



ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ
ΤΜΗΜΑ ΧΗΜΙΚΩΝ ΜΗΧΑΝΙΚΩΝ

ΤΟΜΕΑΣ ΙΙ

**ΑΝΑΛΥΣΗΣ, ΣΧΕΔΙΑΣΜΟΥ ΚΑΙ ΑΝΑΠΤΥΞΗΣ ΔΙΕΡΓΑΣΙΩΝ
ΚΑΙ ΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ**

**Δυναμική Προσομοίωση και Ρύθμιση Διεργασιών Επεξεργασίας Αστικών Υγρών
Αποβλήτων**

ΔΙΠΛΩΜΑΤΙΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ ΤΟΥ ΣΠΟΥΔΑΣΤΗ

ΦΑΚΑ ΧΡΗΣΤΟΥ

ΕΠΙΒΛΕΠΩΝ ΚΑΘΗΓΗΤΗΣ

ΧΑΡΑΛΑΜΠΟΣ ΣΑΡΙΜΒΕΗΣ

ΑΘΗΝΑ

ΟΚΤΩΒΡΙΟΣ 2018



ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ

ΤΜΗΜΑ ΧΗΜΙΚΩΝ ΜΗΧΑΝΙΚΩΝ

**ΤΟΜΕΑΣ ΙΙ: ΑΝΑΛΥΣΗΣ, ΣΧΕΔΙΑΣΜΟΥ ΚΑΙ ΑΝΑΠΤΥΞΗΣ ΔΙΕΡΓΑΣΙΩΝ
ΚΑΙ ΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ**

**Δυναμική Προσομοίωση και Ρύθμιση Διεργασιών Επεξεργασίας Αστικών Υγρών
Αποβλήτων**

Διπλωματική Εργασία του Σπουδαστή: Φάκα Χρήστου

Επιβλέπων Καθηγητής: Σαρίμβεης Χαράλαμπος, Καθηγητής

Συνεπίβλεψη: Νικολακόπουλος Αθανάσιος

ΑΘΗΝΑ

ΟΚΤΩΒΡΙΟΣ 2018

Περιεχόμενα

Πίνακας Περιεχομένων Εικόνων	vi
Περίληψη	vii
Abstract	viii
1. Εισαγωγή	1
2 Γενικά χαρακτηριστικά των υγρών αποβλήτων	2
2.1 Ποιοτικά χαρακτηριστικά λυμάτων	2
2.1.1 Φυσικά Χαρακτηριστικά	2
2.1.1.1 Στερεά	2
2.1.1.2 Οσμή	2
2.1.1.3 Θερμοκρασία	2
2.1.1.4 Χρώμα	3
2.1.2 Χημικά Χαρακτηριστικά	3
2.1.2.1 Οργανικά Χημικά Χαρακτηριστικά	3
2.1.2.2 Ανόργανα Χημικά Χαρακτηριστικά	5
2.1.3 Βιολογικά Χαρακτηριστικά	7
3. Συστήματα και στάδια διαχείρισης υγρών αποβλήτων	8
3.1 Βήματα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων	8
3.1.1 Προεπεξεργασία των λυμάτων	8
3.1.2 Σχάρισμα	8
3.1.3 Ελάττωση χονδροειδών στερεών	8
3.1.4 Εξισορρόπηση παροχής	9
3.1.5 Ανάμειξη και κροκίδωση	9
3.1.6 Διαχωρισμός βαρύτητας	10
3.1.7 Αμμοσυλλογή	10
3.1.8 Λιποσυλλογή	10
3.2 Πρωτοβάθμια επεξεργασία των λυμάτων	10
3.2.1 Σχεδιαστικές παράμετροι δεξαμενής πρωτοβάθμιας καθίζησης	11
3.2.2 Η απόδοση απομάκρυνσης αιωρούμενων στερεών	11
3.2.3 Η επιφάνεια και η επιφανειακή φόρτιση	11
3.2.4 Ο χρόνος παραμονής	11
3.3 Δευτεροβάθμια επεξεργασία – Βιολογική επεξεργασία	12
3.3.1 Γενικές πληροφορίες για τους μικροοργανισμούς	12
3.3.2 Διαχωρισμός μικροοργανισμών με βάση τις ιδιότητές τους	13
3.3.3 Στάδια και τμήματα της μονάδας της δευτεροβάθμιας επεξεργασίας	13
3.3.4 Η απομάκρυνση του φωσφόρου	14

3.3.5 Η βιολογική απομάκρυνση των νιτρικών ιόντων.....	14
3.3.6 Η βιολογική απομάκρυνση της αμμωνίας.....	15
3.3.7 Μέθοδος αποφυγής προσθήκης εξωτερικής πηγής άνθρακα.....	16
3.4 Διατάξεις βιολογικής απομάκρυνσης του αζώτου	17
3.4.1 Συστήματα ενεργού ιλύος χωριστών αντιδραστήρων.....	17
3.4.2 Συστήματα συνδυασμένης οξείδωσης οργανικού άνθρακα με νιτροποίηση/απονιτροποίηση	17
3.4.3 Διάταξη Ludzack – Ettinger, τροποποιημένη διάταξη Ludzack – Ettinger	18
3.4.4 Διάταξη Bardenpho τεσσάρων σταδίων.....	19
3.4.5 Οξειδωτική τάφρος.....	19
3.4.6 Διάταξη Biotenitro	20
3.4.7 Αντιδραστήρας διαλείποντος έργου με περιοδική λειτουργία	21
4. Αξιοποίηση και επαναχρησιμοποίηση των υγρών αποβλήτων.....	22
4.1 Επιπτώσεις της επαναχρησιμοποίησης των λυμάτων στη δημόσια υγεία και το περιβάλλον.....	22
4.1.1 Περιεχόμενα συστατικά στο επεξεργασμένο νερό.....	22
4.1.2 Επιπτώσεις στη δημόσια υγεία και στο περιβάλλον	22
4.1.3 Κριτήρια επαναχρησιμοποίησης του νερού	23
4.2 Τεχνικές ανάκτησης του νερού.....	23
4.3 Αστική χρήση.....	24
4.4 Βιομηχανική χρήση.....	25
4.4.1 Συστήματα ψύξης στις βιομηχανικές εγκαταστάσεις.....	25
4.5 Αγροτική χρήση	26
4.6 Περιβαλλοντική χρήση	26
4.6.1 Επιφανειακή διασπορά με λεκάνες.....	26
4.6.2 Άμεση έγχυση σε υδροφόρους	27
4.7 Αύξηση αποθεμάτων του πόσιμου νερού	27
4.7.1 Η αύξηση των επιφανειακών υδάτων για έμμεση πόση ανακτημένου νερού.....	27
4.7.2 Η επαναφόρτιση του υπογείου νερού με έμμεση πόση του ανακτημένου νερού	28
4.7.3 Η απευθείας επαναχρησιμοποίηση του πόσιμου νερού	28
5. Νομοθεσία	29
6. Μοντελοποίηση	30
6.1 Το μοντέλο ASM1	30
6.2 Το μοντέλο ASM2	33
6.3 Το μοντέλο ASM3	34

6.4 Το επεκτεταμένο μοντέλο ASM3-2N(ASM3 με νιτροποίηση/ απονιτροποίηση δύο σταδίων).....	34
6.5 Το μοντέλο του Πανεπιστημίου του Cape Town	35
6.6 Το μοντέλο ASM2d	35
6.7 Το επεκτεταμένο μοντέλο ASM1	36
6.7.1 Περιγραφή Διεργασίας.....	36
Συστατικά και Διεργασίες του Επεκταμένου Μοντέλου ASM1	37
6.7.2 Κατασκευή εξισώσεων των χημικών αντιδράσεων	38
6.7.4 Υπολογισμός ρυθμών παραγωγής.....	39
6.8 Λεπτομερής Διάταξη της Εγκατάστασης	40
6.8.1 Γενικά Χαρακτηριστικά Βιοαντιδραστήρων.....	40
6.8.2 Ισοζύγια Μάζας Βιοαντιδραστήρων	40
7. Σχεδιασμός συστήματος ρύθμισης	42
7.1 Εισαγωγή.....	42
7.2 Δείκτες Απόδοσης	42
7.3 Αναλογική-Ολοκληρωτική Ρύθμιση (Proportional-Integral Control).....	44
7.4 Προβλεπτικό μοντέλο ρύθμισης (Model Predictive Control ή MPC)	44
7.5 Οικονομικό προβλεπτικό μοντέλο ρύθμισης (Economic Model Predictive Control ή EMPC).....	45
8. Αποτελέσματα Προσομοίωσης	47
8.1 Γενικά	47
8.2 Σύγκριση αποτελεσμάτων μεταξύ P και PI ρυθμιστών.....	47
8.3 Σύγκριση αποτελεσμάτων μεταξύ PI ρυθμιστών με διαφορετική τιμή συντελεστή ενίσχυσης.....	49
8.3.1 Σύγκριση διαγραμμάτων των τιμών του kLa	49
8.3.2 Σύγκριση διαγραμμάτων των τιμών του διαλυμένου φωσφόρου	50
8.3.3 Σύγκριση διαγραμμάτων των τιμών της διαλυμένης αμμωνίας	52
8.3.4 Συγκεντρωτικά αποτελέσματα της σύγκρισης.....	53
9. Συμπεράσματα-Προτάσεις	54
Παράρτημα Α – Πίνακας του Επεκτεταμένου Μοντέλου ASM1.....	55
Παράρτημα Β – Υπολογισμένες Παράμετροι του επεκτεταμένου μοντέλου ASM1.....	56
Παράρτημα Γ – Διάγραμμα Ροής Διεργασίας	57
Παράρτημα Δ – asm1.c function	58
Παράρτημα Ε – combiner.c function	62
Παράρτημα ΣΤ – carboncombiner.c function	65
Παράρτημα Ζ - hyddelayn3.c function.....	68

Παράρτημα Η – settler1dv4.c function	71
Παράρτημα Θ – timestwo.c function	80
Παράρτημα Ι – Πίνακας Ρεύματος Εισόδου	81
Παράρτημα ΙΑ – Ρυθμιστές PI των νιτρικών ιόντων και του οξυγόνου	82
Βιβλιογραφία	83

Πίνακας Περιεχομένων Εικόνων

Εικόνα 1. Διάγραμμα ροής επεξεργασίας υγρών αποβλήτων	16
Εικόνα 2. Διάγραμμα κLa σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής.....	48
Εικόνα 3. Διάγραμμα κLa σε συνάρτηση με τον χρόνο - P ρυθμιστής.....	48
Εικόνα 4. Διάγραμμα SPO σε συνάρτηση με τον χρόνο - P ρυθμιστής	48
Εικόνα 5. Διάγραμμα SPO σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής	48
Εικόνα 6. Διάγραμμα SNH σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής	48
Εικόνα 7. Διάγραμμα SPO σε συνάρτηση με τον χρόνο - P ρυθμιστής.....	48
Εικόνα 8. Διάγραμμα κLa σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής με K=10	49
Εικόνα 9. Διάγραμμα κLa σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής με K=1	49
Εικόνα 10. Διάγραμμα κLa σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής K=25.....	49
Εικόνα 11. Διάγραμμα κLa σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής K=50.....	49
Εικόνα 12. Διάγραμμα κLa σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής με K=100	50
Εικόνα 13. Διάγραμμα κLa σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής K=500.....	50
Εικόνα 14. Διάγραμμα SPO σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής K=1.....	50
Εικόνα 15. Διάγραμμα SPO σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής με K=10.....	50
Εικόνα 16. Διάγραμμα SPO σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής K=500.....	51
Εικόνα 17. Διάγραμμα SPO σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής K=100.....	51
Εικόνα 18. Διάγραμμα SPO σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής K=25.....	51
Εικόνα 19. Διάγραμμα SPO σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής K=50.....	51
Εικόνα 20. Διάγραμμα SNH σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής K=10	52
Εικόνα 21. Διάγραμμα SNH σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής K=50	52
Εικόνα 22. Διάγραμμα SNH σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής K=25	52
Εικόνα 23. Διάγραμμα SNH σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής K=1	52
Εικόνα 24. Διάγραμμα SNH σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής K=500	52
Εικόνα 25. Διάγραμμα SNH σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής K=100	52
Εικόνα 26. Διάγραμμα ροής διεργασίας σε Simulink.....	57
Εικόνα 27. PI Ρυθμιστής νιτρικών	82
Εικόνα 28. PI ρυθμιστής οξυγόνου.....	82

Περίληψη

Η ακατάπαυστη χρήση του νερού σε ποικίλες και καθημερινές ανθρώπινες δραστηριότητες, όπως είναι η οικιακή κατανάλωση, η γεωργία και η βιομηχανία έχουν ως αποτέλεσμα τη συνεχή παραγωγή υγρών αποβλήτων. Η επεξεργασία αυτών των υγρών λυμάτων αποτελεί αναπόσπαστο κομμάτι της βιώσιμης ανάπτυξης. Γι' αυτόν το λόγο είναι απαραίτητη η ανάπτυξη μονάδων επεξεργασίας αστικών υγρών αποβλήτων, οι οποίες έχουν τη δυνατότητα επεξεργασίας τους, ώστε να επιτυγχάνονται τόσο βελτιωμένης ποιότητας απόβλητα, ώστε να υπόκεινται ακόμα και στις αυστηρότερες περιβαλλοντικές νομοθεσίες και παράλληλα να εξασφαλίζεται η διατήρηση του οικονομικού κόστους σε επιτρεπτά επίπεδα.

Στόχος της παρούσας διπλωματικής εργασίας είναι η ανάπτυξη ενός μοντέλου, το οποίο θα έχει τη δυνατότητα να προσομοιώνει με ρεαλιστικότητα όλες τις πολύπλοκες και σύνθετες διεργασίες απομάκρυνσης ρύπων από τα λύματα, που λαμβάνουν χώρα στις μονάδες επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Οι σημαντικότεροι ρύποι, που υπάρχουν συνήθως στο νερό, είναι οι οργανικές και οι ανόργανες ενώσεις του φωσφόρου και του αζώτου. Επίσης, το μοντέλο αυτό θα μπορεί να ρυθμιστεί κατά τέτοιον τρόπο, ούτως ώστε η βέλτιστη σύσταση του επεξεργασμένου λύματος να επιτυγχάνεται με την ελάχιστη δυνατή οικονομική δαπάνη. Ακόμη, τελευταίος στόχος της εργασίας είναι το μοντέλο να είναι δυναμικό και συνεπώς να είναι εφικτό να εφαρμοστεί και σε άλλα υγρά απόβλητα διαφορετικής σύστασης ως προς τους ρύπους που περιέχονται σε αυτά.

Αρχικά, παρουσιάζονται τα γενικά χαρακτηριστικά των αστικών υγρών αποβλήτων, οι μέθοδοι διαχείρισης και επεξεργασίας τους και έπειτα ακολουθούν προτάσεις για την πιθανή εκμετάλλευση και επαναχρησιμοποίηση τους.

Στη συνέχεια, παρουσιάζεται αναλυτικά το μοντέλο, το οποίο θα χρησιμοποιηθεί για την προσομοίωση της διεργασίας και γίνεται μία περιγραφή των μεθόδων ρύθμισης του συστήματος και ακολουθούν τα αποτελέσματα των προσομοιώσεων, τα οποία περιέχουν συγκρίσεις μεταξύ των διάφορων σεναρίων των προσομοιώσεων που πραγματοποιήθηκαν από το μοντέλο.

Η μοντελοποίηση της διεργασίας πραγματοποιήθηκε σε προγραμματιστικό περιβάλλον MATLAB/Simulink. Η επιλογή αυτού του λογισμικού βασίστηκε αφενός στο γεγονός ότι το MATLAB είναι ευρέως χρησιμοποιούμενο για την προσομοίωση διεργασιών επεξεργασίας λυμάτων, τόσο σε ακαδημαϊκό όσο και σε βιομηχανικό επίπεδο. Αφετέρου, η ευελιξία του συγκεκριμένου λογισμικού εξασφαλίζει ότι η προσομοίωση της διεργασίας θα είναι δυναμική ικανοποιώντας κατ' αυτόν τρόπο ένα από τους στόχους αυτής της εργασίας.

Abstract

The relentless use of water in various and everyday human activities, such as the domestic consumption, the agriculture and the industry have resulted in the continuous production of wastewater. The wastewater treatment is an integral part of sustainable development. For this reason, it is necessary the development of wastewater treatment plants, which are able to process these effluents in order to obtain improved quality wastewater that can satisfy even the stricter environmental regulations while ensuring the preservation of the economic cost to permissible levels.

The target of this thesis is to develop a model that will be able to simulate realistically all the complex waste removal processes from the sewage water that take place at the wastewater treatment plants. The major pollutants commonly found in water are the organic and inorganic compounds of phosphorus and nitrogen. Also, this model can be adjusted in such a way that the optimal composition of the treated wastewater is achieved with the lowest possible financial cost. Furthermore, the ultimate goal of the work is to create a dynamic model and therefore it will be feasible to be applied to any other liquid wastes with a different composition of the pollutants contained therein.

To begin with, the general features of urban waste water are presented alongside with the various management and treatment methods and then proposals for their possible re-usage follow.

In the next part, a detailed description of the model which will be used to simulate the processes follows. This section also includes the description of the system configuration and the methods which will be used as well as the results of the simulations and the comparisons between the different scenarios carried by those simulations.

The modeling of the process was carried out in MATLAB/Simulink programming environment. On the hand, the choice of this software was based on the fact that MATLAB is widely used to simulate sewage treatment processes, both in the academical and in the industrial world. On the other hand, the flexibility of this software ensures that the simulation of the process will be dynamic, thereby satisfying one of the objectives of this work.

1. Εισαγωγή

Με την πάροδο των αιώνων, οι ανθρώπινες δράσεις στον υδρολογικό κύκλο, όπως είναι η καθημερινή κατανάλωση, η γεωργία, η άρδευση και η βιομηχανική παραγωγή έχουν αυξηθεί. Οποιοσδήποτε κι αν είναι ο σκοπός, η διαρκής αυτή δραστηριότητας έχει ως αποτέλεσμα την συνεχή αύξηση των λυμάτων, τα οποία με τη σειρά τους υποβαθμίζουν προοδευτικά τους υδάτινους πόρους. Η μόλυνση και η ρύπανση των υδάτων καθιστά τη σημασία της επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων απαραίτητη για την προστασία των υδάτων και αναπόσπαστο μέρος της βιώσιμης ανάπτυξης της κοινωνίας μας. Οι πρώτες ιδέες για την ανάκτηση της ποιότητας του νερού βασίστηκαν σε φυσικά μέσα, όπως η αραίωση και η καθίζηση. Ωστόσο, αυτό έγινε ανεπαρκές καθώς η ανάπτυξη των αστικών περιοχών οδήγησε στην αύξηση της σημασίας των θεμάτων υγιεινής και επίσης λόγω των νέων κανονισμών που προέκυψαν στην πορεία επιβλήθηκε η υιοθέτηση ειδικών δεικτών ευελιξίας για τα επεξεργασμένα λύματα. Αυτή η κατάσταση απαιτούσε πιο αποτελεσματικές διαδικασίες κατεργασίας υγρών απόβλητων. Συνεπώς, κρίθηκε αναγκαία η δημιουργία εγκαταστάσεων επεξεργασίας λυμάτων στα οποία λαμβάνουν χώρα πολύπλοκα βιολογικά και φυσικά φαινόμενα μεγάλης κλίμακας, τα οποία αντισταθμίζουν μεγάλες διαταραχές που προκύπτουν στη ροή εισόδου, την ταχύτητα και τη μεταβλητότητα των συστάσεων. Παράλληλα, οι ακόμα αυστηρότερες νομοθεσίες που ακολούθησαν, κατέστησαν επιτακτική την ανάγκη του αυτόματου ελέγχου της διαδικασίας με στόχο την επίτευξη βελτιωμένης ποιότητας υγρών αποβλήτων διατηρώντας συγχρόνως το λειτουργικό κόστος σε αποδεκτά επίπεδα. Γενικότερα, υπάρχουν διάφορες στρατηγικές ρύθμισης για μονάδες επεξεργασίας λυμάτων. Η πιο συνηθισμένη μέθοδος είναι η κλασική αναλογική-ολοκληρωτική ρύθμιση, στην οποία χρησιμοποιούνται ένας ή περισσότεροι ρυθμιστές με σκοπό την επίτευξη του επιθυμητού αποτελέσματος. Μία άλλη ευρέως χρησιμοποιούμενη μέθοδος ρύθμισης είναι η MPC ή αλλιώς προβλεπτικό μοντέλο ρύθμισης. Η MPC και πιο συγκεκριμένα η EMPC (οικονομικό προβλεπτικό μοντέλο ρύθμισης) είναι η επέκταση της MPC, η οποία είναι μια γενική συνάρτηση κόστους, αποτελεί μια ελπιδοφόρα μέθοδο βελτιστοποίησης της ρύθμισης του συστήματος επιτυγχάνοντας παράλληλα το βέλτιστο λειτουργικό κόστος.

Σε αυτήν την εργασία, θα πραγματοποιηθεί μία προσπάθεια για δυναμική προσομοίωση και ρύθμιση μίας τυπικής διεργασίας επεξεργασίας αστικών υγρών αποβλήτων και το μοντέλο που θα χρησιμοποιηθεί ως βάση θα είναι το BSM1 (γνωστό και ως Benchmark Simulation Model 1). Ωστόσο, σε αντίθεση με το τυπικό BSM1, στο έργο αυτό θα χρησιμοποιηθούν εξισώσεις, οι οποίες προβλέπουν τις διεργασίες κατανάλωσης φωσφόρου. Αυτό, θα επιτευχθεί με τη χρήση κατάλληλου μοντέλου εξισώσεων, το οποίο μεν περιέχει τις προηγούμενες εξισώσεις, δε μπορεί να ενσωματωθεί με επιτυχία στο αρχικό μοντέλο. Τέλος, στο τελευταίο μέρος της εργασίας αυτής, θα ακολουθήσει η βαθμονόμηση του ρυθμιστή PI με σκοπό τη ρύθμιση της παροχής του οξυγόνου και συγκεκριμένα την ελαχιστοποίηση της με παράλληλη επίτευξη λύματος σύστασης στα επιτρεπτά όρια και τελικά την ελαχιστοποίηση του συνολικού κόστους.

2 Γενικά χαρακτηριστικά των υγρών αποβλήτων

2.1 Ποιοτικά χαρακτηριστικά λυμάτων

Η κατάλληλη επεξεργασία των αστικών λυμάτων απαιτεί τη σε βάθος γνώση και κατανόηση των ποιοτικών χαρακτηριστικών τους. Η διάκριση των ποιοτικών χαρακτηριστικών των υγρών αποβλήτων γίνεται σε φυσικά, χημικά και βιολογικά χαρακτηριστικά.

2.1.1 Φυσικά Χαρακτηριστικά

Τα φυσικά χαρακτηριστικά αναφέρονται στις φυσικές ιδιότητες των λυμάτων. Παρότι δεν έχουν τόσο σημαντικές επιπτώσεις στην υγεία και στο περιβάλλον όσο τα χημικά και τα βιολογικά χαρακτηριστικά, μπορούν να γίνουν εύκολα αντιληπτά. Τα φυσικά χαρακτηριστικά των υγρών αποβλήτων είναι τα στερεά, η οσμή, η θερμοκρασία και το χρώμα.

2.1.1.1 Στερεά

Τα στερεά αναφέρονται με τον όρο ολικά στερεά (TS) και ορίζονται ως την ποσότητα της ύλης που παραμένει μετά από εξάτμιση των υγρών λυμάτων σε θερμοκρασία 103-105 °C. Τα ολικά στερεά με τη σειρά τους διακρίνονται στα αιωρούμενα στερεά (SS) και τα διηθούμενα στερεά (FS). Ο διαχωρισμός των αιωρούμενων και των διηθούμενων στερεών γίνεται με τη χρήση κατάλληλων φίλτρων. Τα αιωρούμενα στερεά με τη σειρά τους διακρίνονται σε καθιζάνοντα και μη καθιζάνοντα στερεά, ενώ τα διηθούμενα χωρίζονται σε κολλοειδή και μη κολλοειδή. Τόσο στην περίπτωση των αιωρούμενων στερεών, όσο και στην περίπτωση των διηθούμενων στερεών μπορεί να γίνει διάκριση σε πτητικά και μη πτητικά στερεά. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Τζιώλα, 2005) (Tchobanoglous, 2003) (Λέκκα, 2013)

2.1.1.2 Οσμή

Η οσμή οφείλεται στην απελευθέρωση μορίων, που βρίσκονται στην αέρια φάση, λόγω της διάσπασης της οργανικής ύλης. Με την πάροδο του χρόνου γίνονται περισσότερες διασπάσεις των οργανικών ενώσεων και συνεπώς η οσμή γίνεται όλο και πιο έντονη. Η αδυναμία εύρεσης κάποιας επεξήγησης του φαινομένου της οσμής, καθιστά πολλές φορές δύσκολο τον τρόπο μέτρησης των οσμών. Συνήθως η μέθοδος μέτρησης της καθορίζεται από το αν είναι γνωστή ή όχι η σύσταση των αερίων που αποτελούν το μείγμα, από το οποίο προέρχεται η οσμή. Στην περίπτωση που η σύσταση των αερίων είναι γνωστή, γίνεται χρήση αναλυτικών και χημικών μεθόδων, όπου και γίνεται ακριβής υπολογισμός της ποσότητας και της συγκέντρωσης των συστατικών, τα οποία προκαλούν τη δυσοσμία. Στην περίπτωση όμως που η σύσταση των αερίων δεν είναι γνωστή, το οποίο είναι και το σύνηθες, το μοναδικό αποδεκτό μέσο για τον καθορισμό της έντασης της δυσοσμίας είναι το ανθρώπινο οσφρητικό σύστημα. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Tchobanoglous, 2003) (Λέκκα, 2013)

2.1.1.3 Θερμοκρασία

Η θερμοκρασία είναι από τους πιο σημαντικούς παράγοντες κα μπορεί να επηρεάσει άμεσα και έμμεσα τη λειτουργία της μονάδας καθαρισμού των λυμάτων. Όπως είναι γνωστό, η θερμοκρασία επηρεάζει τη διαλυτότητα του οξυγόνου στο νερό. Συγκεκριμένα, η αύξηση της θερμοκρασίας του νερού ελαττώνει τη διαλυτότητα του οξυγόνου σε αυτό, ενώ η ελάττωση της θερμοκρασίας την αυξάνει. Έτσι, για πολλές από τις αντιδράσεις διάσπασης της οργανικής ύλης, οι οποίες χρειάζονται την παρουσία οξυγόνου για να πραγματοποιηθούν, καθιστούν απαραίτητη την ύπαρξη της κατάλληλης ποσότητας οξυγόνου ανά πάσα στιγμή. Η έλλειψη ή η περίσσεια οξυγόνου θα μπορούσε να ελαττώσει ή και να αναστείλει τη δράση των μικροοργανισμών, οι οποίοι πραγματοποιούν τη διάσπαση της οργανικής ύλης και να

επιφέρει αυξημένο κόστος επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων, που θα μπορούσε να αποφευχθεί.

Από την άλλη πλευρά, η βέλτιστη βακτηριακή δραστηριότητα επιτυγχάνεται μόνο σε συγκεκριμένο εύρος θερμοκρασιών, μεταξύ 25 °C και 35 °C. Συνεπώς, η μεταβολή της θερμοκρασίας των υγρών αποβλήτων προς επεξεργασία μπορεί να επηρεάσει σημαντικά τη δράση των βακτηρίων που επιτελούν τη διάσπαση των οργανικών ουσιών, τα οποία περιέχονται στα λύματα, με αντίστοιχες οικονομικές και περιβαλλοντικές επιπτώσεις.

Τέλος, πρέπει να αναφερθεί ότι η θερμοκρασία των υγρών αποβλήτων δεν απασχολεί μία μονάδα καθαρισμού μόνο κατά τη διάρκεια της επεξεργασίας τους, αλλά και κατά τη διάρκεια της διάθεσης τους στο περιβάλλον, αφού αν βρίσκονται σε διαφορετική θερμοκρασία από το υδάτινο οικοσύστημα στο οποίο αποβάλλονται, μπορούν να προκαλέσουν θανάτωση των υδρόβιων οργανισμών και φαινόμενα ευτροφισμού.

Η μέτρηση της θερμοκρασίας πραγματοποιείται από θερμομέτρα ακριβείας. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Tchobanoglous, 2003) (Λέκκα, 2013) (A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

2.1.1.4 Χρώμα

Το χρώμα των υγρών αποβλήτων διαφέρει από εκείνο των καθαρών υδάτων. Πιο συγκεκριμένα, το καθαρό νερό είναι συνήθως άχρωμο και λαμβάνει γαλάζιο χρώμα, όταν βρίσκεται σε αρκετά μεγάλο βάθος στις θάλασσες και στους ωκεανούς. Αντίθετα, τα απόβλητα αρχικά έχουν φαιό χρώμα, ενώ με την πάροδο του χρόνου, λόγω της διάσπασης των οργανικών ενώσεων, το χρώμα τους μετατρέπεται σε μαύρο. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Tchobanoglous, 2003) (Λέκκα, 2013) (A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

2.1.2 Χημικά Χαρακτηριστικά

Τα χημικά χαρακτηριστικά των υγρών αποβλήτων διακρίνονται στα οργανικά και στα ανόργανα.

2.1.2.1 Οργανικά Χημικά Χαρακτηριστικά

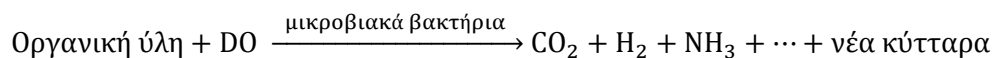
Στην κατηγορία των οργανικών χημικών χαρακτηριστικών κατατάσσεται πληθώρα οργανικών ενώσεων, όπως πρωτεΐνες, υδατάνθρακες, λίπη, έλαια, ουρία αλλά και διάφορες αζωτούχες οργανικές ενώσεις. Θεωρητικά, πριν την επεξεργασία των λυμάτων θα έπρεπε να γίνεται πλήρης καθορισμός της συγκέντρωσης όλων των περιεχόμενων οργανικών ενώσεων. Εντούτοις κάτι τέτοιο είναι πρακτικά αδύνατο. Γι' αυτό το λόγο, χρησιμοποιούνται πέντε εργαστηριακές μέθοδοι για τη μέτρηση της συγκέντρωσης των οργανικών ουσιών μέσα στα υγρά απόβλητα:

- Το Βιοχημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο (BOD)
- Το Χημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο (COD)
- Ο Ολικός Οργανικός Άνθρακας (TOC)
- Το Ολικό Απαιτούμενο Οξυγόνο (TOD)
- Το Θεωρητικά Απαιτούμενο Οξυγόνο (ThOD)

(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

2.1.2.1.1 Βιοχημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο (BOD)

Αυτή η μέθοδος περιλαμβάνει τη μέτρηση του διαλυμένου οξυγόνου (DO – Dissolved Oxygen) που απαιτείται για τη βιοχημική οξειδωση της οργανικής ύλης που περιέχεται στο υγρό απόβλητο. Πλέον χρησιμοποιείται η μέθοδος BOD₅, δηλαδή η ποσότητα διαλυμένου οξυγόνου που απαιτείται για τη βιοχημική οξειδωση της οργανικής ύλης σε διάστημα πέντε ημερών. Η συνολική αντίδραση που λαμβάνει χώρα είναι η παρακάτω:



Η μέτρηση του BOD₅ γίνεται με τη λήψη δείγματος και την αραίωσή του με ειδικό νερό, το οποίο είναι απεσταγμένο και περιέχει ανόργανα άλατα, απαραίτητα θρεπτικά συστατικά και κατάλληλο pH. Αφού γίνει η επώαση του επεξεργασμένου δείγματος για πέντε ημέρες στους 20°C, ακολουθεί η μέτρηση της ποσότητας του διαλυμένου οξυγόνου και από αυτή υπολογίζεται το BOD₅ σύμφωνα με τον τύπο:

$$BOD_5 = \left[(DO_e - DO_f) \cdot \frac{\text{όγκος φιάλης}}{\text{mL φιάλης}} \right] - (DO_e - DO_i) \quad (\text{Εξ. 2.1})$$

όπου: DO_e: DO στο κενό

DO_f: DO στο τέλος της επώασης του αραιωμένου δείγματος

DO_i: αρχικό DO στο μη αραιωμένο δείγμα αποβλήτου

Η κινητική, που δείχνει την εξάρτηση του BOD₅ συναρτήσεως του χρόνου, είναι πρώτη τάξης και είναι η εξής:

$$\frac{dL_t}{dt} = -k' \cdot L_t, \text{ όπου } L_t: \text{ το οξυγόνο που μένει να απαιτηθεί σε χρόνο } t.$$

Συνεπώς, η εξίσωση της απαίτησης του οξυγόνου συναρτήσεως του χρόνου θα είναι:

$$L_t = L_0 \cdot e^{-k' \cdot t} = L_0 \cdot 10^{-k' \cdot t}, \text{ με } k' = \frac{k'}{2,303}, \text{ όπου } L_0: \text{ το οξυγόνο που μένει να απαιτηθεί σε χρόνο } 0.$$

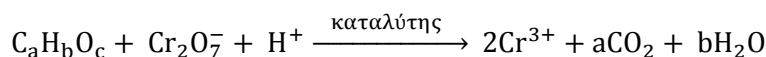
$$\text{Επομένως, η απαίτηση σε οξυγόνο θα είναι } A. O. = L_0 - L_t = L_0 \cdot (1 - 10^{-k' \cdot t}) \quad (\text{Εξ. 2.2})$$

$$\text{Και σε χρόνο } t=5 \text{ ημερών θα είναι: } BOD_5 = A. O._5 = L_0 \cdot (1 - 10^{-5 \cdot k'}) \quad (\text{Εξ. 2.3})$$

(Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Τζιώλα, 2005) (Λέκκα, 2013) (A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

2.1.2.1.2 Χημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο (COD)

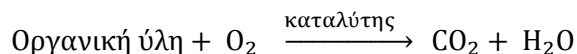
Μία άλλη μέθοδος της μέτρησης της περιεκτικότητας των οργανικών ενώσεων, που μπορεί να περιέχονται στα λύματα, είναι η μέτρηση της ποσότητας, η οποία χρειάζεται για την οξειδωση των οργανικών από κάποιο χημικό οξειδωτικό μέσο. Συνήθως, ως οξειδωτικό μέσο χρησιμοποιείται το διχρωμικό κάλιο (K₂Cr₂O₇) και παρουσία κάποιου καταλύτη πραγματοποιείται η αντίδραση:



Στη συνέχεια τιτλοδοτείται το Cr_2O_7^- που απομένει και προσδιορίζεται η χημική απαίτηση σε οξυγόνο. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Τζιώλα, 2005) (Λέκκα, 2013)(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

2.1.2.1.3 Ολικός Οργανικός Άνθρακας (TOC)

Η μέτρηση του ολικού άνθρακα γίνεται με οξείδωση των οργανικών ενώσεων με οξυγόνο στους 950°C, μέσα σε κλίβανο παρουσία καταλύτη. Λαμβάνει χώρα τότε η αντίδραση:



Στη συνέχεια, ο ολικός οργανικός άνθρακας υπολογίζεται με υπέρυθρο αναλυτή.

