήγησε στην αραίωση των στραγγιδίων των ΧΥΤΑ (που είναι η 3<sup>η</sup> περίοδος λειτουργίας). Τέλος, κατά τη διάρκεια της 3<sup>ης</sup> περιόδου, όπου το σύστημα τροφοδοτούνταν με αραιωμένα (1:2) στραγγίδια ΧΥΤΑ, οι μικροοργανισμοί άρχισαν σταδιακά να ανακάμπτουν, οπότε η απόδοση του συστήματος αυξήθηκε και τα ποσοστά απομάκρυνσης ολικού αζωτούχου φορτίου κυμάνθηκαν μεταξύ 98 – 100%.

Κατά τη διάρκεια λειτουργίας του συστήματος IFAS – SBR, η απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου των στραγγιδίων λύος και ΧΥΤΑ ήταν αρκετά υψηλή σε όλες τις περιόδους (> 90%), εκτός από κάποιες περιπτώσεις, όπως έχει αναφερθεί παραπάνω, όπου λόγω λειτουργικών προβλημάτων που δημιουργήθηκαν στον σύστημα αερισμού του αντιδραστήρα και στην καθίζηση, αν και η απομάκρυνση σε αυτά τα διαστήματα κυμάνθηκε μεταξύ 70 – 88%, ωστόσο αυτό οφειλόταν κυρίως στο

γεγονός ότι όταν παρατηρούνταν αδυναμία του συστήματος να ανταποκριθεί, η εφαρμοζόμενη φόρτιση στο σύστημα μειωνόταν κατά πολύ για να μην αστοχήσει πλήρως. Συμπερασματικά το σύστημα IFAS – SBR μπορεί να απομακρύνει επιτυχώς.

### 5.2.2 Διακύμανση ολικών (TSS) και πτητικών (VSS) αιωρούμενων στερεών

Η έξοδος του συστήματος IFAS – SBR, κατά την 1<sup>η</sup> περίοδο χαρακτηρίστηκε από σχετικά υψηλές συγκεντρώσεις ολικών αιωρούμενων στερεών, σε αντίθεση με την 3<sup>η</sup> περίοδο όπου φαίνεται ότι η καθίζηση επανήλθε και τα στερεά της εξόδου ήταν σημαντικά μειωμένα. Οι μέσες τιμές των συγκεντρώσεων των αιωρούμενων στερεών του επεξεργασμένου υγρού παρουσιάζονται στον Πίνακα 5.5.

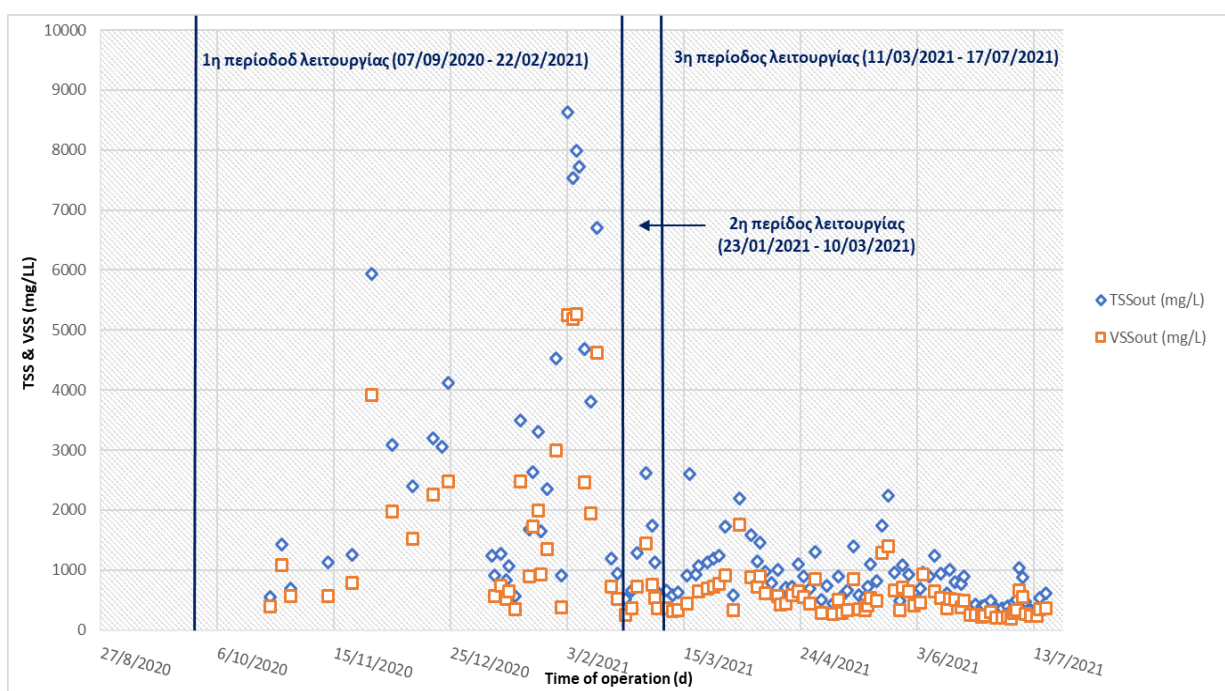
*Πίνακας 5.5: Μέσες συγκεντρώσεις ολικών και πτητικών αιωρούμενων στερεών στην έξοδο του συστήματος IFAS – SBR*

|                                 | <b>1<sup>η</sup> περίοδος<br/>(07/09/2020 –<br/>22/02/2021)</b> | <b>2<sup>η</sup> περίοδος<br/>(23/02/2021 –<br/>10/03/2021)</b> | <b>3<sup>η</sup> περίοδος<br/>(11/03/2021 –<br/>17/07/2021)</b> |
|---------------------------------|-----------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------|
| <b>TSS<sub>OUT</sub> (mg/L)</b> | 3.015 ± 2.368                                                   | 1.155 ± 681                                                     | 865 ± 456                                                       |
| <b>VSS<sub>OUT</sub> (mg/L)</b> | 1.840 ± 1.522                                                   | 601 ± 359,1                                                     | 518 ± 290,1                                                     |

Όπως έχει ήδη αναφερθεί κατά τη λειτουργία του συστήματος IFAS - SBR, υπήρχε κατά διαστήματα σημαντική διαφυγή αιωρούμενων στερεών στην τελική εκροή. Προκειμένου να διατηρείται η ηλικία της ιλύος (SRT) στα επιθυμητά επίπεδα, η αφαίρεση της περίσσειας ιλύος πραγματοποιούνταν λαμβάνοντας υπόψη τα στερεά εξόδου. Κατά την 1<sup>η</sup> περίοδο λειτουργίας του συστήματος, η μέση συγκέντρωση των ολικών αιωρούμενων στερεών στην έξοδο του συστήματος ήταν περίπου 3.000 mg/L. Αυτό οφειλόταν κυρίως στο πρόβλημα καθίζησης που είχε δημιουργηθεί και είχε ως αποτέλεσμα μεγάλο ποσοστό των στερεών του αντιδραστήρα να διαφεύγει στην έξοδο. Για αυτό, το λόγο έγινε ρύθμιση των κύκλων λειτουργίας του συστήματος όπου από 4 έγιναν 1, ώστε να διαρκεί περισσότερο χρόνο η καθίζηση για να είναι πιο αποτελεσματική. Κατά τη 2<sup>η</sup> περίοδο λειτουργίας, παρατηρείται ότι η συγκέντρωση των ολικών αιωρούμενων στερεών μειώθηκε αισθητά με τη μέση συγκέντρωση να είναι κοντά στα 1.000 mg/L. Αυτό οφειλόταν στο ότι, η καθίζηση λειτουργούσε σωστά, καθώς είχαν ρυθμιστεί οι κύκλοι λειτουργίας του συστήματος σε 1 κύκλο ανά ημέρα, για να υπάρχει χρόνος τα στερεά να καθιζάνουν χωρίς να διαφεύγουν στην



έξοδο του αντιδραστήρα. Συγκεκριμένα, όταν οι κύκλοι λειτουργίας του συστήματος IFAS – SBR, ήταν 4 κύκλοι ανά ημέρα η διάρκεια της καθίζησης ήταν 35 min, ενώ όταν ρυθμίστηκε το σύστημα να δουλεύει σε 1 κύκλο ανά ημέρα, η διάρκεια της καθίζησης ήταν 90 min. Τέλος, κατά την 3<sup>η</sup> περίοδο λειτουργίας, οι συγκεντρώσεις των ολικών αιωρούμενων στερεών κυμαίνονται σε πολύ ικανοποιητικά επίπεδα, οπότε επιτεύχθηκε και επαναφορά των κύκλων λειτουργίας του συστήματος σταδιακά σε 4 κύκλους ανά ημέρα με την καθίζηση να μην δημιουργεί πλέον πρόβλημα. Κατά τη διάρκεια της πειραματικής διερεύνησης, προκειμένου να διατηρηθεί το SRT στα επιθυμητά επίπεδα (10 – 14 ημέρες), αφαιρούνταν από τον αντιδραστήρα 1,5 – 3 L ανάμικτου υγρού αναλόγως των αιωρούμενων στερεών της εξόδου. Στο Σχήμα 5.3 απεικονίζεται το σύνολο των μετρήσεων που διεξάχθηκαν για τα ολικά και πτητικά αιωρούμενα στερεά στην έξοδο του συστήματος.



Σχήμα 5.3: Συγκεντρώσεις ολικών και πτητικών αιωρούμενων στερεών στην έξοδο του συστήματος

### 5.2.3 Διακύμανση και ανάπτυξη αιωρούμενης και προσκολλημένης βιομάζας

Κατά τη διάρκεια 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.

#### 5.2.3.1 Αιωρούμενη Βιομάζα

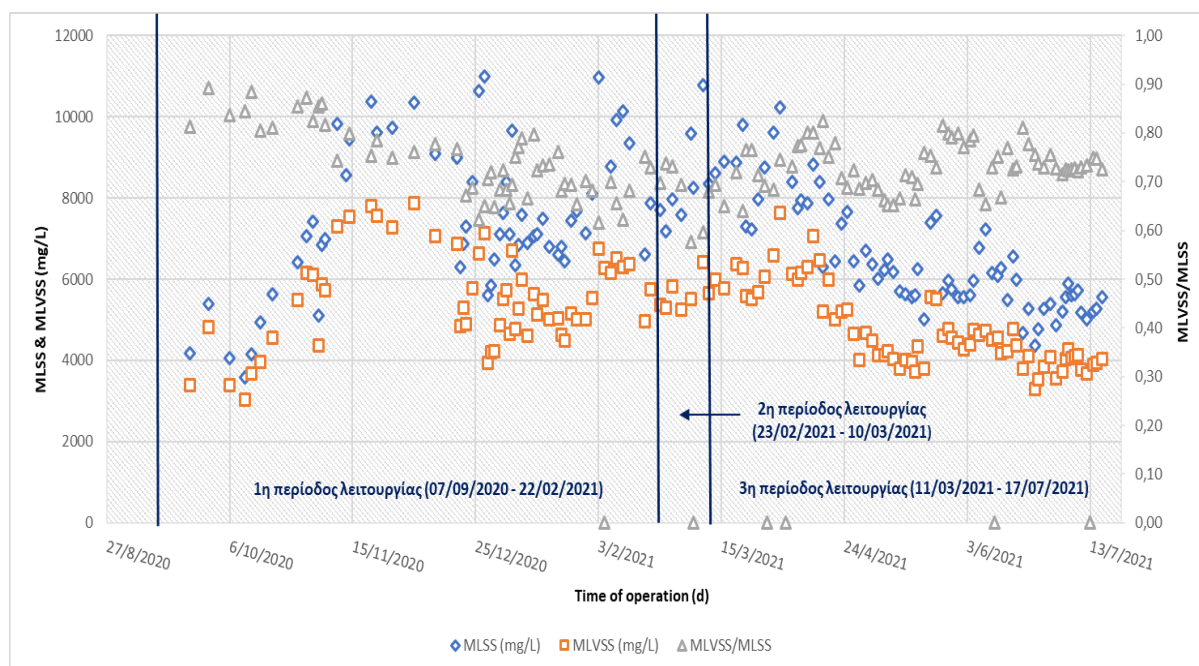
Στον Πίνακα 5.6, παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις των ολικών και πτητικών αιωρούμενων στερεών του αντιδραστήρα. Μέσα από την παρακολούθηση του συστήματος προκύπτει ότι, υπήρξε μια διακύμανση στις συγκεντρώσεις του συστήματος, με σκοπό τη διατήρηση σταθερού SRT (10 – 14 ημέρες).

*Πίνακας 5.6: Συγκεντρώσεις ολικών και πτητικών αιωρούμενων στερεών στο ανάμικτο υγρό*

|                     | 1 <sup>η</sup> περίοδος<br>(07/09/2020 –<br>22/02/2021) | 2 <sup>η</sup> περίοδος<br>(23/02/2021 –<br>10/03/2021) | 3 <sup>η</sup> περίοδος<br>(11/03/2021 –<br>17/07/2021) |
|---------------------|---------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------|
| <b>MLSS (mg/L)</b>  | 7.516 ± 1.795,2                                         | 8.431,4 ± 1.190,4                                       | 6.574,4 ± 1.373                                         |
| <b>MLVSS (mg/L)</b> | 5.517 ± 1.155                                           | 5.615 ± 406                                             | 4.784 ± 991                                             |
| <b>MLVSS/MLSS</b>   | 0,74 ± 0,07                                             | 0,67 ± 0,065                                            | 0,72 ± 0,09                                             |

Σύμφωνα με τον Πίνακα 5.6, οι μέσες συγκεντρώσεις των ολικών αιωρούμενων στερεών στις 3 περιόδους προσδιορίστηκαν σε 7.516 mg/L, 8.413,4 mg/L και 6.574,4 mg/L αντίστοιχα. Όσον αφορά, τα πτητικά αιωρούμενα στερεά η μέση συγκέντρωση κατά την 1<sup>η</sup> περίοδο λειτουργίας υπολογίστηκε ίση με 5.517 mg/L, ενώ τη 2<sup>η</sup> περίοδο και 3<sup>η</sup> περίοδο παρουσιάστηκε μια μείωση από 5.615 mg/L σε 4.784 mg/L αντίστοιχα. Το σύνολο των μετρήσεων για τα MLSS και τα MLVSS απεικονίζεται στο Σχήμα 5.4 που ακολουθεί. Παρατηρείται ότι, κατά την 1<sup>η</sup> περίοδο λειτουργίας του συστήματος και συγκεκριμένα από τις 23/09/2020 μέχρι τις 23/11/2020, οι συγκεντρώσεις των MLVSS παρουσιάζουν αρκετές αυξομειώσεις, δηλαδή από τα 3 g/L υπάρχει μια αύξηση στα 8 g/L και στη συνέχεια μια πτώση στα 5 g/L. Αυτές οι διαφοροποιήσεις μπορεί να οφείλονται τόσο στη διαφυγή στερεών στην εκροή σε κάποια διαστήματα όσο και στην ποιότητα των στραγγιδίων αφυδάτωσης με τα οποία τροφοδοτούνταν το σύστημα στη διάρκεια της 1<sup>ης</sup> περιόδου, όπου αρκετές φορές χαρακτηρίζονταν στραγγίδια κακής ποιότητας, γιατί είχαν πάρα πολλά αιωρούμενα στερεά. Κατά τη διάρκεια της 3<sup>ης</sup> περιόδου παρατηρείται μετά από περίπου 50 ημέρες λειτουργίας μια σχετική σταθεροποίηση

των MLSS στα 5,5-6 g/L και των MLVSS κοντά στα 4 g/L. Από τα τέλη Απριλίου και μετά το σύστημα φαίνεται ότι λειτουργούσε σε σχετικά σταθερές συνθήκες.



Σχήμα 5.4: Συγκεντρώσεις ολικών αιωρούμενων και πτητικών στερεών στο ανάμικτο υγρό

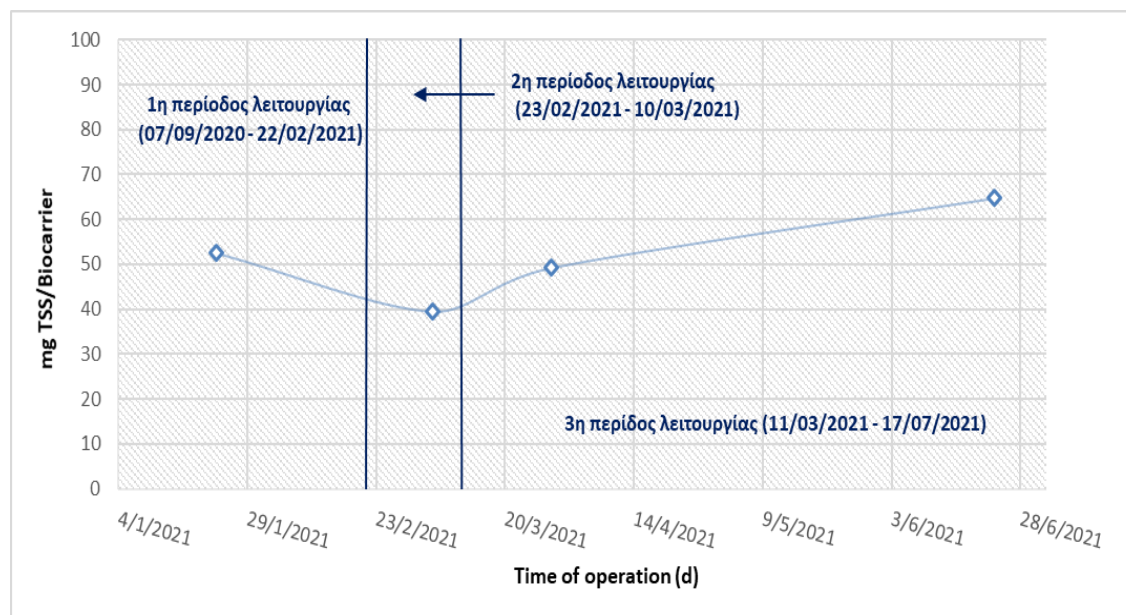
Ακόμη, σύμφωνα με το Σχήμα 5.4 ο λόγος MLVSS/MLSS κατά τη διάρκεια της 1<sup>ης</sup> περιόδου λειτουργίας του συστήματος κυμαίνεται στο  $0,74 \pm 0,07$  (σε ένα εύρος από 0,62 έως 0,89). Κατά τη διάρκεια της 2<sup>ης</sup> περιόδου λειτουργίας του συστήματος, ο λόγος MLVSS/MLSS παρουσίασε μια μικρή μείωση φτάνοντας στο  $0,68 \pm 0,07$  (σε ένα εύρος από 0,58 έως 0,75). Κατά τη διάρκεια αυτής της περιόδου, όπως αναφέρθηκε και παραπάνω το σύστημα τροφοδοτούνταν με αναρραίωτα στραγγίδια ΧΥΤΑ, με αποτέλεσμα να αδυνατεί να ανταποκριθεί στη βιολογική απομάκρυνση του αζώτου και άρα τη συσσώρευση αμμωνίας. Για το λόγο αυτό, μειώθηκε η φόρτιση του συστήματος σε  $0,1 \text{ kg N/m}^3 \cdot \text{d}$ , και τα στραγγίδια που τροφοδοτούσαν το σύστημα ήταν αραιωμένα (1:2). Τέλος, κατά τη διάρκεια της 3<sup>ης</sup> περιόδου λειτουργίας, όπου οι μικροοργανισμοί άρχισαν να ανταποκρίνονται και να εγκλιματίζονται στις νέες συνθήκες, ο λόγος επανήλθε σε λίγο υψηλότερα επίπεδα  $0,74 \pm 0,04$  (σε ένα εύρος από 0,63 έως 0,83). Σε κάθε περίπτωση, τα οργανικά στερεά αποτελούσαν περίπου το  $73 \pm 1\%$  των ολικών στερεών του ανάμεικτου υγρού κάτι που υποδεικνύει την καλή ποιότητα της βιομάζας του συστήματος.

### 5.2.3.2 Προσκολλημένη Βιομάζα

Στις 310 ημέρες λειτουργίας του συστήματος IFAS – SBR πραγματοποιήθηκαν 5 μετρήσεις για τον προσδιορισμό της προσκολλημένης βιομάζας. Οι βιοφορείς λόγω του σχήματος και της γεωμετρία τους, έχουν τη δυνατότητα προσκόλλησης στερεών και ανάπτυξης βιοφίλμ. Ο βαρυμετρικός προσδιορισμός των προσκολλημένων στερεών πραγματοποιήθηκε όπως περιγράφεται στο Κεφάλαιο 4, και τα αποτελέσματα παρουσιάζονται στον Πίνακα 5.7

Πίνακας 5.7: Προσδιορισμός προσκολλημένης βιομάζας

|                                                | mg TSS/ biocarrier | g TSS/m <sup>2</sup> |
|------------------------------------------------|--------------------|----------------------|
| <b>1<sup>η</sup> περίοδος<br/>(23/01/2021)</b> | 52,5 ± 3,9         | 55,2                 |
| <b>2<sup>η</sup> περίοδος<br/>(06/03/2021)</b> | 39,4 ± 1,4         | 41,5                 |
| <b>3<sup>η</sup> περίοδος<br/>(29/03/2021)</b> | 49,2 ± 1,6         | 51,8                 |
| <b>3<sup>η</sup> περίοδος<br/>(23/06/2021)</b> | 64,8 ± 0,6         | 68,2                 |



Σχήμα 5.5: Ανάπτυξη προσκολλημένης βιομάζας του αντιδραστήρα IFAS – SBR

Σύμφωνα με το Σχήμα 5.5, η μάζα της προσκολλημένης βιομάζας παρουσίασε αυξομειωτικές τάσεις κατά τη διάρκεια των 3 περιόδων λειτουργίας του συστήματος IFAS – SBR. Κατά το τέλος της 1<sup>ης</sup> περιόδου λειτουργίας του αντιδραστήρα η

προσκολλημένη βιομάζα βρέθηκε ίση με 52,5 mgTSS/ βιοφορέα, ενώ στα μέσα της 2<sup>ης</sup> περιόδου βρέθηκε ίση με 39,4 mgTSS/ βιοφορέα. Αυτή η μείωση μπορεί να οφείλεται στην αλλαγή της τροφοδοσίας από στραγγίδια αφυδάτωσης ιλύος σε στραγγίδια ΧΥΤΑ. Τα τελευταία περιέχουν εν δυνάμει τοξικές ουσίες, κάτι το οποίο μπορεί να οδήγησε μέρος της προσκολλημένης βιομάζας σε αποκόλληση. Κατά τη διάρκεια της 3<sup>ης</sup> περιόδου λειτουργίας που εγκλιματίστηκε η βιομάζα στις νέες συνθήκες παρατηρείται μια αυξητική τάση για τη μάζα της προσκολλημένης βιομάζας, ενώ προς τα τέλη αυτής της περιόδου δημιουργήθηκε πρόβλημα στον αερισμό, το διαλυμένο οξυγόνο ήταν 0,4 mg/L, με αποτέλεσμα τη μείωση της προσκολλημένης βιομάζας.

### 5.3 Πειράματα batch συστήματος IFAS – SBR

Η συνολική πειραματική διερεύνηση του συστήματος IFAS – SBR περιλάμβανε, εκτός από την καθημερινή παρακολούθησή του, και την εκτέλεση των πειραμάτων batch, που αποσκοπούν στον προσδιορισμό των ταχυτήτων νιτρωδοποίησης και απονιτρωδοποίησης. Το σύνολο αυτών των πειραμάτων, πραγματοποιήθηκε τόσο στον αντιδραστήρα IFAS – SBR όσο και εκτός αυτού, με στόχο τη μελέτη της δραστηριότητας της αιωρούμενης και προσκολλημένης βιομάζας.

#### 5.3.1 Ταχύτητα Νιτρωδοποίησης (AUR)

Κατά τη διάρκεια λειτουργίας του συστήματος IFAS – SBR και συγκεκριμένα μετά την είσοδο των στραγγιδίων ΧΥΤΑ στη τροφοδοσία του αντιδραστήρα, πραγματοποιήθηκαν συνολικά 13 πειράματα κάτω από αερόβιες συνθήκες προκειμένου να προσδιοριστεί ο ρυθμός μετατροπής του αμμωνιακού αζώτου σε νιτρώδες άζωτο. Σκοπός του συνόλου των πειραμάτων ήταν ο προσδιορισμός της ταχύτητας νιτρωδοποίησης, τόσο της συνολικής βιομάζας του συστήματος (αιωρούμενης και προσκολλημένης), όσο και ξεχωριστά του AUR μόνο της αιωρούμενης βιομάζας του αντιδραστήρα, κάτω από την εφαρμογή και διατήρηση των διαφορετικών φορτίσεων αζώτου στο σύστημα. Στο Σχήμα 5.6 παρουσιάζονται οι ταχύτητες νιτρωδοποίησης, όπως προέκυψαν μετά την είσοδο των στραγγιδίων

ΧΥΤΑ στην τροφοδοσία του συστήματος IFAS – SBR. Για την καλύτερη κατανόηση του Σχήματος 5.6 είναι απαραίτητο να σημειωθεί ότι:

- $AUR_{IFAS} (MLVSS + TSS_{biocarriers})$ : Η ταχύτητα νιτρωδοποίησης στο εσωτερικό του αντιδραστήρα συνυπολογίζοντας αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα.
- $AUR_{IFAS} (MLVSS)$ : Η ταχύτητα νιτρωδοποίησης στο εσωτερικό του αντιδραστήρα υπολογίζοντας μόνο την αιωρούμενη βιομάζα.
- $AUR_{BATCH} (no biocarriers)$ : Η ταχύτητα νιτρωδοποίησης σε πείραμα batch που διενεργούνταν παράλληλα με το αντίστοιχο στο εσωτερικό του αντιδραστήρα, αλλά παρουσία μόνο της αιωρούμενης βιομάζας από τον αντιδραστήρα.

Ο υπολογισμός για κάθε μια από τις παραπάνω ταχύτητες νιτρωδοποίησης πραγματοποιήθηκε όπως παρουσιάζεται παρακάτω:

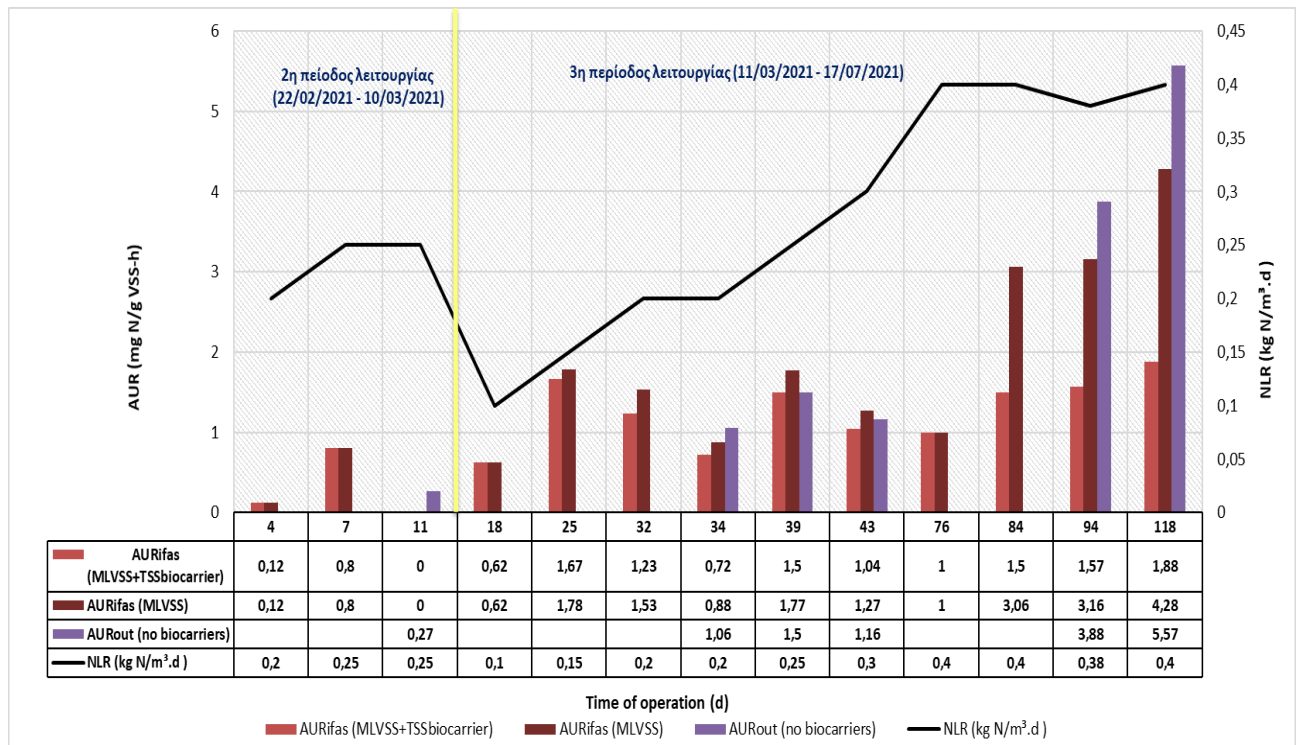
$$AUR_{IFAS} (MLVSS + TSS_{biocarriers}) = \frac{\Delta NO_X - N}{(MLVSS + TSS_{biocarriers}) - h} = \frac{[(NO_2 - N + NO_3 - N)_{t=h} - (NO_2 - N + NO_3 - N)_{t=0}]}{(MLVSS + \frac{TSS_{biocarriers} \cdot \text{Σύνολο των βιοφορέων}}{25L}) - h}$$

(Εξ. 5.1)

$$AUR_{IFAS} (MLVSS) = \frac{\Delta NO_X - N}{MLVSS - h} = \frac{[(NO_2 - N + NO_3 - N)_{t=h} - (NO_2 - N + NO_3 - N)_{t=0}]}{MLVSS - h} \quad (Εξ. 5.2)$$

$$AUR_{BATCH} (no biocarriers) = \frac{\Delta NO_X - N}{MLVSS - h} = \frac{[(NO_2 - N + NO_3 - N)_{t=h} - (NO_2 - N + NO_3 - N)_{t=0}]}{MLVSS - h} \quad (Εξ. 5.3)$$

Το σύνολο των βιοφορέων που υπάρχουν μέσα στον βιοαντιδραστήρα είναι 680 – 700 βιοφορείς.



Σχήμα 5.6: Συνολικά αποτελέσματα ταχυτήτων νιτροδοποίησης συστήματος IFAS – SBR και εκτός του αντιδραστήρα

Σύμφωνα με το Σχήμα 5.6, οι ταχύτητες τόσο με την παρουσία βιοφορέων όσο και χωρίς, παρουσίασαν σημαντικές διακυμάνσεις κατά τη διάρκεια λειτουργίας του συστήματος. Κατά τη διάρκεια της 2<sup>ης</sup> περιόδου λειτουργίας του αντιδραστήρα, όπου ο αντιδραστήρας τροφοδοτούνταν με στραγγίδια ΧΥΤΑ χωρίς κάποια αραιώση, οι τιμές του AUR της βιομάζας στα in – situ πειράματα ήταν ιδιαίτερα χαμηλές και κυμάνθηκαν μεταξύ 0 - 0,8 mg N/g VSS-h. Πιο συγκεκριμένα, την περίοδο αυτή οι κύκλοι λειτουργίας του συστήματος ήταν 1 κύκλος ανά ημέρα, ενώ οι φορτίσεις αζώτου που εφαρμόστηκαν ήταν ίσες με 0,2 – 0,25 kg N/m<sup>3</sup>.d. Μετά από 10 περίπου ημέρες λειτουργίας σε αυτές τις συνθήκες, δηλαδή 1 SRT, το σύστημα παρουσίασε αδυναμία στο να ανταποκριθεί στη βιολογική απομάκρυνση του αζώτου, με αποτέλεσμα να δημιουργηθεί πρόβλημα με τη συσσώρευση της αμμωνίας στο ανάμικτο υγρό κάτι το οποίο δυσχέρανε περισσότερο τους ρυθμούς αυτούς. Η λειτουργία του συστήματος με μικρό αριθμό κύκλων, οδήγησε στην αύξηση των τοξικών ουσιών των στραγγιδίων στο ανάμικτο υγρό, με αποτέλεσμα να αναχαιτιστεί η δραστηριότητα των μικροοργανισμών στο σύστημα. Η αναχαιτίση αυτή καθορίζεται από τις συγκεντρώσεις των αναχαιτιστικών ουσιών μέσα στο ανάμικτο

υγρό. Κατά την εφαρμογή φόρτισης αζώτου ίσης με  $0,15 - 0,3 \text{ kg N/m}^3 \cdot \text{d}$  στη διάρκεια της 3<sup>ης</sup> περιόδου λειτουργίας του συστήματος, όπου η τροφοδοσία γινόταν με αραιωμένα (1:2) στραγγίδια ΧΥΤΑ, η μέση ταχύτητα νιτρωδοποίησης κανονικοποιημένη ως προς την αιωρούμενη βιομάζα των in – situ πειραμάτων αυξήθηκε σημαντικά και ήταν ίση με  $1,30 \pm 0,4 \text{ mg N/g VSS-h}$ , ενώ η αντίστοιχη τιμή AUR κανονικοποιημένη ως προς την αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα ήταν μικρότερη και ίση με  $1,23 \pm 0,4 \text{ mg N/g VSS-h}$ . Η μέση ταχύτητα νιτρωδοποίησης των ex – situ πειραμάτων κατά το διάστημα αυτό ήταν ίση με  $1,24 \pm 0,2 \text{ mg N/g VSS-h}$ . Κατά τη διεξαγωγή πειραμάτων με μεγαλύτερη φόρτιση αζώτου ( $0,38 - 0,4 \text{ kg N/m}^3 \cdot \text{d}$ ), η μέση ταχύτητα νιτρωδοποίησης κανονικοποιημένη ως προς την αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζας των in – situ πειραμάτων ήταν ίση με  $1,5 \pm 0,3 \text{ mg N/g VSS-h}$ , ενώ οι μέσες ταχύτητες νιτρωδοποίησης των in – situ πειραμάτων (κανονικοποιημένη ως προς την αιωρούμενη βιομάζα), αλλά και των ex – situ πειραμάτων ήταν ίση με  $2,9 \pm 1,2 \text{ mg N/g VSS-h}$  και  $4,7 \pm 0,8 \text{ mg N/g VSS-h}$  αντίστοιχα.