(Tchobanoglous, 2003) (Λέκκα, 2013) (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012)(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

2.1.2.1.4 Ολικά Απαιτούμενο Οξυγόνο (TOD)

Για τη μέτρηση του ολικά απαιτούμενου οξυγόνου, οι οργανικές ενώσεις οξειδώνονται σε κλίβανο με λευκόχρυσο ως καταλύτη. Έπειτα, το ολικά απαιτούμενο οξυγόνο, προσδιορίζεται με τη μέτρηση του οξυγόνου που περιέχεται στο φέρον αέριο, το άζωτο. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Tchobanoglous, 2003)(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

2.1.2.1.5 Θεωρητικά Απαιτούμενο Οξυγόνο (ThOD)

Ο υπολογισμός του θεωρητικά απαιτούμενου οξυγόνου προϋποθέτει να είναι γνωστοί οι εμπειρικοί τύποι των οργανικών ενώσεων, οι οποίες περιέχονται στα υγρά απόβλητα. Με αυτό τον τρόπο υπολογίζεται η ποσότητα του οξυγόνου που απαιτείται με τη μορφή moles οξυγόνου ανά moles της αντίστοιχης οργανικής ένωσης. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012)(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

2.1.2.2 Ανόργανα Χημικά Χαρακτηριστικά

Τα ανόργανα χημικά χαρακτηριστικά μπορούν να είναι εξίσου επιβλαβή με τα οργανικά, τόσο για τους μικροοργανισμούς που χρησιμοποιούνται κατά την επεξεργασία των λυμάτων, όσο και για τα υδάτινα οικοσυστήματα σε περίπτωση που τα λύματα διατεθούν σε αυτά χωρίς να έχουν υποστεί προηγουμένως επεξεργασία. Τα συνηθέστερα ανόργανα χαρακτηριστικά των υγρών αποβλήτων είναι τα εξής:

- pH
- Χλωρίδια
- Αλκαλικότητα
- Άζωτο
- Φώσφορος
- Θείο

2.1.2.2.1 pH

Η τιμή του pH είναι πάρα πολύ σημαντική παράμετρος, η οποία επηρεάζει τη βιολογική δραστηριότητα των μικροοργανισμών, που επιτελούν στη διάσπαση των οργανικών ενώσεων που περιέχονται στα αστικά λύματα. Η βέλτιστη μικροβιακή δραστηριότητα επιτυγχάνεται σε ουδέτερα pH, μεταξύ τιμών 6-9. Μεγαλύτερες ή μικρότερες τιμές pH, μπορούν να αναστείλουν αλλά και να προκαλέσουν θανάτωση των μικροοργανισμών και γι' αυτό το λόγο τα απόβλητα υπόκεινται σε διεργασίες εξουδετέρωσης μέσω όξινων ή

αλκαλικών διαλυμάτων. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Tchobanoglous, 2003)(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

2.1.2.2.2 Χλωρίδια

Όπως και στην περίπτωση του pH, τα χλωρίδια μπορούν να επηρεάσουν την αποτελεσματικότητα της βιολογικής δραστηριότητας. Επίσης, όσο μεγαλύτερη είναι η συγκέντρωση των χλωριδίων, τόσο περισσότερο αναστέλλεται και η βιολογική επεξεργασία των αποβλήτων. Η προέλευση των χλωριδίων στα υγρά απόβλητα οφείλεται κυρίως στις ανθρώπινες δραστηριότητες. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Tchobanoglous, 2003)(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

2.1.2.2.3 Αλκαλικότητα

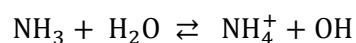
Η αλκαλικότητα εμποδίζει τις μεταβολές του pH των υγρών αποβλήτων με την προσθήκη οξέων, προκαλώντας προβλήματα στην αποτελεσματική λειτουργία των βακτηρίων δραστηριοτήτων προς τη διάσπαση των οργανικών ενώσεων. Η αλκαλικότητα οφείλεται στις αλκαλικές ενώσεις στοιχείων όπως το ασβέστιο, το μαγνήσιο, το νάτριο, το κάλιο, η αμμωνία, το βόριο, το πυρίτιο και ο φώσφορος. Συνήθως, οι ενώσεις αυτές βρίσκονται στη μορφή υδροξειδίων ή ανθρακικών και διττανθρακικών αλάτων με πιο συνηθισμένα τα διττανθρακικά άλατα του ασβεστίου και του μαγνησίου. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Tchobanoglous, 2003)(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

2.1.2.2.4 Άζωτο

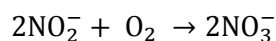
Η παρουσία του αζώτου στη διεργασία επεξεργασίας των λυμάτων είναι απαραίτητη, καθώς αποτελεί θρεπτικό συστατικό των μικροοργανισμών της ενεργού ιλύος. Ωστόσο, η απουσία της απαραίτητης ποσότητας αζώτου μπορεί να προκαλέσει ελάττωση του αριθμού των μικροοργανισμών, ενώ η περίσσεια του μπορεί να έχει ως επακόλουθο την ανάπτυξη του φαινομένου του ευτροφισμού.

Το άζωτο μπορεί να βρεθεί στα αστικά απόβλητα με τη μορφή οργανικού αζώτου, δηλαδή να είναι ενωμένο με οργανικές ενώσεις, ή να βρίσκεται ελεύθερο με τη μορφή αμμωνίας και ιόντων αμμωνίου (NH_3 και NH_4^+ αντίστοιχα) ή με τη μορφή νιτρικών και νιτρικών ριζών (NO_2^- και NO_3^- αντίστοιχα) μέσα σε άλλες ενώσεις.

Στα αστικά λύματα, το άζωτο βρίσκεται κυρίως με τη μορφή αμμωνίας και ιόντων αμμωνίου, τα οποία βρίσκονται σε ισορροπία σύμφωνα με την αντίδραση:



Από την άλλη πλευρά, τα νιτρικά ιόντα συνήθως οξειδώνονται σε νιτρικά ιόντα σύμφωνα με την αντίδραση:



Το οργανικό άζωτο αποτελείται από οργανικές ενώσεις που περιέχουν άζωτο. Ο προσδιορισμός του γίνεται με τη μέθοδο Kjeldahl, κατά την οποία γίνεται απομάκρυνση της αμμωνίας από το δείγμα που μελετάται και ακολουθεί χώνευση του διαλύματος για τη μετατροπή του οργανικού αζώτου σε αμμωνία.

Το ολικό άζωτο Kjeldahl (Total Kjeldahl Nitrogen ή TKN), αποτελείται από το οργανικό άζωτο και την αμμωνία και ο προσδιορισμός του πραγματοποιείται με τη μέθοδο Kjeldahl, όπως και στο οργανικό άζωτο, με τη μόνη διαφορά ότι σε αυτή την περίπτωση δε γίνεται απομάκρυνση της αμμωνίας.

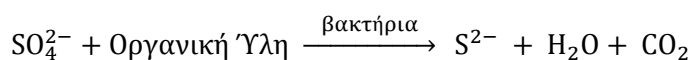
Τέλος, το ολικό άζωτο αποτελείται από το οργανικό άζωτο, την αμμωνία, τα νιτρώδη και τα νιτρικά. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Tchobanoglous, 2003) (Λέκκα, 2013)(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

2.1.2.2.5 Φώσφορος

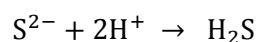
Ο φώσφορος εμφανίζεται συνήθως με τη μορφή φωσφορικών, όξινων φωσφορικών, δισόξινων φωσφορικών ριζών και φωσφορικού οξέος. Στην περίπτωση όμως της επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων εμφανίζονται σημαντικές ποσότητες οργανικού φωσφόρου, ειδικά στις δεξαμενές όπου βρίσκεται η ενεργός ιλύς. Αυτό συμβαίνει επειδή ο φώσφορος αποτελεί θρεπτικό συστατικό των μικροοργανισμών που αποτελούν την ενεργό ιλύ στις μονάδες διαχείρισης και επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Tchobanoglous, 2003) (Λέκκα, 2013)(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

2.1.2.2.6 Θείο

Όπως και ο φώσφορος, το θείο αποτελεί και αυτό θρεπτικό συστατικό των μικροοργανισμών. Το θείο απαντάται στα υγρά απόβλητα με τη μορφή θειικών ριζών (SO_4^{2-}) και οι αντιδράσεις αναγωγής του με τις οργανικές ενώσεις είναι οι εξής:



Και στη συνέχεια



Το υδρόθειο, το οποίο απελευθερώνεται, είναι τοξικό και πολύ επικίνδυνο για τη δημόσια υγεία και γι' αυτό το λόγο πρέπει να λαμβάνονται επιπλέον μέτρα για τη διαχείρισή του. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Tchobanoglous, 2003) (Λέκκα, 2013)(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

2.1.3 Βιολογικά Χαρακτηριστικά

Τα βιολογικά χαρακτηριστικά των υγρών αποβλήτων είναι διάφοροι μικροοργανισμοί, οι οποίοι κατατάσσονται στις κατηγορίες των βακτηριδίων, των μυκήτων και των ιών. Δεν είναι παράξενο εκτός από αυτούς του μικροοργανισμού να υπάρχουν και μικροεντερικά παράσιτα, όπως είναι για παράδειγμα οι αμοιβάδες ή τα αβγά σκουληκιών. Οι μικροοργανισμοί αυτοί συνήθως προέρχονται από τα κόπρανα και είναι υπεύθυνοι για πολλές ασθένειες, όπως είναι οι δυσεντερίες και η χολέρα ή ακόμα και η ηπατίτιδα.

Από αυτούς τους παθογόνους μικροοργανισμούς, οι συνηθέστεροι είναι τα βακτήρια, τα οποία αποτελούν μονοκύτταρα προκαρυωτικά ευβακτήρια. Γενικά, ο ρόλος των βακτηριδίων είναι θεμελιώδης στην αποδόμηση και στη σταθεροποίηση της οργανικής ύλης, που περιέχεται στα υγρά απόβλητα. Για παράδειγμα τα κολοβακτηρίδια αποτελούν δείκτη ρύπανσης των ανθρώπινων αποβλήτων και αν και είναι σχετικά ακίνδυνα, η παρουσία τους αποτελεί σηματοδοτεί την παρουσία άλλων παθογόνων μικροοργανισμών.

Για τους παραπάνω λόγους απαιτείται ιδιαίτερα καλή μελέτη και γνώση της λειτουργίας των βακτηριδίων αλλά και των μικροοργανισμών γενικότερα για τη ορθότερη αντιμετώπισή τους. (Λέκκα, 2013) (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Sperling, 2007)(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

3. Συστήματα και στάδια διαχείρισης υγρών αποβλήτων

3.1 Βήματα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων

Η επεξεργασία των υγρών αποβλήτων είναι μία αρκετά πολύπλοκη διαδικασία και η σημαντικότητα της είναι αναμφισβήτητης σημασίας, καθώς αποτελεί μία από τις κυριότερες μεθόδους περιορισμού της ρύπανσης του περιβάλλοντος λόγω της ανθρώπινης δραστηριότητας. Η επεξεργασία των λυμάτων αποτελείται από πέντε στάδια:

- Το στάδιο της προεπεξεργασίας των λυμάτων
- Το στάδιο της πρωτοβάθμιας επεξεργασίας των λυμάτων
- Το στάδιο της δευτεροβάθμιας επεξεργασίας – βιολογική επεξεργασία
- Το στάδιο της χημικής επεξεργασίας
- Το στάδιο της διαχείρισης της ιλύος και της απολύμανσης

3.1.1 Προεπεξεργασία των λυμάτων

Η προεπεξεργασία των λυμάτων αποτελεί το πρώτο στάδιο επεξεργασίας τους και είναι απαραίτητη, ώστε να εξασφαλιστεί ότι οι κυρίως διεργασίες της μονάδας δε θα υποστούν βλάβη λόγω ορισμένων χαρακτηριστικών των υγρών αποβλήτων. Κατά το στάδιο της προεπεξεργασίας συμβαίνουν οι ακόλουθες διεργασίες:

- Σχάρισμα
- Ελάττωση χονδροειδών στερεών
- Εξισορρόπηση παροχής
- Ανάμειξη και κροκίδωση
- Διαχωρισμός βαρύτητας
- Αμμοσυλλογή
- Λυτοσυλλογή

(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012)) (Tchobanoglous, 2003)

3.1.2 Σχάρισμα

Το σχάρισμα είναι πάντα το πρώτο στάδιο σε μία διεργασία επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Η σχάρα είναι μία επιφάνεια με πολλά ανοίγματα, ομοιόμορφου μεγέθους, και εμποδίζει τη διέλευση των χονδρών στερεών, τα οποία μπορούν να προκαλέσουν προβλήματα και βλάβες στα μηχανικά εξαρτήματα του εργοστασίου. Υπάρχουν διάφορα είδη σχαρών ανάλογα με το μέγεθος των στερεών που πρέπει να απομακρυνθούν. Οι σχάρες διακρίνονται σε τρεις κατηγορίες:

1. Λεπτές σχάρες, οι οποίες παρεμποδίζουν στερεά σώματα ακτίνας μικρότερης των 6mm
2. Χονδρές σχάρες, οι οποίες παρεμποδίζουν στερεά σώματα ακτίνας 6mm έως 150mm
3. Μικρο-σχάρες, οι οποίες παρεμποδίζουν στερεά σώματα ακτίνας μικρότερης του 0,5μm

(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012)) (Tchobanoglous, 2003)

3.1.3 Ελάττωση χονδροειδών στερεών

Πολλές φορές μαζί με τα σχαρίσματα ή αντί για αυτά χρησιμοποιούνται συσκευές διάσπασης και πολτοποιητές αποβλήτων. Οι συσκευές διάσπασης και οι πολτοποιητές αποβλήτων, περιέχουν αλεστές υψηλής ταχύτητας, οι οποίοι συνδέονται με σχαρίσματα, αλέθουν και τεμαχίζουν τα χονδροειδή στερεά, καθώς ρέουν μέσα στα υγρά απόβλητα που τα φέρουν,

σε μικρότερα και πιο ομοιόμορφα στερεά. Στη συνέχεια τα υγρά απόβλητα, που φέρουν τα πλέον επεξεργασμένα αυτά στερεά, επιστρέφουν στην κανονική ροή για επιπρόσθετη επεξεργασία. Όπως και στην περίπτωση των σχαρισμάτων, οι συσκευές διάσπασης και οι πολτοποιητές, ελαττώνουν σημαντικά το μέγεθος των χονδροειδών στερεών και τα κάνουν αρκετά ομοιόμορφα, προστατεύοντας τα μηχανικά εξαρτήματα της μονάδας από ενδεχόμενες βλάβες αλλά και φραγή των σωληνώσεων. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Tchobanoglous, 2003)(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

3.1.4 Εξισορρόπηση παροχής

Η μέθοδος της εξισορρόπησης της παροχής είναι απαραίτητη για την αντιμετώπιση λειτουργικών προβλημάτων λόγω των ημερήσιων διακυμάνσεων της ροής. Συγκεκριμένα, χρησιμοποιείται μία δεξαμενή εξισορρόπησης, η οποία εξουδετερώνει τις ημερήσιες διακυμάνσεις της ροής, προσφέροντας μία σταθερή ροή για τις ακόλουθες διεργασίες. Παράλληλα, η εξομάλυνση της ροής εξασφαλίζει την ελάττωση του κόστους και του όγκου των επόμενων σταδίων επεξεργασίας των λυμάτων. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Tchobanoglous, 2003)(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

3.1.5 Ανάμειξη και κροκίδωση

Η ανάμειξη είναι μία πολύ σημαντική διεργασία κατά την οποία πραγματοποιείται η πλήρης μείξη μίας ουσίας με την άλλη ή ανάμειξη δύο ή περισσότερων αναμειξίμων ουσιών, ενώ στη συνέχεια ακολουθεί η κροκίδωση των σωματιδίων των υγρών αποβλήτων.

Υπάρχουν δύο τύποι διεργασιών ανάμειξης, η συνεχής ταχεία ανάμειξη και η συνεχής ανάμειξη.

3.1.5.1 Συνεχής ταχεία ανάμειξη

Η συνεχής ταχεία ανάμειξη προτιμάται κατά την ανάμειξη δύο ή περισσότερων ουσιών. Γενικά, οι αρχές της συνεχούς ταχείας ανάμειξης, είναι η ανάμειξη των χημικών ουσιών των υγρών αποβλήτων, η μείξη αναμειξίμων ουσιών και η προσθήκη χημικών ουσιών με σκοπό τη βελτίωση των χαρακτηριστικών της ενεργού ιλύος. Συνήθως, οι διεργασίες αυτού του τύπου διαρκούν λιγότερο από 30 δευτερόλεπτα.

3.1.5.2 Συνεχής ανάμειξη

Η συνεχής ανάμειξη χρησιμοποιείται, όταν τα συστατικά που μπορεί να περιέχονται σε ένα αντιδραστήρα πρέπει να παραμείνουν ως εναιώρημα. Προφανώς, η διάρκειά της είναι αρκετά μεγαλύτερη από αυτή της συνεχούς ταχείας ανάμειξης.

3.1.5.3 Κροκίδωση

Ο λόγος για τον οποίο χρησιμοποιείται η κροκίδωση, είναι για να σχηματίσουν συσσωματώματα ή σμήνη από λεπτοδιαμερισμένα σωματίδια και από χημικά αποσταθεροποιημένα σωματίδια. Η κροκίδωση είναι ένα μεταβατικό στάδιο, που αποσκοπεί στο σχηματισμό μεγαλύτερων συσσωματωμάτων, από μικρότερα σωματίδια, τα οποία ήταν δυσκολότερο πριν την κροκίδωσή τους να φιλτραριστούν.

Γενικότερα η κροκίδωση χρησιμοποιείται για:

- Την αύξηση της απομάκρυνσης του BOD και των αιωρούμενων στερεών από τα υγρά απόβλητα.
- Την απομάκρυνση ορισμένων βιομηχανικών αποβλήτων από τα λύματα.
- Την βελτίωση των δευτερογενών δεξαμενών καθίζησης που ακολουθούν μετά τη διεργασία της ενεργού ιλύος.

- Την χρησιμοποίηση της ως στάδιο προεπεξεργασίας για το σχάρισμα ή το φιλτράρισμα.

Η κροκίδωση ακολουθεί συνήθως τη συνεχή ταχεία ανάμειξη, όπου χημικές ουσίες προστίθενται με σκοπό την αποσταθεροποίηση των σωματιδίων. Υπάρχουν δύο τύποι κροκίδωσης, η μικροκροκίδωση και τη μακροκροκίδωση, όπου αυτός ο διαχωρισμός καθορίζεται από το μέγεθος των σωματιδίων. (Tchobanoglous, 2003)(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

3.1.6 Διαχωρισμός βαρύτητας

Η απομάκρυνση των αιωρούμενων και κολλοειδών στερεών από τα λύματα μέσω του διαχωρισμού βαρύτητας, αποτελεί μία από τις ευρέως χρησιμοποιούμενες μεθόδους επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Η μέθοδος διαχωρισμού βαρύτητας βασίζεται στο διαχωρισμό των αιωρούμενων στερεών, τα οποία είναι βαρύτερα από το νερό. Συνήθως, διαχωρισμός βαρύτητας χρησιμοποιείται στη δεξαμενή δευτεροβάθμιας καθίζησης για τη διάκριση του ρεύματος ανακυκλοφορίας από το ρεύμα το οποίο συνεχίζει στα μετέπειτα στάδια της επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων. (Tchobanoglous, 2003)(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

3.1.7 Αμμοσυλλογή

Συνήθως, η αμμοσυλλογή πραγματοποιείται είτε σε θαλάμους υπολειμμάτων, είτε σε φυγοκεντρικούς διαχωριστές στερεών. Κατά τη αμμοσυλλογή πραγματοποιείται απομάκρυνση χαλικιών, άμμου, τέφρας αλλά και άλλων στερεών υλικών, τα οποία έχουν μεγαλύτερη πυκνότητα από της σηπτικές οργανικές ενώσεις των λυμάτων. Η αμμοσυλλογή υποβοηθείται αρκετά, αν πριν από αυτή υπάρχουν διατάξεις σχαρισμάτων. Η διεργασία της αμμοσυλλογής προστατεύει τις μετέπειτα διεργασίες από βλάβες ή φραγή εξαιτίας των στερεών υλικών, αφού εμποδίζει τη διέλευση τους. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012)(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

3.1.8 Λιποσυλλογή

Κατά το στάδιο της λιποσυλλογής χρησιμοποιούνται λιποσυλλέκτες, οποίοι αφαιρούν λίπη και έλαια από τα υγρά απόβλητα. Η απομάκρυνση των λιπών και των ελαίων είναι απαραίτητη, επειδή εμποδίζει τη δημιουργία ιλύος με καλές ιδιότητες καθίζησης, δηλαδή επηρεάζει την αποδοτικότητα των μικροοργανισμών που είναι υπεύθυνοι για τη διάσπαση της οργανικής ύλης. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012)(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

3.2 Πρωτοβάθμια επεξεργασία των λυμάτων

Μετά το στάδιο της προεπεξεργασίας των υγρών αποβλήτων ακολουθεί η πρωτοβάθμια επεξεργασία. Στόχος της πρωτοβάθμιας επεξεργασίας των λυμάτων είναι η απομάκρυνση των καθιζανόντων και αιωρούμενων στερεών. Επίσης, η πρωτοβάθμια επεξεργασία αποτελεί προθάλαμο των μετέπειτα διεργασιών, καθώς σε αυτή πραγματοποιείται εκτός από την απομάκρυνση του 50% -70% των αιωρούμενων στερεών και ελάττωση του BOD κατά 25%-40%. Η ελάττωση του BOD, δηλαδή του οργανικού φορτίου, συμβαίνει, επειδή πολλές οργανικές ενώσεις περιέχονται σε πολλά αιωρούμενα στερεά.

Η πρωτοβάθμια επεξεργασία πραγματοποιείται σε δεξαμενές πρωτοβάθμιας καθίζησης. Η πρωτοβάθμια καθίζηση είναι τύπου II. Αυτό σημαίνει πως τα σωματίδια σχηματίζουν συσσωματώματα και γι' αυτό το λόγο καθιζάνουν ταχύτερα.

Η δεξαμενή είναι συνήθως ορθογώνια ή κυκλική και η τροφοδοσία των υγρών αποβλήτων γίνεται από το κέντρο της. Το σημείο εκροής βρίσκεται στην επιφάνεια της δεξαμενής και τα απόβλητα εξέρχονται ακτινωτά μέσω εκχυλιστή και η περισυλλογή του γίνεται μέσω ενός αυλακιού, το οποίο βρίσκεται γύρω από τη δεξαμενή. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012)(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

3.2.1 Σχεδιαστικές παράμετροι δεξαμενής πρωτοβάθμιας καθίζησης

Ο σωστός σχεδιασμός μια δεξαμενής πρωτοβάθμιας καθίζησης απαιτεί να ληφθούν υπόψιν ορισμένες παράμετροι. Οι βασικές σχεδιαστικές παράμετροι είναι οι ακόλουθες:

- Η απόδοση απομάκρυνσης αιωρούμενων στερεών
- Η επιφάνεια και η επιφανειακή φόρτιση
- Ο χρόνος παραμονής

3.2.2 Η απόδοση απομάκρυνσης αιωρούμενων στερεών

Η απόδοση απομάκρυνσης των αιωρούμενων στερεών ορίζεται από την εξίσωση:

$$E_s = \frac{S_i - S_e}{S_i} \quad (\text{Εξ. 3.1})$$

Όπου S_i : η συγκέντρωση εισόδου των αιωρούμενων στερεών

S_e : η συγκέντρωση εξόδου των αιωρούμενων στερεών

3.2.3 Η επιφάνεια και η επιφανειακή φόρτιση

Το εμβαδόν της επιφάνειας διατομής A αποτελεί τη σημαντικότερη σχεδιαστική παράμετρο μιας δεξαμενής πρωτοβάθμιας καθίζησης. Το σχήμα της επιφάνειας μπορεί να είναι είτε κυκλικό είτε ορθογώνιο, ανάλογα με τον τύπο της δεξαμενής πρωτοβάθμιας καθίζησης οποίος είναι διαθέσιμος. Το βάθος της δεξαμενής επιλέγεται από τις τεχνικές προδιαγραφές και κυμαίνεται πάντα μεταξύ των 3m και 4,5m και το βάθος θα πρέπει να είναι σε κάθε περίπτωση τουλάχιστον 2m, ώστε να αποφεύγονται προβλήματα επαναιώρησης, όταν έχει αέρα.

Από την άλλη πλευρά, βασική σχεδιαστική παράμετρος είναι η επιφανειακή φόρτιση, η οποία δείχνει την απαιτούμενη επιφάνεια σε σχέση με την δεδομένη παροχή. Η επιφανειακή φόρτιση δίνεται από τον τύπο:

$$q = \frac{Q}{A} \quad (\text{Εξ. 3.2})$$

Όπου q : η επιφανειακή φόρτιση

Q : η παροχή στη δεξαμενή

A : η επιφάνεια της διατομής της δεξαμενής

(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

3.2.4 Ο χρόνος παραμονής

Ο χρόνος παραμονής αποτελεί το συνολικό χρόνο που θα παραμείνουν τα υγρά απόβλητα μέσα στη δεξαμενή. Ο χρόνος παραμονής δίνεται από τη σχέση:

$$\theta = \frac{V}{Q} = \frac{H}{q} \quad (\text{Εξ. 3.3})$$

3.3 Δευτεροβάθμια επεξεργασία – Βιολογική επεξεργασία

Η δευτεροβάθμια επεξεργασία αποσκοπεί στην απομάκρυνση των οργανικών ενώσεων από τα λύματα. Συνήθως, στη δευτεροβάθμια επεξεργασία περιλαμβάνονται και οι διεργασίες απομάκρυνσης του φωσφόρου και του αζώτου. Ωστόσο, στην παρούσα εργασία οι διεργασίες αυτές θα μελετηθούν σαν δύο διαφορετικές, όπως μπορεί να συμβεί και στην πραγματικότητα, αν και δεν είναι τόσο συνηθισμένο. Σε αυτή την ενότητα, στην αρχή θα γίνει περιγραφή των στοιχείων των μικροοργανισμών που επιτελούν στη διάσπαση των οργανικών ενώσεων και στη συνέχεια θα γίνει περιγραφή της μονάδας δευτεροβάθμιας επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων.

3.3.1 Γενικές πληροφορίες για τους μικροοργανισμούς

Ο μικροοργανισμοί, οι οποίοι χρησιμοποιούνται κατά τη βιολογική επεξεργασία των μικροοργανισμών, δεν είναι ορατοί με γυμνό μάτι. Οι οργανισμοί αυτοί έχουν διάμετρο μικρότερη από 0,1mm.

Οι μικροοργανισμοί αυτοί χωρίζονται στους προκαρυωτικούς και στους ευκαρυωτικούς οργανισμούς. Οι δύο αυτές κατηγορίες κυττάρων έχουν πολλές διαφορές. Ωστόσο, το κύριο χαρακτηριστικό για το οποίο γίνεται αυτός ο διαχωρισμός, είναι η έλλειψη πυρήνα στην περίπτωση των προκαρυωτικών κυττάρων και την ύπαρξη πυρήνα στην περίπτωση των ευκαρυωτικών κυττάρων.

Τα προκαρυωτικά κύτταρα έχουν σχήμα σφαιρικό, ραβδοειδές ή σπινθηρικό και το μήκος τους είναι συνήθως μόλις λίγα μικρόμετρα. Ένα τυπικό προκαρυωτικό κύτταρο αποτελείται από:

- Το κυτταρικό τοίχωμα
- Την κυτταρική μεμβράνη
- Το DNA

Τα προκαρυωτικά κύτταρα αναπαράγονται πολύ γρήγορα διαιρούμενα κατά δύο, σε είκοσι περίπου λεπτά, δεδομένου ότι υπάρχουν ευνοϊκές συνθήκες.

Τα ευκαρυωτικά κύτταρα διαφέρουν αρκετά από τα προκαρυωτικά. Είναι αρκετά μεγαλύτερα και πολύ πιο πολύπλοκα. Τα ευκαρυωτικά κύτταρα αποτελούνται από:

- Πυρήνα, στον οποίο περιέχεται το DNA
- Την κυτταρική μεμβράνη
- Το μιτοχόνδριο
- Το λυσοσωμάτιο
- Το ενδοπλασματικό δίκτυο
- Τη συσκευή Golgi
- Το υπεροξεισωμάτιο
- Τα κυστίδια

Ωστόσο, τα παραπάνω αποτελούν χαρακτηριστικά των ζωικών ευκαρυωτικών κυττάρων. Τα φυτικά ευκαρυωτικά κύτταρα περιλαμβάνουν εκτός από τα παραπάνω που αναφέρθηκαν και τα εξής:

- Το κυτταρικό τοίχωμα

- Τους χλωροπλάστες
- Τα κενοτόπια

(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012)) (Alberts, 2006)

3.3.2 Διαχωρισμός μικροοργανισμών με βάση τις ιδιότητές τους

Οι μικροοργανισμοί μπορούν να χωριστούν σε διάφορες κατηγορίες ανάλογα με τις ιδιότητες, τις συνθήκες επιβίωσης τους και τα συστατικά που χρειάζονται για να αναπαραχθούν. Με βάση αυτά τα χαρακτηριστικά οι μικροοργανισμοί μπορούν να διακριθούν στις παρακάτω κατηγορίες:

- Αερόβιοι ή αναερόβιοι ή προαιρετικά αερόβιοι
- Αυτοτροφικοί ή ετεροτροφικοί
- Φωτοτροφικοί ή χημοτροφικοί
- Ψυχρόφιλοι, μεσόφιλοι ή θερμόφιλοι

Αερόβιοι ονομάζονται οι μικροοργανισμοί, οι οποίοι χρειάζονται οξυγόνο, ώστε να μπορέσουν να επιβιώσουν, σε αντίθεση με τους αναερόβιους μικροοργανισμούς, οι οποίοι επιβιώνουν απουσία οξυγόνου, καθώς το οξυγόνο είναι τοξικό για αυτούς. Οι επιλεκτικά αερόβιοι οργανισμοί αναπτύσσονται ανεξάρτητα από την ύπαρξη ή όχι του οξυγόνου.

Οι αυτοτροφικοί οργανισμοί είναι εκείνοι, που μπορούν να διασπάσουν τον άνθρακα από το διοξείδιο του άνθρακα, ώστε να τον χρησιμοποιήσουν για τη σύνθεση της δική τους βιομάζας. Αντίθετα, οι ετεροτροφικοί οργανισμοί, αποσπούν τις αναγκαίες ποσότητες άνθρακα, από τις οργανικές ενώσεις.

Φωτοτροφικοί ονομάζονται οι οργανισμοί, οι οποίοι χρησιμοποιούν την ηλιακή ενέργεια σαν πηγή ενέργειας. Οι φωτοτροφικοί οργανισμοί μπορούν να είναι είτε αυτοτροφικοί, είτε ετεροτροφικοί. Από την άλλη πλευρά, οι χημοτροφικοί οργανισμοί παραλαμβάνουν την ενέργειά τους από χημικές αντιδράσεις, όπως είναι η διάσπαση των οργανικών ενώσεων. Οι χημοτροφικοί οργανισμοί μπορούν να είναι είτε αυτοτροφικοί, είτε ετεροτροφικοί, όπως ακριβώς συμβαίνει και με τους φωτοτροφικούς οργανισμούς.