Η δραστηριότητα των μικροοργανισμών παρουσίασε αυξητικές τάσεις κατά τη διάρκεια της 3<sup>ης</sup> περιόδου, αφού τα στραγγίδια ΧΥΤΑ αραιώθηκαν 1:2 και αρχικά εφαρμόστηκε στο σύστημα φόρτιση αζώτου  $0,1 \text{ kg N/m}^3 \cdot \text{d}$ , με αποτέλεσμα οι μικροοργανισμοί σταδιακά να εγκλιματίζονται στις νέες συνθήκες που επικρατούσαν στον αντιδραστήρα. Αυτό επέτρεψε και τη σταδιακή αύξηση της φόρτισης αζώτου σε  $0,4 \text{ kg N/m}^3 \cdot \text{d}$ , αλλά και τη ρύθμιση των κύκλων λειτουργίας του συστήματος από 2 κύκλους ανά ημέρα σε 4 κύκλους ανά ημέρα. Οι συνθήκες αυτές διατηρήθηκαν για τους επόμενους 3 μήνες, καθώς η απόδοση του συστήματος ήταν ικανοποιητική.

Σύμφωνα με τα αποτελέσματα τόσο των in – situ όσο και των ex – situ batch πειραμάτων που πραγματοποιήθηκαν για τον προσδιορισμό των ταχυτήτων νιτρωδοποίησης, οι υψηλότερες τιμές προέκυψαν στα τελευταία πειράματα, όπου εφαρμόστηκε μεγαλύτερη φόρτιση αζώτου και με αραιωμένα στραγγίδια. Στα ex situ batch πειράματα που πραγματοποιήθηκαν με υψηλή φόρτιση αζώτου και ενώ το σύστημα είχε σταθεροποιηθεί ως προς τη λειτουργία και την απόδοσή του, η νιτρωδοποιητική ικανότητα της αιωρούμενης βιομάζας προέκυψε ότι ήταν μεγαλύτερη σε σχέση με την αντίστοιχη ικανότητα της συνολικής βιομάζας (αιωρούμενης και προσκολλημένης) στα in situ batch πειράματα. Η νιτρωδοποιητική



ταχύτητα κανονικοποιημένη ως προς την αιωρούμενη βιομάζα (ex-situ πειράματα), κατά την εφαρμογή  $NLR = 0,38 - 0,4 \text{ kg N/m}^3 \cdot \text{d}$ , ήταν κατά μέσο όρο διπλάσια σε σχέση με την αντίστοιχη ταχύτητα στα in-situ πειράματα και ήταν κανονικοποιημένη ως προς τη συνολική βιομάζα του συστήματος (αιωρούμενη και προσκολλημένη). Η διαφορά εξηγείται από το ότι, σύμφωνα με τις εξισώσεις 5.1 και 5.3, ο ρυθμός νιτροδοποίησης υπολογίζεται βάσει της ποσότητας αζώτου που νιτροδοποιείται και της βιομάζας που αναπτύσσεται στο κάθε σύστημα. Στην πρώτη περίπτωση, ο ρυθμός νιτροδοποίησης του συστήματος IFAS – SBR κανονικοποιείται ως προς τη συνολική βιομάζα (αιωρούμενη και προσκολλημένη), ενώ στη δεύτερη περίπτωση, ο ρυθμός νιτροδοποίησης κανονικοποιείται ως προς την αιωρούμενη βιομάζα.

Χρησιμοποιώντας τους αντίστοιχους ρυθμούς από τα in-situ και ex-situ πειράματα και την αντίστοιχη συγκέντρωση της βιομάζας μέσα και έξω από τον αντιδραστήρα, γίνεται ο υπολογισμός της συνολικής μάζας αζώτου που νιτροδοποιείται. Αυτός ο υπολογισμός γίνεται εφαρμόζοντας την παρακάτω εξίσωση:

$$\text{Μάζα αζώτου που νιτροδοποιείται} = haerobic/24 * AUR * VSS * V \text{ (Εξ. 5.4)}$$

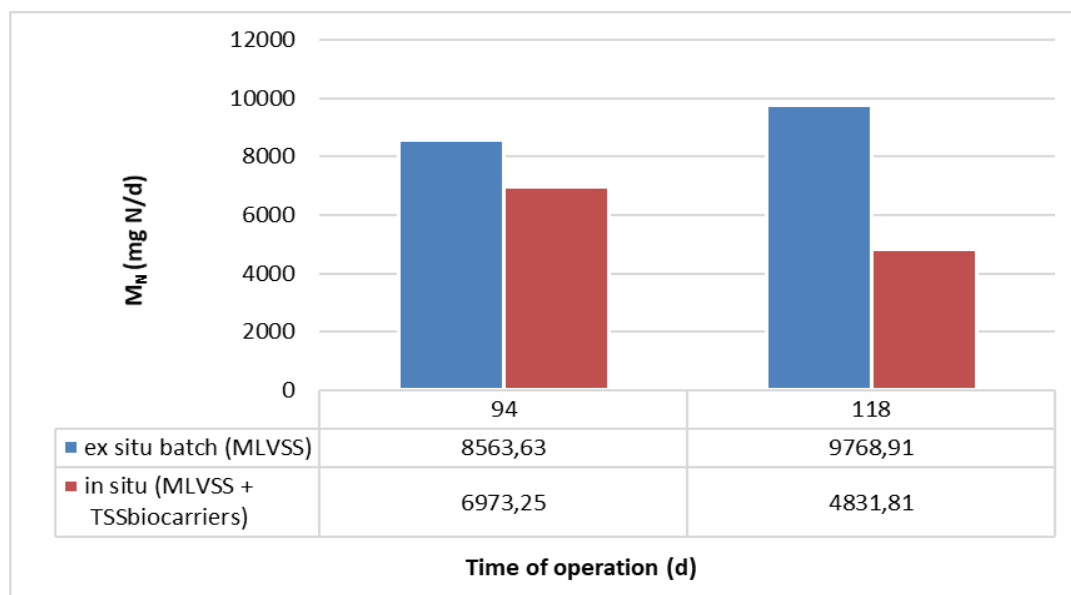
Η μάζα του αζώτου που νιτροδοποιήθηκε υπολογίστηκε για τα δύο τελευταία πειράματα, όπου το σύστημα έχει σταθεροποιηθεί ως προς την απομάκρυνση αζώτου (3<sup>η</sup> πειραματική περίοδος, φόρτιση 0,38 και 0,4  $\text{kg N/m}^3 \cdot \text{d}$ , αντίστοιχα) και η βιομάζα έχει εγκλιματιστεί, και τα αποτελέσματα δίνονται στον Πίνακα 5.8. Όπως φαίνεται στο Σχήμα 5.7, η μάζα αμμωνιακού αζώτου που νιτροδοποιείται είναι σημαντικά περισσότερη όταν χρησιμοποιείται ο ρυθμός AUR από τα πειράματα ex-situ (στα οποία ο ρυθμός είναι κανονικοποιημένος ως προς την αιωρούμενη βιομάζα) συγκριτικά με αυτόν που υπολογίζεται από τα in-situ πειράματα (στα οποία ο ρυθμός είναι κανονικοποιημένος ως προς την αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα). Οι ρυθμοί προκύπτουν τόσο διαφορετικοί λόγω της μάζας της βιομάζας που χρησιμοποιείται στον παρονομαστή για την κανονικοποίηση. Αν και στα πειράματα μελέτης της νιτροδοποίησης που πραγματοποιήθηκαν, προσδιορίστηκε η συγκέντρωση της αμμωνίας που νιτροδοποιήθηκε τόσο στα in-situ όσο και στα ex-situ πειράματα, και φάνηκε ότι ήταν σχετικά ίδια ανεξαρτήτως της βιομάζας που



συμμετείχε, ωστόσο, υπολογίζοντας (μέσω του ισοζυγίου) τη μάζα του αζώτου που νιτρωδοποιείται είναι σημαντικά περισσότερη στα πειράματα *ex – situ* (στα οποία ο ρυθμός είναι κανονικοποιημένος ως προς την αιωρούμενη βιομάζα) συγκριτικά με τη μάζα του αζώτου που νιτρωδοποιείται με βάση τα *in – situ* πειράματα (στα οποία ο ρυθμός είναι κανονικοποιημένος ως προς την αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα). Αυτό οδηγεί στο συμπέρασμα ότι, η βιομάζα που υπάρχει πάνω στους βιοφορείς δεν συνεισφέρει σημαντικά στη διεργασία της νιτρωδοποίησης.

*Πίνακας 5.8: Μάζα αζώτου που νιτρωδοποιείται*

| Ημέρα λειτουργίας<br>αντιδραστήρα | Μάζα αζώτου που νιτρωδοποιείται (mg N/d)         |                                                                       |
|-----------------------------------|--------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------|
|                                   | <i>ex-situ</i> πειράματα<br>(αιωρούμενη βιομάζα) | <i>in-situ</i> πειράματα<br>(αιωρούμενη και προσκολλημένη<br>βιομάζα) |
| 94                                | 8563,63                                          | 6973,25                                                               |
| 118                               | 9768,91                                          | 4831,81                                                               |



*Σχήμα 5.7: Μάζα αζώτου που νιτρωδοποιείται (mg N/d)*

Επιπλέον, θα πρέπει να σημειωθεί ότι βάσει των αποτελεσμάτων για τα δύο τελευταία πειράματα όπου το σύστημα έχει σταθεροποιηθεί ως προς την απομάκρυνση αζώτου και δίνονται στο Σχήμα 5.6, φαίνεται ότι οι ρυθμοί από τα *in-*

situ πειράματα (κανονικοποιημένοι με την αιωρούμενη βιομάζα,  $AUR_{IFAS}$  (MLVSS) είναι μικρότεροι συγκριτικά με τους ρυθμούς από τα ex-situ πειράματα (οι οποίοι είναι και αυτοί κανονικοποιημένοι με την αιωρούμενη βιομάζα,  $AUR_{BATCH}$  (no biocarriers), ενώ θα περιμέναμε να είναι κοντά. Αυτό πιθανώς οφείλεται στη διάχυση του διαλυμένου οξυγόνου, η οποία είναι δυσκολότερη στις συνθήκες του IFAS με την παρουσία των βιοφορέων, κάτι που οδηγεί στη δημιουργία ανοξικών ζωνών όπου πιθανότατα λαμβάνει χώρα ταυτόχρονα η απονιτροδοποίηση των παραγόμενων νιτροδών κατά την αερόβια φάση, και συνεπώς αυτά δεν προσμετρώνται στα  $\Delta NO_x$  που χρησιμοποιούνται για τον υπολογισμό του ρυθμού AUR.

### 5.3.2 Ταχύτητα απονιτροδοποίησης (NUR)

Κατά την πειραματική διερεύνηση του συστήματος IFAS - SBR πραγματοποιήθηκαν πειράματα που αποσκοπούσαν στον προσδιορισμό της ταχύτητας απονιτροδοποίησης. Συγκεκριμένα, κατά τη διάρκεια λειτουργίας του συστήματος πραγματοποιήθηκαν 4 πειράματα NUR στα οποία εξετάστηκε τόσο η δράση της βιομάζας του αντιδραστήρα IFAS - SBR (αιωρούμενη και προσκολλημένη), όσο και μόνο της αιωρούμενης βιομάζας, όπως ακριβώς και στα πειράματα AUR, υπό την εφαρμογή διαφορετικής φόρτισης αζώτου. Στο Σχήμα 5.8 παρουσιάζονται τα αποτελέσματα των πειραμάτων αυτών. Για την καλύτερη κατανόηση του Σχήματος 5.8 είναι απαραίτητο να σημειωθεί ότι:

- $NUR_{IFAS}$  (MLVSS +  $TSS_{biocarriers}$ ): Η ταχύτητα απονιτροδοποίησης στο εσωτερικό του αντιδραστήρα συνυπολογίζοντας αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα.
- $NUR_{IFAS}$  (MLVSS): Η ταχύτητα απονιτροδοποίησης στο εσωτερικό του αντιδραστήρα υπολογίζοντας μόνο την αιωρούμενη βιομάζα.
- $NUR_{BATCH}$  (no biocarriers): Η ταχύτητα απονιτροδοποίησης σε πείραμα batch που διενεργούνταν παράλληλα με το αντίστοιχο στο εσωτερικό του αντιδραστήρα, αλλά παρουσία μόνο της αιωρούμενης βιομάζας από τον αντιδραστήρα.

Ο υπολογισμός για κάθε μια από τις παραπάνω ταχύτητες νιτροδοποίησης πραγματοποιήθηκε όπως παρουσιάζεται παρακάτω:

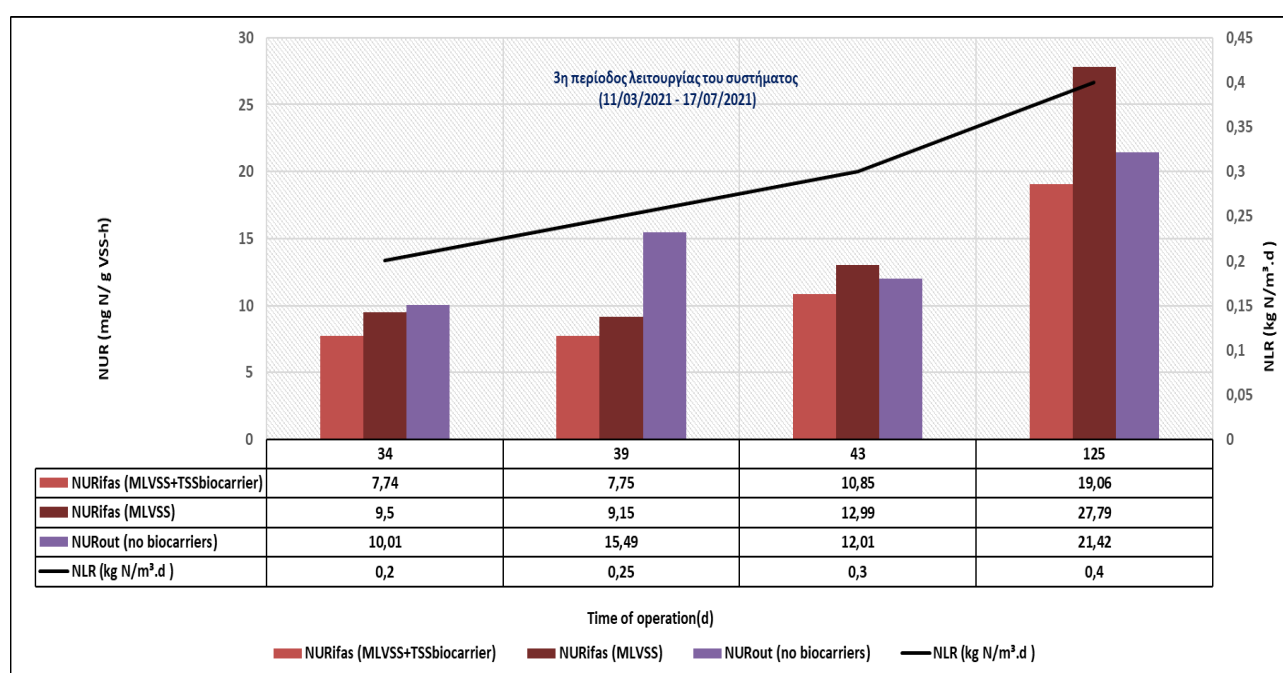
$$NUR_{IFAS} (MLVSS + TSS_{biocarriers}) = \frac{\Delta NO_x - N}{(MLVSS + TSS_{biocarriers}) \cdot h} = \frac{[(NO_2 - N + NO_3 - N)_{t=h} - (NO_2 - N + NO_3 - N)_{t=0}]}{\left( MLVSS + \frac{TSS_{biocarriers} + \text{Σύνολο των βιοφορέων}}{25L} \right) \cdot h}$$

(Εξ. 5.5)

$$NUR_{IFAS} (MLVSS) = \frac{\Delta NO_x - N}{MLVSS \cdot h} = \frac{[(NO_2 - N + NO_3 - N)_{t=h} - (NO_2 - N + NO_3 - N)_{t=0}]}{MLVSS \cdot h} \quad (Εξ. 5.6)$$

$$NUR_{BATCH} (\text{no biocarriers}) = \frac{\Delta NO_x - N}{MLVSS \cdot h} = \frac{[(NO_2 - N + NO_3 - N)_{t=h} - (NO_2 - N + NO_3 - N)_{t=0}]}{MLVSS \cdot h} \quad (Εξ. 5.7)$$

Το σύνολο των βιοφορέων που υπάρχουν μέσα στον βιοαντιδραστήρα είναι 680 – 700 βιοφορείς.