Τέλος, οι μικροοργανισμοί των οποίων η ανάπτυξη ευνοείται στους 12 °C - 18 °C ονομάζονται ψυχρόφιλοι. Υπάρχουν και μικροοργανισμοί οι οποίοι αναπτύσσονται σε θερμοκρασία 25 °C - 40 °C και ονομάζονται μεσόφιλοι και τελικά η τελευταία περίπτωση μικροοργανισμών είναι εκείνοι που αναπτύσσονται σε θερμοκρασία 55 °C - 65 °C και είναι γνωστοί ως θερμόφιλοι. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Tchobanoglous, 2003)(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012)) (Alberts, 2006)

3.3.3 Στάδια και τμήματα της μονάδας της δευτεροβάθμιας επεξεργασίας

Η μονάδα δευτεροβάθμιας επεξεργασίας, η οποία αποτελεί το αντικείμενο μελέτης της παρούσας διπλωματικής εργασίας, αποτελείται από αρκετά στάδια, τα οποία ως σκοπό έχουν την κατάλληλη επεξεργασία των υγρών αποβλήτων, ώστε να μπορούν να οξειδωθούν από τους μικροοργανισμούς.

Τα στάδια της μονάδας δευτεροβάθμιας επεξεργασίας είναι τα ακόλουθα:

- Η απομάκρυνση του φωσφόρου
- Η βιολογική απομάκρυνση των νιτρικών ιόντων
- Η βιολογική απομάκρυνση της αμμωνίας

Όπως αναφέραμε προηγουμένως, κατά την πρωτοβάθμια επεξεργασία των λυμάτων γίνεται η απομάκρυνση των καθιζανόντων και αιωρούμενων στερεών κατά 50% -70% , καθώς και η ελάττωση του BOD κατά 25%-40%. Στη συνέχεια, το επεξεργασμένο αυτό διάλυμα εισέρχεται στη δευτεροβάθμια επεξεργασία, της οποίας στόχος είναι η απομάκρυνση των ενώσεων τόσο του φωσφόρου όσο και του αζώτου. Στα αστικά λύματα, το άζωτο βρίσκεται κυρίως με τη μορφή αμμωνίας και ιόντων αμμωνίου, ενώ ο φώσφορος εμφανίζεται συνήθως με τη μορφή φωσφορικών, όξινων φωσφορικών, δισόξινων φωσφορικών ριζών και φωσφορικού οξέος αλλά και ως οργανικός φώσφορος. (A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

3.3.4 Η απομάκρυνση του φωσφόρου

Αρχικά το υγρό απόβλητων περνάει από τη δεξαμενή απομάκρυνσης του φωσφόρου. Ο φώσφορος μπορεί να απομακρυνθεί είτε με φυσικές και χημικές μεθόδους, είτε με βιολογικές. Ωστόσο, η απομάκρυνση του φωσφόρου με φυσικές και χημικές μεθόδους απαιτούν χρήση αλάτων μετάλλων, όπως του ασβεστίου και του αλουμινίου τα οποία δεν έχουν πολύ καλή επαφή με τις ενώσεις, που θέλουμε να επιτύχουμε την απομάκρυνση του φωσφόρου με αποτέλεσμα να έχουμε είτε χαμηλή απόδοση, είτε το κόστος της διεργασίας να αυξάνεται αρκετά, ώστε να έχουμε το επιθυμητό αποτέλεσμα.

Για τους παραπάνω λόγους συνήθως προτιμάται η βιολογική απομάκρυνση του φωσφόρου, η οποία είναι πολύ πιο αποτελεσματική σε χαμηλότερο κόστος. Η βιολογική απομάκρυνση του φωσφόρου πραγματοποιείται με τη χρήση των φωσφοροβακτηριδίων. Τα φωσφοροβακτηρίδια αποτελούν μικροοργανισμούς, οι οποίοι έχουν τη δυνατότητα να απορροφούν το φώσφορο που βρίσκεται στο περιβάλλον τους και τον συσσωρεύουν με σκοπό την ανάπτυξή και την επιβίωσή τους. Επειδή, το οξυγόνο είναι τοξικό για τα φωσφοροβακτηρίδια, οι μονάδες βιολογικής απομάκρυνσης του φωσφόρου λειτουργούν αναερόβιες ή ανοξικές συνθήκες. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Tchobanoglous, 2003)(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

3.3.5 Η βιολογική απομάκρυνση των νιτρικών ιόντων

Η απομάκρυνση των νιτρικών ιόντων ή αλλιώς απονιτροποίηση είναι μία βιολογική διαδικασία, κατά την οποία τα νιτρικά και νιτρώδη ιόντα ανάγονται σε οξείδια του αζώτου και στη συνέχεια σε άζωτο. Η απομάκρυνση των νιτρικών και νιτρωδών ιόντων είναι απαραίτητη, επειδή μπορούν να είναι ιδιαίτερα τοξικά για την χλωρίδα, που θα διατεθεί το επεξεργασμένο υγρό απόβλητο αν δεν έχουν απομακρυνθεί.

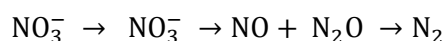
Η βιολογική απονιτροποίηση πραγματοποιείται από ετερότροφα βακτήρια σε ανοξικές συνθήκες. Τα βακτήρια αυτά ανήκουν στα γένη *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter* και πολλά άλλα. Από αυτά τ πλέον πιο διαδεδομένο και ευρύτατα χρησιμοποιημένα στις μονάδες απονιτροποίησης είναι τα βακτήρια του γένους *Pseudomonas*.

Τα βακτήρια αυτά ανάγουν τα νιτρικά ιόντα μέσω δύο μεταβολικών οδών. Κατά την πρώτη τα βακτήρια αφομοιώνουν τα νιτρικά ιόντα και τα ανάγουν σε νιτρώδη, τα οποία με τη σειρά τους μετατρέπονται σε αμμωνία, η οποία αποτελεί θρεπτικό συστατικό των μικροοργανισμών αυτών. Σε περίπτωση που στα λύματα περιέχεται ήδη άζωτο, τότε χρησιμοποιείται η δεύτερη μεταβολική οδός. Σε αυτήν την περίπτωση, τα βακτήρια μέσω ενός μηχανισμού, του καταβολισμού των νιτρικών, ανάγουν τα νιτρικά και τα νιτρώδη ιόντα και τα χρησιμοποιούν ως τελικούς αποδέκτες των ηλεκτρονίων, αντί του οξυγόνου. Και οι δύο μεταβολικές οδοί πραγματοποιούνται σε ανοξικές συνθήκες και ειδικά στη δεύτερη

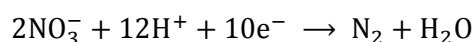
περίπτωση, διότι αλλιώς θα προτιμηθεί το οξυγόνο σαν αποδέκτης των ηλεκτρονίων, αντί των επιθυμητών νιτρικών και νιτρωδών ιόντων.

Γενικά οι αντιδράσεις που πραγματοποιούνται και την απονιτροποίηση είναι οι εξής:

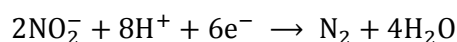
- Γενική αντίδραση



- Αναγωγή νιτρικών ιόντων



- Αναγωγή νιτρωδών ιόντων



(Tchobanoglous, 2003) (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Importance of Denitrification, n.d.) (Κρομμύδας, 2005) (Sperling, 2007)(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

3.3.6 Η βιολογική απομάκρυνση της αμμωνίας

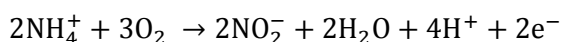
Η βιολογική απομάκρυνση της αμμωνίας ή αλλιώς γνωστή ως νιτροποίηση είναι επίσης μία βιολογική διαδικασία (όπως η απονιτροποίηση), κατά την οποία η αμμωνία οξειδώνεται σε νιτρώδη ιόντα και έπειτα σε νιτρικά και παράλληλα επιτυγχάνεται η απομάκρυνση του BOD. Στο δεδομένο pH των λυμάτων η αμμωνία βρίσκεται σε μορφή ιόντων αμμωνίου.

Η νιτροποίηση πραγματοποιείται από αυτότροφα βακτήρια του γένους Nitrosomonas και του γένους Nitrobacter, εκ των οποίων το πρώτο οξειδώνει τα ιόντα αμμωνίου σε νιτρώδη ιόντα και το δεύτερο οξειδώνει τα νιτρώδη ιόντα σε νιτρικά. Για να πραγματοποιηθεί αυτή η διεργασία είναι απαραίτητη τόσο η ύπαρξη της απαραίτητης ποσότητας οξυγόνου, όσο και μία πηγή άνθρακα.

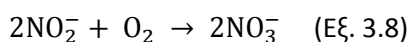
Η απαίτηση της αμμωνίας σε οξυγόνο ονομάζεται νιτρογενής απαίτηση οξυγόνου και είναι ο κύριος λόγος, για τον οποίο γίνεται απομάκρυνση της αμμωνίας από τα υγρά απόβλητα. Η αναγκαία ποσότητα του οξυγόνου εξασφαλίζεται από τη δεξαμενή αερισμού, μέσα στην οποία πραγματοποιείται και η νιτροποίηση. Η μεγάλη ποσότητα οξυγόνου οδηγεί σε ικανοποιητική νιτροποίηση. Ωστόσο, σε διατάξεις που περιέχουν ανακυκλοφορία, το ανακυκλοφορούμενο ρεύμα προκαλεί συνθήκες υπερβολικού αερισμού στη δεξαμενή παρεμποδίζοντας την απονιτροποίηση. Από την άλλη, πηγή άνθρακα αποτελεί το διοξείδιο του άνθρακα, το οποίο βρίσκεται διαλυμένο εξαρχής στα υγρά απόβλητα, αλλά και ποσότητα αυτού διαλύεται σε αυτά από την ατμόσφαιρα. Συνεπώς, σε πρώτο στάδιο τα βακτήρια του γένους Nitrosomonas οξειδώνουν τα ιόντα του αμμωνίου σε νιτρώδη ιόντα και εν συνεχεία τα βακτήρια του γένους Nitrobacter μετατρέπουν τα νιτρώδη ιόντα σε νιτρικά. Ασφαλώς. Τα δύο αυτά γένη βακτηριδίων αποτελούν μέρος της ενεργού ιλύος.

Οι αντιδράσεις που πραγματοποιούνται κατά την νιτροποίηση είναι οι παρακάτω:

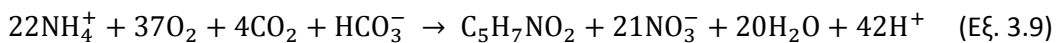
- Οξείδωση αμμωνιακών ιόντων σε νιτρώδη ιόντα



- Οξείδωση νιτρωδών ιόντων σε νιτρικά ιόντα

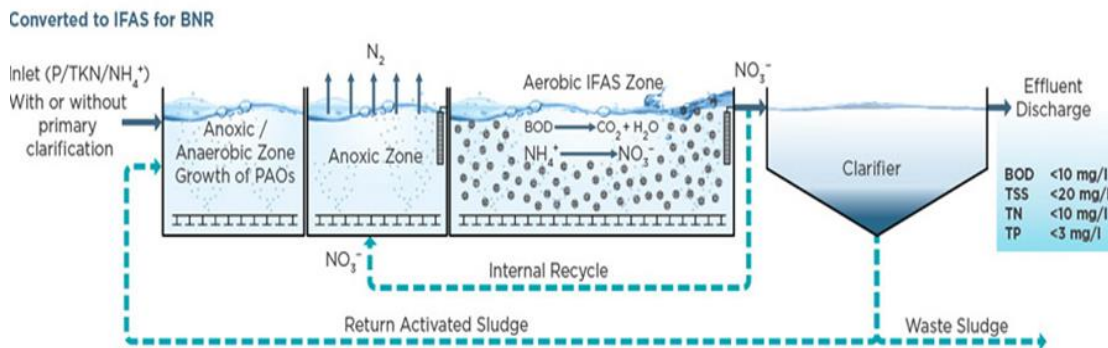


- Συνολική πραγματική αντίδραση



(Tchobanoglous, 2003) (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Κρομμύδας, 2005) (Sperling, 2007)(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

3.3.7 Μέθοδος αποφυγής προσθήκης εξωτερικής πηγής άνθρακα



Εικόνα 1. Διάγραμμα ροής επεξεργασίας υγρών αποβλήτων

Η αποφυγή χρήσης εξωτερικής πηγής άνθρακα περιλαμβάνει την τοποθέτηση των τμημάτων της εγκατάστασης σε συγκεκριμένη σειρά και επιπλέον απαιτεί τη σωστή ρύθμιση ορισμένων παραμέτρων για την αποτελεσματική απομάκρυνση του αζώτου.

Όπως παρουσιάζεται και από την παραπάνω εικόνα, για την αποφυγή χρήσης εξωτερικής πηγής άνθρακα είναι αναγκαίο το στάδιο της απονιτροποίησης να τοποθετηθεί πριν το στάδιο της νιτροποίησης, ώστε να μπορέσουμε να εκμεταλλευτούμε το οργανικό φορτίο, το οποίο περιέχεται στα υγρά απόβλητα. Ακόμα, σε αυτή τη διάταξη υπάρχει ένας διαχωριστής (Clarifier) μετά τη δεξαμενή αερισμού, οποίος επιτρέπει στο μέρος το οποίο έχει την επιθυμητή σύσταση να προχωρήσει στο επόμενο στάδιο επεξεργασίας, ενώ το άλλο μέρος διαχωρίζεται σε δύο ρεύμα, ένα το οποίο περιέχει ενεργή ιλύ που δε μπορεί να χρησιμοποιηθεί πλέον και ένα δεύτερο το οποίο ανακυκλοφορεί πίσω στη δεξαμενή απομάκρυνσης του φωσφόρου, η οποία προηγείται των δεξαμενών απονιτροποίησης και νιτροποίησης. Το ρεύμα της ανακυκλοφορίας περιέχει ενεργό ιλύ, η οποία μπορεί να επαναχρησιμοποιηθεί και νιτρικά ιόντα.

Όπως αναφέρθηκε προηγουμένως, η αποτελεσματική απομάκρυνση του αζώτου στην παραπάνω διάταξη καθορίζεται από ορισμένες παραμέτρους. Αυτές είναι η παροχή του οξυγόνου και ο λόγος της ανακυκλοφορίας.

Παραπάνω είχαμε αναφέρει ότι όσο αυξάνεται η παροχή του οξυγόνου στη δεξαμενή αερισμού, τόσο πιο επιτυχημένη είναι και η νιτροποίηση. Ωστόσο, σε διατάξεις που περιέχουν ανακυκλοφορία, το ανακυκλοφορούμενο ρεύμα προκαλεί συνθήκες υπερβολικού αερισμού στη δεξαμενή παρεμποδίζοντας την απονιτροποίηση. Η εύρεση της βέλτιστης τιμής της παροχής του οξυγόνου αποτελεί αντικείμενο αυτής της εργασίας.

Ο λόγος ανακυκλοφορίας όσο ελαττώνεται τόσο περιορίζει την απονιτροποίηση, ενώ όσο μεγαλώνει περιορίζει την απομάκρυνση του αζώτου. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Sperling, 2007)(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

3.4 Διατάξεις βιολογικής απομάκρυνσης του αζώτου

Προηγουμένως αναφερθήκαμε στη βιολογική απομάκρυνση του αζώτου μέσω μικροοργανισμών και είδαμε ότι ένας τρόπος με τον οποίο μπορούμε να επιτύχουμε την αποφυγή χρήσης εξωτερικής πηγής άνθρακα, ήταν μία διάταξη, όπου το στάδιο της απονιτροποίησης έπρεπε να τοποθετηθεί πριν το στάδιο της νιτροποίησης και έπρεπε να υπάρχει ανακυκλοφορία. Εκτός από αυτή τη διάταξη υπάρχουν και άλλες, οι οποίες προσφέρουν τα δικά τους πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα. Οι διατάξεις αυτές είναι:

- Συστήματα ενεργού ιλύος χωριστών αντιδραστήρων
- Συστήματα συνδυασμένης οξείδωσης οργανικού άνθρακα με νιτροποίηση/απονιτροποίηση
- Διάταξη Ludzack – Ettinger, τροποποιημένη διάταξη Ludzack – Ettinger
- Διάταξη Bardenpho τεσσάρων σταδίων
- Οξειδωτική τάφρος
- Διάταξη Biotenitro
- Αντιδραστήρας διαλείποντος έργου με περιοδική λειτουργία.

Αναλυτικότερες λεπτομέρειες για αυτά τα συστήματα αναφέρονται παρακάτω.

3.4.1 Συστήματα ενεργού ιλύος χωριστών αντιδραστήρων

Χαρακτηριστικό αυτών των συστημάτων είναι ότι οι διεργασίες της νιτροποίησης και της απονιτροποίησης πραγματοποιούνται σε ξεχωριστούς αντιδραστήρες, όπως ο καθένας έχει τη δική του δεξαμενή καθίζησης. Επειδή στη δεξαμενή αερισμού πραγματοποιούνται ταυτόχρονα και η νιτροποίηση και η απομάκρυνση του οργανικού φορτίου, είναι αναγκαία η χρήση εξωτερικής πηγής άνθρακα, που συνήθως σε αυτήν την περίπτωση είναι η μεθανόλη. (Κρομμύδας, 2005)

Στα πλεονεκτήματα αυτού του συστήματος περιλαμβάνονται:

- Η σταθερή λειτουργία του συστήματος
- Η υψηλή απομάκρυνση του αζώτου
- Η επιμέρους επέμβαση και βελτιστοποίηση σε κάθε κομμάτι του συστήματος.

Τέλος στα μειονεκτήματα περιλαμβάνονται:

- Το υψηλό πάγιο κόστος λόγω της επιπλέον δεξαμενής
- Το επιπλέον κόστος λόγω της χρήσης εξωτερικής πηγής άνθρακα
- Η δυσκολία απομάκρυνσης της περίσσειας άνθρακα με επακόλουθο την υποβάθμιση της ποιότητας του ρεύματος εκροής.

3.4.2 Συστήματα συνδυασμένης οξείδωσης οργανικού άνθρακα με νιτροποίηση/απονιτροποίηση

Στην περίπτωση αυτή υπάρχουν δύο βασικοί τύποι συστημάτων:

1. Η περίπτωση στην οποία η δεξαμενή που επικρατούν ανοξικές συνθήκες προηγείται της δεξαμενής που επικρατούν αερόβιες συνθήκες
2. Η περίπτωση στην οποία η δεξαμενή που επικρατούν αερόβιες συνθήκες προηγείται της δεξαμενής που επικρατούν ανοξικές συνθήκες.

Συνεπώς, στην πρώτη περίπτωση έχουμε διατάξεις προ-απονιτροποίησης, ενώ στη δεύτερη περίοδο έχουμε διατάξεις μετα-απονιτροποίησης. Στα συστήματα αυτά υπάρχει μία μόνο

δεξαμενή καθίζησης. Τα συστήματα μετα-απονιτροποίησης αποτελούν μία βελτιωμένη περίπτωση των συστημάτων ενεργού ιλύος χωριστών αντιδραστήρων και γι' αυτό το λόγο θα αναφερθούμε στα συστήματα προ-απονιτροποίησης, όπου είναι και ο τύπος του συστήματος που θα χρησιμοποιήσουμε σε αυτήν την εργασία.

Στα συστήματα προ-απονιτροποίησης η ροή από την ανοξική στην αερόβια ζώνη γίνεται με υπερχειλίση και στη συνέχεια το ρεύμα που εκρέει από τη δεξαμενή αερισμού εισέρχεται στη δεξαμενή καθίζησης, όπου ένα μέρος το οποίο έχει την επιθυμητή σύσταση προχωράει στο επόμενο στάδιο επεξεργασίας, ενώ το άλλο μέρος διαχωρίζεται σε δύο ρεύματα, ένα το οποίο περιέχει ενεργή ιλύ που δε μπορεί να χρησιμοποιηθεί πλέον και ένα δεύτερο το οποίο ανακυκλοφορεί πίσω στη δεξαμενή απομάκρυνσης του φωσφόρου, η οποία προηγείται των δεξαμενών απονιτροποίησης και νιτροποίησης. Το ρεύμα της ανακυκλοφορίας περιέχει ενεργό ιλύ, η οποία μπορεί να επαναχρησιμοποιηθεί και νιτρικά ιόντα. Το ρεύμα το οποίο ανακυκλοφορεί είναι πλούσιο σε οργανικό φορτίο και κατ' αυτόν τον τρόπο αποφεύγουμε την προσθήκη εξωτερικής πηγής άνθρακα.

Επομένως, στα πλεονεκτήματα των συστημάτων αυτών θα υπάγονται:

- Η ελάττωση του λειτουργικού και πάγιου κόστους
- Οι βελτιωμένες ιδιότητες καθίζησης
- Μειωμένες απαιτήσεις αερισμού
- Ελάττωση κόστους επειδή δεν είναι αναγκαία η χρήση εξωτερικής πηγής άνθρακα(ισχύει στην περίπτωση της προαπονιτροποίησης)

Τα πλεονεκτήματα αυτά οφείλονται αποκλειστικά στο μικρότερο αριθμό αντιδραστήρων που χρειάζονται. (Κρομμύδας, 2005) (A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

3.4.3 Διάταξη Ludzack – Ettinger, τροποποιημένη διάταξη Ludzack – Ettinger

Η Διάταξη Ludzack – Ettinger μοιάζει πάρα πολύ με τη διάταξη ενός συστήματος απονιτροποίησης. Στην περίπτωση αυτής της διάταξης η ανοξική και η αερόβια ζώνη αλληλοεπιδρούν μεταξύ τους. Προφανώς στη δεξαμενή καθίζησης υπάρχει ρεύμα ανακυκλοφορίας και η απονιτροποίηση είναι αρκετά περιορισμένη, διότι η μοναδική ποσότητα νιτρικών ιόντων προέρχεται από το ρεύμα ανακυκλοφορίας.

Η αύξηση της απόδοσης της απονιτροποίησης πραγματοποιήθηκε με την τροποποιημένη διάταξη Ludzack – Ettinger, η οποία προτάθηκε από τον Barnard. Αυτό επιτεύχθηκε με το διαχωρισμό της δεξαμενής νιτροποίησης και της δεξαμενής απονιτροποίησης σε δύο χωριστούς αντιδραστήρες. Παράλληλα, ένα δεύτερο ρεύμα ανακυκλοφορίας, του οποίου η αρχή βρίσκεται ανάμεσα στις δεξαμενές απονιτροποίησης και καθίζησης, αναμειγνύεται με το ρεύμα ανακυκλοφορίας από τη δεξαμενή καθίζησης, σχηματίζοντας ένα ανάμεικτο υγρό πολύ πιο πλούσιο σε νιτρικά ιόντα απ' ό τι στην αρχική διάταξη. Κατ' αυτόν τον τρόπο ενισχύεται σημαντικά η απονιτροποίηση. (Κρομμύδας, 2005)

Η διάταξη αυτή επιτυγχάνει χαμηλή συγκέντρωση αζώτου στα αστικά υγρά απόβλητα. Οι παράγοντες, που επηρεάζουν την απόδοση είναι:

- Ο χρόνος παραμονής στην ανοξική δεξαμενή
- Οι λόγοι ανακύκλωσης της λάσπης και του ανάμεικτου υγρού
- Η συγκέντρωση σε COD των υγρών αποβλήτων
- Η θερμοκρασία

3.4.4 Διάταξη Bardenpho τεσσάρων σταδίων

Η Διάταξη Bardenpho τεσσάρων σταδίων είναι μία ιδιόμορφη διάταξη στην οποία μετά από μία τυπική διάταξη προαπονιτροποίησης τοποθετούνται δύο επιπλέον αντιδραστήρες ένας απονιτροποίησης και ένα νιτροποίησης και ακολουθεί στο τέλος η δεξαμενή καθίζησης. Συνεπώς, παρατηρούνται και η προαπονιτροποίηση και η μετααπονιτροποίηση. Επίσης, υπάρχουν δύο ρεύματα ανακυκλοφορίας, ένα που ξεκινάει από τη δεξαμενή καθίζησης και ένα του οποίου η αρχή βρίσκεται ανάμεσα στον πρώτο αντιδραστήρα νιτροποίησης και στο δεύτερο απονιτροποίησης. Τα δύο ρεύματα ανακυκλοφορίας αναμειγνύονται και σχηματίζουν το ανάμεικτο υγρό, το οποίο εισέρχεται στην αρχή της διάταξης. Ο επιπλέον ανοξικός αντιδραστήρας ενισχύει περισσότερο την απονιτροποίηση και με αυτόν τον τρόπο μειώνεται η συγκέντρωση του ολικού αζώτου στην έξοδο του συστήματος. Από την άλλη πλευρά, ο επιπρόσθετος αερόβιος αντιδραστήρας συνεισφέρει στην απομάκρυνση των φυσαλίδων του αερίου αζώτου που παράγονται κατά την απονιτροποίηση και παγιδεύονται στις βιολογικές κροκίδες της ενεργού ιλύος. Αυτό έχει ως αποτέλεσμα την αύξηση της απόδοσης της δεξαμενής καθίζησης και την μείωση της επίπλευσης της ενεργού ιλύος. (Κρομμύδας, 2005) (A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

Τα πλεονεκτήματα του συστήματος αυτού είναι:

- Η ενίσχυση της απονιτροποίησης και η ελάττωση της τελικής συγκέντρωσης του αζώτου στην έξοδο του συστήματος
- Η αύξηση της απόδοσης της δεξαμενής καθίζησης
- Η ελάττωση επίπλευσης της ενεργού ιλύος

Αντίθετα, το μεγάλο μειονέκτημα αυτής της διάταξης είναι το αυξημένο πάγιο και λειτουργικό κόστος εξαιτίας της ύπαρξης των δύο επιπλέον αντιδραστήρων.

3.4.5 Οξειδωτική τάφρος

Η οξειδωτική τάφρος αποτελεί μία διάταξη απομάκρυνσης αζώτου πολύ διαφορετική από τις διατάξεις, που αναφέρθηκαν παραπάνω. Αποτελείται από συστήματα πλήρους ανάμειξης και που περιέχουν ένα ή περισσότερα κανάλια κυκλικού ή πεταλοειδούς σχήματος. Τα υγρά απόβλητα κινούνται κατά μήκος του καναλιού και το απαραίτητο οξυγόνο για να πραγματοποιηθούν οι βιολογικές αντιδράσεις παρέχεται από αεριστήρες, οι οποίοι βρίσκονται στα τοιχώματα της διάταξης. Η κατάλληλη παροχή αέρα στην τάφρο έχει ως αποτέλεσμα τη δημιουργία ανοξικών ζωνών απονιτροποίησης, ενώ μια αερόβια ζώνη υπάρχει κοντά στον αεριστήρα, που εισέρχεται το ανάμεικτο υγρό. Καθώς το ανάμεικτο υγρό απομακρύνεται από τον αεριστήρα, η συγκέντρωση του οξυγόνου μειώνεται και τελικά σε κάποιο σημείο μακριά από τον αεριστήρα, η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου γίνεται τόσο μικρή, με αποτέλεσμα τη δημιουργία ανοξικών ζωνών απονιτροποίησης. Προφανώς, η νιτροποίηση πραγματοποιείται στην αερόβια ζώνη που βρίσκεται κοντά στον αεριστήρα, που εισέρχεται το ανάμεικτο υγρό. Τα επεξεργασμένα απόβλητα που φεύγουν από την οξειδωτική τάφρο εισέρχονται σε μια δεξαμενή καθίζησης. Από τη δεξαμενή καθίζησης ένα ρεύμα ανακυκλοφορεί και αναμειγνύεται με το ρεύμα εισροής, σχηματίζοντας το ανάμεικτο υγρό στο οποίο αναφερθήκαμε προηγουμένως. Το ρεύμα ανακυκλοφορίας της δεξαμενής καθίζησης, προκαλεί και ανακυκλοφορία της ενεργού ιλύος διατηρώντας τη συγκέντρωση των μικροοργανισμών σταθερή. Ο λόγος ανακυκλοφορίας του υγρού μέσα στη τάφρο είναι ιδιαίτερα μεγάλος, καθώς κυμαίνεται από ένα προς εκατό μέχρι ένα προς διακόσια, και γι' αυτό το λόγο επιτυγχάνεται πολύ μικρή συγκέντρωση ολικού αζώτου στην έξοδο του συστήματος. (Κρομμύδας, 2005)

Στα πλεονεκτήματα αυτού του συστήματος συμπεριλαμβάνονται τα εξής:

- Το μειωμένο ενεργειακό κόστος σε σύγκριση με τις άλλες διεργασίες ενεργού ιλύος
- Η παραγωγή λάσπης είναι πολύ μικρότερη σε σχέση με τις άλλες διεργασίες ενεργού ιλύος.

Από την άλλη πλευρά, τα μειονεκτήματα της διάταξης αυτής είναι:

- Το αυξημένο λειτουργικό και πάγιο κόστος λόγω του τεράστιου μεγέθους της διάταξης
- Η συγκέντρωση των αιωρούμενων στερεών είναι πιο υψηλή σε σύγκριση με άλλες διεργασίες.

Εκτός από τις συμβατικές οξειδωτικές τάφρους, υπάρχει και η οξειδωτική τάφρος Carrousel. Αυτός ο τύπος οξειδωτικής τάφρου περιορίζει το πρόβλημα της μεγάλης έκτασης, που απαιτεί αυτή η διάταξη, με το να αυξάνει το απαιτούμενο βάθος. Με αυτή τη μέθοδο, η έκταση που χρειάζεται η οξειδωτική τάφρος ελαττώνεται σημαντικά και μπορεί να χρησιμοποιηθεί ευκολότερα μέρη, όπου υπάρχει έλλειψη χώρου, όπως οι μεγάλες πόλεις. (A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

3.4.6 Διάταξη Biodenitro

Η διάταξη Biodenitro περιλαμβάνει δύο οξειδωτικές τάφρους συνδεδεμένες σε σειρά και η λειτουργία του συστήματος συνδυάζει χαρακτηριστικά και της διάταξης της οξειδωτικής τάφρου και του τροποποιημένου συστήματος απονιτροποίησης Ludzack-Ettinger. Το σύστημα αυτό αποτελείται από μία ανοξική δεξαμενή, μία αερόβια δεξαμενή και μία δεξαμενή καθίζησης. Η λειτουργία του πραγματοποιείται σε τέσσερις φάσεις:

- Φάση Α. Στην πρώτη φάση, το αρχικό ρεύμα εισέρχεται στην ανοξική δεξαμενή, συνεχίζει στην αερόβια και καταλήγει στη δεξαμενή καθίζησης.
- Φάση Β. Στην επόμενη φάση, το προς επεξεργασία υγρό απόβλητο εισέρχεται στην πρώτη αερόβια δεξαμενή(η οποία ήταν προηγουμένως η ανοξική δεξαμενή και μετατράπηκε σε αερόβια με αλλαγή των εσωτερικών της συνθηκών) και έπειτα το ρεύμα συνεχίζει στη δεύτερη αερόβια δεξαμενή(η οποία ήταν η αερόβια δεξαμενή της φάσης Α). Από την τελευταία δεξαμενή εξέρχονται δύο ρεύματα, ένα το οποίο επιστρέφει στη αερόβια δεξαμενή από την οποία προήλθε και ένα το οποίο συνεχίζει προς τη δεξαμενή καθίζησης.
- Φάση Γ. Σε αυτήν τη φάση, το υγρό απόβλητο εισέρχεται στην ανοξική πλέον δεξαμενή(η οποία ήταν η δεύτερη αερόβια στη φάση Β) και το ρεύμα συνεχίζει στην αερόβια δεξαμενή(δεν άλλαξε από την προηγούμενη φάση) και τέλος εισέρχεται στη δεξαμενή καθίζησης.
- Φάση Δ. Στην τελευταία φάση, το αρχικό ρεύμα εισέρχεται στη αερόβια δεξαμενή της φάσης Γ και εισέρχεται στη δεύτερη αερόβια δεξαμενή(με μετατροπή της ανοξικής δεξαμενής της φάσης Γ). Όπως και στη φάση Β, εξέρχονται δύο ρεύματα, ένα το οποίο επιστρέφει στη αερόβια δεξαμενή από την οποία προήλθε και ένα το οποίο συνεχίζει προς τη δεξαμενή καθίζησης.

Από τις τέσσερις φάσεις αυτές οι Α και Γ είναι οι κύριες, ενώ οι φάσεις Β και Δ αποτελούν προθαλάμους τους. Οι φάσεις αυτές δεν πραγματοποιούνται ταυτόχρονα, αλλά χωριστά η καθεμία, και έχουν διαφορετικές χρονικές διάρκειες. Το σύστημα Biodenitro μπορεί να

χρησιμοποιηθεί και για την απομάκρυνση του φωσφόρου από υγρά απόβλητα και την περίπτωση αυτή παίρνει την ονομασία Biodenitro. (Κρομμύδας, 2005)

Ανάμεσα στα πλεονεκτήματα της διάταξης αυτής ανήκουν:

- Η επίτευξη των χαμηλών συγκεντρώσεων ολικού αζώτου στο τελικό ρεύμα
- Δεν έχει επιπλέον κόστος ρευμάτων ανακυκλοφορίας εκτός από το ένα που χρησιμοποιεί λόγω του τρόπου λειτουργίας της.