Σχήμα 5.8: Συνολικά αποτελέσματα ταχυτήτων απονιτροδοποίησης συστήματος IFAS – SBR και εκτός του αντιδραστήρα

Με βάση τα όσα παρουσιάζονται στο Σχήμα 5.8 παρατηρείται ότι, ενώ για τις ημέρες 34 – 43 ο ρυθμός απονιτροδοποίησης είναι σχετικά σταθερός, έπειτα υπάρχει μια σημαντική αύξηση της δραστηριότητας της βιομάζας. Όπως και στα πειράματα

AUR, η ταχύτητα απονιτροδοποίησης στα ex – situ πειράματα, παρουσία μόνο της αιωρούμενης βιομάζας  $NUR_{BATCH}$  (no biocarriers), οδήγησε σε υψηλότερες τιμές NUR σε σχέση με τα αντίστοιχα in - situ πειράματα που πραγματοποιήθηκαν παρουσία αιωρούμενης και προσκολλημένης βιομάζας  $NUR_{IFAS}$  ( $MLVSS + TSS_{biocarriers}$ ). Ωστόσο, ο συνυπολογισμός τόσο της αιωρούμενης όσο και της προσκολλημένης βιομάζας στους ρυθμούς NUR μείωσε τις τιμές του NUR από 9.5, 9.15 και 12.29 mg N/g VSS-h (κανονικοποιημένες τιμές ως προς μόνο την αιωρούμενη βιομάζα) σε 7.74, 7.75 και 10.85 mg N/g VSS-h (κανονικοποιημένες τιμές ως προς τη συνολική βιομάζα, αιωρούμενη και προσκολλημένη), για φορτίσεις αζώτου ίσες με 0.2, 0.25 και 0.3 kg N/m<sup>3</sup>.d, αντίστοιχα. Οι τιμές της ταχύτητας απονιτροδοποίησης που προέκυψαν από τα ex – situ πειράματα (παρουσία μόνο της αιωρούμενης βιομάζας του IFAS – SBR), για τις παραπάνω φορτίσεις αζώτου, υπολογίστηκαν ίσες με 10.01, 15.49 και 12.01 mg N/g VSS-h, αντίστοιχα. Όταν εφαρμόστηκε υψηλότερη φόρτιση αζώτου 0,4 kg N/m<sup>3</sup>.d και όταν η βιομάζα είχε εγκλιματιστεί και το σύστημα είχε σταθεροποιηθεί ως προς την απόδοσή του, παρατηρείται ότι, ο υπολογισμένος ρυθμός απονιτροδοποίησης κανονικοποιημένος ως προς τη συνολική βιομάζα του αντιδραστήρα  $NUR_{IFAS}$  ( $MLVSS + TSS_{biocarriers}$ ) δε διαφέρει σημαντικά από το ρυθμό που έχει υπολογιστεί από τα ex situ πειράματα  $NUR_{BATCH}$  (no biocarriers).

Οι μέγιστες ταχύτητες απονιτροδοποίησης σημειώθηκαν στο πείραμα που εφαρμόστηκε μεγαλύτερη φόρτιση αζώτου και με αραιωμένα στραγγίδια, όπως ακριβώς συνέβη και στα πειράματα AUR. Αυτό πιθανόν να οφείλεται στον εγκλιματισμό της βιομάζας στην παρουσία των στραγγιδίων και στη μεγαλύτερη διαθεσιμότητα νιτροδών. Στα in - situ πειράματα NUR που διεξήχθησαν την περίοδο που το σύστημα λειτουργούσε με NLR ίσο με 0,4 kg N/m<sup>3</sup>.d, ο ρυθμός NUR κανονικοποιημένος ως προς την αιωρούμενη βιομάζα του αντιδραστήρα ήταν 27,79 mg N/g VSS-h, ενώ όταν ο ρυθμός κανονικοποιήθηκε ως προς τη συνολική βιομάζα του αντιδραστήρα (αιωρούμενης και προσκολλημένης) ήταν μικρότερος στα 19,06 mg N/g VSS-h. Στα αντίστοιχα ex - situ πειράματα, η ταχύτητα απονιτροδοποίησης κανονικοποιημένη ως προς την αιωρούμενη βιομάζα του αντιδραστήρα να φτάνει το 21,42 mg N/g VSS-h. Παρατηρείται ότι, με την αύξηση της φόρτισης ο ρυθμός απονιτροδοποίησης αυξήθηκε σημαντικά, ενώ στο τελευταίο πείραμα φαίνεται η

συνεισφορά της προσκολλημένης βιομάζας, καθώς με την κανονικοποίηση του ρυθμού ως προς το σύνολο της βιομάζας του αντιδραστήρα, οι ρυθμοί  $NUR_{IFAS}$  ( $MLVSS + TSS_{biocarriers}$ ) και  $NUR_{OUT}$  (no biocarriers) είναι πρακτικά ίδιοι, ενώ η ποσότητα  $\Delta NO_x - N$  που απομακρύνθηκε είναι υψηλότερη στα πειράματα που πραγματοποιήθηκαν εντός του αντιδραστήρα, παρουσία αιωρούμενης και προσκολλημένης βιομάζας. Πιο αναλυτικά, σύμφωνα με τις εξισώσεις 5.5 και 5.7 ο ρυθμός απονιτροδοποίησης υπολογίζεται βάσει της ποσότητας των νιτρωδών που απονιτροδοποιούνται και της βιομάζας που συμμετέχει στο κάθε σύστημα. Συγκεκριμένα, στο in - situ πείραμα η συγκέντρωση των νιτρωδών που καταναλώθηκαν ήταν 100 mg/L, ενώ στο ex-situ πείραμα η συγκέντρωση των νιτρωδών που καταναλώθηκαν ήταν μικρότερη, 75 mg/L. Αυτό σημαίνει ότι, παρόλο που οι ρυθμοί απονιτροδοποίησης (κανονικοποιημένοι ως προς την αντίστοιχη βιομάζα), είναι πρακτικά ίδιοι, εντούτοις η μεγαλύτερη απόλυτη συγκέντρωση των νιτρωδών που καταναλώθηκαν δείχνει τη συνεισφορά της προσκολλημένης βιομάζας στην απομάκρυνση του αζώτου.

Κατά τη διάρκεια της 3<sup>ης</sup> περιόδου λειτουργίας του συστήματος, ελέγχθηκε το ισοζύγιο αζώτου τόσο στα in – situ πειράματα με συνυπολογισμό αιωρούμενης και προσκολλημένης βιομάζας όσο και στα ex – situ πειράματα με τη συνεισφορά μόνο της αιωρούμενης βιομάζας. Στους Πίνακες 5.9 και 5.10, παρουσιάζονται τα ισοζύγια αζώτου των in – situ πειραμάτων (αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα) και των ex – situ πειραμάτων (αιωρούμενη βιομάζα), τα οποία βασίζονται στις εξισώσεις (4.9), (4.10) και (4.11).

*Πίνακας 5.9: Ισοζύγιο Αζώτου χρησιμοποιώντας τα in – situ πειράματα (αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα)*

|                      | 3 <sup>η</sup> περίοδος<br>(11/03/2021 – 17/07/2021) |            |            |            |
|----------------------|------------------------------------------------------|------------|------------|------------|
|                      | 29/03/2021                                           | 03/04/2021 | 07/04/2021 | 28/06/2021 |
| $M_{IN}$ (mg/d)      | 4999,68                                              | 6248,96    | 8499,2     | 9999,36    |
| $M_{OUT}$ (mg/d)     | 6187,38                                              | 8714,87    | 8289,55    | 9985,06    |
| $M_{DNN}$ (mg/d)     | 4777,04                                              | 5799,54    | 6768,5     | 8881,24    |
| $M_{OUT}/M_{IN}$ (%) | 124%                                                 | 123%       | 98%        | 100%       |

Πίνακας 5.10: Ισοζύγιο Αζώτου χρησιμοποιώντας τα ex – situ πειράματα (αιωρούμενη βιομάζα)

|                                       | 3 <sup>η</sup> περίοδος<br>(11/03/2021 – 17/07/2021) |            |            |            |
|---------------------------------------|------------------------------------------------------|------------|------------|------------|
|                                       | 29/03/2021                                           | 03/04/2021 | 07/04/2021 | 28/06/2021 |
| M <sub>IN</sub> (mg/d)                | 4999,68                                              | 6248,96    | 8499,2     | 9999,36    |
| M <sub>OUT</sub> (mg/d)               | 6445,179                                             | 11727,61   | 6703,853   | 7948,585   |
| M <sub>DNN</sub> (mg/d)               | 5034,83                                              | 9822,52    | 5182,84    | 6844,76    |
| M <sub>OUT</sub> /M <sub>IN</sub> (%) | 129%                                                 | 188%       | 79%        | 79%        |

Για τις περιόδους 07/04/2021 και 28/6/2021, όπου το σύστημα έχει σταθεροποιηθεί ως προς την απομάκρυνση αζώτου (φόρτιση 0,3 και 0,4 kg N/m<sup>3</sup>.d, αντίστοιχα) και η βιομάζα έχει εγκλιματιστεί, αν και από τα παραπάνω προκύπτει ότι, ο ρυθμός απονιτροδοποίησης στα in – situ πειράματα (αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα), είναι μικρότερος σε σχέση με τα αντίστοιχα ex – situ πειράματα (αιωρούμενη βιομάζα), ωστόσο υπολογίζοντας το ισοζύγιο αζώτου στον αντιδραστήρα φαίνεται ότι η μάζα αζώτου που απομακρύνεται από το σύστημα είναι τελικά μεγαλύτερη παρουσία και της προσκολλημένης βιομάζας, αποδεικνύοντας τη συνεισφορά της. Επιπλέον, όταν υπολογίζεται η μάζα του αζώτου που απομακρύνεται, χρησιμοποιώντας το NUR από τα in-situ πειράματα, προκύπτει ότι το ισοζύγιο κλείνει με μικρή απόκλιση , δείχνοντας ότι η βιομάζα που είναι πάνω στους βιοφορείς είναι ετεροτροφική και ενισχύει την απονιτροδοποίηση. Συμπερασματικά, παρότι ο συνυπολογισμός της βιομάζας των βιοφορέων έχει ως αποτέλεσμα τη μείωση της τιμής του NUR , γιατί μπορεί να έχουν λιγότερη ενεργή απονιτροδοποιητική βιομάζα, ωστόσο η συνολική ποσότητα του αζώτου που απονιτροδοποιείται αυξάνει την προσκολλημένη βιομάζα. Αυτό θα ήταν και το αναμενόμενο, αφού ο τύπος των βιοφορέων που έχει χρησιμοποιηθεί στο σύστημα είναι ο πιο ενδεδειγμένος για την ανάπτυξη αυτής τη βιομάζας.

## 6 Συμπεράσματα

Κατά τη διάρκεια εκπόνησης της παρούσας μεταπτυχιακής εργασίας, μελετήθηκε η αποτελεσματικότητα ενός αντιδραστήρα IFAS – SBR (Integrated Fixed – Film Activated Sludge – Sequencing Batch Reactor) στην απομάκρυνση του αζωτούχου φορτίου τόσο από στραγγίδια αφυδάτωσης ιλύος όσο και από στραγγίδια ΧΥΤΑ. Η λειτουργία του συστήματος είχε διάρκεια 310 ημέρες, από τις 07/09/2020 μέχρι τις 17/07/2021, και έλαβε χώρα στο Εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας του Εθνικού Μετσόβιου Πολυτεχνείου, ενώ τα στραγγίδια που χρησιμοποιήθηκαν αρχικά προέρχονταν από την ΕΕΛ στην Ψυττάλεια και στη συνέχεια από το ΧΥΤΑ Άνω Λιοσίων.

Η διάρκεια λειτουργίας του αντιδραστήρα χωρίστηκε σε 3 διακριτές περιόδους, ανάλογα με την εφαρμοζόμενη ημερήσια φόρτιση αζώτου (NLR) και το είδος των στραγγιδίων με τα οποία τροφοδοτούνταν ο αντιδραστήρας, όπως συνοψίζεται παρακάτω:

- 1<sup>η</sup> περίοδος (166 ημέρες):  $NRL = 0,49 \pm 0,15 \text{ kg N/ m}^3 \cdot \text{d}$  και τροφοδοσία με στραγγίδια αφυδάτωσης
- 2<sup>η</sup> περίοδος (16 ημέρες):  $NRL = 0,25 \pm 0,05 \text{ kg N/ m}^3 \cdot \text{d}$  και τροφοδοσία με στραγγίδια ΧΥΤΑ χωρίς αραίωση
- 3<sup>η</sup> περίοδος (128 ημέρες):  $NRL = 0,34 \pm 0,09 \text{ kg N/ m}^3 \cdot \text{d}$  και τροφοδοσία με στραγγίδια ΧΥΤΑ με αραίωση 1:2

Σύμφωνα με τα αποτελέσματα της 10μηνιαίας συνεχούς λειτουργίας του αντιδραστήρα IFAS – SBR προέκυψαν χρήσιμα συμπεράσματα, τα οποία αναλύονται παρακάτω.

## 6.1 Λειτουργία συστήματος IFAS – SBR

- Η εφαρμογή της διεργασίας της νιτρωδοποίησης/απονιτρωδοποίησης σε μονοβάθμιο σύστημα προσκολλημένης και αιωρούμενης βιομάζας (IFAS – SBR) ήταν αρκετά επιτυχημένη ως προς την απομάκρυνση αζώτου. Το σύστημα ανταποκρίθηκε ικανοποιητικά στη βιολογική απομάκρυνση αζώτου μέσω νιτρωδών.
- Κατά τη διάρκεια της 2<sup>ης</sup> και 3<sup>ης</sup> περιόδου λειτουργίας του συστήματος IFAS – SBR, όπου ο αντιδραστήρας τροφοδοτούνταν με στραγγίδια ΧΥΤΑ αναρραίωτα αρχικά και στη συνέχεια με αραίωση (1:2) αντίστοιχα, η απομάκρυνση αμμωνιακού αζώτου ήταν αρκετά υψηλή (>90%). Για τις ίδιες περιόδους, τα ποσοστά απομάκρυνσης του ολικού αζωτούχου φορτίου κυμαίνονταν επίσης σε υψηλά επίπεδα (>95%). Ωστόσο, στα τέλη της 2<sup>ης</sup> περιόδου, τα ποσοστά απομάκρυνσης τόσο του ολικού όσο και του αμμωνιακού αζώτου κυμάνθηκαν μεταξύ 88 – 94% λόγω αστοχίας του συστήματος αερισμού του αντιδραστήρα και της καθίζησης, ωστόσο αυτό οφειλόταν κυρίως στο γεγονός ότι όταν παρατηρούνταν αδυναμία του συστήματος να ανταποκριθεί, η εφαρμοζόμενη φόρτιση στο σύστημα μειωνόταν κατά πολύ για να μην αστοχήσει πλήρως.
- Τα ποσοστά απομάκρυνσης του ολικού αζωτούχου φορτίου παρουσίασαν αρκετές διακυμάνσεις κατά τη διάρκεια της 1<sup>ης</sup> περιόδου λειτουργίας του συστήματος, όπου ο αντιδραστήρας τροφοδοτούνταν με στραγγίδια αφυδάτωσης ιλύος και παράλληλα είχαν δημιουργηθεί αρκετά προβλήματα στη λειτουργία του IFAS – SBR. Τα ποσοστά ολικού αζώτου κυμάνθηκαν μεταξύ 68 – 100%. Για την ίδια περίοδο η απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου κυμάνθηκε σε σχετικά χαμηλά επίπεδα (70 – 88%), λόγω αστοχίας του συστήματος αερισμού του αντιδραστήρα και της καθίζησης, ωστόσο αυτό οφειλόταν κυρίως στο γεγονός ότι όταν παρατηρούνταν αδυναμία του συστήματος να ανταποκριθεί, η εφαρμοζόμενη φόρτιση στο σύστημα μειωνόταν κατά πολύ για να μην αστοχήσει πλήρως.



- Η τροφοδοσία του αντιδραστήρα γινόταν με αναλογία COD/N ίση με 3 – 5 g/g η οποία ήταν επαρκής, ώστε να επέλθει πλήρης απονιτροδοποίηση, αναλόγως της φόρτισης.
- Η ανάπτυξη του βιοφίλμ στους βιοφορείς ήταν ικανοποιητική παρά τις σχετικές αυξομειώσεις που παρατηρήθηκαν. Τα αποτελέσματα δείχνουν μια τάση αυξομείωσης της προσκολλημένης κατά τη διάρκεια των 3 περιόδων λειτουργίας του συστήματος.