Από την άλλη πλευρά, στα μειονεκτήματα ανήκουν:

- Η υψηλή πολυπλοκότητα του συστήματος που έχει ως αποτέλεσμα σε περίπτωση βλάβης, μεγαλύτερο χρόνο και κόστος επιδιόρθωσης.

3.4.7 Αντιδραστήρας διαλείποντος έργου με περιοδική λειτουργία

Τα συστήματα, τα οποία περιλαμβάνουν αντιδραστήρα διαλείποντος έργου με περιοδική λειτουργία κατά ένα τρόπο θυμίζουν τις διατάξεις Biodenitro. Στους αντιδραστήρες αυτούς πραγματοποιείται εναλλαγή μεταξύ των αερόβιων και των ανοξικών συνθηκών ανά τακτικά χρονικά διαστήματα. Δηλαδή, όπως και την προηγούμενη περίπτωση, υπάρχουν φάσεις κατά τις οποίες γίνονται εναλλαγές από την αερόβια στην ανοξική φάση και αντίστροφα, είναι δυνατό να υπάρξουν δύο αερόβια στάδια ταυτόχρονα και στάδιο αδράνειας. Ωστόσο, σε αντίθεση με όλα τα άλλα συστήματα, δεν υπάρχει δεξαμενή καθίζησης και συνεπώς ούτε και ρεύμα ανακυκλοφορίας. (Κρομμύδας, 2005)

Συνεπώς, τα πλεονεκτήματα αυτής της διάταξης θα είναι:

- Το χαμηλό λειτουργικό και πάγιο κόστος λόγω της έλλειψης της δεξαμενής καθίζησης και της ανακυκλοφορίας και διότι χρειάζεται μόνο ένας αντιδραστήρας
- Η εφαρμογή αυτής της τεχνολογίας σε μικρές κοινότητες χάρη στο μικρό όγκο του συγκεκριμένου συστήματος

Και τα μειονεκτήματα θα είναι:

- Το σύστημα αυτό δε μπορεί να εφαρμοστεί σε περιοχές που έχουν υπερβολικά μεγάλο όγκο λυμάτων
- Λόγω της έλλειψης ανακυκλοφορίας ένα μέρος της ενεργού ιλύος που παρασύρεται δεν μπορεί να επαναχρησιμοποιηθεί. (Κρομμύδας, 2005)

4. Αξιοποίηση και επαναχρησιμοποίηση των υγρών αποβλήτων

4.1 Επιπτώσεις της επαναχρησιμοποίησης των λυμάτων στη δημόσια υγεία και το περιβάλλον

Το κατά πόσο ασφαλές μπορεί να είναι το επεξεργασμένο νερό τόσο για τη δημόσια υγεία όσο και για το περιβάλλον, βρίσκεται ακόμα υπό αμφισβήτηση παρά την ύπαρξη προηγμένης τεχνολογίας επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Παρά το γεγονός ότι είναι δυνατό στις μέρες να παρασκευαστεί καθαρό νερό, ανεξάρτητα από την αρχική του ποιότητα και τη κατάσταση, τίθενται συχνά ερωτήματα που έχουν να κάνουν με το ποια συστατικά πρέπει να αφαιρεθούν και σε τι συγκέντρωση πρέπει να βρίσκονται αυτά που θα αποφασιστεί να παραμείνουν, ώστε το νερό να θεωρείται κατάλληλο για όποια εφαρμογή πρόκειται να χρησιμοποιηθεί.

Όλο και αυξανόμενης σημαντικότητας γίνονται αυτά τα ερωτήματα για τις αναπτυσσόμενες χώρες, στις οποίες συναντώνται σημαντικές ελλείψεις νερού και στις οποίες η επεξεργασία του νερού δεν είναι κυρίως οικονομικά εφικτή τις περισσότερες φορές. Επομένως, σε ότι αφορά στην ποιότητα του νερού που έχει προέλθει από επεξεργασία λυμάτων μας απασχολούν τρία θέματα:

- Τα συστατικά που πρέπει να περιέχονται στο νερό αλλά και οι συγκεντρώσεις στις οποίες πρέπει να βρίσκονται.
- Οι επιπτώσεις μπορεί να έχουν αυτά τα συστατικά τόσο στη δημόσια υγεία, όσο και στο περιβάλλον.
- Τα κριτήρια τα οποία μας οδηγούν στο να αποφανθούμε αν τα λύματα πρέπει να επεξεργαστούν.

(Tchobanoglous, 2003)

4.1.1 Περιεχόμενα συστατικά στο επεξεργασμένο νερό

Τα συστατικά τα οποία περιέχονται στα λύματα μπορούν να καταταχθούν και ως συνήθη, ασυνήθιστα και αναδυόμενα. Τα συνήθη συστατικά αποτελούν το κριτήριο πάνω στο οποίο κατασκευάζονται οι μονάδες επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Τα ασυνήθιστα συστατικά σχεδόν σε κάθε περίπτωση απαιτούν προηγμένες μεθόδους επεξεργασίας για την απομάκρυνσή τους. Τα αναδυόμενα συστατικά αποτελούν μία κατηγορία συστατικών, η οποία θεωρείται ιδιαίτερα επιβλαβής για την υγεία και καταστροφική για το περιβάλλον. Ωστόσο, πολλά από τα τελευταία σε αρκετές περιπτώσεις δεν είναι δυνατό να αφαιρεθούν ακόμα και με αρκετά προηγμένες μεθόδους. (Tchobanoglous, 2003)

4.1.2 Επιπτώσεις στη δημόσια υγεία και στο περιβάλλον

Στα λύματα συναντώνται αρκετά συχνά στοιχεία τα οποία είτε είναι άγνωστα είτε δεν αναγνωρίζονται και γι' αυτό το λόγο τα συστατικά αυτό προκαλούν ιδιαίτερη ανησυχία. Επειδή, οι επιπτώσεις αυτών των στοιχείων στην ανθρώπινη υγεία είναι ακόμα άγνωστες, απομακρύνονται κατά την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων, παρότι βρίσκονται σε συγκεντρώσεις της τάξεως του ppb ή ακόμα και ppt. Επίσης, οι μακροπρόθεσμες επιπτώσεις αυτών των ουσιών στο περιβάλλον παραμένουν αμφίβολες. Ωστόσο, αυτό που είναι ιδιαίτερα ανησυχητικό είναι, ότι οι παρενέργειες των συστατικών αυτών είναι εμφανείς στους υδρόβιους οργανισμούς αν και βρίσκονται σε πολύ μικρότερες συγκεντρώσεις απ' ότι αυτές που θα προκαλούσαν οποιεσδήποτε υπολογίσιμες επιπτώσεις στους ανθρώπινους οργανισμούς. (Tchobanoglous, 2003)

4.1.3 Κριτήρια επαναχρησιμοποίησης του νερού

Έχουν γίνει πολλές προσπάθειες για τη επιλογή των σωστών συνθηκών και κανονισμών, οι οποίοι είναι απαραίτητοι για να επιτρέψουν την ασφαλή χρήση των επεξεργασμένων λυμάτων, σε διάφορες εφαρμογές και παράλληλα να εξασφαλιστεί η προστασία της δημόσιας υγείας. Συνήθως, οι κανονισμοί αυτοί περιλαμβάνουν μεθόδους επεξεργασίας που καθορίζουν τη συγκέντρωση του βιοχημικά απαιτούμενου οξυγόνου, των ολικών αιωρούμενων στερεών, ενώ οι περισσότεροι από τους κανονισμούς αυτούς δεν προβλέπουν κάτι για παθογόνα βακτήρια ή για εντερικούς ιούς.

Οι κανονισμοί αυτοί προβλέπονται κυρίως για τις εξής διεργασίες:

- Αστική χρήση
- Βιομηχανική χρήση
- Αγροτική χρήση
- Χρήση ως πόσιμο νερό
- Εγκαταστάσεις αναψυχής και ψυχαγωγίας
- Επαναφόρτιση υδροφόρων

Γενικότερα, στόχος όλης αυτής της προσπάθειας είναι η παρασκευή επεξεργασμένου νερού, το οποίο θα είναι απαλλαγμένο από οποιαδήποτε παθογόνο μικροοργανισμό ή άλλη ουσία η οποία θα μπορούσε να είναι επιβλαβής και επικίνδυνη για την υγεία και το περιβάλλον. Ωστόσο, για το νερό, το οποίο παρασκευάζεται από αυτές τις εγκαταστάσεις, δε μπορεί κανείς να εγγυηθεί ότι είναι πλήρως απαλλαγμένο από οτιδήποτε θα μπορούσε να προκαλέσει κίνδυνο. Πάντα υπάρχει κάποια στατιστική πιθανότητα να υπάρχει κάποια ουσία ή παθογόνος μικροοργανισμός που να είναι επικίνδυνος. Παρά ταύτα, το νερό που έχει παρασκευαστεί από την επεξεργασία υγρών αποβλήτων δεν μπορεί να χαρακτηριστεί ως επικίνδυνο ή βλαβερό και είναι πολύ πιο ασφαλές από το νερό που προέρχεται από πολλούς ποταμούς ή λίμνες. Συνεπώς, η χρήση του επεξεργασμένου νερού εξαρτάται από τους κανονισμούς κάθε χώρας, τις ποσότητες του διαθέσιμου νερού και την εφικτότητα επεξεργασίας των μολυσμένων υδάτων. (Tchobanoglous, 2003)

4.2 Τεχνικές ανάκτησης του νερού

Οι τεχνικές ανάκτησης του νερού αποτελούν τα στάδια τις προεπεξεργασίας, της πρωτοβάθμιας επεξεργασίας και της δευτεροβάθμιας επεξεργασίας στις οποίες αναφερθήκαμε στο προηγούμενο κεφάλαιο. Οι διεργασίες αυτές περιλαμβάνουν την απομάκρυνση των χονδρών και λεπτών στερεών, της άμμου, των λιπιδίων, της κακής οσμής, των αιωρούμενων στερεών, του οργανικού φορτίου, των νιτρικών ιόντων, των νιτρικών ιόντων, του φωσφόρου και των επικίνδυνων μικροοργανισμών που μπορεί να περιέχονται στα υγρά απόβλητα.

Επίσης όπως αναφέρθηκε παραπάνω τα συστατικά, τα οποία περιέχονται στα λύματα, μπορούν να καταταχθούν και ως συνήθη, ασυνήθιστα και αναδυόμενα όπου αυτό καθορίζει και τη μέθοδο που πρέπει να χρησιμοποιηθεί για να απομακρυνθούν από τα λύματα, καθώς όσο ασυνήθιστα είναι τόσο πιο προηγμένη πρέπει να είναι και η μέθοδος επεξεργασίας. Ακόμα, η απόδοση των μεθόδων εξαρτάται σημαντικά και από τη μέθοδο, όπου ελαττώνεται όσο πιο ασυνήθιστα γίνονται τα στοιχεία που περιέχονται καθώς γίνονται όλο και λιγότερες μέθοδοι επεξεργασίας διαθέσιμες.

Γενικά όμως, η απόδοση της επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων δεν είναι πάντα εφικτό να εκτιμηθεί αν και είναι δυνατή η επεξεργασία οποιωνδήποτε λυμάτων. Αυτό συμβαίνει

συνήθως, γιατί είναι πολύ δύσκολο να υπολογιστεί η συνολική απόδοση στις σύνθετες μεθόδους. Παρότι είναι δυνατό να υπολογιστούν η επιμέρους αποδόσεις σε κάθε διεργασία ξεχωριστά, αυτό δε σημαίνει ότι η θεωρητική συνολική απόδοση τους θα είναι η ίδια με την πραγματική. Ωστόσο, ακόμα και έτσι παρέχεται η δυνατότητα με αυτόν τον τρόπο ώστε να πραγματοποιηθούν τουλάχιστον κάποιες εκτιμήσεις. (Tchobanoglous, 2003) (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012)

4.3 Αστική χρήση

Το ανακτημένο νερό εκτός από τη χρήση του ως πόσιμο νερό, μπορεί να βρει κι άλλες εφαρμογές στις πόλεις, όπως:

- Η άρδευση κοινόχρηστων χώρων, όπως για παράδειγμα είναι τα πάρκα, οι παιδικές χαρές, οι αυλές των σχολείων, οι αθλητικές εγκαταστάσεις και άλλα.
- Η άρδευση του πράσινου των κατοικιών, των αυλών και λοιπά.
- Η άρδευση πράσινων εκτάσεων και τοπίων που βρίσκονται γύρω από εμπορικά κέντρα και βιομηχανικές εγκαταστάσεις.
- Οι διακοσμητικές χρήσεις, λόγω χάρη στα σιντριβάνια και στους καταρράκτες.
- Η πυρόσβεση.
- Η χρήση του σε τουαλέτες και ουρητήρες σε εμπορικά κέντρα και βιομηχανικές εγκαταστάσεις.
- Η εμπορική χρήση του, όπως για παράδειγμα τα πλυντήρια αυτοκινήτων και το πλύσιμο των παραθύρων.

Στα συστήματα διανομής του ανακτημένου νερού, το νερό παρέχεται στους καταναλωτές μέσω ενός σύνθετου συστήματος. Το σύστημα αυτό διαθέτει ένα δίκτυο, το οποίο μεταφέρει το πόσιμο νερό ξεχωριστά από το ανακτημένο, για να αποφεύγεται κατά αυτόν τον τρόπο κάθε κίνδυνος. Τα συστήματα αυτά χρειάζονται συντήρηση παρόμοια με αυτή των συστημάτων διανομής πόσιμου νερού.

Τα συστήματα που μόλις αναφέρθηκαν έχουν πολύ μεγάλο κόστος λειτουργίας και συντήρησης και συνήθως είναι ασύμφορη η κατασκευή τους. Παρόλα αυτά υπάρχουν ορισμένες περιπτώσεις που η κατασκευή αυτών των δικτύων θα μπορούσε να είναι εφικτή. Οι περιπτώσεις αυτές είναι όταν:

- Απαιτείται η μεταφορά του νερού σε πολύ μεγάλες αποστάσεις.
- Απαιτείται η επεξεργασία ταμιευτήρα νερού κακής ποιότητας.
- Απαιτείται η επεξεργασία των υγρών αποβλήτων για τη διάθεσή τους σε αποδέκτη με πολύ αυστηρές προδιαγραφές.

Η ημερήσια απαίτηση σε ανακτημένο νερό εξαρτάται αρκετά από τις ανάγκες της κάθε κοινωνίας σε νερό, καθώς επίσης και από τις κλιματολογικές συνθήκες και τον τύπο του εδάφους της κάθε περιοχής. Ακόμα, τα συστήματα διανομής ανακτημένου νερού στις πόλεις δεν απαιτούν κάποιο εξειδικευμένο σχεδιασμό, αλλά μάλιστα είναι ίδιος με αυτόν ενός αστικού συστήματος διανομής πόσιμου νερού. Επιπλέον, δεν υπάρχουν πρόσθετα μέτρα ή διατάξεις για τη διανομή και τη χρήση νερού που έχει προκύψει από την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων. Το μόνο πράγμα που χρειάζεται είναι ο ξεκάθαρος προσδιορισμός του δικτύου, όταν κατασκευαστεί.

Επιπρόσθετα, είναι πολύ σημαντικό σε ένα δίκτυο διανομής ανακτημένου νερού η ποσότητα που αποθηκεύεται να είναι αρκετή, ώστε να ανταποκρίνεται σε οποιαδήποτε ανάγκη σε

εικοσιτετράωρη βάση. Τέλος, η ποιότητα του ανακτημένου θα πρέπει να είναι πάντα καλή και γι' αυτό το λόγο θα πρέπει η δεξαμενή, στην οποία είναι αποθηκευμένο, να στεγάζεται. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012)

4.4 Βιομηχανική χρήση

Στις βιομηχανικές εγκαταστάσεις το ανακτημένο νερό ζητείται κυρίως από τα διυλιστήρια πετρελαίου, τις χημικές βιομηχανίες και τις βιομηχανίες μετάλλων για πολλές εφαρμογές. Οι εφαρμογές αυτές περιλαμβάνουν κυρίως τις ανάγκες για ψύξη, τον καθαρισμό των εγκαταστάσεων, τη δέσμευση της σκόνης και την αραίωση των ακτινικών ρύπων.

4.4.1 Συστήματα ψύξης στις βιομηχανικές εγκαταστάσεις

Το νερό, το οποίο προέρχεται από την επεξεργασία υγρών αποβλήτων, χρησιμοποιείται σε δύο βασικά συστήματα ψύξης:

- Την απλή διέλευση
- Την ανακυκλοφορία ατμών.

Στην απλή διέλευση το νερό περνάει μέσα από σωλήνες και ψύχει τους αντιδραστήρες. Στην ανακυκλοφορία των ατμών, που όμως είναι και το πιο κοινό σύστημα ψύξης, η διεργασία είναι πιο σύνθετη. Τα συστήματα ανακυκλοφορίας ατμών χρησιμοποιούν το νερό για ψύξη και το μέρος του που εξατμίζεται το μεταφέρουν για να εκμεταλλευτούν τη θερμότητά του. Προφανώς, το σύστημα αυτό έχει απώλειες λόγω της εξάτμισης, οι οποίες αναπληρώνονται με επιπλέον ανακτημένο νερό. Συγκεκριμένα, χάνεται το 0,005% του νερού κατά την εξάτμιση. Επίσης, πρέπει να τονιστεί, ότι στο νερό περιέχονται και άλατα, των οποίων η συγκέντρωση αυξάνεται κάθε φορά, που μέρος του νερού εξατμίζεται και διαφεύγει, διότι τα άλατα γενικά δεν απομακρύνονται μετά την εξάτμιση. Γι' αυτό το λόγο, το νερό αναπλήρωσης είναι χαμηλής συγκέντρωσης σε άλατα, ώστε να διατηρείται η ισορροπία.

Στα συστήματα ψύξης τα συχνότερα προβλήματα που συναντώνται είναι η απολέπιση, η διάβρωση, η βιολογική ανάπτυξη, η ρύπανση και οι επικαθίσεις. Τα προβλήματα αυτά έχουν να κάνουν με το νερό που χρησιμοποιείται στις βιομηχανικές εγκαταστάσεις και δεν έχουν να κάνουν με την ποιότητα του, δηλαδή αν είναι πόσιμο ή ανακτημένο.

Συνήθως, οι αποθέσεις και τα στερεά μεταφέρονται από το νερό στο σύστημα εναλλαγής θερμότητας, οι οποίες σταδιακά μπορούν αν οδηγήσουν στη διάβρωση και στη ρύπανση του συστήματος. Από την άλλη πλευρά, η συγκέντρωση των μικροοργανισμών στο νερό είναι συχνά μικρή λόγω της επεξεργασίας που του έχει πραγματοποιηθεί στα προηγούμενα στάδια. Ωστόσο, με τον καιρό η συγκέντρωση αυτή μπορεί να αυξηθεί, ειδικά στην περίπτωση που υπάρχουν και θρεπτικά συστατικά για την ανάπτυξή τους, και οι μικροοργανισμοί προσκολλώνται στα τοιχώματα προκαλώντας διάβρωση αλλά και σχηματίζοντας ιζήματα.

Συμπερασματικά, από όσα αναφέρθηκαν το νερό, το οποίο χρησιμοποιείται για βιομηχανική χρήση, θα πρέπει να έχει κάθε φορά διαφορετική ποιότητα, ανάλογα με τη μονάδα στην οποία χρησιμοποιείται. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Tchobanoglous, 2003)

4.5 Αγροτική χρήση

Το μεγαλύτερο ποσοστό των επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων καταναλώνεται κυρίως για αγροτικούς σκοπούς και ειδικά στις περιπτώσεις, όπου το διαθέσιμο νερό κάποιας περιοχής δεν επαρκεί για άρδευση.

Τα φυσικά και χημικά χαρακτηριστικά που θα πρέπει να διαθέτει το ανακτημένο προς άρδευση νερό εξαρτώνται σημαντικά από την θερμοκρασία του περιβάλλοντος, την υγρασία, τη συχνότητα των βροχοπτώσεων, τον τύπο της καλλιέργειας αλλά και την εποχή. Επίσης, από τα τελευταία εξαρτάται και η ποσότητα του νερού που χρειάζεται για άρδευση. Τα σημαντικότερα χημικά συστατικά που πρέπει να έχει το ανακτημένο νερό είναι η αλατότητα, το νάτριο, τα ιχνοστοιχεία, το υπολειμματικό χλώριο και τα θρεπτικά.

Ακόμα, οι ανάγκες σε νερό άρδευσης επηρεάζονται και από τα φυσικά και μηχανικά συστατικά του εδάφους, όπως είναι ο βαθμός της διασποράς των σωματιδίων του εδάφους, η σταθερότητα των αδρανών υλικών, η δομή του εδάφους και η διαπερατότητα.

Επιπλέον, η ποιότητα του ανακτημένου νερού που χρησιμοποιείται για αγροτικούς σκοπούς εξαρτάται σημαντικά από τα συστατικά αλλά και τη συγκέντρωση αυτών στα υγρά απόβλητα. Για παράδειγμα, στα λύματα της περιοχής που επεξεργάζονται μπορεί να υπάρχει αυξημένη ποσότητα σε στερεά ή ακόμα και τοξικά βιομηχανικά απόβλητα, τα οποία προφανώς επηρεάζουν αρνητικά την ποιότητα του ανακτημένου νερού. (Tchobanoglous, 2003) (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012)

4.6 Περιβαλλοντική χρήση

Οι περιβαλλοντικές χρήσεις του ανακτημένου νερού διακρίνονται σε δύο κατηγορίες:

- Η δημιουργία ή/και αποκατάσταση υγροτόπων που μπορούν να χρησιμοποιηθούν ως καταφύγια για την άγρια ζωή
- Η επαναφόρτιση των υδροφόρων.

Η επαναφόρτιση των υδροφόρων πραγματοποιείται για τους εξής λόγους:

- Την ελάττωση ή και το σταμάτημα την πτώσης της στάθμης του επιπέδου που βρίσκεται κάτω από το επίπεδο της θάλασσας.
- Την προστασία του πόσιμου νερού των παράκτιων υδροφόρων από τη διείσδυση αλμυρού νερού από τους ωκεανούς.
- Την αποθήκευση του νερού για μελλοντική χρήση.
- Τον έλεγχο ή την παρεμπόδιση της διάβρωσης του εδάφους.

Η επαναφόρτιση των υδροφόρων γίνεται με δύο μεθόδους:

- Την επιφανειακή εξάπλωση με λεκάνες.
- Την άμεση έγχυση σε υδροφόρους.

4.6.1 Επιφανειακή διασπορά με λεκάνες

Η επιφανειακή διασπορά με λεκάνες είναι ο απλούστερος και ο παλαιότερος τρόπος για την επαναφόρτιση ενός υδροφόρου και σαφέστατα ο πιο διαδεδομένος. Το νερό που χρησιμοποιείται για επαναφόρτιση, φτάνει στα υπόγεια νερά μέσω μίας μη διαβρεγμένης περιοχής, η οποία βρίσκεται ανάμεσα στη επιφάνεια, πάνω στην οποία βρίσκονται οι λεκάνες που εξαπλώνουν το νερό, και στο υπόγειο ρεύμα. Γενικά οι λεκάνες φιλτραρίσματος είναι οι προτιμότερες όλων, γιατί καταλαμβάνουν σχετικά λίγο χώρο και πραγματοποιούν

την επαναφόρτιση των υδροφόρων γρήγορα. Ακόμα, επειδή το νερό των υδροφόρων πιθανότατα θα χρησιμοποιηθεί μελλοντικά ως πόσιμο νερό, το νερό που χρησιμοποιείται για επαναφόρτιση επιδέχεται επιπρόσθετη επεξεργασία πέρα από αυτά, που έχουν αναφερθεί σε προηγούμενα κεφάλαια, ώστε να διασφαλιστεί η καλή ποιότητά του. (Tchobanoglous, 2003)

4.6.2 Άμεση έγχυση σε υδροφόρους

Άμεση επαναφόρτιση με έγχυση στους υδροφόρους επιτυγχάνεται όταν το νερό μεταφέρεται και εγχέεται απευθείας στον υπόγειο υδροφόρο. Γενικά κατά τη μέθοδο αυτή, το υψηλής επεξεργασίας νερό εκχύνεται άμεσα στη διαβρεγμένη περιοχή, σε ένα καλά περιορισμένο υδροφόρο ορίζοντα. Η μέθοδος αυτή προτιμάται, όταν ο υδροφόρος ορίζοντας βρίσκεται σε μεγάλο βάθος ή όταν η τοπογραφία της περιοχής δεν επιτρέπει την εφαρμογή της προαναφερθείσας μεθόδου. Άμεση επαναφόρτιση με έγχυση στους υδροφόρους ορίζοντες είναι ιδανική μέθοδος, όταν ο σκοπός μας είναι η προστασία του πόσιμου νερού των παράκτιων υδροφόρων από τη διείσδυση αλμυρού νερού από τους ωκεανούς.

Αν και η επαναφόρτιση των υδροφόρων παρουσιάζει ορισμένα προφανή πλεονεκτήματα, πολλές φορές υπάρχουν ορισμένοι παράγοντες που περιορίζουν την επαναφόρτίσή τους. Αυτοί θα μπορούσαν να είναι:

- Η ανάγκη για εκτεταμένες χερσαίες περιοχές κατά τη χρήση της μεθόδου της επιφανειακής εξάπλωση με λεκάνες.
- Ο κίνδυνος της μόλυνσης του υδροφόρου ορίζοντα σε περίπτωση που το νερό επαναφόρτισης δεν είναι επαρκώς επεξεργασμένο.
- Το επαναφορτιζόμενο νερό μπορεί να μην είναι πλήρως ανακτήσιμο, γιατί η ποιότητα των υπόγειων υδάτων που μπορεί να αναμειχθεί να είναι κακή.
- Το κόστος της επεξεργασίας του ανακτήσιμου νερού, της μεθόδου επαναφόρτισης και το εργατικό κόστος μπορεί να είναι απαγορευτικά.

Η εφαρμογή των μεθόδων επαναφόρτισης των υδροφόρων οριζόντων, καθώς η προσθήκη κακής ποιότητας ανακτημένου νερού μπορεί να προκαλέσει την υποβάθμιση των υψηλής ποιότητας πόσιμων υπογείων υδάτων. Γι' αυτό το λόγο θα πρέπει να γίνεται πολύ καλή μελέτη και να υπάρχει πολύ καλή γνώση των διαδικασιών, επειδή στην περίπτωση λάθους είναι πολύ πιθανό να υπάρξουν μακροπρόθεσμες επιπτώσεις τόσο στην υγεία, όσο και στο φυσικό περιβάλλον. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Tchobanoglous, 2003)

4.7 Αύξηση αποθεμάτων του πόσιμου νερού

Η αύξηση των αποθεμάτων πόσιμου νερού αποτελεί μείζον θέμα στις ημέρες μας, καθώς μακροπρόθεσμα αναμένεται το πόσιμο νερό να είναι δυσεύρετο και συνεπώς πολύτιμο. Υπάρχουν τρεις μέθοδοι για την αύξηση της ποσότητας του πόσιμου νερού. Αυτές είναι:

- Η αύξηση των επιφανειακών υδάτων για έμμεση πόση ανακτημένου νερού.
- Η επαναφόρτιση του υπογείου νερού με έμμεση πόση του ανακτημένου νερού.
- Η απευθείας επαναχρησιμοποίηση του πόσιμου νερού.

4.7.1 Η αύξηση των επιφανειακών υδάτων για έμμεση πόση ανακτημένου νερού

Είναι κοινό φαινόμενο, πολλές πόλεις να παίρνουν νερό από ποταμούς και λίμνες, οποίες βρίσκονται κοντά σε αυτές. Το πλεονέκτημα αυτής της επιλογής είναι ότι τα ποτάμια αυτά αποτελούσαν εύκολα προσβάσιμες πηγές νερού με προφανές χαμηλό κόστος άρδευσης. Επιπλέον, σε αυτά τα ποτάμια γίνεται η απόρριψη των υγρών αποβλήτων των πόλεων.

Συνεπώς, παρατηρείται ότι σε αυτές τις πόλεις πραγματοποιείται έμμεση πόση του ανακτημένου νερού, καθώς το νερό των ποταμών, στους οποίους γίνεται η έκχυση των υγρών αποβλήτων, υποβάλλονται σε επεξεργασία με σκοπό της παραγωγή ανακτημένου και παράλληλα πόσιμου νερού.

Τα συστήματα έμμεσης πόσης ανακτημένου νερού αποτελούν τα πιο κοινά συστήματα αύξησης του πόσιμου νερού, που υπάρχουν στις πόλεις και ο πρωταρχικός σκοπός δημιουργίας τους ήταν η παρεμπόδιση των εντερικών μολυσματικών ασθενειών σε συνδυασμό με το χαμηλότερο κόστος άρδευσης. Το ανακτημένο νερό, το οποίο προέρχεται από αυτά τα συστήματα, είναι αποδεκτής ποιότητας και δεν υπάρχει αμφιβολία πως τα συστήματα αυτά θα συνεχίσουν αν χρησιμοποιούνται και στο μέλλον. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012)

4.7.2 Η επαναφόρτιση του υπογείου νερού με έμμεση πόση του ανακτημένου νερού

Η δυνατότητα να μπορεί να παραχθεί νερό πολύ καλής ποιότητας από οποιαδήποτε υγρά απόβλητα, καθιστά εφικτή τη χρήση επεξεργασμένων λυμάτων με σκοπό τον εμπλουτισμό των υδροφόρων οριζόντων με αυτά. Όπως αναφέρθηκε παραπάνω αυτό γίνεται για διάφορους λόγους, παραδείγματος χάρη:

- Την αποθήκευση του νερού για μελλοντική χρήση.
- Τον έλεγχο ή την παρεμπόδιση της διάβρωσης του εδάφους
- Την ελάττωση ή και το σταμάτημα την πτώσης της στάθμης του επιπέδου που βρίσκεται κάτω από το επίπεδο της θάλασσας.
- Την προστασία του πόσιμου νερού των παράκτιων υδροφόρων από τη διείσδυση αλμυρού νερού από τους ωκεανούς.

Ωστόσο, πρέπει να τονιστεί ότι όσο υποσχόμενη και αν είναι αυτή η μέθοδος, υπάρχει πάντα ο κίνδυνος της υποβάθμισης των υψηλής ποιότητας πόσιμων υπογείων υδάτων αν δεν έχει πραγματοποιηθεί σωστή επεξεργασία των υγρών αποβλήτων, με αποτέλεσμα το ανακτημένο νερό που θα χρησιμοποιηθεί να είναι υποβαθμισμένης ποιότητας. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Tchobanoglous, 2003)

4.7.3 Η απευθείας επαναχρησιμοποίηση του πόσιμου νερού

Η απευθείας επαναχρησιμοποίηση του πόσιμου νερού πραγματοποιείται με την άμεση επεξεργασία του απορριπτέου μετά από χρήση πόσιμου νερού, με σκοπό την άμεση χρήση του πάλι ως πόσιμο νερό. Η χρήση αυτής της μεθόδου έχει νόημα μόνο σε περιοχές, όπου υπάρχει έντονο πρόβλημα λειψυδρίας και δεν υπάρχει κανένας άλλος τρόπος, οικονομικά και μη εφικτός, ώστε να υπάρχει άμεσα διαθέσιμο πόσιμο νερό. Η μόνο πόλη στον κόσμο, στην οποία χρησιμοποιείται αυτή η μέθοδος, είναι η πόλη Γουιντχόκεκ, η οποία απέχει 750 χιλιόμετρα από τον κοντινότερο ποταμό. Στην πόλη αυτή υπάρχει μία μονάδα, η οποία εφαρμόζει την τεχνολογία των μεμβρανών αντίστροφης ώσμωσης, όπου γίνεται ανάμειξη του παραγόμενου ανακυκλωμένου νερού με το πόσιμο, σε ποσοστό που δεν υπερβαίνει το 25% με σκοπό τη χρήση του σε οποιαδήποτε ανάγκη ύδρευσης της πόλης.

Γενικά, είναι καλό να αναφερθεί ότι αυτή η μέθοδος είναι ιδιαίτερα δαπανηρή και οικονομικά ασύμφορη και η εφαρμογή της θα πρέπει να γίνεται μόνο όταν δεν υπάρχει καμία άλλη λύση. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Tchobanoglous, 2003)

5. Νομοθεσία

Στην Ελλάδα η ισχύουσα νομοθεσία βασίζεται στην ευρωπαϊκή οδηγία 91/271/ΕΟΚ, η οποία εναρμονίστηκε με τα ελληνικά δεδομένα με την κοινή υπουργική απόφαση «Μέτρα και όροι για την επεξεργασία αστικών λυμάτων» του 1997 (ΦΕΚ 192Β/14.3.1997). Συγκεκριμένα σύμφωνα την προαναφερθείσα υπουργική απόφαση, η απαίτηση για απόρριψη εκροής δεν πρέπει να ξεπερνά τα 25mg/L όσον αφορά το Βιοχημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο(BOD5), και τα 125mg/L για το Χημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο(COD). Επιμέρους νομαρχιακές αποφάσεις περιορίζουν ακόμα περισσότερο τα ανώτερα όρια εφαρμόζοντας αυστηρότερες τιμές διάθεσης επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων για τους φυσικούς αποδέκτες κάθε νομού.

Όστόσο, υπάρχουν περιοχές διάθεσης οι οποίες είναι ακόμα πιο ευαίσθητες και πιο ευάλωτες στο κίνδυνο εμφάνισης του φαινομένου του ευτροφισμού. Ο κίνδυνος αυτός οφείλεται στην μεγάλη συγκέντρωση αζώτου και φωσφόρου στα αστικά υγρά απόβλητα. Σε αυτές τις περιπτώσεις καθίσταται αναγκαία η περαιτέρω επεξεργασία τους. Αυτές οι απαιτήσεις ικανοποιούνται μέσω της δευτεροβάθμιας και της τριτοβάθμιας επεξεργασίας λυμάτων.

Όσον αφορά στον εύρος των τιμών που πρέπει να έχουν οι τελευταίοι ρύποι, ώστε το επεξεργασμένο να θεωρηθεί κατάλληλο για διάθεση, ισχύουν διαφορετικές συνθήκες αναλόγως με τη συγκέντρωση των ρύπων στο διάλυμα.

Στην περίπτωση λυμάτων ενδιάμεσης συγκέντρωσης σε ρύπους η ποσοστιαία μείωση τόσο στον ολικό φώσφορο όσο και στο ολικό άζωτο πρέπει να είναι τουλάχιστον της τάξης του 80%. Έτσι αν η μέση τιμή του ολικού φωσφόρου είναι περίπου 15 mg/L και του ολικού αζώτου 40 mg/L, τότε μετά την επεξεργασία τους η τελική συγκέντρωση τους θα πρέπει να είναι 3 mg/L και 8 mg/L αντίστοιχα.

6. Μοντελοποίηση

Η διαχείριση των υγρών αποβλήτων αποτελεί μία πάρα πολύ σημαντική υπόθεση στις μέρες και βασίζεται σε ένα συνδυασμό έρευνας, μεθόδων, πολλών μοντέλων, εμπειρίας και τεχνολογίας. Πιο συγκεκριμένα, οι μονάδες επεξεργασίας των λυμάτων απαιτούν πολύ συγκεκριμένο και ακριβή σχεδιασμό, ενώ δεν είναι λίγα τα προβλήματα, τα οποία μπορούν να εμφανιστούν κατά τη λειτουργία τους. Συνεπώς, η καλύτερη κατανόηση της δυναμικής συμπεριφοράς αυτών των μονάδων και η ανάπτυξη στρατηγικών ελέγχου της διεργασίας είναι δυνατό να οδηγήσουν στην επίλυση λειτουργικών αστοχιών και να μειώσουν σημαντικά το λειτουργικό κόστος. Γι' αυτό το λόγο, έχουν γίνει εκτεταμένες προσπάθειες στην κατανόηση της διεργασίας της ενεργού ιλύος.

Η ενεργός ιλύς αποτελεί την καρδιά της διαχείρισης και επεξεργασίας των λυμάτων. Ως εκ τούτου, είναι απαραίτητη η ύπαρξη ενός ή περισσότερων μοντέλων, τα οποία θα είναι σε θέση να προσομοιώνουν τη συμπεριφορά των συστημάτων, δεδομένου ότι θα πρέπει να συμπεριληφθεί ένας μεγάλος αριθμός αντιδράσεων και πολλές παράμετροι. Για να παρέχει η διαδικασία αυτή αξιόπιστα και ρεαλιστικά αποτελέσματα, οι αντιδράσεις πρέπει να είναι αντιπροσωπευτικές των πιο βασικών διεργασιών που συμβαίνουν στο εσωτερικό του συστήματος. Γι' αυτόν ακριβώς το λόγο έχουν αναπτυχθεί πολλά διαφορετικά μοντέλα, με σκοπό να προσεγγίσουν τις διαφορετικές συνθήκες και παραμέτρους κάθε φορά από άλλη σκοπιά.

Παρακάτω παρατίθενται και περιγράφονται τα σημαντικότερα μοντέλα, τα οποία χρησιμοποιούνται για της περιγραφή της διεργασίας της ενεργού ιλύος. Τα μοντέλα αυτά είναι:

- Το μοντέλο ASM1(Activated Sludge Model No.1)
- Το μοντέλο ASM2(Activated Sludge Model No.2)
- Το μοντέλο ASM3(Activated Sludge Model No.3)
- Το επεκτεταμένο μοντέλο ASM3-2N(ASM3 με νιτροποίηση/απονιτροποίηση δύο σταδίων)
- Το μοντέλο του Πανεπιστημίου του Cape Town (UCT Model)
- Το επεκτεταμένο μοντέλο ASM1(Extended Activated Sludge Model No.1)

(Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Κρομμύδας, 2005) (Ingildsen, 2002) (Mogens Henze, 2000)

6.1 Το μοντέλο ASM1

Το μοντέλο ASM1 είναι ένα μαθηματικό μοντέλο, το οποίο κατασκευάστηκε με σκοπό την περιγραφή των βασικών βιοχημικών διεργασιών. Το μοντέλο αυτό έχει γίνει αποδεκτό στο χώρο της μοντελοποίησης των μονάδων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων και αποτελεί μοντέλο αναφοράς των περισσότερων διεργασιών. Είναι ευρέως χρησιμοποιούμενο ακόμα και σήμερα, είτε στην αυθεντική του μορφή, είτε σε κάποια τροποποιημένη. Η δημιουργία του μοντέλου ASM1 βασίζεται στο UCTOLD. Αυτά παρουσιάζουν πάρα πολλές ομοιότητες και γενικότερα το ASM1 προβλέπει όλες τις διεργασίες που περιγράφονται και στο UCTOLD. Γενικότερα στο μοντέλο ASM1 το χημικά απαιτούμενο οξυγόνο (COD) υιοθετήθηκε ως μονάδα μέτρησης της συγκέντρωσης της οργανικής ύλης.

Για όλες τις διεργασίες που περιγράφονται από το μοντέλο ASM1 αξίζει να αναφερθεί ότι:

- Ο κάθε ρυθμός αντίδρασης εξαρτάται από ένα ή περισσότερα υποστρώματα με κινητική Monod. Όταν το σχετικό υπόστρωμα γίνεται μεγάλο σε σχέση με την αντίστοιχη σταθερά κορεσμού, πρακτικά αγνοείται αυτή η εξάρτηση.
- Το οξυγόνο προκαλεί παρεμπόδιση στην ανοξική ανάπτυξη των ετερότροφων μικροοργανισμών. Η παρεμπόδιση αυτή προστίθεται σαν ένας όρος $\frac{K_{OH}}{K_{OH} - S_o}$ στις εξισώσεις.
- Η αποσύνθεση της βιομάζας έχει κινητική πρώτης τάξης και δίνει τρία είδη προϊόντων: αδρανή προϊόντα X_p , οργανικά X_s που υδρολύονται αργά δίνοντας διαλυμένα οργανικά και οργανικό άζωτο σε σωματιδιακή μορφή X_{ND} .
- Ο ρυθμός αμμωνιοποίησης του διαλυμένου οργανικού αζώτου είναι ανάλογος της ετεροτροφικής βιομάζας
- Η αμμωνιοποίηση και η απονιτροποίηση αυξάνουν την αλκαλικότητα, ενώ η μικροβιακή ανάπτυξη την ελαττώνει.
- Τα αδρανή οργανικά περιλαμβάνονται στο COD των υγρών αποβλήτων.

Ωστόσο είναι αναμενόμενο ότι το ASM1 ως μοντέλο θα πρέπει να κατασκευαστεί κάτω από κάποιες υποθέσεις, σύμφωνα με τις οποίες αναπτύχθηκε και συνεπώς θα πρέπει να έχει και κάποιους βασικούς περιορισμούς σε ότι αφορά τη λειτουργία του. Τα κυριότερα από αυτά είναι:

- Οι κινητικές παράμετροι του μοντέλου είναι συναρτήσεις της θερμοκρασίας και ως εκ τούτου θα πρέπει να γίνονται καινούριοι υπολογισμοί για τις παραμέτρους, όταν γίνεται αντιμετώπιση προβλημάτων σε διαφορετικές θερμοκρασίες.
- Το pH θεωρείται σταθερό και είναι σχεδόν ουδέτερο, παρότι είδαμε παραπάνω ότι στο μοντέλο ASM1 χρησιμοποιήθηκε η έννοια της αλκαλικότητας.
- Δεν υπάρχουν περιορισμοί στην ανάπτυξη της κυτταρικής βιομάζας εξαιτίας έλλειψης θρεπτικών συστατικών.
- Η υδρόλυση της οργανικής ύλης και του οργανικού αζώτου συνδυάζονται και συμβαίνουν ταυτόχρονα με ίσους ρυθμούς.
- Ο ρυθμός της αντίδρασης της υδρόλυσης εξαρτάται από τις συνθήκες που επικρατούν στον αντιδραστήρα (αερόβιες ή ανοξικές).
- Στην περίπτωση όπου χρησιμοποιούνται απόβλητα βιομηχανικής προέλευσης, το μοντέλο θα πρέπει να τροποποιηθεί.
- Τα ισοζύγια αζώτου δεν είναι δυνατό να ελεγχθούν, διότι το άζωτο που απελευθερώνεται κατά την απονιτροποίηση δεν περιλαμβάνεται στο μοντέλο ASM1.
- Στο μοντέλο ASM1 ο τύπος του δέκτη ηλεκτρονίων στις δεξαμενές δεν επηρεάζει των ρυθμό καταστροφής της βιομάζας. Επίσης, από τον ίδιο παράγοντα δεν επηρεάζεται ο συντελεστής απόδοσης της ετερότροφης βιομάζας, Y_H .
- Στη νιτροποίηση γίνεται η παραδοχή ότι είναι αντίδραση ενός σταδίου. Συνεπώς, παραλείπεται η αντίδραση μετατροπής της αμμωνίας σε νιτρώδες άζωτο και θεωρείται ότι γίνεται απευθείας νιτρικό.
- Η νιτροποίηση είναι ιδιαίτερα ευαίσθητη σε τοξικά συστατικά. Στο ASM1 οι παράμετροι της νιτροποίησης υποτίθεται ότι είναι σταθερές. Αυτό σημαίνει ότι η οποιαδήποτε επίπτωση του εισερχόμενου αποβλήτου στην κινητική της

νιτροποίησης, περικλείεται στις τιμές των παραμέτρων της, οι οποίες υπόκεινται σε επανακαθορισμό.

- Η δεξαμενή καθίζησης θεωρείται σαν ένα σημείο διαχωρισμού υγρού στερεών και δεν περιγράφεται από το μοντέλο

Τέλος, πρέπει να αναφερθεί ότι το μοντέλο ASM1 περιλαμβάνει 8 διεργασίες και 13 συστατικά. Αυτά αναφέρονται στους παρακάτω πίνακες.

Πίνακας 1. Διεργασίες μοντέλου ASM1

Διεργασίες κατά την απονιτροποίηση κατά ASM1

1	Αερόβια ανάπτυξη ετερότροφων μικροοργανισμών
2	Ανοξική ανάπτυξη ετερότροφων μικροοργανισμών
3	Αερόβια ανάπτυξη αυτότροφων μικροοργανισμών
4	Αποσύνθεση ετερότροφων μικροοργανισμών
5	Αποσύνθεση αυτότροφων μικροοργανισμών
6	Αμμωνικοποίηση διαλυμένου οργανικού αζώτου
7	Υδρόλυση εγκλωβισμένων οργανικών συστατικών
8	Υδρόλυση εγκλωβισμένου οργανικού αζώτου

Πίνακας 2. Σωματίδια μοντέλου ASM1

Σωματίδια κατά την απονιτροποίηση κατά ASM1

Συγκέντρωση των ετερότροφων βακτηριδίων	$X_{B,H}$
Συγκέντρωση των σωματιδιακών προϊόντων λόγω της αποσύνθεσης της οργανικής ύλης	X_P
Βραδέως αποικοδομήσιμη οργανική ύλη	X_S
Συγκέντρωση των αποικοδομήσιμων σωματιδίων του οργανικού αζώτου	X_{ND}
Συγκέντρωση των αυτότροφων νιτροποιητικών βακτηριδίων	$X_{B,A}$
Αδρανή αποικοδομήσιμα οργανικά σωματίδια	X_I

Πίνακας 3. Διαλυμένα συστατικά μοντέλου ASM1

Διαλυμένα συστατικά κατά την απονιτροποίηση κατά ASM1

Συγκέντρωση των βιοαποικοδομήσιμων οργανικών ή αλλιώς του COD	S_S
Διαλυμένο οξυγόνο	S_{O_2}
Συγκέντρωση των διαλυμένων νιτρωδών και νιτρικών ιόντων	S_{NO}
Συγκέντρωση του διαλυμένου αμμωνίου και της διαλυμένης αμμωνίας	S_{NH}
Διαλυμένο οργανικό άζωτο	S_{ND}
Διαλυμένη αδρανής οργανική ύλη	S_I
Αλκαλικότητα	S_{ALK}

(Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012), (Κρομμύδας, 2005) (Mulas, 2008) (Mogens Henze, 2000)

6.2 Το μοντέλο ASM2

Το μοντέλο ASM2 είναι πιο πολύπλοκο από το μοντέλο ASM1 και περιλαμβάνει περισσότερες διεργασίες και συστατικά από το δεύτερο που αφορούν στην μοντελοποίηση και την περιγραφή τόσο των υγρών αποβλήτων, όσο και της ενεργού ιλύος. Δηλαδή θα μπορούσαμε να πούμε ότι το μοντέλο ASM2 αποτελεί επέκταση του μοντέλου ASM1.

Σε αντίθεση με το μοντέλο ASM1, το μοντέλο ASM2 περιλαμβάνει διεργασίες που αφορούν στην απομάκρυνση του φωσφόρου. Συγκεκριμένα, στο μοντέλο αυτό, υπάρχει η θεώρηση ότι η βιομάζα έχει εσωτερική δομή, πράγμα που αποτελεί απαραίτητη προϋπόθεση, ώστε να είναι δυνατό να περιγραφεί, η βιολογική απομάκρυνση του φωσφόρου. Επιπλέον το ASM2 περιλαμβάνει έκτος από τις βιολογικές διεργασίες και δύο πρόσθετες χημικές διεργασίες, οι οποίες χρησιμοποιούνται για τη μοντελοποίηση της χημικής κατακρήμνισης του φωσφόρου.

Από την άλλη πλευρά το μοντέλο ASM2 περιλαμβάνει τα πολυφωσφορικά, ένα κλάσμα της βιομάζας, το οποίο είναι πρωταρχικής σημασίας για την ενεργό ιλύ αλλά δεν περιέχει καθόλου COD, ενώ το μοντέλο ASM1 σε ότι αφορά στη στερεά οργανική ύλη και τη συνολική συγκέντρωση της ενεργού ιλύος, βασίζεται εξολοκλήρου στο COD.

Πέντε βασικές αντιδράσεις οι οποίες υπάρχουν στο μοντέλο ASM2 και όχι στο ASM1 είναι οι εξής:

- Οι υδρολύσεις
- Οι διεργασίες των ετερότροφων βακτηριών
- Οι διεργασίες των φωσφοβακτηριδίων
- Οι διεργασίες των νιτροποιητικών βακτηρίων
- Η χημική καθίζηση του φωσφόρου με υδροξείδιο του σιδήρου.

Οι κυριότερες διαφορές μεταξύ των μοντέλων ASM1 και ASM2 είναι:

- Περιλαμβάνεται η επίδραση του φωσφόρου στην ανάπτυξη των αυτότροφων και ετερότροφων μικροοργανισμών.
- Το εύκολα βιοαποδομήσιμα οργανικά διαιρούνται σε δύο επιμέρους κλάσματα S_A και S_F . Το S_A είναι τα προϊόντα της αναερόβιας ζύμωσης, που είναι μια ξεχωριστή διεργασία. Τα προϊόντα αυτά θεωρούνται ότι είναι κυρίως οξικά άλατα. Το S_F είναι διαλυτό COD, το οποίο χρησιμεύει ως υπόστρωμα για την ανάπτυξη των ετερότροφων βακτηρίων. Επίσης, μπορεί να αποτελεί και υπόστρωμα για την διεργασία της αναερόβιας ζύμωσης.
- Περιέχει διεργασίες βιολογικής απομάκρυνσης φωσφόρου, καθώς επίσης προβλέπει και τη διεργασία της χημικής κατακρήμνισης του.
- Η υδρόλυση των αργά βιοαποδομήσιμων οργανικών μπορεί να πραγματοποιηθεί και κάτω από αναερόβιες συνθήκες.
- Σε αντίθεση με το ASM1, οι μετασχηματισμοί μεταξύ των διαφόρων μορφών του αζώτου, συνδέονται στοιχειομετρικά με τους αντίστοιχους μετασχηματισμούς της οργανικής ύλης. Τόσο κατά τις διεργασίες της αναερόβιας ζύμωσης και της

ανάπτυξης των ετερότροφων βακτηρίων, όσο και κατά την υδρόλυση των αργά βιοαποδομήσιμων οργανικών ελευθερώνεται αμμωνία. Παραλείπονται δηλαδή οι αντιδράσεις μετατροπής του οργανικού αζώτου.

Τέλος, είναι καλό να αναφερθεί ότι οι κινητικές παράμετροι του μοντέλου επηρεάζονται σημαντικά από την θερμοκρασία. Η εξίσωση του Arrhenius περιγράφει την εξάρτηση των παραμέτρων από την θερμοκρασία από 10 °C ως 25 °C και στην περίπτωση που η θερμοκρασία είναι μικρότερη ή μεγαλύτερη αυτών των τιμών, τότε οι παράμετροι πρέπει να υπολογιστούν ξανά για τη νέα τιμή θερμοκρασίας. (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Κρομμύδας, 2005) (Mogens Henze, 2000)

6.3 Το μοντέλο ASM3

Το μοντέλο ASM3 δημιουργήθηκε με σκοπό να γίνει αυτό το μοντέλο αναφοράς διορθώνοντας ατέλειες που υπήρχαν στο αρχικό μοντέλο ASM1. Το μοντέλο ASM3 επικεντρώνει στην περιγραφή της διεργασίας της απομάκρυνσης το αζώτου από τα υγρά απόβλητα. Η βασική διαφορά ανάμεσα στα μοντέλα ASM1 και ASM3 είναι ότι στο μοντέλο ASM3 αναγνωρίζεται ότι το κύτταρο των ετερότροφων βακτηρίων έχει εσωτερική δομή. Πιο συγκεκριμένα, γίνεται η υπόθεση ότι σε ένα εσωτερικό συστατικό των κυττάρων των ετερότροφων βακτηρίων γίνεται η δέσμευση και η αποθήκευση του αργά βιοαποδομήσιμου οργανικού υλικού, το οποίο χρησιμοποιείται για την ανάπτυξή τους.

Μια δεύτερη διαφορά ανάμεσα στα δύο μοντέλα είναι ότι στο ASM3 γίνεται πιο εύκολα βαθμονόμηση των τιμών των παραμέτρων του. Αυτό επιτυγχάνεται κυρίως λόγω του ότι για την ανάπτυξη και το θάνατο της βιομάζας χρησιμοποιείται η προσέγγιση της ανάπτυξης-ενδογενούς αναπνοής.

Τέλος, το μοντέλο ASM3 βρίσκει εφαρμογή και περιγράφει καλύτερα συστήματα, όπου γίνεται επεξεργασία βιομηχανικών αποβλήτων ή σε μονάδες με μεγάλο πλήθος αναερόβιων ζωνών (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012) (Κρομμύδας, 2005) (Mogens Henze, Willi Gujen., 2000)

6.4 Το επεκτεταμένο μοντέλο ASM3-2N(ASM3 με νιτροποίηση/απονιτροποίηση δύο σταδίων)

Όπως είχε αναφερθεί προηγουμένως, τόσο στο αρχικό μοντέλο ASM1, όσο και στα μεταγενέστερα ASM2 και ASM3, τα νιτρώδη που παράγονταν σαν ενδιάμεσο προϊόν δε λαμβάνονταν υπόψιν, διότι ο λόγος της ύπαρξής τους δεν ήταν γνωστός και συνεπώς παραβλέπονταν σαν απλά ένα ταχύ ενδιάμεσο στάδιο. Ωστόσο, έπειτα από ορισμένες υποθέσεις, στις οποίες βρέθηκαν υγρά απόβλητα με αυξημένη συγκέντρωση νιτρωδών ξεκίνησε η μελέτη με σκοπό να βρεθεί ο πραγματικός τους ρόλος στις αντιδράσεις απονιτροποίησης.

Γενικά, κατά την προσομοίωση της διεργασίας της μερικής νιτροποίησης λαμβάνουν χώρα δύο αντιδράσεις σε αλληλουχία, οι οποίες έχουν αναφερθεί και παραπάνω:



Το μοντέλο ASM3-2N τροποποιεί δύο μεταβλητές του μοντέλου ASM3 για να προσομοιώσει την συμπεριφορά των νιτρωδών ιόντων. Το S_{NOX} αντικαθίσταται από τα S_{NO_2} , S_{NO_3} και το X_A από τα X_{AOB} και X_{NOB} . (Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, 2012)

6.5 Το μοντέλο του Πανεπιστημίου του Cape Town

Το μοντέλο του Πανεπιστημίου του Cape Town ή αλλιώς γνωστό ως μοντέλο UCT αναπτύχθηκε ως ένα κινητικό μοντέλο, το οποίο περιγράφει τη την απομάκρυνση της οργανικής ύλης και του αζώτου από τα συστήματα ενεργού ιλύος. Το μοντέλο αυτό προβλέπει και περιγράφει πολλές αντιδράσεις αλλά και διεργασίες. Αυτές εμφανίζονται στον παρακάτω πίνακα:

Πίνακας 4. Βασικές αντιδράσεις και διεργασίες του μοντέλου του πανεπιστημίου του Cape Town

	Αντιδράσεις	Διεργασίες
1	Απαίτηση σε οξυγόνο	Ανάπτυξη αυτότροφων νιτροποιητικών οργανισμών
2	Παραγωγή λάσπης	Ανάπτυξη ετερότροφων νιτροποιητικών οργανισμών
3	Νιτροποίηση	Θάνατος αυτότροφων νιτροποιητικών οργανισμών
4	Απονιτροποίηση	Θάνατος ετερότροφων νιτροποιητικών οργανισμών

Στις διεργασίες αυτές περιλαμβάνεται και η υδρόλυση του αργά βιοαποδομήσιμου οργανικού υποστρώματος προς εύκολα βιοαποδομήσιμο οργανικό υπόστρωμα.

Από αυτές τις διεργασίες, η ανάπτυξη των αυτότροφων νιτροποιητικών οργανισμών γίνεται με την οξείδωση της αμμωνίας σε νιτρικά σε αερόβιες συνθήκες (ακολουθεί κινητική τύπου Monod). Η ανάπτυξη των ετερότροφων νιτροποιητικών οργανισμών γίνεται με κατανάλωση είτε του εύκολα βιοαποδομήσιμου οργανικού υποστρώματος είτε του δύσκολα βιοαποδομήσιμου οργανικού υποστρώματος είτε και των δύο μαζί.

Ο θάνατος τόσο των αυτότροφων όσο και των ετερότροφων νιτροποιητικών οργανισμών ακολουθεί την προσέγγιση του θανάτου και της αναγέννησης. Τα προϊόντα που παράγονται μετά τον θάνατο των βακτηρίων, είναι στερεά και αδρανή και δεν έχουν καμία χρησιμότητα και γι' αυτό το λόγο απομακρύνονται μαζί με την καθίζηση της λάσπης.

Η υδρόλυση του αργά βιοαποδομήσιμου οργανικού υποστρώματος ξεκινάει με την παγίδευσή της στην κυρίως μάζα της ενεργού ιλύος. Έπειτα, ακολουθεί η απορρόφησή της από την επιφάνεια των ετερότροφων βακτηρίων και τελικά μετατρέπεται στο εύκολα βιοαποδομήσιμο οργανικό υπόστρωμα ύστερα από υδρόλυση. Το εύκολα βιοαποδομήσιμο οργανικό υπόστρωμα καταναλώνεται ξανά από τα ετερότροφα βακτήρια.

Το μοντέλο που μόλις έγινε η περιγραφή του ονομάστηκε UCTOLD. Η ανάγκη να μπορεί το μοντέλο να προβλέπει έκτος από την απομάκρυνση της οργανικής ύλης και την βιολογική απομάκρυνση του αζώτου και την βιολογική απομάκρυνση του φωσφόρου, οδήγησε τελικά στην επέκτασή του, η οποία πήρε την ονομασία UCTPHO. (Κρομμύδας, 2005)

6.6 Το μοντέλο ASM2d

Το μοντέλο ASM2d, όπως φαίνεται εξάλλου και από το όνομά του, είναι μια επέκταση του μοντέλου ASM1 και του μοντέλου ASM2. Όπως αναφέρθηκε και προηγουμένως το μοντέλο ASM2 σε αντίθεση με το μοντέλο ASM1 περιλαμβάνει διεργασίες που αφορούν στην απομάκρυνση του φωσφόρου. Ωστόσο, στο ASM2 δεν περιλαμβάνονταν η επεξήγηση των

διεργασιών που έχουν να κάνουν με μικροοργανισμούς συσσώρευσης φωσφόρου που στο εσωτερικό των κυττάρων διαθέτουν προϊόντα τα οποία συμβάλλουν στην απονιτροποίηση. Επίσης, απουσιάζουν δύο χημικές διεργασίες, οι οποίες περιγράφουν την χημική κατακρήμνιση του φωσφόρου. Αυτές, οι ανάγκες οδήγησαν στην ανάπτυξη ενός καινούριου μοντέλου του ASM2d, το οποίο περιλαμβάνει τις παραπάνω διεργασίες και δεν αποτελεί τίποτα παραπάνω από μία μικρή επέκταση του αρχικού μοντέλου ASM2. Τέλος, είναι σημαντικό να αναφερθεί ότι στο μοντέλο ASM2d συμπεριλαμβάνονται και νέες μεταβλητές κατάστασης, οι οποίες σχετίζονται με το σίδηρο και το θείο και τις αλληλεπιδράσεις αυτών των δύο με τον φωσφόρο. Όμως, οι τελευταίες δυσκολεύουν αρκετά τις εξισώσεις και δεν αποτελούν αντικείμενο μελέτης της παρούσας εργασίας και γι' αυτό το λόγο θα παραληφθούν. (Mogens Henze, W. G. (2000) (*Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. London.)

6.7 Το επεκτεταμένο μοντέλο ASM1

Το επεκτεταμένο μοντέλο ASM1, όπως φαίνεται εξάλλου και από το όνομά του, είναι μια επέκταση του μοντέλου ASM1. Ως γνωστόν, το μοντέλο ASM1 δεν περιλαμβάνει καθόλου εξισώσεις, οι οποίες υπολογίζουν τη συγκέντρωση του φωσφόρου σε οποιαδήποτε μορφή του. Ωστόσο, επειδή το μοντέλο ASM1 ήταν ήδη ιδιαίτερα διαδεδομένο και ευρέως χρησιμοποιούμενο, τροποποιήθηκε κατά τέτοιο τρόπο, ώστε να είναι εφικτός ο υπολογισμός των συστάσεων του φωσφόρου. Το αποτέλεσμα αυτό επιτυγχάνεται με ελάχιστες αλλαγές στο μοντέλο, ώστε να είναι εύκολο για οποιοδήποτε μελετητή να τις εφαρμόσει χωρίς να χρειάζεται να κατασκευάζει εκ νέου το μοντέλο. Τέλος, πρέπει να αναφερθεί ότι το επεκτεταμένο μοντέλο ASM1 φέρνει εξαιρετικά αποτελέσματα συγκριτικά με άλλα μοντέλα που υπολογίζουν τις συγκεντρώσεις του φωσφόρου. Δυστυχώς όμως το μοντέλο δεν περιέχει αναλυτικούς υπολογισμούς άλλων στοιχείων όπως η αλκαλικότητα αλλά εστιάζει κυρίως στον υπολογισμό των απολύτως απαραίτητων και του φωσφόρου.

Επειδή στόχος και αντικείμενο αυτής της διπλωματικής εργασίας είναι η εισαγωγή των διεργασιών απομάκρυνσης του φωσφόρου και η μελέτη τους, θα ακολουθήσει η εκτεταμένη ανάλυση του επεκταμένου μοντέλου ASM1 καθώς είναι αυτό που θα χρησιμοποιηθεί.

6.7.1 Περιγραφή Διεργασίας

Σε μία μονάδα δευτεροβάθμιας επεξεργασίας υγρών αποβλήτων υπάρχουν τρία είδη αντιδραστήρων:

- Αντιδραστήρες στους οποίους επικρατούν αερόβιες συνθήκες
- Αντιδραστήρες στους οποίους επικρατούν ανοξικές συνθήκες
- Αντιδραστήρες στους οποίους επικρατούν αναερόβιες συνθήκες

Όλα αυτά τα είδη αντιδραστήρων υπάρχουν για να επιτελέσουν τις παρακάτω διεργασίες:

- Η απομάκρυνση του φωσφόρου
- Η βιολογική απομάκρυνση των νιτρικών ιόντων
- Η βιολογική απομάκρυνση της αμμωνίας

τα οποία αποτελούν τα τρία βασικά στάδια της δευτεροβάθμιας καθίζησης.

Αρχικά τα υγρά απόβλητα διέρχονται από τους αντιδραστήρες που επικρατούν ανοξικές ή αναερόβιες συνθήκες, όπου πραγματοποιείται η βιολογική απομάκρυνση του φωσφόρου. Αυτή πραγματοποιείται από φωσφοβακτηρίδια, τα οποία δεσμεύουν τον φώσφορο, καθώς αποτελεί βασικό συστατικό της επιβίωσής τους, ενώ το οξυγόνο είναι τοξικό για αυτά και γι' αυτό στους αντιδραστήρες στους οποίους βρίσκονται επικρατούν ανοξικές ή αναερόβιες συνθήκες. Συνήθως στις διεργασίες βιολογικής απομάκρυνσης του φωσφόρου υπάρχουν δύο αντιδραστήρες αλλά λόγω μεγάλης δυσκολίας στην παρούσα εργασία θα χρησιμοποιηθεί μόνο ένας.

Στη συνέχεια ακολουθεί η απομάκρυνση των νιτρικών ιόντων που πραγματοποιείται από ετερότροφα βακτήρια σε ανοξικές συνθήκες καθώς το οξυγόνο είναι τοξικό γι' αυτά. Η διεργασία αυτή λαμβάνει χώρα μόνο σε αντιδραστήρες στους οποίους επικρατούν ανοξικές συνθήκες. Η διεργασία αυτή είναι γνωστή ως απονιτροποίηση. Μετά ακολουθεί η βιολογική απομάκρυνση της αμμωνίας, γνωστή και ως νιτροποίηση. Η νιτροποίηση πραγματοποιείται από αυτότροφα τα οποία οξειδώνουν τα ιόντα αμμωνίου σε νιτρώδη ιόντα και τα νιτρώδη ιόντα σε νιτρικά. Σε αυτή τη διεργασία η απαίτηση οξυγόνου είναι πολύ μεγάλη και γι' αυτό πραγματοποιείται σε αντιδραστήρες στους οποίους επικρατούν αερόβιες συνθήκες. Τέλος, ένα μέρος των υγρών λυμάτων ανακυκλοφορεί από τις μονάδες νιτροποίησης στην αρχική ροή με σκοπό την επαναπεξεργασία τους, ενώ το υπόλοιπο συνεχίζει στο διαχωριστή (Clarifier). Εκεί ένα μέρος των υγρών λυμάτων ανακυκλοφορεί στην πρώτη μονάδα και το άλλο μέρος συνεχίζει στα επόμενα στάδια επεξεργασίας. (Ya-jing SONG *Extended activated sludge model no. 1 (ASM1) for simulating biodegradation process using bacterial technology*)

Συστατικά και Διεργασίες του Επεκταμένου Μοντέλου ASM1

Το επεκτεταμένο μοντέλο ASM1 περιλαμβάνει 9 διεργασίες και 13 συστατικά. Αυτά αναφέρονται στους παρακάτω πίνακες.