## 6.2 Αποτίμηση ταχύτητας νιτροδοποίησης και απονιτροδοποίησης συστήματος IFAS – SBR

- Σύμφωνα με τα αποτελέσματα των πειραμάτων batch, οι ρυθμοί απονιτροδοποίησης ήταν υψηλότεροι από τους ρυθμούς νιτροδοποίησης.
- Οι ταχύτητες νιτροδοποίησης (AUR) τόσο με την παρουσία βιοφορέων όσο και χωρίς, παρουσίασαν σημαντικές διακυμάνσεις κατά τη διάρκεια λειτουργίας του συστήματος.
- Η μέση ταχύτητα νιτροδοποίησης παρουσίαζε αυξομειώσεις με την αύξηση της ημερήσιας φόρτισης αζώτου.
- Κατά τη διάρκεια της 2<sup>ης</sup> περιόδου λειτουργίας του αντιδραστήρα, όπου ο αντιδραστήρας τροφοδοτούνταν με στραγγίδια ΧΥΤΑ χωρίς κάποια αραιώση, οι τιμές του AUR της βιομάζας στα in – situ πειράματα ήταν ιδιαίτερα χαμηλές και κυμάνθηκαν μεταξύ 0 - 0,8 mg N/g VSS-h. Πιο συγκεκριμένα, την περίοδο αυτή οι κύκλοι λειτουργίας του συστήματος ήταν 1 κύκλος ανά ημέρα, ενώ οι φορτίσεις αζώτου που εφαρμόστηκαν ήταν ίσες με 0,2 – 0,25 kg N/m<sup>3</sup>.d. Μετά από 10 περίπου ημέρες λειτουργίας σε αυτές τις συνθήκες, δηλαδή 1 SRT, το σύστημα παρουσίασε αδυναμία στο να ανταποκριθεί στη βιολογική απομάκρυνση του αζώτου, με αποτέλεσμα να δημιουργηθεί πρόβλημα με τη

συσσώρευση της αμμωνίας στο ανάμικτο υγρό κάτι το οποίο δυσχέρανε περισσότερο τους ρυθμούς αυτούς.

- Κατά την εφαρμογή φόρτισης αζώτου ίσης με  $0,15 - 0,3 \text{ kg N/m}^3 \cdot \text{d}$  στη διάρκεια της 3<sup>ης</sup> περιόδου λειτουργίας του συστήματος, όπου η τροφοδοσία γινόταν με αραιωμένα (1:2) στραγγίδια ΧΥΤΑ, η μέση ταχύτητα νιτρωδοποίησης κανονικοποιημένη ως προς την αιωρούμενη βιομάζα των in – situ πειραμάτων αυξήθηκε σημαντικά και ήταν ίση με  $1,30 \pm 0,4 \text{ mg N/g VSS-h}$ , ενώ η αντίστοιχη τιμή AUR κανονικοποιημένη ως προς την αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα ήταν μικρότερη και ίση με  $1,23 \pm 0,4 \text{ mg N/g VSS-h}$ . Η μέση ταχύτητα νιτρωδοποίησης των ex – situ πειραμάτων κατά το διάστημα αυτό ήταν ίση με  $1,24 \pm 0,2 \text{ mg N/g VSS-h}$ . Κατά τη διεξαγωγή πειραμάτων με μεγαλύτερη φόρτιση αζώτου ( $0,38 - 0,4 \text{ kg N/m}^3 \cdot \text{d}$ ), η μέση ταχύτητα νιτρωδοποίησης κανονικοποιημένη ως προς την αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζας των in – situ πειραμάτων ήταν ίση με  $1,5 \pm 0,3 \text{ mg N/g VSS-h}$ , ενώ οι μέσες ταχύτητες νιτρωδοποίησης των in – situ πειραμάτων (κανονικοποιημένη ως προς την αιωρούμενη βιομάζα), αλλά και των ex – situ πειραμάτων ήταν ίση με  $2,9 \pm 1,2 \text{ mg N/g VSS-h}$  και  $4,7 \pm 0,8 \text{ mg N/g VSS-h}$  αντίστοιχα.
- Στα ex situ batch πειράματα που πραγματοποιήθηκαν με υψηλή φόρτιση αζώτου και όταν η βιομάζα είχε εγκλιματιστεί και το σύστημα είχε σταθεροποιηθεί ως προς την απόδοσή του, η νιτρωδοποιητική ικανότητα της αιωρούμενης βιομάζας προέκυψε ότι ήταν μεγαλύτερη σε σχέση με την αντίστοιχη ικανότητα της συνολικής βιομάζας (αιωρούμενης και προσκολλημένης) στα in situ batch πειράματα. Η νιτρωδοποιητική ταχύτητα κανονικοποιημένη ως προς την αιωρούμενη βιομάζα (ex-situ πειράματα), κατά την εφαρμογή  $\text{NLR} = 0,38 - 0,4 \text{ kg N/m}^3 \cdot \text{d}$ , ήταν κατά μέσο όρο διπλάσια σε σχέση με την αντίστοιχη ταχύτητα που παρατηρήθηκε στα in-situ πειράματα και ήταν κανονικοποιημένη ως προς τη συνολική βιομάζα του συστήματος (αιωρούμενη και προσκολλημένη).

- Η μάζα αμμωνιακού αζώτου που νιτρωδοποιείται είναι σημαντικά περισσότερη όταν χρησιμοποιείται ο ρυθμός AUR από τα πειράματα ex-situ (στα οποία ο ρυθμός είναι κανονικοποιημένος ως προς την αιωρούμενη βιομάζα) συγκριτικά με αυτόν που υπολογίζεται από τα in-situ πειράματα (στα οποία ο ρυθμός είναι κανονικοποιημένος ως προς την αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα). Αν και στα πειράματα μελέτης της νιτρωδοποίησης που πραγματοποιήθηκαν, προσδιορίστηκε η συγκέντρωση της αμμωνίας που νιτρωδοποιήθηκε τόσο στα in-situ όσο και στα ex-situ πειράματα, και φάνηκε ότι ήταν σχετικά ίδια ανεξαρτήτως της βιομάζας που συμμετείχε, ωστόσο, υπολογίζοντας (μέσω του ισοζυγίου) τη μάζα του αζώτου που νιτρωδοποιείται είναι σημαντικά περισσότερη στα πειράματα ex-situ (στα οποία ο ρυθμός είναι κανονικοποιημένος ως προς την αιωρούμενη βιομάζα) συγκριτικά τη μάζα αζώτου που νιτρωδοποιείται με βάση τα in-situ πειράματα (στα οποία ο ρυθμός είναι κανονικοποιημένος ως προς την αιωρούμενη και προσκολλημένη βιομάζα). Αυτό οδηγεί στο συμπέρασμα ότι, η βιομάζα που υπάρχει πάνω στους βιοφορείς δεν συμμετέχει και συνεπώς δεν συνεισφέρει σημαντικά στη διεργασία της νιτρωδοποίησης.
- Οι ρυθμοί από τα in-situ πειράματα (κανονικοποιημένοι με την αιωρούμενη βιομάζα,  $AUR_{IFAS}$  (MLVSS) είναι μικρότεροι συγκριτικά με τους ρυθμούς από τα ex-situ πειράματα (οι οποίοι είναι και αυτοί κανονικοποιημένοι με την αιωρούμενη βιομάζα,  $AUR_{BATCH}$  (no biocarriers), ενώ θα αναμέναμε να είναι τουλάχιστον κοντά. Αυτό πιθανώς οφείλεται στη διάχυση του διαλυμένου οξυγόνου, η οποία είναι δυσκολότερη στις συνθήκες του IFAS με την παρουσία των βιοφορέων, κάτι που οδηγεί στη δημιουργία ανοξικών ζωνών κατά την αερόβια φάση όπου λαμβάνει χώρα ταυτόχρονα η απονιτρωδοποίηση των παραγόμενων νιτρωδών, και συνεπώς αυτά δεν προσμετρώνται στα  $\Delta NO_x$  που χρησιμοποιούνται για τον υπολογισμό του ρυθμού AUR. Επομένως, ο ρυθμός νιτρωδοποίησης που υπολογίζεται στο σύστημα IFAS-SBR υποεκτιμάει την πραγματική νιτρωδοποίηση του

συστήματος, καθώς μέρος των παραγόμενων νιτρωδών απονιτρωδοποιείται κατά την αερόβια φάση.

- Η αύξηση της ημερήσιας φόρτισης αζώτου επηρέασε θετικά τις ταχύτητες απονιτρωδοποίησης, αφού παρατηρήθηκε αύξηση στα NUR. Επίσης, αυτό οφείλεται και στον εγκλιματισμό της βιομάζας.
- Όπως και στα πειράματα AUR, η ταχύτητα απονιτρωδοποίησης στα ex – situ πειράματα, παρουσία μόνο της αιωρούμενης βιομάζας NUR<sub>BATCH</sub> (no biocarriers), οδήγησε σε υψηλότερες τιμές NUR σε σχέση με τα αντίστοιχα in - situ πειράματα που πραγματοποιήθηκαν παρουσία αιωρούμενης και προσκολλημένης βιομάζας NUR<sub>IFAS</sub> (MLVSS + TSS<sub>biocarriers</sub>).
- Με την αύξηση της φόρτισης ο ρυθμός απονιτρωδοποίησης αυξήθηκε σημαντικά, ενώ στο τελευταίο διάστημα φαίνεται η σημαντική συνεισφορά της προσκολλημένης βιομάζας στην απομάκρυνση αζώτου. Συγκεκριμένα με την κανονικοποίηση του ρυθμού απονιτρωδοποίησης ως προς το σύνολο της βιομάζας του αντιδραστήρα, παρότι οι ρυθμοί από τα in-situ και ex-situ πειράματα είναι πρακτικά ίδιοι, εντούτοις η ποσότητα ΔNO<sub>x</sub> – N που απομακρύνθηκε είναι υψηλότερη στα πειράματα που πραγματοποιήθηκαν εντός του αντιδραστήρα, παρουσία αιωρούμενης και προσκολλημένης βιομάζας.
- Παρόλο που οι ρυθμοί απονιτρωδοποίησης (κανονικοποιημένοι ως προς την αντίστοιχη βιομάζα), είναι πρακτικά ίδιοι, εντούτοις η μεγαλύτερη απόλυτη συγκέντρωση των νιτρωδών που καταναλώθηκαν “προδίδει” τη συνεισφορά της προσκολλημένης βιομάζας στην απομάκρυνση του αζώτου.

- Για τις περιόδους 07/04/2021 και 28/6/2021, όπου το σύστημα έχει σταθεροποιηθεί ως προς την απομάκρυνση αζώτου (φόρτιση 0,3 και 0,4 kg N/m<sup>3</sup>.d, αντίστοιχα) και η βιομάζα έχει εγκλιματιστεί, από το ισοζύγιο αζώτου στον αντιδραστήρα φαίνεται ότι η μάζα αζώτου που απομακρύνεται από το σύστημα είναι τελικά μεγαλύτερη, κατά περίπου 30%, παρουσία και της προσκολλημένης βιομάζας, αποδεικνύοντας τη συνεισφορά της. Επιπλέον, όταν υπολογίζεται η μάζα του αζώτου που απομακρύνεται, χρησιμοποιώντας το NUR από τα in-situ πειράματα, προκύπτει ότι το ισοζύγιο κλείνει με μικρή απόκλιση, δείχνοντας ότι η βιομάζα που είναι πάνω στους βιοφορείς είναι ετεροτροφική και ενισχύει την απονιτροδοποίηση. Συμπερασματικά, αν και ο συνυπολογισμός της βιομάζας των βιοφορέων έχει ως αποτέλεσμα τη μείωση της αριθμητικής τιμής του NUR, γιατί μπορεί να έχουν λιγότερη ενεργή απονιτροδοποιητική βιομάζα, ωστόσο η συνολική ποσότητα του αζώτου που απονιτροδοποιείται αυξάνει. Αυτό θα ήταν και το αναμενόμενο αφού ο τύπος των βιοφορέων που έχει χρησιμοποιηθεί στο σύστημα είναι ο πιο ενδεδειγμένος για την ανάπτυξη αυτής τη βιομάζας.

### 6.3 Προτάσεις για περαιτέρω έρευνα

- Προτείνεται η περαιτέρω διερεύνηση του συγκεκριμένου συστήματος, με εφαρμογή υψηλότερων NLR, ώστε να διαπιστωθεί για ποιες τιμές φόρτισης αζώτου μπορεί να λειτουργήσει το σύστημα χωρίς αραίωση των στραγγιδίων ΧΥΤΑ.
- Προτείνεται επίσης, η περαιτέρω ανάλυση των μικροοργανισμών που λαμβάνουν χώρα στις βιοχημικές διεργασίες τους συστήματος IFAS – SBR.
- Ακόμη, θα μπορούσε να μελετηθεί η χρήση άλλων βιοφορέων με μεγαλύτερη ενεργή επιφάνεια, ώστε να λειτουργεί η προσκολλημένη βιομάζα καλύτερα σε αερόβιες και ανοξικές συνθήκες.

- Τέλος, θα ήταν δυνατή η μελέτη της τοξικότητας των στραγγιδίων ΧΥΤΑ και η επίδρασή της στη βιομάζα του συστήματος IFAS – SBR.

## Βιβλιογραφία

- Ehrig (1983). (n.d.). *Ehrig, H.-J. (1983): Quality and quantity of sanitary landfill leachate. Waste Management & Research, 1, 53–68.*
- Ehrig (1988). (n.d.). *Ehrig, H.-J. (1988): Water and element balances of landfills. In: Baccini, P (ed.) The Landfill, pp. 83–116. (Lecture Notes in Earth Sciences, Vol 20). Springer Verlag, Berlin, Germany.*
- Ham et al., 1993. (n.d.). *R.K. Ham, M.R. Norman, P.R. Fritschel. Chemical characterization of fresh Kills landfill refuses and extracts. J. Environ. Eng., 119 (1993), pp. 1176-1195.*
- Jokela et al., 2001. (n.d.). *okela, J.P.Y., Kettunen, R.H., Sormunen, K.M., Rintala, J.A., 2001. Methane production from landfilled municipal solid waste: effects of source-segregation, moisture control, and landfill operation. pp. 657–662.*
- Jørgensen and Kjeldsen (1995). (n.d.). *Jørgensen, M. & Kjeldsen, P. (1995): Composition of leachate from old landfills (Kildestyrkevurdering af gamle lossepladser). Projects about soil and groundwater from The Danish Environmental Protection Agency, 16. Dan Env Protect Agency, Copenhagen Den.*
- Kjeldsen and Christophersen (2001). (n.d.). *Kjeldsen, P. & Christophersen, M. (2001): Composition of leachate from old landfills in Denmark. Waste Management and Research, 19, 249–256.*
- Onay and Pohland, 1998. (n.d.). *T.T. Onay, F.G. Pohland. In situ nitrogen management in controlled bioreactor landfills. J. Water Res., 32 (1998), pp. 1383-1392.*
- Ahmed et al., 2012. (n.d.). *Ahmed, Farah Naz, and Christopher Q. Lan. “Treatment of Landfill Leachate Using Membrane Bioreactors: A Review.” Desalination 287 (2012): 41–54.*
- Al-Rekabi et al., 2007. (n.d.). *Al-Rekabi W. S., Qiang H. and Qiang W. W., 2007, “Review on Sequencing Batch Reactors”, Pakistan Journal of Nutrition, 6 (1), 11-19.*
- Aluko and Sridhar, 2013. (n.d.). *Aluko, O.O., Sridhar, M.K.C., 2013. Evaluation of leachate treatment by trickling filter and sequencing batch reactor processes in Ibadan, Nigeria. Waste Manag. Res. 31 (7), 700–705.*
- Amokrane et al., 1997. (n.d.). *Amokrane A., Comel C. and Veron J., 1997, “Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation”, Water Research, 31(11), 2775–2782.*
- Anthonisen et al., 1976. (n.d.). *Anthonisen A. C., Loehr R. C., Prakasam T. B. S. and Srinath E. G. (1976). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. Journal Water Pollution Control Federation, 48(5), 835–852.*
- Anthonisen et al., 1976. (n.d.). *Anthonisen, A., Loehr, R., Prakasam, T., Srinath, E., 1976. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. J. Water Pollut. Control Fed. 48 (5): 835–852.*