Πίνακας 5. Διεργασίες του επεκτεταμένου μοντέλου ASM1

Διεργασίες του Επεκτεταμένου Μοντέλου ASM1

1	Αερόβια ανάπτυξη των ετερότροφων μικροοργανισμών
2	Ανοξική ανάπτυξη των ετερότροφων μικροοργανισμών
3	Αερόβια ανάπτυξη των αυτότροφων μικροοργανισμών
4	Αποσύνθεση των ετερότροφων μικροοργανισμών
5	Αποσύνθεση των αυτότροφων μικροοργανισμών
6	Νιτρικοποίηση του διαλυμένου οργανικού αζώτου
7	Υδρόλυση των εγκλωβισμένων οργανικών συστατικών
8	Υδρόλυση των εγκλωβισμένου οργανικού αζώτου
9	Υδρόλυση του φωσφόρου

(Ya-jing SONG *Extended activated sludge model no. 1 (ASM1) for simulating biodegradation process using bacterial technology*)

Πίνακας 6. Διαλυμένα συστατικά του επεκτεταμένου μοντέλου ASM1

Διαλυμένα Συστατικά του Επεκταμένου Μοντέλου ASM1	
Συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου	S_{O_2}
Συγκέντρωση των βιοαποικοδομήσιμων οργανικών ή αλλιώς του COD	S_S
Συγκέντρωση του διαλυμένων φωσφορικών	S_{PO_4}
Συγκέντρωση του διαλυμένου αποικοδομήσιμου οργανικού αζώτου	S_{ND}
Συγκέντρωση του διαλυμένου αμμωνίου και της διαλυμένης αμμωνίας	S_{NH_4}
Συγκέντρωση του διαλυμένου αερίου αζώτου	S_{N_2}
Συγκέντρωση των διαλυμένων νιτρικών και νιτρικών ιόντων	S_{NO}

(Ya-jing SONG *Extended activated sludge model no. 1 (ASM1) for simulating biodegradation process using bacterial technology*)

Πίνακας 7. Σωματίδια του επεκτεταμένου μοντέλου ASM1

Σωματίδια του Επεκταμένου Μοντέλου ASM1	
Συγκέντρωση των σωματιδίων του φωσφόρου	X_{PO_4}
Συγκέντρωση των βραδέως βιοαποικοδομήσιμων οργανικών σωματιδίων	X_S
Συγκέντρωση των ετερότροφων βακτηριδίων Concentration of	X_H
Συγκέντρωση των αποικοδομήσιμων σωματιδίων του οργανικού αζώτου	X_{ND}
Συγκέντρωση των σωματιδιακών προϊόντων λόγω της αποσύνθεσης του COD	X_P
Συγκέντρωση των αυτότροφων νιτροποιητικών βακτηριδίων	X_A

(Ya-jing SONG *Extended activated sludge model no. 1 (ASM1) for simulating biodegradation process using bacterial technology*)

6.7.2 Κατασκευή εξισώσεων των χημικών αντιδράσεων

Η κατασκευή των εξισώσεων των χημικών αντιδράσεων, που λαμβάνουν χώρα κατά το βιολογικό καθαρισμό των υγρών αποβλήτων, χρειάζεται τα παρακάτω:

- Το στοιχειομετρικό πίνακα των διαλυμένων συστατικών και των σωματιδίων
- Τον πίνακα των παραμέτρων του μοντέλου
- Τις εξισώσεις των ρυθμών των διεργασιών.

Ο στοιχειομετρικός πίνακας, καθώς και ο πίνακας των παραμέτρων παρατίθενται στα παραρτήματα Α και Β αντίστοιχα.

6.7.3 Εξισώσεις ρυθμού διεργασιών

Παρακάτω ακολουθούν οι ρυθμοί των διεργασιών των 9 αντιδράσεων ρ_j που πραγματοποιούνται σύμφωνα με το επεκτεταμένο μοντέλο ASM1:

$$\rho_1 = \mu_{max H} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{OH}+S_{O_2}} \cdot \frac{S_S}{K_S+S_S} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4}+S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_{PO_4}+S_{PO_4}} \cdot X_H \quad (\text{Εξ. 6.3})$$

$$\rho_2 = \mu_{max H} \cdot n_g \cdot \frac{K_{OH}}{K_{OH}+S_{O_2}} \cdot \frac{S_S}{K_S+S_S} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3}+S_{NO_3}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_{PO_4}+S_{PO_4}} \cdot X_H \quad (\text{Εξ. 6.4})$$

$$\rho_3 = \mu_{max A} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{OA}+S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4}+S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_{PO_4}+S_{PO_4}} \cdot X_A \quad (\text{Εξ. 6.5})$$

$$\rho_4 = k_{dH} \cdot X_H^{n_H} \quad (\text{Εξ. 6.6})$$

$$\rho_5 = k_{dA} \cdot X_A^{n_A} \quad (\text{Εξ. 6.7})$$

$$\rho_6 = k_{aN} \cdot S_{ND} \cdot X_H \quad (\text{Εξ. 6.8})$$

$$\rho_7 = \frac{X_S/X_H}{K_X+X_S/X_H} \cdot \left(\frac{S_{O_2}}{K_{OH}+S_{O_2}} + n_h \cdot \frac{K_{OH}}{K_{OH}+S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3}+S_{NO_3}} \right) \cdot X_H \quad (\text{Εξ. 6.9})$$

$$\rho_8 = \frac{X_{ND}/X_H}{K_X+X_S/X_H} \cdot \left(\frac{S_{O_2}}{K_{OH}+S_{O_2}} + n_h \cdot \frac{K_{OH}}{K_{OH}+S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3}+S_{NO_3}} \right) \cdot X_H \quad (\text{Εξ. 6.10})$$

$$\rho_9 = \frac{X_{PO_4}/X_H}{K_X+X_S/X_H} \cdot \left(\frac{S_{O_2}}{K_{OH}+S_{O_2}} + n_h \cdot \frac{K_{OH}}{K_{OH}+S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3}+S_{NO_3}} \right) \cdot X_H \quad (\text{Εξ. 6.11})$$

(Ya-jing SONG *Extended activated sludge model no. 1 (ASM1) for simulating biodegradation process using bacterial technology*)

6.7.4 Υπολογισμός ρυθμών παραγωγής

Με βάση τα παραπάνω δεδομένα από τους πίνακες μπορούμε να υπολογίσουμε τους ρυθμούς παραγωγής όλων των συστατικών με τη χρήση της γενικής εξίσωσης $r_i = \sum v_{j,i} \cdot \rho_j$. Συνεπώς, οι ρυθμοί παραγωγής προκύπτουν ως εξής:

$$r_1 = -0.01 \cdot (\rho_1 + \rho_2) - 0.019 \cdot \rho_3 + \rho_9 \quad (\text{Εξ. 6.12})$$

$$r_2 = -\frac{1}{Y_H} \cdot (\rho_1 + \rho_2) + \rho_7 \quad (\text{Εξ. 6.13})$$

$$r_3 = 0.013 \cdot (\rho_4 + \rho_5) - \rho_9 \quad (\text{Εξ. 6.14})$$

$$r_4 = (1 - f_p) \cdot (\rho_4 + \rho_5) - \rho_7 \quad (\text{Εξ. 6.15})$$

$$r_5 = (\rho_1 + \rho_2) - \rho_4 \quad (\text{Εξ. 6.16})$$

$$r_6 = \rho_3 - \rho_5 \quad (\text{Εξ. 6.17})$$

$$r_7 = f_p \cdot (\rho_4 + \rho_5) \quad (\text{Εξ. 6.18})$$

$$r_8 = -\frac{1-Y_H}{Y_H} \cdot \rho_1 - \frac{4.57-Y_A}{Y_A} \cdot \rho_3 \quad (\text{Εξ. 6.19})$$

$$r_9 = -\frac{1-Y_H}{2.86 \cdot Y_H} \cdot \rho_2 + \frac{1}{Y_A} \cdot \rho_3 \quad (\text{Εξ. 6.20})$$

$$r_{10} = -0.024 \cdot (\rho_1 + \rho_2) + \left(-i_{NBM} - \frac{1}{Y_A}\right) \cdot \rho_3 + \rho_6 \quad (\text{Εξ. 6.21})$$

$$r_{11} = \rho_6 - \rho_8 \quad (\text{Εξ. 6.22})$$

$$r_{12} = 0.041 \cdot (\rho_4 + \rho_5) \quad (\text{Εξ. 6.23})$$

$$r_{13} = -\frac{1-\gamma_H}{2.86 \cdot \gamma_H} \cdot \rho_2 \quad (\text{Εξ. 6.24})$$

(Ya-jing SONG *Extended activated sludge model no. 1 (ASM1) for simulating biodegradation process using bacterial technology*)

6.8 Λεπτομερής Διάταξη της Εγκατάστασης

6.8.1 Γενικά Χαρακτηριστικά Βιοαντιδραστήρων

Σύμφωνα με το σχήμα (θα προσθέσω τον αριθμό αργότερα) για την πραγματοποίηση των διεργασιών χρειάζονται έξι βιοαντιδραστήρες εκ των οποίων στον πρώτο επικρατούν αναερόβιες συνθήκες, στους επόμενους δύο ανοξικές και στους τρεις τελευταίους αερόβιες.

Συνήθως στην περίπτωση στους αντιδραστήρες που επικρατούν συνθήκες απουσίας οξυγόνου χρησιμοποιείται σαν ενδεικτική τιμή όγκου τα 1000 m³ ενώ για αντιδραστήρες που λειτουργούν σε αερόβιες συνθήκες τα 1333 m³.

Συνεπώς, αν χρησιμοποιηθεί ο τύπος $V_{as,k}$ για το συμβολισμό των αντιδραστήρων, όπου k= ο αριθμός που αντιστοιχεί σε κάθε αντιδραστήρα, τότε θα ισχύει ότι:

- $V_{as,1} = V_{as,2} = 1000m^3$
- $V_{as,3} = V_{as,4} = V_{as,5} = 1333m^3$

Ωστόσο, σε αυτήν την εργασία, λόγω δυσκολιών του κώδικα είναι δύσκολο να κατασκευάσουμε τους δύο επιπλέον αντιδραστήρες της αποφωσφόρωσης και της απονιτροποίησης και γι'αυτόν το λόγο θα θεωρήσουμε ότι τα $V_{as,1}$ και $V_{as,2}$ έχουν διπλάσιο όγκο.

(Krist V. Gernaey*, 2003) (Sperling, 2007)(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

6.8.2 Ισοζύγια Μάζας Βιοαντιδραστήρων

Για την έκφραση των ισοζυγίων μάζας είναι απαραίτητος ο ορισμός κάποιων απαραίτητων παραμέτρων οι οποίες είναι:

1. Ο ρυθμός ροής, Q_k
2. Η συγκέντρωση $Z_{as,k}$
3. Ο όγκος $V_{as,k}$
4. Ο ρυθμός αντίδρασης r_k

όπου k= ο αριθμός που αντιστοιχεί σε κάθε αντιδραστήρα.

Οι εκφράσεις των ισοζυγίων μάζας των βιοαντιδραστήρων είναι οι ακόλουθες:

- Για τον πρώτο αντιδραστήρα, όπου k=1, λόγω της ανακυκλοφορίας το ισοζύγιο μάζας θα είναι:

$$\frac{Z_{as,1}}{dt} = \frac{1}{V_{as,1}} \cdot (Q_r \cdot Z_r + r_{Z,1} \cdot V_{as,1} - Q_1 \cdot Z_{as,1}) \quad (\text{Εξ. 6.25})$$

όπου $Q_1 = Q_i + Q_r$

- Για το δεύτερο αντιδραστήρα, όπου $k=2$, λόγω της ανακυκλοφορίας από το δεύτερο αερόβιο αντιδραστήρα, το ισοζύγιο μάζας θα είναι:

$$\frac{Z_{as,2}}{dt} = \frac{1}{V_{as,2}} \cdot (Q_1 \cdot Z_{as,1} + Q_{int} \cdot Z_{as,int} + r_{Z,2} \cdot V_{as,2} - Q_2 \cdot Z_{as,2}) \quad (\text{Εξ. 6.26})$$

- Για τους επόμενους τρεις βιοαντιδραστήρες δηλαδή για $k= 3,4$ και 5 και θα ισχύει ότι:

$$\frac{Z_{as,k}}{dt} = \frac{1}{V_{as,k}} \cdot (Q_{k-1} \cdot Z_{as,k-1} + r_{Z,k} \cdot V_{as,k} - Q_k \cdot Z_{as,k}) \quad (\text{Εξ. 6.27})$$

- Τέλος, έχουμε την ειδική περίπτωση του διαλυμένου οξυγόνου στην οποία ισχύει ότι:

$$\frac{dS_{O,as,k}}{dt} = \frac{1}{V_{as,k}} \cdot [Q_{k-1} \cdot S_{O,as,k-1} + r_{Z,k} \cdot V_{as,k} + (K_L a) \cdot V_{as,k} \cdot (S_O^* - S_{O,as,k}) - Q_k \cdot S_{O,as,k}] \quad (\text{Εξ. 6.28})$$

όπου το $K_L a$ είναι ένας συντελεστής μεταφοράς του οξυγόνου με σκοπό τη διόρθωση της τιμής του και συνήθως παίρνει την τιμή 10 h^{-1} και το είναι η συγκέντρωση κορεσμού το διαλυμένου οξυγόνου και μία συνηθισμένη της τιμή είναι 8 g/m^3 .

Τέλος, στη διάταξη του σχήματος ισχύουν οι παρακάτω σχέσεις:

- $Q_6 = Q_f + Q_{int}$
- $Z_{as,5} = Z_f + Z_{int}$
- $Z_w = Z_r$
- $Q_f = Q_e + Q_r + Q_w = Q_e + Q_u$

(Krist V. Gernaey*, 2003) (Sperling, 2007)(A.C. van Haandel and J.G.M. van der Lubbe (2012))

7. Σχεδιασμός συστήματος ρύθμισης

7.1 Εισαγωγή

Τα λύματα, τα οποία παράγονται από τις πολλές και διαφορετικές ανθρώπινες δραστηριότητες, αποτελούν επικίνδυνο ρύπο για το περιβάλλον λόγω της ποιότητας τους. Η επεξεργασία αυτών των ακατάλληλων υγρών αποβλήτων αποτελεί αναπόσπαστο μέρος της βιώσιμης ανάπτυξης της κοινωνίας μας και γι' αυτό το λόγο αναλαμβάνεται και πραγματοποιείται από μονάδες επεξεργασίας λυμάτων μέσω πολύπλοκων φυσικών και βιολογικών διεργασιών και σύμφωνα με τις αυστηρότερες περιβαλλοντικές νομοθεσίες. Ωστόσο, εκτός από τις διεργασίες επίτευξης βελτιωμένης ποιότητας των αποβλήτων απαιτείται και ο περιορισμός της ελάχιστης ενέργειας που είναι αναγκαία για την πραγματοποίηση όλων αυτών των διεργασιών, τόσο για τον περιορισμό της υποβάθμισης του περιβάλλοντος όσο και για τη διατήρηση του λειτουργικού κόστους στα αποδεκτά επίπεδα. Οι προαναφερθέντες στόχοι επιτυγχάνονται μέσω ρύθμισης με τη χρήση σύνθετων ρυθμιστών. Στην υπάρχουσα βιβλιογραφία αναφέρονται διάφορες στρατηγικές ρύθμισης οι οποίες έχουν αναπτυχθεί και πλέον εφαρμόζονται στις μονάδες επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Η ρύθμιση των συστημάτων συνήθως επιτυγχάνεται με δύο μεθόδους:

- Την κλασική αναλογική-ολοκληρωτική ρύθμιση
- Το προβλεπτικό μοντέλο ρύθμισης (Model Predictive Control ή MPC).

7.2 Δείκτες Απόδοσης

Για την περιγραφή των μεθόδων ρύθμισης που θα ακολουθεί στην επόμενη υποενότητα είναι σημαντικό πρώτα να υιοθετηθούν ορισμένοι δείκτες απόδοσης, οι οποίοι αξιολογούν την απόδοση της ρύθμισης της διεργασίας. Αυτοί οι δείκτες υπολογίζουν την ποιότητα των αποβλήτων, το συνολικό λειτουργικό κόστος, καθώς και την παρακολούθηση της ρύθμισης σε κάποιο σημείο αναφοράς από ένα ρυθμιστή.

Αρχικά, ο πρώτος δείκτης είναι η ποιότητα των εκροών, EQ (kg ρύπανσης / μέρα). Η ποιότητα των εκροών από το ανώτερο στρώμα της δευτερεύουσας δεξαμενής καθίζησης θεωρείται τυπικά άμεσος και σημαντικός δείκτης της απόδοσης των συστημάτων ελέγχου καθώς και του συνόλου της μονάδας επεξεργασίας των λυμάτων. Ορίζεται ως ο ημερήσιος μέσος όρος του αθροίσματος των συγκεντρώσεων διαφορετικών συστατικών και ενώσεων στο υγρό απόβλητο σε μια ορισμένη χρονική περίοδο και ο υπολογισμός του πραγματοποιείται σύμφωνα με την εξίσωση:

$$EQ = \frac{1}{1000T} \int_{t_0}^{t_f} \left(2TSS_e(t) + COD_e(t) + 30S_{NKj,e}(t) + 10S_{No,e}(t) + 2BOD_e(t) \right) Q_e(t) dt$$

(Εξ. 7.1)

Όπου το t_0 και το t_f είναι ο αρχικός και ο τελικός χρόνος της περιόδου αξιολόγησης, το

$T = t_f - t_0$ είναι ο συνολικός χρόνος αξιολόγησης, το TSS είναι τα ολικά στερεά, το COD είναι το χημικά απαιτούμενο οξυγόνο, το S_{NKj} είναι η συγκέντρωση του αζώτου Kjeldahl και το BOD είναι το βιολογικά απαιτούμενο οξυγόνο.

Επίσης, το λειτουργικό κόστος είναι ένας ακόμα σημαντικός δείκτης απόδοσης. Το πρωτογενές κόστος λειτουργίας περιλαμβάνει την ποσότητα ιλύος που πρέπει να διατεθεί, την ενέργεια αερισμού, την ενέργεια άντλησης και την ενέργεια ανάμιξης. Η παραγωγή ιλύος, SP (kg / μέρα), είναι ο ημερήσιος μέσος όρος του αθροίσματος των

των ολικών στερεών στη ροή σπατάλης (δηλ. Q_w) και των συσσωρευμένων στερεών στη μονάδα κατά την περίοδο αξιολόγησης. Η παραγωγή ιλύος δίνεται από τη σχέση:

$$SP = \frac{1}{1000T} \left(0.75 \int_{t_0}^{t_f} (X_{S,w}(t) + X_{I,w}(t) + X_{B,H,w}(t) + X_{B,A,w}(t) + X_{P,w}(t)) Q_w(t) dt + (TSS(t_f) - TSS(t_0)) \right) \quad (\text{Εξ. 7.2})$$

Όπου $TSS(t)$ είναι η ποσότητα των ολικών στερεών στη μονάδα ανάλογα με την χρονική στιγμή.

Συνεχίζοντας, η ενέργεια αερισμού, AE (kWh / μέρα), λαμβάνει υπόψη τις ιδιαιτερότητες της μονάδας, όπως το μέγεθος των φυσαλίδων και το βάθος βύθισης. Η AE υπολογίζεται με βάση τους συντελεστές μεταφοράς του οξυγόνου και δίδεται ως εξής:

$$AE = \frac{S_o^{sat}}{1800T} \int_{t_0}^{t_f} \sum_{i=1}^5 V_i K_L a_i(t) dt \quad (\text{Εξ. 7.3})$$

Όπου το S_o^{sat} είναι η συγκέντρωση της υγρασίας για το οξυγόνο και το $K_L a_i$ είναι ο συντελεστής μεταφοράς του οξυγόνου στον i αντιδραστήρα (όπου το i παίρνει τιμές από το 1 ως το 5).

Η ενέργεια άντλησης, PE (kWh / μέρα), υποδηλώνει την κατανάλωση ενέργειας που σχετίζεται με τις αντλίες εσωτερικής και εξωτερικής ανακύκλωσης και υπολογίζεται ως:

$$PE = \frac{1}{T} \int_{t_0}^{t_f} (0.004Q_a(t) + 0.008Q_r(t) + 0.05Q_w(t)) dt \quad (\text{Εξ. 7.4})$$

Η ενέργεια ανάμειξης, ME (kWh / μέρα), εξαρτάται από τους όγκους των αντιδραστήρων και τους συντελεστές μεταφοράς οξυγόνου στους αντιδραστήρες σύμφωνα με την εξίσωση:

$$ME = \frac{1}{T} \int_{t_0}^{t_f} ME(t) dt \quad (\text{Εξ. 7.5})$$

Όπου

$$ME(t) = 24 \sum_{i=1}^5 0.005V_i, \text{ αν } K_L a_i(t) < 20 d^{-1}$$

$$ME(t) = 0, \text{ αν } K_L a_i(t) \geq 20 d^{-1}$$

Τέλος, ο δείκτης συνολικού κόστους OCI υπολογίζεται ως εξής:

$$OCI = AE + PE + 5SP + ME \quad (\text{Εξ. 7.6})$$

Αρχικά, θα πρέπει να ξαναγράψουμε το μοντέλο της προσομοίωσης σε συνοπτική μορφή. Το μοντέλο της μονάδας επεξεργασίας λυμάτων ανήκει στην κατηγορία μη γραμμικών συστημάτων που περιγράφεται από τις παρακάτω εξισώσεις:

$$\dot{x}(t) = f(x(t)) + g(x(t))u(t) \quad (\text{Εξ. 7.7})$$

$$y(t) = h(x(t)) \quad (\text{Εξ. 7.8})$$

Όπου το x είναι το διάνυσμα των μεταβλητών κατάστασης της διεργασίας, $u = [u_1 u_2]^T = [Q_a K_L a_5]^T$ είναι το διάνυσμα εισόδου εκ χειρισμού και το $y = [y_1 y_2]^T = [S_{NO,2} S_{O,5}]^T$ είναι το διάνυσμα εξόδου. (Ignacio Santin, 2015)(Liu, J. Zeng (n.d.). Economic Model Predictive Control of Wastewater Treatment.)

7.3 Αναλογική-Ολοκληρωτική Ρύθμιση (Proportional-Integral Control)

Η αναλογική-ολοκληρωτική ρύθμιση είναι μία ευρέως χρησιμοποιημένη μέθοδος ρύθμισης, η οποία χρησιμοποιείται τόσο στις μελέτες των μονάδων επεξεργασίας λυμάτων, όσο και σε μελέτες σε ακαδημαϊκό επίπεδο. Συγκεκριμένα, στο κλασικό BSM-1 χρησιμοποιούνται συνήθως δύο PI-ρυθμιστές, ένας που ρυθμίζει το $S_{NO,2}$ μέσω της μεταβλητής εκ χειρισμού Q_a και ένας που ρυθμίζει το $S_{O,5}$ μέσω της μεταβλητής εκ χειρισμού $K_L a_5$. Οι εξισώσεις που περιγράφουν τους δύο PI ρυθμιστές είναι:

$$u_1(t_k) = K_{\rho 1} \left[(y_1^{set} - y_1(t_k)) + \frac{T_{t1}}{T_{i1}} \sum_{j=0}^k (y_1^{set} - y_1(t_j)) \right]$$

$$u_2(t_k) = K_{\rho 2} \left[(y_2^{set} - y_2(t_k)) + \frac{T_{t2}}{T_{i2}} \sum_{j=0}^k (y_2^{set} - y_2(t_j)) \right]$$

Όπου το y_1^{set} και το y_2^{set} είναι τα σημεία αναφοράς των $S_{NO,2}$ και $S_{O,5}$ αντίστοιχα. Τα $K_{\rho 1}$, T_{t1} και T_{i1} είναι τα αποτελούν το συντελεστή ενίσχυσης, το χρόνο αντίστροφης απόκρισης και το χρόνο μετενεργοποίησης του ρυθμιστή του $S_{NO,2}$ και τα $K_{\rho 2}$, T_{t2} και T_{i2} αποτελούν τα αντίστοιχα του ρυθμιστή του $S_{O,5}$. Οι ρυθμιστές PI που χρησιμοποιήθηκαν για τη ρύθμιση του $S_{NO,2}$ και του $S_{O,5}$ βρίσκονται στο παράρτημα ΙΑ. (Ignacio Santin, 2015)(Liu, J. Zeng (n.d.). Economic Model Predictive Control of Wastewater Treatment.)

7.4 Προβλεπτικό μοντέλο ρύθμισης (Model Predictive Control ή MPC)

Το προβλεπτικό μοντέλο ρύθμισης είναι μια πολύ δημοφιλής μέθοδος ρύθμισης με σκοπό της βελτιστοποίησης της διεργασίας. Σε γενικές γραμμές, η MPC διατυπώνεται ως μία μέθοδος βελτιστοποίησης μέσω ενός δικτύου κατά μήκος ενός δεδομένου ορίζοντα πρόβλεψης, δεδομένων της δυναμικής του συστήματος και των περιορισμών που συνεπάγονται τις καταστάσεις του συστήματος και τις εκ χειρισμού μεταβλητές εισόδου. Μία τυπική μορφή της MPC είναι η παρακάτω

$$\min \left[\sum_{i=k}^{k+N_p} (y^{set} - y(t_i))^T Q (y^{set} - y(t_i)) + \sum_{j=k}^{k+N_u} \Delta u(t_j)^T R \Delta u(t_j) \right]$$

$$\tilde{x}(t) = f(\tilde{x}(t)) + g(\tilde{x}(t))u(t) \quad (\text{Εξ. 7.12})$$

$$\tilde{y}(t) = h(\tilde{x}(t)) \quad (\text{Εξ. 7.13})$$

$$\tilde{x}(t_k) = x(t_k) \quad (\text{Εξ. 7.14})$$

$$\Delta u(t_k) = u(t_k) - u(t_{k-1}) \quad (\text{Εξ. 7.15})$$

Όπου το Δu υποδηλώνει την αύξηση της ρύθμισης, τα N_p και N_u αποτελούν τους ορίζοντες πρόβλεψης και ρύθμισης αντίστοιχα και τα Q και R είναι οι πίνακες στάθμισης των αποκλίσεων εξόδου και των αυξήσεων των εκ χειρισμού μεταβλητών εισόδου.

Στο πρόβλημα βελτιστοποίησης MPC, η εξίσωση 7.11 είναι η συνάρτηση κόστους, οι εξισώσεις 7.12 και 7.13 είναι το μοντέλο της μονάδας με το \tilde{x} να είναι η προβλεπόμενη κατάσταση της τροχιάς του συστήματος για την τροχιά της εισόδου υπολογιζόμενη από το πρόβλημα βελτιστοποίησης MPC, η εξίσωση 7.14 υποδηλώνει την αρχική συνθήκη του χρόνου την χρονική στιγμή t_k και η εξίσωση 7.15 ορίζει τη ρύθμιση της αύξησης την χρονική

στιγμή t_k . (Ignacio Santin, 2015)(Liu, J. Zeng (n.d.). Economic Model Predictive Control of Wastewater Treatment.)

7.5 Οικονομικό προβλεπτικό μοντέλο ρύθμισης (Economic Model Predictive Control ή EMPC)

Στο σχεδιασμό του ρυθμιστή EMPC, θεωρούμε ότι υπάρχει ένας ελεγκτής της μορφής

$u = k(x)$, ο οποίος αποδίδει την προέλευση του συστήματος κλειστού βρόχου το οποίο είναι ασυμπτωτικά σταθερό ενώ ικανοποιεί τον περιορισμό της μεταβλητής εισόδου. Με βάση το $k(x)$, κατασκευάζεται ένα τερματικό κόστος. Το τελικό κόστος χρησιμοποιείται στην EMPC για τη βελτίωση των συνολικών οικονομικών επιδόσεων. Για την κατασκευή του τερματικού κόστους, αρχικά ορίζουμε τα $\hat{x}(t|t_k)$ και $\hat{u}(t|t_k)$ ως την προβλεπόμενη κατάσταση και οι τροχιές της εισόδου του συστήματος της εξίσωσης $y(t) = h(x(t))$ αξιολογούνται την χρονική στιγμή t_k με βάση την αρχική συνθήκη $\hat{x}(t_k|t_k) = x(t_k)$. Για ένα χρονικό διάστημα $t \in [t_k, t_{k+N}]$, η προβλεπόμενη κατάσταση της τροχιάς υπολογίζεται με την ολοκλήρωση της διαφορικής εξίσωσης αναδρομικά για

$l = 0, \dots, N_h - 1$ σύμφωνα με τις εξισώσεις:

$$\hat{x}'(t|t_k) = f(\hat{x}(t|t_k)) + g(\hat{x}(t|t_k))\hat{u}(t|t_k) \quad \forall t \in [t_{k+l}, t_{k+l+1}] \quad (\text{Εξ. 7.16})$$

$$\hat{u}(t|t_k) = k(\hat{x}(t_{k+l}|t_k)) \quad \forall t \in [t_{k+l}, t_{k+l+1}] \quad (\text{Εξ. 7.17})$$

$$\hat{x}(t_k|t_k) = x(t_k) \quad (\text{Εξ. 7.18})$$

Το τερματικό κόστος $c(x(t_k), N_h)$ το οποίο συνοψίζει τις συσσωρευμένες οικονομικές επιδόσεις του συστήματος κάτω υπό τη λειτουργία του ρυθμιστή $k(x)$ σε περιόδους δειγματοληψίας N_h ορίζεται ως:

$$c(x(t_k), N_h) = \sum_{i=k}^{i=k+N_h} l(\hat{x}(t_i|t_k), \hat{u}(t_i|t_k))dt$$

Όπου το $l(x, u)$ είναι μια συνάρτηση οικονομικού κόστους που χαρακτηρίζει το δυναμικό οικονομικό κόστος του συστήματος σε μία συγκεκριμένη χρονική στιγμή.

Το EMPC με τερματικό κόστος την χρονική στιγμή t_k διαμορφώνεται ως το ακόλουθο πρόβλημα βελτιστοποίησης:

$$\min \sum_{j=k}^{j=k+N} l(\hat{x}(t_j|t_k), \hat{u}(t_j|t_k))dt + c(\tilde{x}(t_{k+N}), N_h)$$

$$\tilde{x}'(t) = f(\tilde{x}(t)) + g(\tilde{x}(t))u(t) \quad (\text{Εξ. 7.20})$$

$$\tilde{y}(t) = h(\tilde{x}(t)) \quad (\text{Εξ. 7.21})$$

$$\tilde{x}(t_k) = x(t_k) \quad (\text{Εξ. 7.22})$$

Στο παραπάνω πρόβλημα βελτιστοποίησης, η εξίσωση 7.21 είναι η συνάρτηση που ελαχιστοποιεί το συσσωρευμένο οικονομικό κόστος του ορίζοντα πρόβλεψης των περιόδων δειγματοληψίας N με τη συνάρτηση κόστους $c(\tilde{x}(t_{k+N}), N_h)$ ενσωματωμένη στο τελικό κόστος. Σε κάθε χρόνο δειγματοληψίας t_k , η βέλτιστη λύση για το EMPC είναι

δηλώνεται ως $u_{EMPC}^*(t|t_k)$ και οι εκ χειρισμού μεταβλητές εισόδου του συστήματος ορίζονται ως εξής:

$$u(t) = u_{EMPC}^*(t|t_k) \quad \forall t \in [t_k, t_{k+l}] \quad (\text{Εξ. 7.23})$$

(Ignacio Santin, 2015) (Liu, J. Zeng (n.d.). Economic Model Predictive Control of Wastewater Treatment.)

8. Αποτελέσματα Προσομοίωσης

8.1 Γενικά

Η προσομοίωση πραγματοποιήθηκε στο Benchmark Simulation Model 1 ή αλλιώς γνωστό ως BSM1 σε προγραμματιστικό περιβάλλον MATLAB/Simulink, το οποίο όμως τροποποιήθηκε καταλλήλως, ούτως ώστε να περιλαμβάνει και τις διεργασίες που προσομοιώνουν την απομάκρυνση του φωσφόρου. Οι τροποποιήσεις περιλαμβάνουν κυρίως την εισαγωγή των εξισώσεων του επεκτεταμένου μοντέλου ASM1, οι οποίες αντικαθιστούν τις εξισώσεις του απλού του ASM1 και όποιες άλλες αλλαγές χρειάζονται ώστε το μοντέλο να είναι πλήρως λειτουργικό.

Το μοντέλο μας, του οποίου του διάγραμμα ροής παρουσιάζεται στο παράρτημα Γ, ρυθμίζεται με ρυθμιστή PI με στόχο τα λύματα στην έξοδο να έχουν την προβλεπόμενη από τη νομοθεσία σύσταση, επιτυγχάνοντας παράλληλα την ελαχιστοποίηση του κόστους της διεργασίας. Η ελαχιστοποίηση του κόστους πραγματοποιείται ελαχιστοποιώντας την κατανάλωση του οξυγόνου.

Η κατανάλωση του οξυγόνου καταμετράται μέσω του kLa , δηλαδή του ογκομετρικού συντελεστή μεταφοράς μάζας ο οποίος περιγράφει την απόδοση με την οποία το οξυγόνο εισάγεται στον βιοαντιδραστήρα.

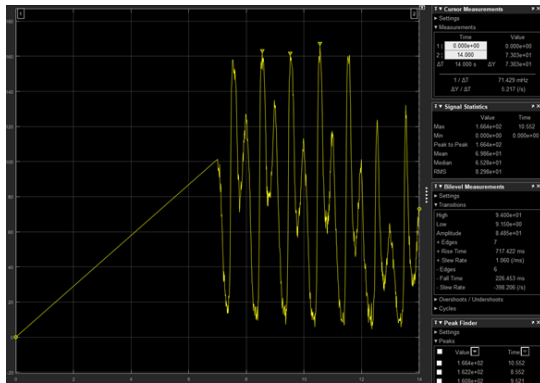
Η σημασία του kLa είναι πολύ μεγάλη γιατί επηρεάζει σημαντικά το κόστος των βιολογικών διεργασιών. Το διαλυμένο οξυγόνο αποτελεί συχνά το περιοριστικό υπόστρωμα για το σύστημα ζύμωσης και τις ανάπτυξης των μικροοργανισμών. Για τα βακτήρια και τις η κρίσιμη συγκέντρωση οξυγόνου κυμαίνεται συνήθως στο 10-50% του κορεσμένου αέρα. Πάνω από αυτό το κρίσιμο επίπεδο, η συγκέντρωση οξυγόνου δεν περιορίζει πλέον την ανάπτυξη των βακτηρίων. Για τη βέλτιστη ανάπτυξη των μικροοργανισμών, είναι συνεπώς σημαντικό να διατηρούνται, τα επίπεδα του διαλυμένου οξυγόνου πάνω από την κρίσιμη τιμή στο βιοαντιδραστήρα.

Τέλος ας αναφερθεί ότι η διάταξη που προσομοιώθηκε περιγράφεται αναλυτικά στο Κεφάλαιο 3 και πιο ειδικά είναι η διάταξη της υποενότητας 3.3.7, ενώ το διάγραμμα ροής της προσομοίωσης βρίσκεται στο παράρτημα ΙΑ.

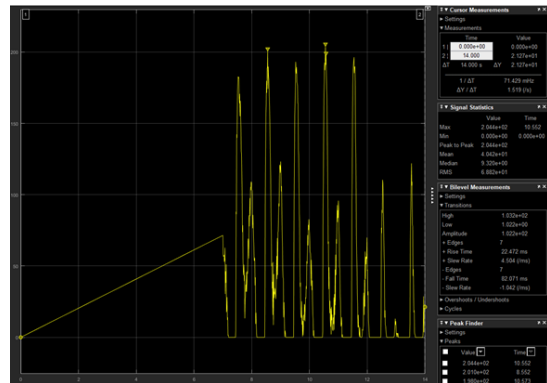
(<http://www.bioprocessintl.com/upstream-processing/bioreactors/measuring-kla-for-better-bioreactor-performance-328029/>)

8.2 Σύγκριση αποτελεσμάτων μεταξύ P και PI ρυθμιστών

Παρακάτω γίνεται παράθεση των διαγραμμάτων των εξόδων των επεξεργασμένων λυμάτων μεταξύ των P και PI ρυθμιστών. Τα διαγράμματα περιλαμβάνουν σύγκριση μεταξύ του kLa , των διαλυμένων φωσφορικών και της διαλυμένης αμμωνίας. Και στους δύο ρυθμιστές έχει επιλεγεί συντελεστής ενίσχυσης ίσος με $K=25$. Επίσης, στην περίπτωση του PI ρυθμιστή έχει επιλεγεί χρόνος μετενεργοποίησης $T_i=0.002$. Η μορφή και η δομή των P και PI ρυθμιστών που χρησιμοποιήθηκαν για την εξαγωγή των παρακάτω διαγραμμάτων παρουσιάζεται λεπτομερώς στο παράρτημα ΙΑ.

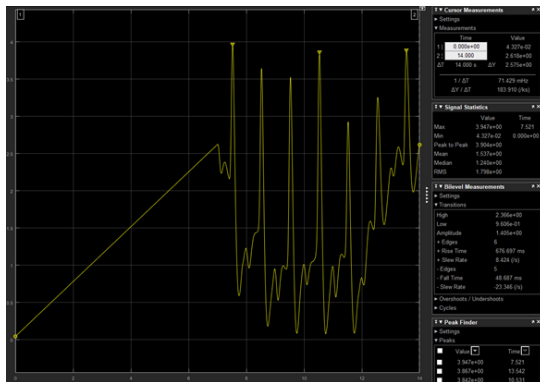


Εικόνα 3. Διάγραμμα kLa σε συνάρτηση με τον χρόνο - P ρυθμιστής

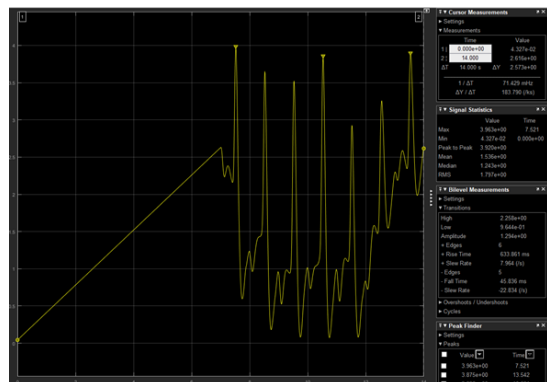


Εικόνα 2. Διάγραμμα kLa σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής

Από τα δύο παραπάνω διαγράμματα παρατηρούμε ότι η μέση τιμή του kLa του PI ρυθμιστή είναι πολύ καλύτερη από εκείνη του P ρυθμιστή. Ωστόσο, στον PI ρυθμιστή διαπιστώνουμε πολύ περισσότερες διακυμάνσεις των τιμών του kLa απ' ό τι στον P κάτι, το οποίο πιθανότατα οφείλεται στο ολοκληρωτικό μέρος του πρώτου.

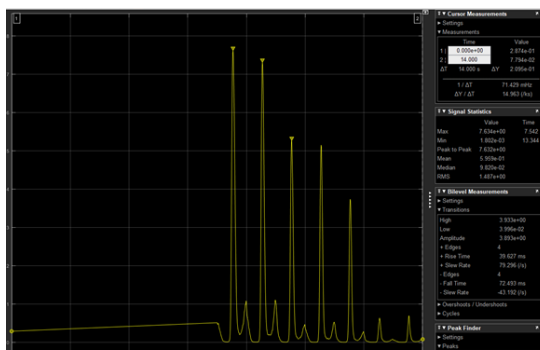


Εικόνα 4. Διάγραμμα SPO σε συνάρτηση με τον χρόνο - P ρυθμιστής

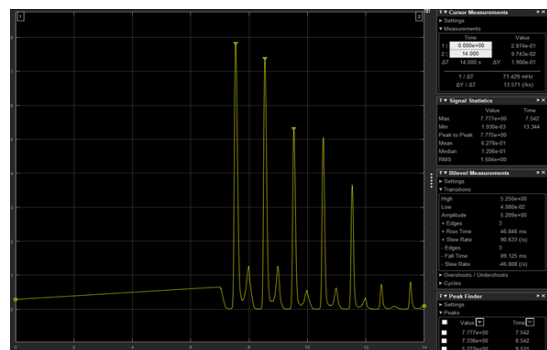


Εικόνα 5. Διάγραμμα SPO σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής

Ωστόσο, στην περίπτωση του διαλυμένου φωσφόρου δεν παρατηρείται καμία διαφορά στις μέσες τιμές που εξάγονται είτε από τον ένα ρυθμιστή είτε από τον άλλο.



Εικόνα 7. Διάγραμμα SNH σε συνάρτηση με τον χρόνο - P ρυθμιστής



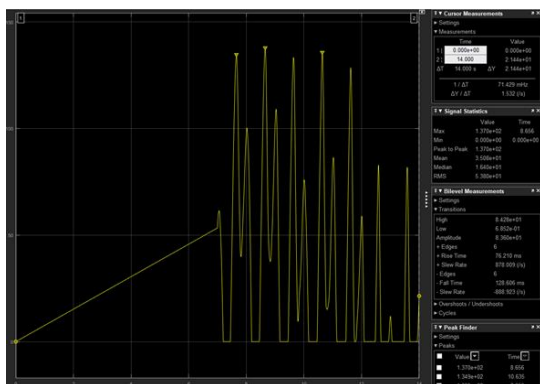
Εικόνα 6. Διάγραμμα SPO σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής

Επίσης, ο P ρυθμιστής φαίνεται να δίνει καλύτερα αποτελέσματα στην περίπτωση της διαλυμένης αμμωνίας. Παρόλα αυτά, και στις δύο περιπτώσεις η τελική συγκέντρωση της διαλυμένης αμμωνίας είναι στα επιτρεπτά όρια και αφού ο PI ρυθμιστής το επιτυγχάνει με πολύ μικρότερη τιμή kLa καθίσταται ιδανικότερος για τη ρύθμιση της διεργασίας αφού αποτελεί οικονομικότερη λύση.

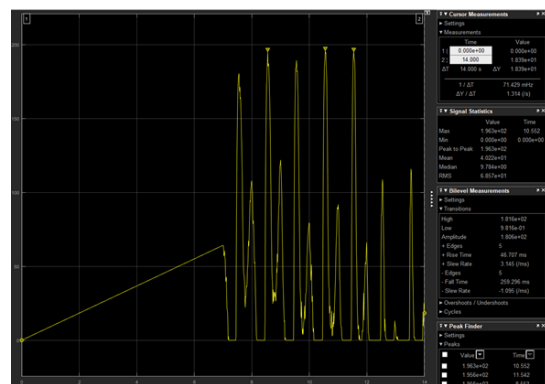
8.3 Σύγκριση αποτελεσμάτων μεταξύ PI ρυθμιστών με διαφορετική τιμή συντελεστή ενίσχυσης

Σε αυτήν την υποενότητα θα γίνει σύγκριση των τελικών τιμών του kLa , των διαλυμένων φωσφορικών και της διαλυμένης αμμωνίας μεταξύ PI ρυθμιστών, οι οποίοι έχουν διαφορετικές τιμές συντελεστή ενίσχυσης K , ενώ η τιμή του χρόνου μετενεργοποίησης T_i επιλέχθηκε ίση με 0.002.

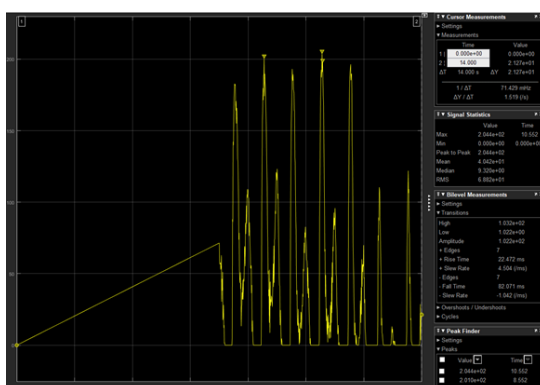
8.3.1 Σύγκριση διαγραμμάτων των τιμών του kLa



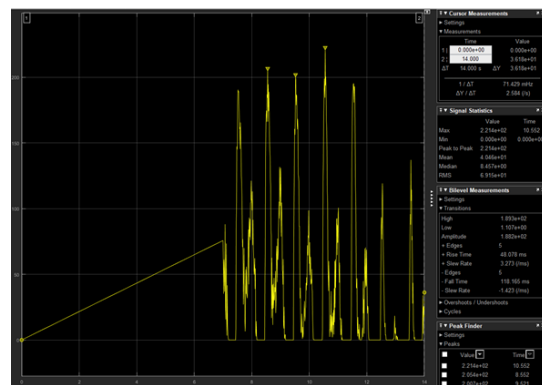
Εικόνα 8. Διάγραμμα kLa σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής με $K=1$



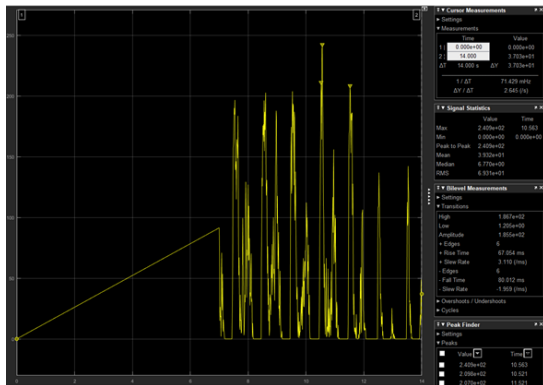
Εικόνα 9. Διάγραμμα kLa σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής με $K=10$



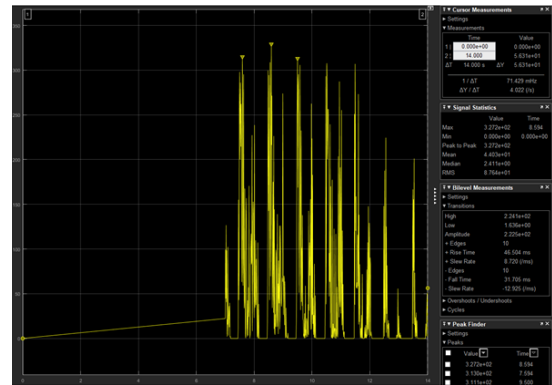
Εικόνα 10. Διάγραμμα kLa σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής $K=25$



Εικόνα 11. Διάγραμμα kLa σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής $K=50$



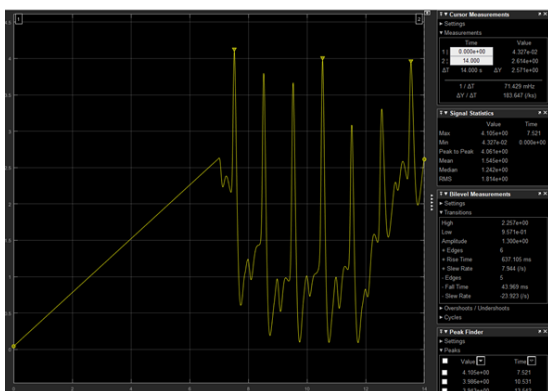
Εικόνα 12. Διάγραμμα κLa σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής με K=100



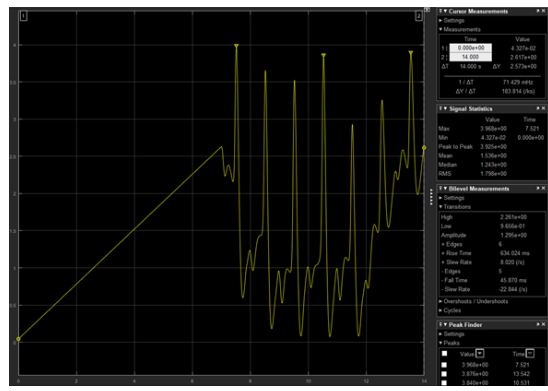
Εικόνα 13. Διάγραμμα κLa σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής K=500

Ξεκινώντας από την τιμή $K=1$, όπου η μέση τιμή του κLa είναι $35,08 \text{ d}^{-1}$ παρατηρούμε ότι η αύξηση της τιμής του συντελεστή ενίσχυσης στην τιμή $K=10$ έχει ως αποτέλεσμα αρχικά την αύξηση της μέσης τιμής του κLa στα $40,22 \text{ d}^{-1}$, ενώ στη συνέχεια για τις τιμές του συντελεστή ενίσχυσης από $K=25$ έως $K=100$ η μέση τιμή σταθεροποιείται κοντά στην τιμή $40,44 \text{ d}^{-1}$. Στο τελευταίο εύρος τιμών ($K=25-100$) το κLa λαμβάνει μία ελαφρώς καλύτερη τιμή στο $K=100$ περίπου $39,32 \text{ d}^{-1}$. Τέλος, για μεγαλύτερες τιμές του συντελεστή ενίσχυσης, η τιμή του κLa μεγαλώνει και γίνεται συνεπώς χειρότερη. Ενδεικτικά για $K=500$ η μέση τιμή του κLa γίνεται $40,03 \text{ d}^{-1}$. Σε αυτό το σημείο πρέπει να τονιστεί ότι το κLa δεν έχει κάποιο συγκεκριμένο εύρος τιμών στο οποίο πρέπει να κυμαίνεται και η καταλληλότερη τιμή γι' αυτό είναι η μικρότερη δυνατή, όπου παράλληλα οι συγκεντρώσεις των ρύπων παραμένουν στα επιτρεπτά επίπεδα.

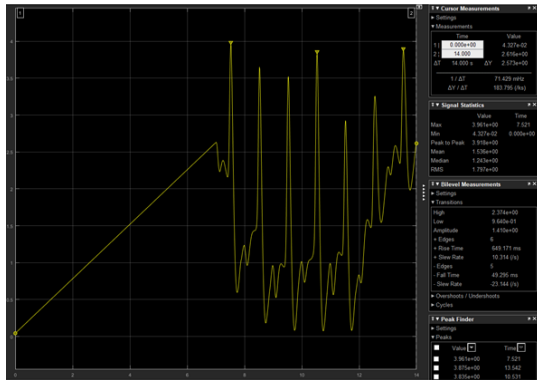
8.3.2 Σύγκριση διαγραμμάτων των τιμών του διαλυμένου φωσφόρου



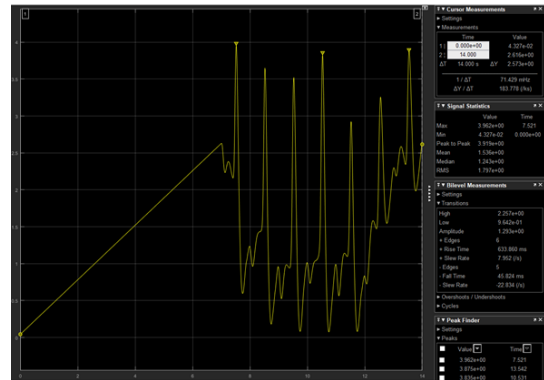
Εικόνα 14. Διάγραμμα SPO σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής K=1



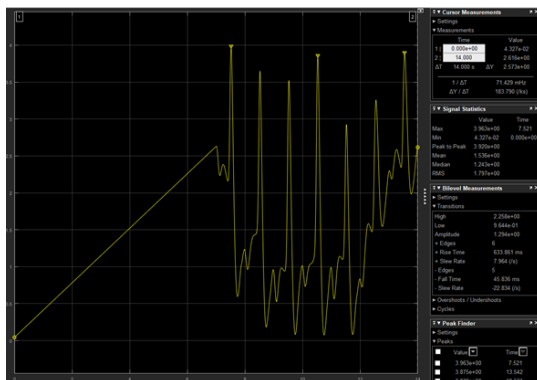
Εικόνα 15. Διάγραμμα SPO σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής με K=10



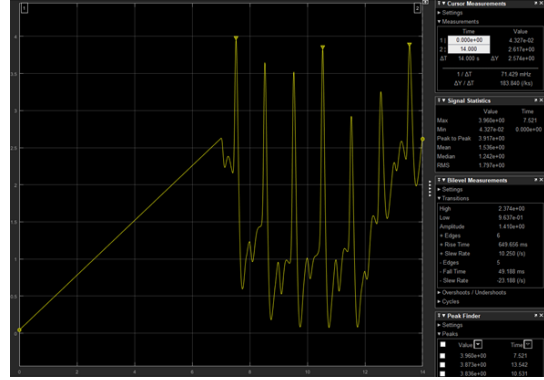
Εικόνα 19. Διάγραμμα SPO σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής K=25



Εικόνα 16. Διάγραμμα SPO σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής K=50



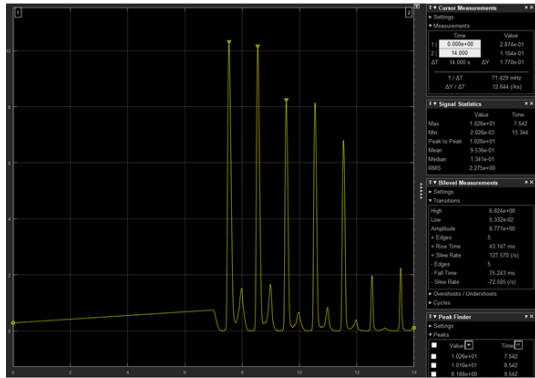
Εικόνα 18. Διάγραμμα SPO σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής K=100



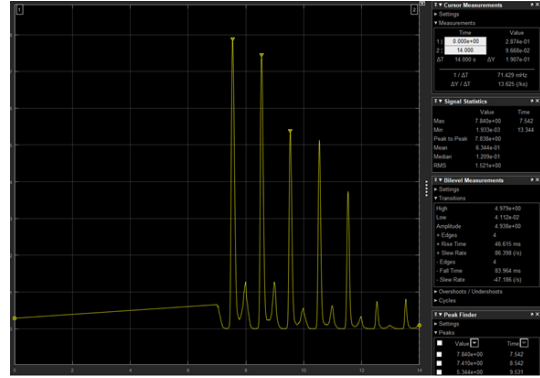
Εικόνα 17. Διάγραμμα SPO σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής K=500

Από τα παραπάνω διαγράμματα διαπιστώνουμε ότι η αύξηση της τιμής του συντελεστή ενίσχυσης των ρυθμιστών PI βελτιώνει αρχικά ελαφρώς τη μέση τιμή της συγκέντρωσης των διαλυμένων φωσφορικών και στη συνέχεια σταθεροποιείται για τα μεγαλύτερα K. Η τιμή του φωσφόρου μετά το πέρας της διεργασίας κυμαίνεται στα 1,5-1,6 mg/L, η οποία φαίνεται πως είναι αρκετά καλή και βρίσκεται εντός του προδιαγραφών που ορίζει η νομοθεσία.

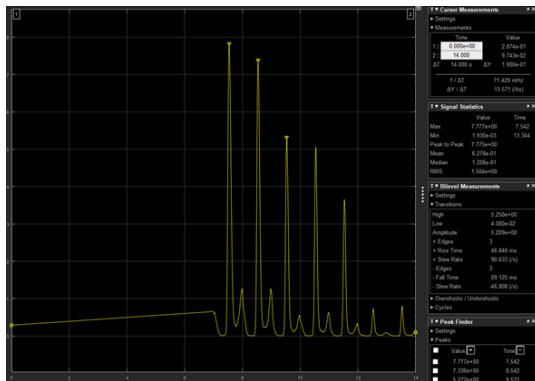
8.3.3 Σύγκριση διαγραμμάτων των τιμών της διαλυμένης αμμωνίας



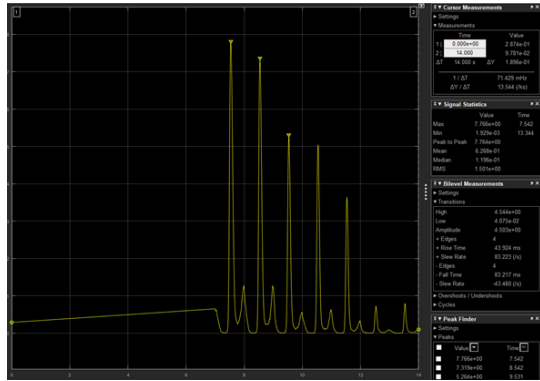
Εικόνα 21. Διάγραμμα SNH σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής K=1



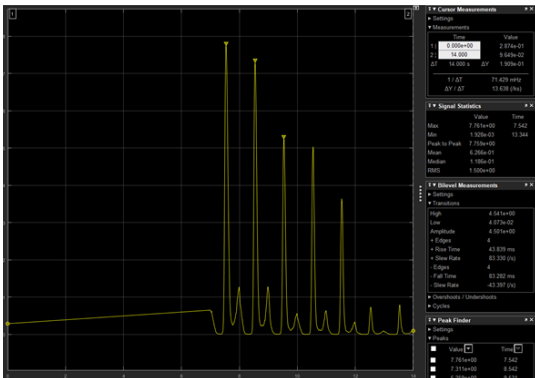
Εικόνα 20. Διάγραμμα SNH σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής K=10



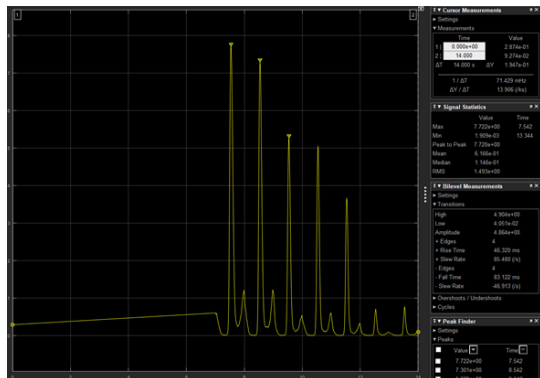
Εικόνα 23. Διάγραμμα SNH σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής K=25



Εικόνα 22. Διάγραμμα SNH σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής K=50



Εικόνα 25. Διάγραμμα SNH σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής K=100



Εικόνα 24. Διάγραμμα SNH σε συνάρτηση με τον χρόνο - PI ρυθμιστής K=500

Από τα παραπάνω διαγράμματα φαίνεται ότι καθώς αυξάνεται η τιμή του K από 1 σε 25, η μέση τιμή της συγκέντρωσης της διαλυμένης αμμωνίας ελαττώνεται αισθητά και επομένως βελτιώνεται, αλλά στις πολύ μεγάλες τιμές του συντελεστή ενίσχυσης K η τιμή παρουσιάζει ελάχιστη βελτίωση. Γενικά, από την παρατήρηση των διαγραμμάτων παρατηρούμε ότι η τιμή της διαλυμένης αμμωνίας κυμαίνεται περίπου από 0,95-0,6 mg/L η οποία φαίνεται πως είναι αρκετά καλή και βρίσκεται εντός του προδιαγραφών που ορίζει η νομοθεσία.

8.3.4 Συγκεντρωτικά αποτελέσματα της σύγκρισης

Τα παραπάνω αποτελέσματα οδηγούν σε ποικίλα συμπεράσματα. Η αύξηση του συντελεστή ενίσχυσης οδηγεί στη βελτίωση των συγκεντρώσεων των διαλυμένων συστατικών, όσο βρισκόμαστε σε τιμές μέχρι K=25. Όμως, στις υψηλότερες τιμές K, δηλαδή για τιμές μεγαλύτερες του 100, χειροτερεύει η τιμή του ογκομετρικού συντελεστή μεταφοράς μάζας του οξυγόνου και παράλληλα οι συγκεντρώσεις των διαλυμένων συστατικών δε μεταβάλλονται παρά ελάχιστα. Συμπερασματικά, τιμές του συντελεστή ενίσχυσης κοντά στον αριθμό 100 φαίνεται ότι επιτυγχάνουν τα επιθυμητά αποτελέσματα, δηλαδή πολύ καλές τιμές των συγκεντρώσεων των ρύπων των επεξεργασμένων λυμάτων στο χαμηλότερο δυνατό κόστος ή αλλιώς στη χαμηλότερη κατανάλωση οξυγόνου. Μια καλύτερη εικόνα των συμπερασμάτων αυτών δίνεται στον παρακάτω συγκεντρωτικό πίνακα. Τέλος, πρέπει να αναφερθεί ότι η τιμή των διαλυμένων νιτρικών κυμαινόταν στη μέση τιμή 12,53 mg/L, αλλά δεν παρουσιάστηκαν διαγράμματα καθώς δεν είχαν καμία πρακτική διαφορά και ο μόνος λόγος που γίνεται αναφορά αυτής της τιμής είναι για ευκολότερο υπολογισμό και σύγκριση της συνολικής συγκέντρωσης των ανόργανων και οργανικών αζωτούχων ενώσεων με εκείνη που προβλέπεται από την νομοθεσία.

K	1	10	25	50	100	500
Δ.Σ.						
kLa (d⁻¹)	35,08	40,22	40,42	40,46	39,32	44,03
SPO (mg/L)	1,545	1,536	1,536	1,536	1,536	1,536
SNH (mg/L)	0,9536	0,6344	0,6278	0,6268	0,6266	0,6166

Πίνακας 8. Σύγκριση τιμών kLa, SPO και SNH για διάφορες τιμές του K.

9. Συμπεράσματα-Προτάσεις

Κλείνοντας τη συγκεκριμένη εργασία κρίθηκε σκόπιμο και αναγκαίο να εξαχθούν τα συμπεράσματα και οι παρατηρήσεις που προέκυψαν, καθώς και να γίνουν προτάσεις για περαιτέρω μελέτη του προβλήματος.

Στόχος της συγκεκριμένης διπλωματικής εργασίας ήταν η δυναμική προσομοίωση της επεξεργασίας αστικών απόβλητων, όπου στο λύμα περιέχονται και ρύποι φωσφορικών ενώσεων και στο επιλεγμένο μοντέλο προβλέπονται οι διεργασίες κατανάλωσης αυτών των φωσφορικών ενώσεων. Επιπλέον, δευτερεύον στόχος της εργασίας αυτής, ήταν η κατάλληλη βαθμονόμηση του ρυθμιστή PI, που ρυθμίζει την εισαγωγή του οξυγόνου στην πέμπτη δεξαμενή, με σκοπό την ελάττωση της κατανάλωσης του οξυγόνου με ταυτόχρονη επίτευξη αστικού λύματος αποδεκτής σύστασης και τελικά επιτυγχάνοντας εξοικονόμηση στη συνολική διεργασία.

Αρχικά, το μοντέλο μελετήθηκε και υλοποιήθηκε σε προγραμματιστικό περιβάλλον MATLAB και Simulink. Βασικές μεταβλητές του συστήματος αποτελούν ο ογκομετρικός συντελεστής μεταφοράς μάζας του οξυγόνου kLa , η συγκέντρωση του διαλυμένου φωσφόρου S_{PO_4} και η συγκέντρωση της διαλυμένης αμμωνίας S_{NH_3} . Με βάση τα χαρακτηριστικά του συστήματος και του μοντέλου έγιναν διαφορετικοί συνδυασμοί με σκοπό την εύρεση ενός καλού σημείου λειτουργίας, δηλαδή μία αποδεκτή σύσταση λύματος προς διάθεση, όπου ταυτόχρονα εξασφαλίζεται χαμηλό κόστος διεργασίας.

Το βασικό πλεονέκτημα αυτής της διεργασίας είναι η ομοιότητα του επεκτεταμένου μοντέλου ASM1 με το απλό ASM1. Αυτή η ομοιότητα επιτρέπει την σχετικά εύκολη και πολύ καλή προσαρμογή του στο βασικό μοντέλο BSM1. Επίσης, σε αντίθεση με το απλό μοντέλο ASM1, το επεκτεταμένο προσομοιώνει ικανοποιητικά τις βιολογικές διεργασίες απομάκρυνσης του φωσφόρου από τα υγρά απόβλητα. Συνεπώς, το μοντέλο αυτό είναι αρκετά απλό σε σχέση με άλλα πιο σύνθετα μοντέλα που περιέχουν τις εξισώσεις αντιδράσεων του φωσφόρου όπως το ASM2. Τέλος, τα αποτελέσματα είναι αρκετά ικανοποιητικά καθώς η απομάκρυνση του φωσφόρου και της αμμωνίας φτάνουν σε πολύ καλά επίπεδα ικανοποιώντας τις ευρωπαϊκές προδιαγραφές.

Από την άλλη πλευρά, στα μειονεκτήματα αυτής της διεργασίας καταλογίζεται η αδυναμία του επεκτεταμένου μοντέλου ASM1 να υπολογίσει άλλες μεταβλητές και παραμέτρους όπως η αλκαλικότητα του διαλύματος κάτι το οποίο μπορεί να γίνει στα μοντέλα ASM2 και ASM3. Ακόμα, ο φώσφορος σε αυτό το μοντέλο διαχωρίζεται σε μόνο δύο μεταβλητές, τον διαλυμένο φώσφορο και τα σωματίδια φωσφόρου, σε αντίθεση με τα υπόλοιπα που υπολογίζουν επιπλέον τις συγκεντρώσεις του οργανικού και του ανόργανου φωσφόρου.

Τέλος, η ρύθμιση του συστήματος πραγματοποιήθηκε αποκλειστικά με PI (πραγματοποιήθηκαν προσομοιώσεις με P ρυθμιστή, αλλά τα αποτελέσματα του PI ήταν αρκετά καλύτερα και γι' αυτό προτιμήθηκε). Αν και τα αποτελέσματα ήταν αρκετά ικανοποιητικά, στο σύστημα θα μπορούσε να εφαρμοστεί και η μέθοδος MPC, η οποία είναι ήδη ευρέως χρησιμοποιούμενη. Μέσω της μεθόδου αυτής, η διεργασία θα ήταν πολύ πιθανό να δώσει ακόμα καλύτερα αποτελέσματα και γι' αυτόν σε κάποια επόμενη μελέτη θα ήταν καλό να χρησιμοποιηθεί.