- Aslan και Dahab, 2008. (n.d.). *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.*
- Aziz et al., 2011. (n.d.). *Aziz, S.Q., Aziz, H.A., Yusoff, M.S., Bashir, M.J.K., 2011. Landfill leachate treatment using powdered activated carbon augmented sequencing batch reactor (SBR) process: optimization by response surface methodology. J. Hazard Mater. 189 (1–2), 404–413.*
- Aziz et al., 2011a. (n.d.). *Aziz, S.Q., Aziz, H.A., Yusoff, M.S., 2011a. Optimum process parameters for the treatment of landfill leachate using powdered activated carbon augmented sequencing batch reactor (SBR) technology. Separ. Sci. Technol. 46 (15), 2348–2359.*
- Aziz et al., 2011b. (n.d.). *Aziz, S.Q., Aziz, H.A., Yusoff, M.S., 2011b. Powdered activated carbon augmented double react-settle sequencing batch reactor process for treatment of landfill leachate. Desalination 277 (1–3), 313–320.*
- Aziz et al., 2018. (n.d.). *Aziz, H.A., Rahim, N.A., Ramli, S.F., Alazaiza, M.Y.D., Omar, F.M., Hung, Y.T., 2018. Potential use of *Dimocarpus longan* seeds as a flocculant in landfill leachate treatment. Water (Switzerland) 41, 1–15.  
<http://dx.doi.org/10.3390/w10111672>.*
- Balci and Dincel, 2002. (n.d.). *Balci S. and Dincel Y., 2002, “Ammonium ion adsorption with sepiolite: use of transient uptake method”, Chemical Engineering and Processing: Process Intensification, 41(1), 79–85.*
- Berge et al., 2005. (n.d.). *N.D. Berge, D.R. Reinhart, T.G. Townsend. The fate of nitrogen in bioreactor landfills. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol., 35 (2005), pp. 365-399.*
- Bernet et al. 2001. (n.d.). *Bernet, N., Dangcong, P., Delgenes, J.P., Moletta, R., 2001. Nitrification at low oxygen concentration in biofilm reactor. J Environ. Eng. (ASCE) 127: 266–271.*
- Blackburn et al. (2007). (n.d.). *Blackburne, R., Vadivelu, V.M., Yuan, Z., Keller, J., 2007. Kinetic characterisation of an enriched *Nitrospira* culture with comparison to *Nitrobacter*. Water Res. 41: 3033-3042.*
- Blackburne et al., 2008. (n.d.). *Blackburne, R., Yuan, Z., & Keller, J. (2008). Demonstration of nitrogen removal via nitrite in a sequencing batch reactor treating domestic wastewater. Water Research, 42(8-9), 2166-2176.*
- Bohdziewicz and Kwarciak, 2008. (n.d.). *Bohdziewicz, J., Kwarciak, A., 2008. The application of hybrid system UASB reactor – RO in landfill leachate treatment. Desalination 222 (1–3), 128–134.*
- Bonhomme et al., 1990. (n.d.). *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.*
- Börner & Trübenbach (2017). (n.d.). *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).*

- Bove et al., 2015. (n.d.). Bove, D., Merello, S., Frumento, D., Arni, S. A., Aliakbarian, B., & Converti, A. (2015). A Critical Review of Biological Processes and Technologies for Landfill Leachate Treatment. *Chem Eng and Tech*, 38(12), 2115-2126. doi:10.1002/ceat.201500257.
- Bu et al. (2010). (n.d.). Bu, L., Wang, K., Zhao, Q.L., Wei, L.L., Zhang, J., Yang, J.C., 2010. Characterization of dissolved organic matter during landfill leachate treatment by sbr, aeration corrosive cell-Fenton, and granular activated carbon in series. *J.H.M.* 1096–1105.
- Burton and Watson-Craik, 1998. (n.d.). S.A.Q. Burton, I.A. Watson-Craik. Ammonia and nitrogen fluxes in landfill sites: applicability to sustainable landfilling. *Waste Manage. Resour.*, 16 (1998), pp. 41-43.
- Calabrò et al., 2018. (n.d.). Calabrò, P.S., Gentili, E., Meoni, C., Orsi, S., Komilis, D., 2018. Effect of recirculation of a reverse osmosis concentrate on leachate generation: A case study in an Italian landfill. *Waste Manage* 76, 643–651.
- Capodici et al. (2014). (n.d.). Capodici, M., Di Trapani, D., Viviani, G., 2014. Co-treatment of landfill leachate in laboratory-scale sequencing batch reactors: analysis of system performance and biomass activity by means of respirometric techniques. *Water Sci. Technol.* 69 (6), 1267–12.
- Carvajal-Flórez and Cardona-Gallo, 2019. (n.d.). Carvajal-Flórez, E., Cardona-Gallo, S.-A., 2019. Technologies applicable to the removal of heavy metals from leachate. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 26 (16), 15725–15753.
- Changyong et al. (2011). (n.d.). Changyong, W., Peng Y., Wang S., Li X. & Wang R. 2011. Effect of sludge retention time on nitrite accumulation in real-time control biological nitrogen removal sequencing batch reactor. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 19(3): 512-517.
- Chinade et al., 2017. (n.d.). Chinade, A.U., Umar, S., Osinubi, K., Technology, 2017. Effect of municipal solid waste leachate on the strength of compacted tropical soil for landfill liner, 4 (6), 3248–3253.
- Christensen (2003). (n.d.). Thomas H. Christensen (2003). Speciation of heavy metals in landfill leachate: a review. *Environment & Resources DTU, Technical University of Denmark, Denmark*, p. 2-15.
- Christine and Sabine, 1998. (n.d.). Christine H. and Sabine K., 1998, “Simultaneous nitrification/denitrification in an aerobic biofilm system”, *Water Science and Technology*, 37 (4-5), 183–187.
- Chu et al. (1994). (n.d.). Chu, L.M., Cheung, K.C., & Wong, M.H. (1994): Variations in the chemical properties of landfill leachate. *Environmental Management*, 18, 105–117.
- Chu et al., 1994. (n.d.). Chu L. M., Cheung K. C. and Wong M. H., 1994, “Variations in the chemical properties of landfill leachate”, *Environmental Management*, 18(1), 105–117.



- Chung et al., 2006. (n.d.). Chung, J., Shim, H., Park, S.-J., Kim, S.-J., Bae, W., 2006. *Optimization of free ammonia concentration for nitrite accumulation in shortcut biological nitrogen removal process. Bioprocess Biosyst. Eng.* 28: 275-282.
- Clement and Thomas (1995). (n.d.). Clement, B. & Thomas, O. (1995): *Application of ultra-violet spectrophotometry and gel permeation chromatography to the characterization of landfill leachates. Environmental Technology*, 16, 367–377.
- Contrera et al., 2014. (n.d.). Contrera, R.C., Silva, K.C.D., Morita, D.M., Rodrigues, J.A.D., Zaiat, M., Schalch, V., 2014. *First-order kinetics of landfill leachate treatment in a pilot-scale anaerobic sequence batch biofilm reactor. J. Environ. Manag.* 145, 385–393.
- D. B. Zhang, Wu, Wang and Zhang (2014). (n.d.). Zhang, D.B., Wu, X.G., Wang, Y.S., Zhang, H., 2014. *Landfill leachate treatment using the sequencing batch biofilm reactor method integrated with the electro-Fenton process. Chem. Pap.* 68 (6), 782–787.
- Daigger GT et. al. 2018. (n.d.). Daigger GT, Boltz JP. *Oxygen transfer in Moving Bed Biofilm Reactor and Integrated Fixed Film Activated Sludge Processes. Water Environment Research*, 2018.
- De et al., 2019. (n.d.). De, S., Hazra, T., Dutta, A., 2019. *Sustainable treatment of municipal landfill leachate by combined association of air stripping, Fenton oxidation, and enhanced coagulation. Environ. Monit. Assess.* 191 (2), 1–14.
- Deng et al., 2018. (n.d.). Deng, Y., Jung, C., Zhao, R., Torrens, K., Wu, L., 2018. *Adsorption of UV-quenching substances (UVQS) from landfill leachate with activated carbon. Chem. Eng. J.* 350, 739–746.
- Ehrig, 1989. (n.d.). Ehrig, H.J., 1989. *Leachate quality. In: Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R. (Eds.), Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact. Academic Press, London, pp. 213–229.*
- El-Fadel and Hashisho (2014). (n.d.). El-Fadel, M., & Hashisho, J. (2014). *A comparative examination of MBR and SBR performance for the treatment of high-strength landfill leachate. Journal of the Air and Waste Management Association*, 64(9), 1073-1084. doi: 10.1080/10962247.2014.907840.
- El-Fadel et al., 2013. (n.d.). El-Fadel, M., Matar, F., Hashisho, J., 2013. *Combined coagulation-flocculation and SBR with phosphorus adjustment for the treatment of high-strength landfill leachate: exper. kin. and COD fractionation. J. Air Waste Manag. Assoc.* 63 (5), 591–604. .
- Fatta et al., 1999. (n.d.). Fatta D., Papadopoulos A. and Loizidou M., 1999, “A study on the landfill leachate and its impact on the groundwater quality of the greater area”, *Environmental Geochemistry and Health*, 21(2),175–190.
- Fernandes et al., 2015. (n.d.). Fernandes A., Pacheco M. J., Ciriaco L. and Lopes A., 2015, “Review on the electrochemical processes for the treatment of sanitary landfill leachates: Present and future”, *Applied Catalysis B: Environmental*, 176–177, 183–200.

- Flocqua, 2018. (n.d.). *Flocqua (2018). Sequencing Batch Reactor (SBR).*  
<https://flocqua.com/solutions-and-technologies-for-water-and-wastewater/sequencing-batch-reactor-sbr/>. (accessed 20.2.20).
- Fongsatitkul et al. (2008). (n.d.). *Fongsatitkul, P., Wareham, D.G., Elefsiniotis, P., 2008. Treatment OF four industrial wastewaters BY sequencing batch reactors: evaluation OF COD, TKN and TP removal. Environ. Technol. 29 (11), 1257–1264.*
- Foo and Hameed, 2009. (n.d.). *Foo K. Y. and Hameed B. H., 2009, "An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process." Journal of Hazardous Materials 171(1–3), 54–60.*
- Fudala-Ksiazek et al (2014). (n.d.). *Fudala-Ksiazek, S., Luczkiewicz, A., Fitobor, K., and Olanczuk-Neyman, K. (2014). Nitrogen removal via the nitrite pathway during wastewater co-treatment with ammonia-rich landfill leachates in a sbr. Env. Science Pollution Resource , pp 7307 - 731.*
- Fudala-Ksiazek et al., 2014. (n.d.). *Fudala-Ksiazek, S., Luczkiewicz, A., Fitobor, K., Olanczuk-Neyman, K., 2014. Nitrogen removal via the nitrite pathway during wastewater co-treatment with ammonia-rich landfill leachates in a SBR. Environ. Sci. Pollut. Control Ser. 21 (12), 7307–7318.*
- Fux et al., 2003. (n.d.). *Fux C, Lange K, Faessler A, Huber P, Grueniger B, Siegrist H., 2003. Nitrogen removal from digester supernatant via nitrite—SBR or SHARON? Water Sci Tech 48: 9–18.*
- Gallert and Winter, 1997. (n.d.). *C. Gallert, J. Winter (1997). Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of source sorted organic waste: effect of ammonia on glucose degradation and methane production. 48 (1997), pp. 405-410.*
- Ganigue et al., 2007. (n.d.). *Ganigue, R., Lo'pez, H., Balaguer, M.D., Colprim, J., 2007. Partial ammonium oxidation to of high ammonium content urban landfill leachates. Water Res 41: 3317-3326.*
- Ganjian et al. (2018). (n.d.). *Ganjian, E., Peyravi, M., Ghoreyshi, A.A., Jahanshahi, M., Khalili, S., Rad, A.S., 2018. Effects of perlite and caustic soda on microorganism activities of leachate in a sequence batch reactor. Environ. Technol. 39 (18), 2321–2334.*
- Ganjian et al., 2018. (n.d.). *Ganjian, E., Peyravi, M., Ghoreyshi, A.A., Jahanshahi, M., Khalili, S., Rad, A.S., 2018. Effects of perlite and caustic soda on microorganism activities of leachate in a sequence batch reactor. Environ. Technol. 39 (18), 2321–2334.*
- Gao et al., 2015. (n.d.). *Gao, J., Oloibiri, V., Chys, M., Audenaert, W., Decostere, B., He, Y., Van Langenhove, H., Demeestere, K., Van Hulle, S.W.H., 2015. The present status of landfill leachate treatment and its development trend from a technological point of view. 14, 93–122.*
- Garrido et al., 1997. (n.d.). *Garrido, J. M., van Benthum, W.A.J., van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J., 1997. Influence of dissolved oxygen concentration on nitrite accumulation in abiofilm airlift suspension reactor. Biotechnol. Bioeng. 53 (2): 168-178.*

- Ge et al, 2015. (n.d.). Ge, S., Wang, S., Yang, X., Qui, S., Li, B., and Peng, Y. (2015). *Detection of nitrifiers and evaluation of partial nitrification for wastewater treatment: A review. Στο Chemosphere (pp 89 - 98).*
- Ge et al., 2014. (n.d.). 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.*
- Groeneweg et al., 1994. (n.d.). Joost Groeneweg, Beate Sellner, Wolfgang Tappe, (1994), *“Ammonia oxidation in nitrosomonas at NH<sub>3</sub> concentrations near km: Effects of pH and temperature”, Water Research, Volume 28, Issue 12, pages 2561-2566.*
- Grosser et al., 2019. (n.d.). Grosser, A., Neczaj, E., Madela, M., Celary, P., 2019. *Ultrasound-Assisted treatment of landfill leachate in a sequencing batch reactor. Water 11 (3).*
- Guo et al. (2009). (n.d.). Guo, J., Peng, Y., Wang, S., Zheng, Y., Huang, H., and Wang, Z. (2009). *Long-term effect of dissolved oxygen on partial nitrification performance and microbial community structure . Bioresource Technology 100 (11) , pp 2796 - 2802.*
- Guo et al. (2010). (n.d.). Guo, J.H., Peng, Y.Z., Huang, H.J., Wang, S.Y., Ge, S.J., Zhang, J.R., Wang, Z.W., 2010. *Short - and long-term effects of temperature on partial nitrification in a sequencing batch reactor treating domestic wastewater. J. Haz. Mater. 179 (1-3): 471-479.*
- Gustavsson 2010. (n.d.). Gustavsson, D.J.I. (2010). *Biological sludge liquor treatment at municipal wastewater treatment plants – a review. VATTEN. 66, 179–192.*
- Hanaki et al., 1990. (n.d.). Hanaki K., Wantawin C. and Ohgaki S. (1990). *Nitrification at low levels of dissolved oxygen with and without organic loading in a suspended-growth reactor. Water Research, 24(3), 297–302.*
- Hashisho et al., 2015. (n.d.). Hashisho, J. et al. *“Hollow Fiber vs. Flat Sheet MBR for the Treatment of High Strength Stabilized Landfill Leachate.” Waste Management 55 (2015): 249– 256.*
- He et al., 2007. (n.d.). R. He, X. Liu, Z. Zhang, D. Shen. *Characteristics of the bioreactor landfill system using an anaerobic – aerobic process for nitrogen removal. Bioresour. Technol., 98 (2007), pp. 2526-2532. .*
- Hellinga et al., 1998. (n.d.). Hellinga C., van Loosdrecht M. C. M. and Heijnen J. J. (1998). *The Sharon® process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste water. Water Science and Technology, 37(9), 135–142.*
- Henderson et al., 2010. (n.d.). J. P. Henderson , D. A. Besler , J. A. Atwater & D. S. Mavinic. *“Treatment of Methanogenic Landfill Leachate to Remove Ammonia Using a Rotating Biological Contactor (RBC) and a Sequencing Batch Reactor (SBR)” Environmental Technology.*
- Henry et al. 1987. (n.d.). Henry J. G., Prasad D. and Young H., 1987, *“Removal of organics from leachates by filter”, Water Research, 21(11), 1395–1399.*
- Hoilijoki et al., 2000. (n.d.). Hoilijoki T. H., Kettunen R. H. and Rintala J. A., 2000, *“Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature”, Water Research, 34(5), 1435-1446.*

- Hung et al., 2003. (n.d.). Hung C. M., Lou J. C. and Lin C. H., 2003, "Removal of ammonia solutions used in catalytic wet oxidation processes", *Chemosphere*, 52(6), 989–995.
- Jagaba et al., 2021. (n.d.). A.H. Jagaba, S.R.M. Kuty, I.M. Lawal, S. Abubakar, I. Hassan, I. Zubairu, I. Umaru, A.S. Abdurrasheed, A.A. Adam, A.A.S. Ghaleb, N.M.Y. Almahbashi, B.N., S. Al-dhawi, A. Noor (2021). *SBR technology for landfill leachate treatment: A state-of-art review*.
- Jianlong & Ning, 2004. (n.d.). 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).
- Johansen and Carlson (1976). (n.d.). Johansen, O.J. & Carlson, D.A. (1976): *Characterization of sanitary landfill leachates*. *Water Research*, 10, 1129–1134.
- Jubany et al., 2009. (n.d.). Jubany, I., Lafuente, J., Baeza, J.A., Carrera, J. 2009. *Total and stable washout of nitrite oxidizing bacteria from a nitrifying continuous activated sludge system using automatic control based on oxygen uptake rate measurements*. *Water Res.*43: 2761–2772.
- Kamaruddin et al., 2017. (n.d.). Kamaruddin, M.A., Yusoff, M.S., Rui, L.M., Isa, A.M., Zawawi, M.H., Alrozi, R., 2017. *An overview of municipal solid waste management and landfill leachate treatment: Malaysia and Asian perspectives*. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24, 26988–27020.
- Kankia et al., 2021. (n.d.). Kankia, M.U., Baloo, L., Mohammed, B.S., Hassan, S.B., Haruna, S., Danlami, N., Ishak, E. A., Samahani, W.N., 2021. *Effects of petroleum sludge ash in fly ash-based J. Environ. Sci.Sci.* 20 (6), 641–645.
- Kennedy & Lentz, 2000. (n.d.). Kennedy, K. J., & Lentz, E. M. (2000). *Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors*. *Water Research*, 34(14), 3640-3656. doi: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00114-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00114-7).
- Kim et al. (2006). (n.d.). Kim, D.J., Lee, D.I., Keller, J., 2006. *Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH*. *Bioresour. Technol.* 97 (3): 459-468.
- Kjeldsen et al., 2002. (n.d.). Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H., 2002. *Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review*. *Crit. Rev. Environ. Sci. Tec.* 32 (4), 297–336. <https://doi.org/10.1080/10643380290813462>.
- KocJurczyk and Jurczyk, 2020. (n.d.). Koc-Jurczyk, J., Jurczyk, Ł., 2020. *The characteristic of organic compounds in landfill leachate biologically treated under different technological conditions*. *J. Ecol. Eng.* 21 (3), 104–111.
- Krug and Ham (1997). (n.d.). Krug, M.N. and Ham, R.K. (1997): *Analysis of long-term leachate characteristics*. In: Christensen, T.H., Cossu, R., & Stegmann, R. (eds), *Proceedings of Sardinia 1997, 6th Inter. Landfill Symposium, Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 13–17 Oct 1997*.

- Kulikowska et al., 2009. (n.d.). Dorota Kulikowska, Tomasz Józwiak, Przemysław Kowal, Sławomir Ciesielski. "Municipal landfill leachate nitrification in RBC biofilm – Process efficiency and molecular analysis of microbial structure" *Bioresource Technology*.
- Kurniawan et al., 2006. (n.d.). Kurniawan T., Lo W. and Chan G., 2006, "Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate." *Journal of Hazardous Materials*, 129(1-3), 80–100.
- Laanbroek and Gerards 1993. (n.d.). Laanbroek, H.J., Gerards, S., 1993. Competition for limiting amounts of oxygen between *Nitrosomonas europaea* and *Nitrobacter winogradskyi* grown in mixed continuous cultures. *Arch. Microbiol.* 159: 453–459.
- Laanbroek et al. 1994. (n.d.). Laanbroek, H.J., Bodelier, P.L.E., Gerards, S., 1994. Oxygen consumption kinetics of *Nitrosomonas europaea* and *Nitrobacter hamburgensis* grown in mixed continuous cultures at different oxygen concentrations. *Arch. Microbiol.* 161: 156–162.
- Laitinen et al., 2006. (n.d.). Laitinen, Niina, Antero Luonsi, and Jari Vilen. "Landfill Leachate Treatment with Sequencing Batch Reactor and Membrane Bioreactor." *Desalination* 191.1–3 (2006): 86–91.
- Lariyah et al., 2016. (n.d.). Lariyah, M. S., Mohiyaden, H. A., Hayder, G., Hussein, A., Basri, H., Sabri, A. F., & Noh, M. N. (2016). Application of MBBR and IFAS for Biological River Water Purification System: A Short IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 32(1).
- Lema et al., 1988. (n.d.). Lema J. M., Mendez R. and Blazquez R., 1988, "Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: a review", *Water, Air and Soil Pollution*, 40(3- 4), 223–250.
- Lewandowski and Boltz, 2011. (n.d.). Lewandowski Z. and Boltz J. P., 2011, "Biofilms in water and wastewater treatment", *Treatise on Water Science*, Academic Press, 529-570.
- Li et al., 1999. (n.d.). Li X. Z., Zhao Q. L. and Hao X. D., 1999, "Ammonium removal from andfill leachate by chemical precipitation", *Waste Manage*, 19 (6), 409–415.
- Liang and Ni, 2009. (n.d.). Liang Z. and Ni J., 2009, "Improving the ammonium ion uptake onto natural zeolite by using an integrated modification process", *Journal of Hazardous Materials*, 166(1), 52–60.
- Liao et al., 1995. (n.d.). Liao P. H., Chen A. and Lo K. V., 1995, "Removal of nitrogen from swine manure wastewater by ammonia stripping", *Bioresource Technology*, 54(1), 17–20.
- Loukidou and Zouboulis, 2001. (n.d.). Loukidou M. X. and Zouboulis A. I., 2001, "Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment", *Environmental pollution*, 111(2), 273-281.
- Macedonio and Drioli, 2017. (n.d.). Macedonio F. and Drioli E., 2017, "Fundamentals in Reverse Osmosis", *Comprehensive Membrane Science and Engineering*, Chapter 2.4, 79–94.

- Malovanyy et al. (2015). (n.d.). Malovanyy, A., Trela, J., & Plaza, E. (2015). *Mainstream wastewater treatment in integrated fixed film activated sludge (IFAS) reactor by partial nitrification/anammox process. Bioresource Technology, 198, 478–487.*
- Marsili-Libelli et al. (2008). (n.d.). Marsili-Libelli, S., Spagni, A., Susini, R., 2008. *Intelligent monitoring system for long longterm control of Sequencing Batch Reactors. Water Sci. Technol. 57 (3), 431–438.*
- Metcalf and Eddy, 2003. (n.d.). Metcalf and Eddy, 2003, “*Wastewater engineering treatment and reuse*”, Revised by G. Tchobanoglous, F. L. Burton and H. D. Stensel, 4th Edition”.
- Metcalf and Eddy, 2006. (n.d.). Metcalf and Eddy, 2006, “*Μηχανική υγρών αποβλήτων επεξεργασία και επαναχρησιμοποίηση*”, Τόμος Α, Εκδόσεις Τζιόλα, 4η έκδοση, Θεσσαλονίκη, ISBN 960-418-109-2.
- Miao et al. (2016). (n.d.). Miao, L., Wang, S.Y., Cao, T.H., Peng, Y.Z., Zhang, M., Liu, Z.Y., 2016. *Advanced nitrogen removal from landfill leachate via Anammox system based on Sequencing Biofilm Batch Reactor (SBBR): effective protection of biofilm. Bioresour. Technol. 220, 8–16.*
- Miao et al., 2014. (n.d.). Miao, L., Wang, K., Wang, S.Y., Zhu, R.L., Li, B.K., Peng, Y.Z., Weng, D.C., 2014. *Advanced nitrogen removal from landfill leachate using real-time controlled three-stage sequence batch reactor (SBR) system. Bioresour. Technol. 159, 258–265.*
- Michalska et al. (2019). (n.d.). Michalska, J., Gren, I., Zur, J., Wasilkowski, D., Mroziak, A., 2019. *Impact of the biological cotreatment of the kalina pond leachate on laboratory sequencing batch reactor operation and activated sludge quality. Water 11 (8).*
- Mojiri et al. (2014). (n.d.). Mojiri, A., Aziz, H.A., Zaman, N.Q., Aziz, S.Q., Zahed, M.A., 2014. *Powdered ZELIAC augmented sequencing batch reactors (SBR) process for co-treatment of landfill leachate and domestic wastewater. J. Environ. Manag. 139, 1–14.*
- Mojiri et al., 2017. (n.d.). Mojiri, A., Lou, Z.Y., Wang, H., Ahmad, Z., Tajuddin, R.M., Abu Amr, S.S., Farraji, H., 2017. *Concentrated landfill leachate treatment with a combined system including electro-ozonation and composite adsorbent augmented sbr process. P.S.Env. 161,137–144.*
- Morello et al., 2016. (n.d.). Morello, L., Cossu, R., Raga, R., Pivato, A., Lavagnolo, M.C., 2016. *Recirculation of reverse osmosis concentrate in lab-scale anaerobic and aerobic landfill simulation reactors. Waste Manage. 56, 262–270.*
- Mousavi et al. (2015). (n.d.). Mousavi, S.A., Almasi, A., Kamari, Z., Abdali, F., Yosefi, Z., 2015. *Application of the central composite design and response surface methodology for the treatment of Kermanshah landfill leachate by a sbr. Desal & Wat Treat. 56 (3), 622–628.*
- Mousavi et al., 2015. (n.d.). Mousavi, S.A., Almasi, A., Kamari, Z., Abdali, F., Yosefi, Z., 2015. *Application of the central composite design and response surface methodology for the treatment of Kermanshah landfill leachate by a SBR. Des. and Wat.Treatment56 (3), 622–628.*

- Narayan et al., 2019. (n.d.). Narayan, R.B., Zargham, B.I., Ngambia, A., Riyanto, A.R., 2019. *Economic and environmental impact analysis of ammoniacal nitrogen removal from landfill leachate using sbr: a case study from Czech Republic. J. Water Supply Res. Technol. Aqua* 68 (8),816-828.
- Neczaj et al., 2005. (n.d.). Neczaj, E., Okoniewska, E., Kacprzak, M., 2005. *Treatment of landfill leachate by sequencing batch reactor. Desalination* 185 (1–3), 357–362.
- Neczaj et al., 2008. (n.d.). Neczaj, E., Kacprzak, M., Kamizela, T., Lach, J., Okoniewska, E., 2008. *Sequencing batch reactor system for the co-treatment of landfill leachate and dairy wastewater. Desalination* 222 (1–3), 404–409.
- Nhat et al. (2017). (n.d.). Nhat, P.T., Biec, H.N., Van, T.T.T., Van Tuan, D., Trung, N.L.H., Nghi, V.T.K., Dan, N.P., 2017. *Stability of partial nitritation in a sbr fed with high ammonium strength old urban landfill leachate. Int. Biodeterior. Biodegrad.* 124, 56–61.
- Odegaard H et. al. 1994. (n.d.). Odegaard H, Rusten B, Westrum T. *A new Moving Bed Biofilm Reactor – Applications and results. Water Science Technology, 1994; vol. 29(10-11),p.157-165.*
- Opatken et al., 1991. (n.d.). Edward J. Opatken, James J. Bond. "RBC nitrification of high ammonia leachates " *Enviromental Progress & Sustainable Energy*.
- Orupold et al., 2000. (n.d.). Orupold K., Tenno T. and Henrysson T., 2000, "Biological lagooning of phenolscontaining oil shale ash heaps leachate", *Water Resource, Elsevier*, 34(18), 4389-4396.
- Paredes et al., 2007. (n.d.). D. Paredes, P. Kuschik, T.S.A. Mbwette, F. Stange, R.A. Muller, H. Koser. *New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment – a review. (2007), pp. 13-25.*
- Park et al., 2009. (n.d.). Park, S., Bae, W., 2009. *Modeling kinetics of ammonium oxidation and nitrite oxidation under simultaneous inhibition by free ammonia and free nitrous acid. Process Biochem* 44(6): 631–640.
- Peng και Zhu 2006. (n.d.). Peng, Y., Zhu, G., 2006. *Biological nitrogen removal with nitrification and denitrification via nitrite pathway. Appl. Microbiol. Biotechnol.* 73 (1): 15–26.
- Peng, 2017. (n.d.). Peng, Y., 2017. *Perspectives on technology for landfill leachate treatment. Arab. J. Chem.* 10 (2), 2567–2574.
- Piculell et al., 2016. (n.d.). Piculell, M., Suarez, C., Li, C., Christensson, M., Persson, F., Wagner, M., Hermansson M., Jonsson, K., Welander, T. 2016. *The inhibitory effects of reject water on nitrifying populations grown at different biofilm thickness. Water Research* 104: 292-302.
- Pirsaheb et al., 2017. (n.d.). Pirsaheb, M., Hossini, H., Secula, M.S., Parvaneh, M., Ashraf, G.M., 2017. *Application of high rate integrated anaerobic-aerobic/biogranular activated carbon sbr (IAAn-BioGACsBR) for treating strong municipal landfill leachate. Sci. Rep.* 7.

- Pollice et al., 2002. (n.d.). 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.
- Rahman and Kamal, 2019. (n.d.). Rahman, N.S.B.A., Kamal, N.A., 2019. Removal of pollutants from landfill leachate using physicochemical technique. *Int. J. Civ. Eng.* 17, 1363–1371. <https://doi.org/10.1007/s40999-019-00396-4>.
- Ranjan et al. (2016). (n.d.). Ranjan, K., Chakraborty, S., Verma, M., Iqbal, J., Kumar, R.N., 2016. Co-treatment of old landfill leachate and municipal wastewater in sequencing batch reactor (SBR): effect of landfill leachate concentration. *Water Qual. Res. J. Can.* 51 (4), 377–387.
- Ranjan et al., 2016. (n.d.). Ranjan, K., Chakraborty, S., Verma, M., Iqbal, J., Kumar, R.N., 2016. Co-treatment of old landfill leachate and municipal wastewater in sequencing batch reactor (SBR): effect of landfill leachate concentration. *Water Qual. Res. J. Can.* 51 (4), 377–387.
- Remmas et al., 2018. (n.d.). Remmas, N., Ntougias, S., Chatzopoulou, M., Melidis, P., 2018. Optimization aspects of the biological nitrogen removal process in a full-scale twin (SBR) system in series treating landfill leachate. <https://doi.org/10.1080/>.
- Renou et al., 2008. (n.d.). Renou S., Givaudan J. G., Poulain S., Dirassouyan F. and Moulin P., 2008, "Landfill leachate treatment: review and opportunity", *Journal of Hazardous Materials*, 150(3), 468–493.
- Renou et al., 2008a. (n.d.). Renou, S., Givaudan, J.G., Dirassouyan, F., Moulin, P., 2008a. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *J. Hazard. Material.* 150 (3), 468–493.
- Renou et al., 2008b. (n.d.). Renou, S., Poulain, S., Givaudan, J.G., Moulin, P., 2008b. Treatment process adapted to stabilized leachates: Lime precipitation-prefiltration-reverse osmosis. *J. Membrane Sci.* 313, 9–22.
- Robinson (1995). (n.d.). Robinson, H.D. (1995): *The Technical Aspects of Controlled Waste Management. A Review of The composition of Leachates from Domestic Wastes in Landfill Sites. Report for the UK Department of the Environment. Waste Science and Research, CWM/072/95. UK.*
- Ruiz et al. (2003). (n.d.). Ruiz, G., Jeison, D., & Chamy, R. (2003). Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration. *Water Research*, 37(6), 1371-1377.
- Senior Eric, 1995. (n.d.). Senior Eric, 1995, "Microbiology of landfill sites", 2nd Edition, CRC Press.
- Shao et al. (2017). (n.d.). Shao, Y., Shi, Y., Mohammed, A., & Liu, Y. (2017). Wastewater ammonia removal using an IFAS-SBR: Comparison of suspended flocs and attached biofilm. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 116, 38–47.
- Shao et al. (2018). (n.d.). Shao, Y., Yang, S., Mohammed, A., & Liu, Y. (2018). Impacts of ammonium loading on nitrification stability and microbial community dynamics in the



- IFAS-SBR reactor. International Biodeterioration and Biodegradation*,133(May), 63–69. <https://doi.org/10.1016>.
- Shariati et al. (2011). (n.d.). Shariati, S.R.P., Bonakdarpour, B., Zare, N., Ashtiani, F.Z., 2011. *The effect of hydraulic retention time on the performance and fouling characteristics of membrane sbr used for the treatment of synthetic petroleum refinery wastewater*.102 (17), 7692–769.
- Show et al., 2019. (n.d.). Show, P.L., Pal, P., Leong, H.Y., 2019. *A review on the advanced leachate treatment technologies and their performance comparison: an opportunity to keep the environment safe*. *Environ Monit Assess*. 191 (4), 1–28. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7380-9>.
- Sil and Kumar, 2017. (n.d.). Sil A. and Kumar S., 2017, “*Landfill leachate treatment*”, *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering*, Chapter 17, 391–406.
- Somani et al., 2019. (n.d.). Somani M., Datta M., Ramana G. V. and Srekrishnan T. R., 2019, “*Leachate characteristics of aged soil-like material from MSW dumps: Sustainability of landfill mining*”, *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, 23(4).
- Spagni and Marsili-Libelli, 2009. (n.d.). Spagni, A., Marsili-Libelli, S., 2009. *Nitrogen removal via nitrite in a sequencing batch reactor treating sanitary landfill leachate*. *Bioresour. Technol*. 100 (2), 609–614.
- Spagni et al., 2008. (n.d.). Spagni, A., Marsili-Libelli, S., Lavagnolo, M.C., 2008. *Optimisation of sanitary landfill leachate treatment in a sequencing batch reactor*. *Water Sci. Technol*. 58 (2), 337–343.
- Sun et al. (2014). (n.d.). Sun, H., Peng, Y., Shi, X., 2014. *Advanced treatment of landfill leachate using anaerobic-aerobic process: Organic removal by simultaneous denitritation and methanogenesis and nitrogen removal via nitrite*. *Bioresource Technology* 177: 337-345.
- Sun et al., 2015. (n.d.). Sun, H., Peng, Y., Wang, S., Ma, J., 2015. *Achieving nitritation at low temperatures using free ammonia inhibition on Nitrobacter and real-time control in an SBR treating landfill leachate*. *Journal Of Environmental Sciences*. 30: 157 – 163.
- Tan et al. (2016). (n.d.). Tan, K.C., Seng, C.E., Lim, P.E., Oo, C.W., Lim, J.W., Kew, S.L., 2016. *Alteration of moving bed sequencing batch reactor operational strategies for the enhancement of nitrogen removal from stabilized landfill leachate*. *Des and Wat. Tr*. 57 (34),15979–159.
- Tchobanoglous and Kreith, 2002. (n.d.). Tchobanoglous G. and Kreith F., 2002, “*Handbook of solid waste management*”, 2nd Edition, McGraw-Hill.
- Tchobanoglous et al., 1993. (n.d.). F. Tchobanoglous, H. Theisen, S.A. Vigil. *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues*. McGraw-Hill, New York (1993).
- Theepharaksapan et al., 2011. (n.d.). Theepharaksapan, S., Chiemchaisri, C., Chiemchairi, W., Yamamoto, K., 2011. *Removal of pollutants and reduction of bio-toxicity in a full scale chemical coagulation and reverse osmosis leachate treatment system*. *Bioresour. Technol*. 102, 5381–5388.

- Torretta et al., 2017. (n.d.). *Torretta, V., Ferronato, N., Katsoyiannis, I. A., Tolkou, A. K., & Airoidi, M. (2017). Novel and conventional technologies for landfill leachates treatment: A review. Sustainability (Switzerland), 9(1). doi: 10.3390/su9010009.*
- Trabelsi et al., 2013. (n.d.). *Trabelsi, I., Salah, S., Ounaes, F., 2013. Coupling short-time sequencing batch reactor and coagulation-settling process for co-treatment of landfill leachate with raw municipal wastewater. Arabian Journal of Geosciences 6 (6), 2071–2079.*
- Tsilogeorgis et al., 2008. (n.d.). *Tsilogeorgis, J., Zouboulis, A., Samaras, P., Zambouhs, D., 2008. Application of a membrane sequencing batch reactor for landfill leachate treatment. Desalination 221 (1–3), 483–493.*
- Tulun, 2020. (n.d.). *Tulun, S., 2020. Treatment of leachate using up-flow anaerobic sludge blanket reactors/ vertical flow subsurface constructed wetlands. Ecol. Chem. Eng.S 27 (1), 129–137.*
- Turk and Mavinic, 1989. (n.d.). *Turk O. and Mavinic D. S. (1989). Maintaining nitrite build up in a system acclimated to free ammonia. Water Research, 23(11), 1383–1388.*
- Turk and Mavinic, 1989a,b. (n.d.). *Turk, O., Mavinic, D.S., 1989a. Stability of nitrite build-up in an activated sludge system. J.W.P.C.F. 61: 1440–1448.*
- Turk and Mavinic, 1989a,b. (n.d.). *Turk, O., Mavinic, D.S., 1989. Maintaining nitrite build-up in a system acclimated to free ammonia. Water Res 23: 1383–1388.*
- Vadivelu et al. (2006a). (n.d.). *Vadivelu, V.M., Keller, J., Yuan, Z., 2006a. Effect of free ammonia and free nitrous acid concentration on the anabolic and catabolic processes of an enriched Nitrosomonas culture. Biotechnology and Bioengineering 95 (5): 830-839.*
- Vadivelu et al., 2007. (n.d.). *Vadivelu, V. M., Keller, J., & Yuan, Z., 2007. Effect of free ammonia on the respiration and growth processes of an enriched nitrobacter culture. Water Research, 41(4): 826 - 834.*
- Van Dongen et al., 2001. (n.d.). *Van Dongen I.G.J.M., Jetten M.S.M. and van Loosdrecht M.C.M., (2001), "The combined SHARON/Anammox process: A sustainable method for N-removal from sludge water", STOWA, Utrecht.*
- Vansever et al., 1997. (n.d.). *S. Vansever, P. Bossier, A. Vanderhasselt, M. Beeckman, J. Van Der Zanden, D. Weytjens, C. Mingneau and W. Verstraete 1997. Improvement of activated sludge performance by the addition of nutriflok 50 S. Water Res., 31 (1997), pp. 366-371.*
- Vergine et al. (2018). (n.d.). *Vergine, P., Salerno, C., Berardi, G., & Pollice, A. (2018). Sludge cake and biofilm formation as valuable tools in wastewater treatment by coupling IFAS with Self Forming Dynamic Membrane BioReactors (SFD-MBR). Bioresource Technology, 268(July), 121–127.*
- Villaverde et al., 2000. (n.d.). *Villaverde S., Fdz-Polanco F., Garcia P.A., (2000), "Nitrifying biofilm acclimation to free ammonia in submerged biofilters. Start-up influence", Water Res. 34 (2), 602–610.*

- Vocciante et al., 2018. (n.d.). Vocciante M., De Folly D'Auris A., Finocchi A., Tagliabue M., Bellettato M., Ferrucci A., Reverberi A. P. and Ferro S., 2018, "Adsorption of ammonium on clinoptilolite in presence of competing cations: investigation on groundwater remediation", 198, 480–487.
- Wang et al. (2018). (n.d.). 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 IFAS reactor. *Chemosphere*, 203, 457–466. <https://doi.org/10.1016>.
- Wang et al., 2014. (n.d.). Wang, G., Fan, Z., Wu, D., Qin, L., Zhang, G., Gao, C., Meng, Q., 2014. Anoxic/aerobic granular active carbon assisted MBR integrated with nanofiltration and reverse osmosis for advanced treatment of municipal landfill leachate. *Desalination* 349, 136–144.
- Wang et al., 2018. (n.d.). Kai Wang, Lusheng Li, Fengxun Tan and Daoji Wu, 2018. Treatment of Landfill Leachate Using Activated Sludge Technology: A Review, Volume 2018, 1039453, 10 pages. .
- Welander, Henrysson, and Welander (1998). (n.d.). Welander, U., Henrysson, T., & Welander, T. (1998). Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate in a pilot scale suspended carrier biofilm process. *Water Research*, 32(5), 1564-1570. doi: 10.1016/S0043-1354(97)00351-5.
- Wiesmann (1994). (n.d.). Wiesmann, U., 1994. Biological nitrogen removal from wastewater, *Adv. Biochem. Eng. Biotechnol.* 51: 113–154.
- Wiszniewski et al., 2006. (n.d.). Wiszniewski, J. et al. "Landfill Leachate Treatment Methods: A Review." *Environmental Chemistry Letters* 4.1 (2006): 51–61.
- Wu et al. (2011). (n.d.). Wu, Y.Y., Zhou, S.Q., Ye, X.Y., Chen, D.Y., Zheng, K., Qin, F.H., 2011. Transformation of pollutants in landfill leachate treated by a combined sbr, coagulation, Fenton oxidation and biological aerated filter tech. *Process Saf. Env. Pr.* 89 (2), 112–120.
- Wu et al., 2016. (n.d.). Wu, L., Zhang, L., Xu, Y., Liang, C., Kong, H., Shi, X., Peng, Y., 2016. Advanced nitrogen removal using bio-refractory organics as carbon source for biological treatment of landfill leachate. *Sep. Purif. Technol.* 170, 306–313.
- Y. J. Wei, Ji, Li and Qin, (2012). (n.d.). Wei, Y.J., Ji, M., Li, R.Y., Qin, F.F., 2012. Organic and nitrogen removal from landfill leachate in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Waste Manag.* 32 (3), 448–455.
- Y.-H. Ahn (2006). (n.d.). Y.H.Ahn, Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review, *Process Biochem.* 41 (8) (2006) 1709–1721.
- Yang and Alleman, 1992. (n.d.). Yang L. and Alleman J. E. (1992). Investigation of batchwise nitrite build-up by an enriched nitrification culture. *Water Science and Technology*, 26(5–6), 997–1005.

- Yang et al. (2010). (n.d.). Yang, Q., Gu, S.B., Peng, Y.Z., Wang, S.Y., Liu, X.H., 2010. *Progress in the development of control strategies for the SBR process. Clean Soil Air Water* 38 (8): 732-749.
- Yang et al. (2017). (n.d.). Yang, Y., Zhang, L., Cheng, J., Zhang, S., Li, B., & Peng, Y. (2017). *Achieve efficient nitrogen removal from real sewage in a plug-flow IFAS reactor via partial nitrification/anammox pathway. Bioresource Technology*, 239, 294–301.
- Yang et al. (2019). (n.d.). 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. Bio. Eng.* 152(Sept). .
- Yarimtepe & Oz (2018). (n.d.). Yarimtepe, C.C., Oz, N.A., 2018. *Investigation OF the pretreatment effect OF ultrasound ON anaerobic sequencing batch reactor treating landfill leachate. In: Brebbia, C.A., Boukalova, Z. (Eds.), Water Resources Management IX, vol. 220, pp. 93–97.*
- Yin et al. (2018). (n.d.). Yin, W.J., Wang, K., Xu, J.T., Wu, D.J., Zhao, C.C., 2018. *The performance and associated mechanisms of carbon transformation (PHAs, polyhydroxyalkanoates) and nitrogen removal for landfill leachate treatment in a (SBBR). RSC Adv.* 8 (74), 42329–42336.
- Ying et al., 2012a. (n.d.). Ying, D.W., Peng, J., Xu, X.Y., Li, K., Wang, Y.L., Jia, J.P., 2012a. *Treatment of mature landfill leachate by internal micro-electrolysis integrated with coagulation: a comparative study on a novel sbr based on zero valent iron. J. Haz.Mat.* 229,426-433.
- Ying et al., 2012b. (n.d.). Ying, D.W., Xu, X.Y., Li, K., Wang, Y.L., Jia, J.P., 2012b. *Design of a novel sequencing batch internal micro-electrolysis reactor for treating mature landfill leachate. Chem. Eng. Res. Des.* 90 (12), 2278–2286.
- Yong et al. (2018) . (n.d.). Yong, Z.J., Bashir, M.J.K., Ng, C.A., Sethupathi, S., Lim, J.W., 2018. *A sequential treatment of intermediate tropical landfill leachate using a sequencing batch reactor (SBR) and coagulation. J. Environ. Manag.* 205, 244–252.
- Yoon and Kim, 2003. (n.d.). Yoon, H.J., Kim, D.J., 2003. *Nitrification and nitrite accumulation characteristics of high strength ammonia wastewater in a biological aerated filter. J. Chem. Tech. Biotechnol.* 78: 377– 383.
- Youcai and Ziyang, 2017. (n.d.). Youcai Z. and Ziyang L., 2017, “General structure of sanitary landfill”, *pollution control and resource recovery, Chapter 1, Elsevier*,1–10.
- Youcai, 2018. (n.d.). Youcai Z., 2018, “Physical and chemical treatment processes for leachate”, *Pollution Control Technology for Leachate from Municipal Solid Waste, Chapter 2, 31–183.*
- Z. M. Li et al., 2014. (n.d.). Li, Z.M., Wang, S.Y., Zhang, W.T., Miao, L., Cao, T.H., Peng, Y.Z., 2014. *Nitrogen removal from medium-age landfill leachate via post-denitrification driven by PHAs and glycogen in a single sequencing batch reactor. Bioresour. Technol.* 169, 773–777.

- Zaloum and Abbott, 1997. (n.d.). Zaloum R. and Abbott M., 1997, "Anaerobic pretreatment improves single sequencing batch reactor treatment of landfill leachates", *Water Science and Technology*, 35(1), 207-214.
- Zamri et al., 2017. (n.d.). Zamri, M.F.M.A., Kamaruddin, M.A., Yusoff, M.S., Aziz, H.A., Foo, K.Y., 2017. *Semi - aerobic stabilized landfill leachate treatment by ion exchange resin: isotherm and kinetic study. Appl Water Sci.* 7, 581–590.
- Zhang et al., 2008. (n.d.). L. Zhang, P. Zheng, C. Tang, R. Jin. *Anaerobic ammonium oxidation for treatment of ammonium-rich wastewaters J. Zhejiang Univ. Sci. B*, 9 (2008), pp. 416-426. .
- Zhang et al., 2012. (n.d.). Zhang, L., Zhang, S., Han, X., Gan, Y., Wu, C., Peng, Y., 2012. *Evaluating the effects of nitrogen loading rate and substrate inhibitions on partial nitrification with FISH analysis. Water Sci. Technol.* 65: 513–518.
- Zhang et al., 2013. (n.d.). Zhang, Q.-Q., Tian, B.-H., Zhang, X., Ghulam, A., Fang, C.-R., He, R., 2013. *Investigation on characteristic of leachate and concentrated leachate in three landfill leachate treatment plants. Waste Manage* 33, 2277–2286.
- Zhang et al., 2015. (n.d.). Zhang C., Zhang S., Zhang L., Rong H., Zhan K., (2015), "Effects of constant pH and unsteady pH at different free ammonia concentrations on shortcut nitrification for landfill leachate treatment", *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 99 , 3707–3713.
- Zhang et al., 2016. (n.d.). Wu, L., Zhang, L., Xu, Y., Liang, C., Kong, H., Shi, X., Peng, Y., 2016. *Advanced nitrogen removal using bio-refractory organics as carbon source for biological treatment of landfill leachate. Sep. Purif. Technol.* 170, 306–313.
- Zhang et al., 2017b. (n.d.). ZHANG, W. et al. *Optimization for zeolite regeneration and nitrogen removal performance of a hypochlorite-chloride regenerant. Chemosphere*, v. 178, p. 565-572, 2017b.
- Zheng et al., 2004. (n.d.). Zheng P, Xu XL, Hu BL, (2004), "Novel theories and technologies of biological nitrogen removal", *Science, Beijing*.
- Zhou et al., 2011. (n.d.). Zhou, Y., Oehmen, A., Lim, M., Vadivelu, V., Ng, W.J., 2011. *The role of nitrite and free nitrous acid (FNA) in wastewater treatment plants. Water Res.* 45 (15): 4672–4682.
- Zouboulis et al., 2003. (n.d.). Zouboulis A. I., Jun W., and Katsoyiannis I. A., 2003, "Removal of humic acids by flotation.", *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 231(1-3), 181–193.
- Zouboulis, Loukidou, and Christodoulou (2001). (n.d.). Zouboulis, A. I., Loukidou, M. X., & Christodoulou, K. (2001). *Enzymatic treatment of sanitary landfill leachate. Chemosphere*, 44(5), 1103-1108. doi: [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00343-X](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00343-X).
- Ανδρεαδάκης 1986. (n.d.). Ανδρεαδάκης Α. (1986). *Εγκαταστάσεις Επεξεργασίας και Διάθεσης Αστικών Αποβλήτων. Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο.*

- Γιδαράκος, 2015. (n.d.). *Γιδαράκος Ε., 2015, "Στερεά Απόβλητα: διαχείριση και σχεδιασμός συστημάτων", Πανεπιστημιακές Σημειώσεις, Σχολή Μηχανικών Περιβάλλοντος, Πολυτεχνείο Κρήτης, Εργαστήριο Διαχείρισης Τοξικών και Επικίνδυνων Αποβλήτων.*
- Δημόπουλος 2019. (n.d.). *Δημόπουλος Α. (2019). Πειραματική διερεύνηση της επίδρασης της ελεύθερης αμμωνίας στις διεργασίες της νιτροποίησης και της νιτρωδοποίησης. Αθήνα, ΕΜΠ, σελ. 21.*
- Λέκκας, 2001. (n.d.). *Λέκκας Θ., 2001, Περιβαλλοντική Μηχανική II Διαχείριση υγρών αποβλήτων, ΚΟΣΜΟΣ ΠΕΜΕΡ ΕΠΕ, Αθήνα.*
- Λέριας (2016). (n.d.). *Λέριας Γ. Ελευθέριος (2016). Μελέτη της επίδρασης της θερμοκρασίας στην επεξεργασία στραγγιδίων από τη γραμμή ιλύος μέσω νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης. Αθήνα, ΕΜΠ, σελ 47-49.*
- Νταρακάς, 2015. (n.d.). *Νταρακάς Ε., Κατσιφάρακης Κ., Μπέλου-Στούπα Α. και Μπαγιουκ Σ., 2015, "Διαχείριση αστικών στερεών αποβλήτων", Ανοικτά Ακαδημαϊκά Μαθήματα ΑΠΘ, Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών, Τομέας Υδραυλικής & Τεχνικής Περιβάλλοντος.*
- Παπαδημητρίου, 2011. (n.d.). *Παπαδημητρίου Χ., 2011, "Στερεά Μη Επικίνδυνα Απόβλητα-ΧΥΤΑ", Τμήμα Πολιτικών Έργων Υποδομής, Τεχνολογικό Εκπαιδευτικό Ίδρυμα Λάρισας, Σημειώσεις Εργαστηρίου.*
- Σουλιμέτσης Δημοσθένης, 2020. (n.d.). *Σουλιμέτσης Δημοσθένης (2020). Τεχνολογίες επεξεργασίας στραγγισμάτων. Μελέτη Περίπτωσης ΧΥΤΑ Δυτικής Θεσσαλίας. Πάτρα, Ελληνικό Ανοικτό Πανεπιστήμιο, σελ. 48-52.*
- Χατζημιτσής 2020. (n.d.). *Χατζημιτσής Ευάνθης (2020). Εργαστηριακή προσομοίωση αντιδραστήρα IFAS - SBR για την επεξεργασία στραγγιδίων αφυδάτωσης. Αθήνα, ΕΜΠ, σελ. 40-52.*