Παράρτημα Α – Πίνακας του Επεκτεταμένου Μοντέλου ASM1

Πίνακας 9. Στοιχειομετρικός πίνακας επεκτεταμένου μοντέλου ASM1

Table 1 Complete computation matrix of extended ASM1

Process	S_N	X_H	X_A	S_{NO_3}	S_{NH_4}	X_N	X_P	S_{PO_4}	X_{PO_4}	C	S_{NO_2}	X_{NO_2}	S_{O_2}	Process rate
Aerobic growth of heterotrophs	$\frac{1}{Y_H}$	1			-0.024					$\frac{1-Y_H}{Y_H}$	-0.01		$\mu_{maxH} \frac{C}{K_{CO_2} + C} \frac{S_N}{K_S + S_N} \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \frac{S_{NO_2}}{K_{NO_2} + S_{NO_2}} \frac{Y_H}{K_{NO_2} + S_{NO_2}}$	
Anoxic growth of heterotrophs	$\frac{1}{Y_H}$	1		$-\frac{1-Y_H}{2.86Y_H}$	-0.024					$\frac{1-Y_H}{2.86Y_H}$	-0.01		$\mu_{maxH} \eta_{NO_3} \frac{K_{CO_2}}{K_{CO_2} + C} \frac{S_N}{K_S + S_N} \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \frac{S_{NO_2}}{K_{NO_2} + S_{NO_2}} \frac{Y_H}{K_{NO_2} + S_{NO_2}}$	
Aerobic growth of autotrophs			1	$\frac{1}{Y_A}$	$-\frac{1}{Y_A}$	$-\frac{1}{Y_A}$				$-\frac{4.57-Y_A}{Y_A}$	-0.019		$\mu_{maxA} \frac{C}{K_{CO_2} + C} \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \frac{Y_A}{K_{NO_2} + S_{NO_2}}$	
Decay of heterotrophs		-1					$1-f_d$		0.041				$k_{dH} X_H^{1.0}$	
Decay of autotrophs			-1				$1-f_d$		0.041				$k_{dA} X_A^{1.0}$	
Ammonification of soluble organic nitrogen						1							$k_{dP} S_{NO} X_H$	
Hydrolysis of entrapped organics		1											$k_h \frac{X_{NO_2}/X_H}{K_X + X_H/X_H} \left(\frac{C}{K_{CO_2} + C} + \eta_k \frac{K_{CO_2}}{K_{CO_2} + C} \frac{S_{NO_2}}{K_{NO_2} + S_{NO_2}} \right) X_H$	
Hydrolysis of entrapped organic nitrogen													$k_h \frac{X_{NO_2}/X_H}{K_X + X_H/X_H} \left(\frac{C}{K_{CO_2} + C} + \eta_k \frac{K_{CO_2}}{K_{CO_2} + C} \frac{S_{NO_2}}{K_{NO_2} + S_{NO_2}} \right) X_H$	
Hydrolysis of phosphorus													$k_h \frac{X_{NO_2}/X_H}{K_X + X_H/X_H} \left(\frac{C}{K_{CO_2} + C} + \eta_k \frac{K_{CO_2}}{K_{CO_2} + C} \frac{S_{NO_2}}{K_{NO_2} + S_{NO_2}} \right) X_H$	

(Ya-jiing SONG, Y.-b. X. *Extended activated sludge model no. 1 (ASM1) for simulating biodegradation process using bacterial technology.*)

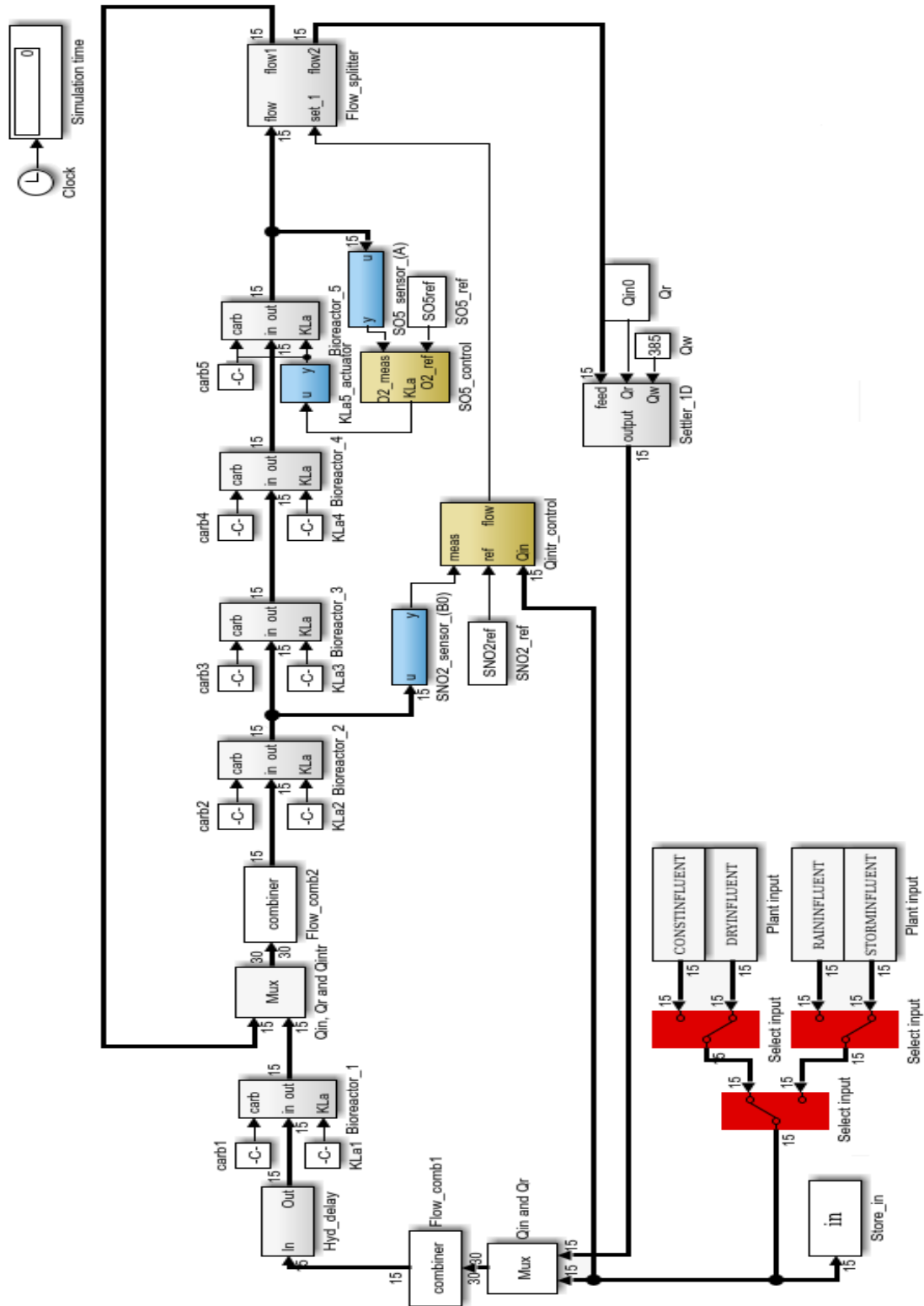
Παράρτημα Β – Υπολογισμένες Παράμετροι του επεκτεταμένου μοντέλου ASM1

Πίνακας 10. Παράμετροι του επεκτεταμένου μοντέλου AMS1

Item	i_{NH_4} (g/g)	Y_H (g/g)	Y_A (g/g)	f_p (g/g)	$\mu_{max,H}$ (d ⁻¹)	$\mu_{max,A}$ (d ⁻¹)	k_{dH} (d ⁻¹)	k_{dA} (d ⁻¹)	K_S (g/m ³)	K_{O_H} (g/m ³)
Literature		0.38-0.75	0.07-0.28		0.60-13.20	0.20-1.00	0.05-1.60	0.05-0.20	5-225	0.01-0.20
20°C	0.09	0.67	0.24	0.08	6	0.8	0.62	0.2	20	0.2
10°C	0.09	0.67	0.24	0.08	3	0.3	0.2	0.1	20	0.2
28.3°C	0.09	0.67	0.24	0.08	12	0.8	0.62	0.2	20	0.2
Item	K_{NO_3} (g/m ³)	K_X (g/m ³)	K_{NH_4} (g/m ³)	K_{PO_4} (g/m ³)	K_{O_A} (g/m ³)	k_b (d ⁻¹)	k_{dN} (d ⁻¹)	η_b	η_n	
Literature	0.10-0.50				0.40-2.00			0.60-1.00		
20°C	0.5	0.03	1	0.01	0.4	3	0.08	0.8	0.4	
10°C	0.5	0.01	1	0.01	0.4	1	0.04	0.8	0.4	
28.3°C	0.5	0.03	4	0.02	0.4	3	0.08	0.8	0.4	

(Ya-jing SONG, Y.-b. X. *Extended activated sludge model no. 1 (ASM1) for simulating biodegradation process using bacterial technology.*)

Παράρτημα Γ – Διάγραμμα Ροής Διεργασίας



Εικόνα 26. Διάγραμμα ροής διεργασίας σε Simulink

Παράρτημα Δ – asm1.c function

```
#define S_FUNCTION_NAME asm1

#include "simstruc.h"
#include <math.h>

#define XINIT    ssGetArg(S,0)
#define PAR    ssGetArg(S,1)
#define V      ssGetArg(S,2)
#define SOSAT  ssGetArg(S,3)

/*
 * mdlInitializeSizes - initialize the sizes array
 */
static void mdlInitializeSizes(SimStruct *S)
{
    ssSetNumContStates(    S, 13); /*13 number of continuous states
 */
    ssSetNumDiscStates(    S, 0);  /* number of discrete states
 */
    ssSetNumInputs(        S, 16);  /* number of inputs
 */
    ssSetNumOutputs(        S, 15); /* number of outputs
 */
    ssSetDirectFeedThrough(S, 1);  /* direct feedthrough flag
 */
    ssSetNumSampleTimes(    S, 1);  /* number of sample times
 */
    ssSetNumSFcnParams(     S, 4);  /* number of input arguments
 */
    ssSetNumRWork(          S, 0);  /* number of real work vector
elements */
    ssSetNumIWork(          S, 0);  /* number of integer work vector
elements*/
    ssSetNumPWork(          S, 0);  /* number of pointer work vector
elements*/
}

/*
 * mdlInitializeSampleTimes - initialize the sample times array
 */
static void mdlInitializeSampleTimes(SimStruct *S)
{
    ssSetSampleTime(S, 0, CONTINUOUS_SAMPLE_TIME);
    ssSetOffsetTime(S, 0, 0.0);
}

/*
 * mdlInitializeConditions - initialize the states
 */
static void mdlInitializeConditions(double *x0, SimStruct *S)
{
    int i;

    for (i = 0; i < 13; i++) {
        x0[i] = mxGetPr(XINIT)[i];
    }
}
```

```

}
}

/*
 * mdlOutputs - compute the outputs
 */

static void mdlOutputs(double *y, double *x, double *u, SimStruct *S,
int tid)
{
    double X_I2TSS, X_S2TSS, X_BH2TSS, X_BA2TSS, X_P2TSS;
    int i;

    X_I2TSS = mxGetPr(PAR)[19];
    X_S2TSS = mxGetPr(PAR)[20];
    X_BH2TSS = mxGetPr(PAR)[21];
    X_BA2TSS = mxGetPr(PAR)[22];
    X_P2TSS = mxGetPr(PAR)[23];

    for (i = 0; i < 13; i++) {
        y[i] = x[i];
    }

    y[13]=X_I2TSS*x[2]+X_S2TSS*x[3]+X_BH2TSS*x[4]+X_BA2TSS*x[5]+X_P2TSS*x
[6];
    y[14]=u[14]; /* x[13] */

}

/*
 * mdlUpdate - perform action at major integration time step
 */

static void mdlUpdate(double *x, double *u, SimStruct *S, int tid)
{
}

/*
 * mdlDerivatives - compute the derivatives
 */

static void mdlDerivatives(double *dx, double *x, double *u,
SimStruct *S, int tid)
{
    double mu_H, K_S, K_OH, K_NO, k_dH, mu_A, K_NH, K_OA, k_dA, ny_g,
k_aN, k_h, K_X, ny_h;
    double Y_H, Y_A, f_P, n_H, n_A;
    double proc1, proc2, proc3, proc4, proc5, proc6, proc7, proc8, proc9,
proc3x;
    double reac1, reac2, reac3, reac4, reac5, reac6, reac7, reac8, reac9,
reac10, reac11, reac12, reac13;
    double vol, SO_sat, T;
    double xtemp[13];
    int i;

    mu_H = mxGetPr(PAR)[0];
    K_S = mxGetPr(PAR)[1];
    K_OH = mxGetPr(PAR)[2];

```

```

K_NO = mxGetPr(PAR)[3];
k_dH = mxGetPr(PAR)[4];
mu_A = mxGetPr(PAR)[5];
K_NH = mxGetPr(PAR)[6];
K_OA = mxGetPr(PAR)[7];
k_dA = mxGetPr(PAR)[8];
ny_g = mxGetPr(PAR)[9];
k_aN = mxGetPr(PAR)[10];
k_h = mxGetPr(PAR)[11];
K_X = mxGetPr(PAR)[12];
ny_h = mxGetPr(PAR)[13];
Y_H = mxGetPr(PAR)[14];
Y_A = mxGetPr(PAR)[15];
f_P = mxGetPr(PAR)[16];
n_H = mxGetPr(PAR)[17];
n_A = mxGetPr(PAR)[18];
vol = mxGetPr(V)[0];
SO_sat = mxGetPr(SOSAT)[0];

for (i = 0; i < 13; i++) {
    if (x[i] < 0.0)
        xtemp[i] = 0.0;
    else
        xtemp[i] = x[i];
}

if (u[15] < 0.0)
    x[7] = fabs(u[15]);

proc1 =
mu_H*(xtemp[7]/(K_OH+xtemp[7]))*(xtemp[1]/(K_S+xtemp[1]))*(xtemp[9]/(
K_NO+xtemp[9]))*(xtemp[0]/(0.01+xtemp[0]))*xtemp[4];
proc2 =
mu_H*ny_g*(K_OH/(K_OH+xtemp[7]))*(xtemp[1]/(K_S+xtemp[1]))*(xtemp[8]/
(K_NO+xtemp[8]))*(xtemp[0]/(0.01+xtemp[0]))*xtemp[4];
proc3 =
mu_A*(xtemp[9]/(K_NH+xtemp[9]))*(xtemp[7]/(K_OA+xtemp[7]))*(xtemp[0]/
(0.01+xtemp[0]))*xtemp[5];
proc4 = exp((n_H)*(log(k_dH*(xtemp[4]))));
proc5 = exp((n_A)*(log(k_dA*(xtemp[5]))));
proc6 = k_aN*xtemp[4]*xtemp[10];
proc7 =
k_h*(xtemp[3]/xtemp[4])/(K_X+(xtemp[3]/xtemp[4]))*((xtemp[7]/(K_OH+xt
emp[7]))+ny_h*(K_OH/(K_OH+xtemp[7]))*(xtemp[8]/(K_NO+xtemp[8]))) *xtem
p[4];
proc8 =
k_h*((xtemp[10]/xtemp[4])/(K_X+(xtemp[3]/xtemp[4])))*((xtemp[7]/(K_OH
+xtemp[7]))+ny_h*(K_OH/(K_OH+xtemp[7]))*(xtemp[8]/(K_NO+xtemp[8]))) *x
temp[4];
proc9 =
k_h*(xtemp[2]/xtemp[4])/(K_X+(xtemp[3]/xtemp[4]))*((xtemp[7]/(K_OH+xt
emp[7]))+ny_h*(K_OH/(K_OH+xtemp[7]))*(xtemp[0]/(K_NO+xtemp[2]))) *xtem
p[4];

reac1 = 0.01*(-proc1-proc2)-0.019*proc3+proc9;
reac2 = (-proc1-proc2)/Y_H+proc7;
reac3 = 0.013*(proc4+proc5)-proc9;
reac4 = (1.0-f_P)*(proc4+proc5)-proc7;
reac5 = proc1+proc2-proc4;
reac6 = proc3-proc5;

```

```

    reac7 = f_P*(proc4+proc5);
    reac8 = -((1.0-Y_H)/Y_H)*proc1-((4.57-Y_A)/Y_A)*proc3;
    reac9 = -((1.0-Y_H)/(2.86*Y_H))*proc2+proc3/Y_A;
    reac10 = 0.024*(-proc1-proc2)-(0.09+(1.0/Y_A))*proc3+proc6;
    reac11 = (-proc6+proc8);
    reac12 = 0.041*(proc4+proc5);
    reac13 = ((1.0-Y_H)/2.86*Y_H)*(-proc2);

    dx[0] = 1.0/vol*(u[14]*(u[0]-x[0]))+reac1;
    dx[1] = 1.0/vol*(u[14]*(u[1]-x[1]))+reac2;
    dx[2] = 1.0/vol*(u[14]*(u[2]-x[2]))+reac3;
    dx[3] = 1.0/vol*(u[14]*(u[3]-x[3]))+reac4;
    dx[4] = 1.0/vol*(u[14]*(u[4]-x[4]))+reac5;
    dx[5] = 1.0/vol*(u[14]*(u[5]-x[5]))+reac6;
    dx[6] = 1.0/vol*(u[14]*(u[6]-x[6]))+reac7;
    if (u[15] < 0.0)
        dx[7] = 0.0;
    else
        dx[7] = 1.0/vol*(u[14]*(u[7]-x[7]))+reac8+u[15]*(SO_sat-x[7]);
    dx[8] = 1.0/vol*(u[14]*(u[8]-x[8]))+reac9;
    dx[9] = 1.0/vol*(u[14]*(u[9]-x[9]))+(reac10);
    dx[10] = 1.0/vol*(u[14]*(u[10]-x[10]))+reac11;
    dx[11] = 1.0/vol*(u[14]*(u[11]-x[11]))+reac12;
    dx[12] = 1.0/vol*(u[14]*(u[12]-x[12]))+reac13;
    /*dx[13] = (u[14]-x[13])/T; low pass filter for flow, avoid
    algebraic loops */

}

/*
 * mdlTerminate - called when the simulation is terminated.
 */
static void mdlTerminate(SimStruct *S)
{
}

#ifdef MATLAB_MEX_FILE /* Is this file being compiled as a MEX-
file? */
#include "simulink.c" /* MEX-file interface mechanism */
#else
#include "cg_sfun.h" /* Code generation registration function
*/
#endif
#endif

```


Παράρτημα Ε – combiner.c function

```
#define S_FUNCTION_NAME combiner

#include "simstruc.h"

/*
 * mdlInitializeSizes - initialize the sizes array
 */
static void mdlInitializeSizes(SimStruct *S)
{
    ssSetNumContStates( S, 0); /* number of continuous states
 */
    ssSetNumDiscStates( S, 0); /* number of discrete states
 */
    ssSetNumInputs(     S, 30); /* number of inputs
 */
    ssSetNumOutputs(    S, 15); /* number of outputs
 */
    ssSetDirectFeedThrough(S, 1); /* direct feedthrough flag
 */
    ssSetNumSampleTimes( S, 1); /* number of sample times
 */
    ssSetNumSFcnParams(  S, 0); /* number of input arguments
 */
    ssSetNumRWork(       S, 0); /* number of real work vector
elements */
    ssSetNumIWork(       S, 0); /* number of integer work vector
elements*/
    ssSetNumPWork(       S, 0); /* number of pointer work vector
elements*/
}

/*
 * mdlInitializeSampleTimes - initialize the sample times array
 */
static void mdlInitializeSampleTimes(SimStruct *S)
{
    ssSetSampleTime(S, 0, CONTINUOUS_SAMPLE_TIME);
    ssSetOffsetTime(S, 0, 0.0);
}

/*
 * mdlInitializeConditions - initialize the states
 */
static void mdlInitializeConditions(double *x0, SimStruct *S)
{
}

/*
 * mdlOutputs - compute the outputs
 */

static void mdlOutputs(double *y, double *x, double *u, SimStruct *S,
int tid)
{
```

```

if ((u[14] > 0) || (u[29] > 0)) {
    y[0]=(u[0]*u[14] + u[15]*u[29])/(u[14]+u[29]);
    y[1]=(u[1]*u[14] + u[16]*u[29])/(u[14]+u[29]);
    y[2]=(u[2]*u[14] + u[17]*u[29])/(u[14]+u[29]);
    y[3]=(u[3]*u[14] + u[18]*u[29])/(u[14]+u[29]);
    y[4]=(u[4]*u[14] + u[19]*u[29])/(u[14]+u[29]);
    y[5]=(u[5]*u[14] + u[20]*u[29])/(u[14]+u[29]);
    y[6]=(u[6]*u[14] + u[21]*u[29])/(u[14]+u[29]);
    y[7]=(u[7]*u[14] + u[22]*u[29])/(u[14]+u[29]);
    y[8]=(u[8]*u[14] + u[23]*u[29])/(u[14]+u[29]);
    y[9]=(u[9]*u[14] + u[24]*u[29])/(u[14]+u[29]);
    y[10]=(u[10]*u[14] + u[25]*u[29])/(u[14]+u[29]);
    y[11]=(u[11]*u[14] + u[26]*u[29])/(u[14]+u[29]);
    y[12]=(u[12]*u[14] + u[27]*u[29])/(u[14]+u[29]);
    y[13]=(u[13]*u[14] + u[28]*u[29])/(u[14]+u[29]);
    y[14]=(u[14]+u[29]);
}
else {
    y[0]=0;
    y[1]=0;
    y[2]=0;
    y[3]=0;
    y[4]=0;
    y[5]=0;
    y[6]=0;
    y[7]=0;
    y[8]=0;
    y[9]=0;
    y[10]=0;
    y[11]=0;
    y[12]=0;
    y[13]=0;
    y[14]=0;
}
}

/*
 * mdlUpdate - perform action at major integration time step
 */

static void mdlUpdate(double *x, double *u, SimStruct *S, int tid)
{

}

/*
 * mdlDerivatives - compute the derivatives
 */
static void mdlDerivatives(double *dx, double *x, double *u,
SimStruct *S, int tid)
{

}

/*
 * mdlTerminate - called when the simulation is terminated.
 */
static void mdlTerminate(SimStruct *S)
{

}

```

```
#ifndef MATLAB_MEX_FILE /* Is this file being compiled as a MEX-
file? */
#include "simulink.c" /* MEX-file interface mechanism */
#else
#include "cg_sfund.h" /* Code generation registration function
*/
#endif
```

Παράρτημα ΣΤ – carboncombiner.c function

```
#define S_FUNCTION_NAME carboncombiner

#include "simstruc.h"

#define CARBONSOURCECONC    ssGetArg(S,0)

/*
 * mdlInitializeSizes - initialize the sizes array
 */
static void mdlInitializeSizes(SimStruct *S)
{
    ssSetNumContStates(    S, 0);    /* number of continuous states
*/
    ssSetNumDiscStates(    S, 0);    /* number of discrete states
*/
    ssSetNumInputs(        S, 16);    /* number of inputs
*/
    ssSetNumOutputs(        S, 15);    /* number of outputs
*/
    ssSetDirectFeedThrough(S, 1);    /* direct feedthrough flag
*/
    ssSetNumSampleTimes(    S, 1);    /* number of sample times
*/
    ssSetNumSFcnParams(    S, 1);    /* number of input arguments
*/
    ssSetNumRWork(          S, 0);    /* number of real work vector
elements */
    ssSetNumIWork(          S, 0);    /* number of integer work vector
elements*/
    ssSetNumPWork(          S, 0);    /* number of pointer work vector
elements*/
}

/*
 * mdlInitializeSampleTimes - initialize the sample times array
 */
static void mdlInitializeSampleTimes(SimStruct *S)
{
    ssSetSampleTime(S, 0, CONTINUOUS_SAMPLE_TIME);
    ssSetOffsetTime(S, 0, 0.0);
}

/*
 * mdlInitializeConditions - initialize the states
 */
static void mdlInitializeConditions(double *x0, SimStruct *S)
{
}

/*
 * mdlOutputs - compute the outputs
 */

static void mdlOutputs(double *y, double *x, double *u, SimStruct *S,
int tid)
```

```

{
    double csourceconc;

    csourceconc = mxGetPr(CARBONSOURCECONC)[0];

    if ((u[0] > 0) || (u[15] > 0)) {
        y[0]=(u[1]*u[15])/(u[0]+u[15]);
        y[1]=(u[2]*u[15] + csourceconc*u[0])/(u[0]+u[15]);
        y[2]=(u[3]*u[15])/(u[0]+u[15]);
        y[3]=(u[4]*u[15])/(u[0]+u[15]);
        y[4]=(u[5]*u[15])/(u[0]+u[15]);
        y[5]=(u[6]*u[15])/(u[0]+u[15]);
        y[6]=(u[7]*u[15])/(u[0]+u[15]);
        y[7]=(u[8]*u[15])/(u[0]+u[15]);
        y[8]=(u[9]*u[15])/(u[0]+u[15]);
        y[9]=(u[10]*u[15])/(u[0]+u[15]);
        y[10]=(u[11]*u[15])/(u[0]+u[15]);
        y[11]=(u[12]*u[15])/(u[0]+u[15]);
        y[12]=(u[13]*u[15])/(u[0]+u[15]);
        y[13]=(u[14]*u[15])/(u[0]+u[15]);
        y[14]=(u[0]+u[15]);
    }
    else {
        y[0]=0;
        y[1]=0;
        y[2]=0;
        y[3]=0;
        y[4]=0;
        y[5]=0;
        y[6]=0;
        y[7]=0;
        y[8]=0;
        y[9]=0;
        y[10]=0;
        y[11]=0;
        y[12]=0;
        y[13]=0;
        y[14]=0;
    }
}

/*
 * mdlUpdate - perform action at major integration time step
 */

static void mdlUpdate(double *x, double *u, SimStruct *S, int tid)
{
}

/*
 * mdlDerivatives - compute the derivatives
 */
static void mdlDerivatives(double *dx, double *x, double *u,
SimStruct *S, int tid)
{
}

/*
 * mdlTerminate - called when the simulation is terminated.

```

```
 */
static void mdlTerminate(SimStruct *S)
{
}

#ifdef MATLAB_MEX_FILE /* Is this file being compiled as a MEX-
file? */
#include "simulink.c" /* MEX-file interface mechanism */
#else
#include "cg_sfun.h" /* Code generation registration function
*/
#endif
#endif
```

Παράρτημα Z - hyddelayv3.c function

```
#define S_FUNCTION_NAME hyddelayv3

#include "simstruc.h"

#define XINIT    ssGetArg(S,0)
#define PAR      ssGetArg(S,1)
#define T        ssGetArg(S,2)

/*
 * mdlInitializeSizes - initialize the sizes array
 */
static void mdlInitializeSizes(SimStruct *S)
{
    ssSetNumContStates(    S, 15); /*15 number of continuous states
 */
    ssSetNumDiscStates(    S, 0);  /* number of discrete states
 */
    ssSetNumInputs(        S, 15); /* number of inputs
 */
    ssSetNumOutputs(        S, 15); /* number of outputs
 */
    ssSetDirectFeedThrough(S, 0); /* direct feedthrough flag
 */
    ssSetNumSampleTimes(   S, 1); /* number of sample times
 */
    ssSetNumSFcnParams(    S, 3); /* number of input arguments
 */
    ssSetNumRWork(         S, 0); /* number of real work vector
elements */
    ssSetNumIWork(         S, 0); /* number of integer work vector
elements*/
    ssSetNumPWork(         S, 0); /* number of pointer work vector
elements*/
}

/*
 * mdlInitializeSampleTimes - initialize the sample times array
 */
static void mdlInitializeSampleTimes(SimStruct *S)
{
    ssSetSampleTime(S, 0, CONTINUOUS_SAMPLE_TIME);
    ssSetOffsetTime(S, 0, 0.0);
}

/*
 * mdlInitializeConditions - initialize the states
 */
static void mdlInitializeConditions(double *x0, SimStruct *S)
{
    int i;

    for (i = 0; i < 15; i++) {
        x0[i] = mxGetPr(XINIT)[i];
    }
}
```

```

/*
 * mdlOutputs - compute the outputs
 */

static void mdlOutputs(double *y, double *x, double *u, SimStruct *S,
int tid)
{
    double X_I2TSS, X_S2TSS, X_BH2TSS, X_BA2TSS, X_P2TSS;
    int i;

    X_I2TSS = mxGetPr(PAR)[19];
    X_S2TSS = mxGetPr(PAR)[20];
    X_BH2TSS = mxGetPr(PAR)[21];
    X_BA2TSS = mxGetPr(PAR)[22];
    X_P2TSS = mxGetPr(PAR)[23];

    for (i = 0; i < 13; i++) {
        y[i] = x[i]/x[14];
    }

    y[13]=(X_I2TSS*x[2]+X_S2TSS*x[3]+X_BH2TSS*x[4]+X_BA2TSS*x[5]+X_P2TSS*
x[6])/x[14];
    y[14]=x[14];
}

/*
 * mdlUpdate - perform action at major integration time step
 */

static void mdlUpdate(double *x, double *u, SimStruct *S, int tid)
{
}

/*
 * mdlDerivatives - compute the derivatives
 */
static void mdlDerivatives(double *dx, double *x, double *u,
SimStruct *S, int tid)
{
    int i;
    double timeconst;

    timeconst = mxGetPr(T)[0];
    if (timeconst > 0.000001) {
        dx[0] = (u[0]*u[14]-x[0])/timeconst;
        dx[1] = (u[1]*u[14]-x[1])/timeconst;
        dx[2] = (u[2]*u[14]-x[2])/timeconst;
        dx[3] = (u[3]*u[14]-x[3])/timeconst;
        dx[4] = (u[4]*u[14]-x[4])/timeconst;
        dx[5] = (u[5]*u[14]-x[5])/timeconst;
        dx[6] = (u[6]*u[14]-x[6])/timeconst;
        dx[7] = (u[7]*u[14]-x[7])/timeconst;
        dx[8] = (u[8]*u[14]-x[8])/timeconst;
        dx[9] = (u[9]*u[14]-x[9])/timeconst;
        dx[10] = (u[10]*u[14]-x[10])/timeconst;
        dx[11] = (u[11]*u[14]-x[11])/timeconst;
        dx[12] = (u[12]*u[14]-x[12])/timeconst;
    }
}

```



```

    dx[13] = (u[13]*u[14]-x[13])/timeconst;
    dx[14] = (u[14]-x[14])/timeconst; }
else {
    dx[0] = 0;
    dx[1] = 0;
    dx[2] = 0;
    dx[3] = 0;
    dx[4] = 0;
    dx[5] = 0;
    dx[6] = 0;
    dx[7] = 0;
    dx[8] = 0;
    dx[9] = 0;
    dx[10] = 0;
    dx[11] = 0;
    dx[12] = 0;
    dx[13] = 0;
    dx[14] = 0;
    x[0] = u[0]*u[14];
    x[1] = u[1]*u[14];
    x[2] = u[2]*u[14];
    x[3] = u[3]*u[14];
    x[4] = u[4]*u[14];
    x[5] = u[5]*u[14];
    x[6] = u[6]*u[14];
    x[7] = u[7]*u[14];
    x[8] = u[8]*u[14];
    x[9] = u[9]*u[14];
    x[10] = u[10]*u[14];
    x[11] = u[11]*u[14];
    x[12] = u[12]*u[14];
    x[13] = u[13]*u[14];
    x[14] = u[14];
}
}

/*
 * mdlTerminate - called when the simulation is terminated.
 */
static void mdlTerminate(SimStruct *S)
{
}

#ifdef MATLAB_MEX_FILE /* Is this file being compiled as a MEX-
file? */
#include "simulink.c" /* MEX-file interface mechanism */
#else
#include "cg_sfun.h" /* Code generation registration function
*/
#endif
#endif

```

Παράρτημα Η – settler1dv4.c function

```
#define S_FUNCTION_NAME settler1dv4

#include "simstruc.h"
#include <math.h>

#define XINIT    ssGetArg(S,0)
#define PAR    ssGetArg(S,1)
#define DIM    ssGetArg(S,2)
#define LAYER    ssGetArg(S,3)
#define MODELTYPE    ssGetArg(S,4)

/*
 * mdlInitializeSizes - initialize the sizes array
 */
static void mdlInitializeSizes(SimStruct *S)
{
    ssSetNumContStates(    S, 80);    /* number of continuous states
*/
    ssSetNumDiscStates(    S, 0);    /* number of discrete states
*/
    ssSetNumInputs(        S, 17);    /* number of inputs
*/
    ssSetNumOutputs(       S, 113);   /* number of outputs
*/
    ssSetDirectFeedThrough(S, 1);    /* direct feedthrough flag
*/
    ssSetNumSampleTimes(   S, 1);    /* number of sample times
*/
    ssSetNumSFcnParams(    S, 5);    /* number of input arguments
*/
    ssSetNumRWork(         S, 0);    /* number of real work vector
elements */
    ssSetNumIWork(         S, 0);    /* number of integer work vector
elements*/
    ssSetNumPWork(         S, 0);    /* number of pointer work vector
elements*/
}

/*
 * mdlInitializeSampleTimes - initialize the sample times array
 */
static void mdlInitializeSampleTimes(SimStruct *S)
{
    ssSetSampleTime(S, 0, CONTINUOUS_SAMPLE_TIME);
    ssSetOffsetTime(S, 0, 0.0);
}

/*
 * mdlInitializeConditions - initialize the states
 */
static void mdlInitializeConditions(double *x0, SimStruct *S)
{
    int i;

    for (i = 0; i < 80; i++) {
```

```

    x0[i] = mxGetPr(XINIT)[i];
}

}

/*
 * mdlOutputs - compute the outputs
 */

static void mdlOutputs(double *y, double *x, double *u, SimStruct *S,
int tid)
{
    double gamma, gamma_eff, modeltype;
    int i;

    gamma = x[9]/u[13];
    gamma_eff = x[0]/u[13];

    modeltype = mxGetPr(MODELTYPE)[0];

    if (modeltype < 0.5) {
        /* underflow */
        y[0]=x[19];
        y[1]=x[29];
        y[2]=u[2]*gamma;
        y[3]=u[3]*gamma;
        y[4]=u[4]*gamma;
        y[5]=u[5]*gamma;
        y[6]=u[6]*gamma;
        y[7]=x[39]; /* use oxygen in return sludge flow */
        y[8]=x[49];
        y[9]=x[59];
        y[10]=x[69];
        y[11]=u[11]*gamma;
        y[12]=x[79];
        y[13]=x[9];
        y[14]=u[15]; /* Q_r */
        y[15]=u[16]; /* Q_w */

        /* effluent */
        y[16]=x[10];
        y[17]=x[20];
        y[18]=u[2]*gamma_eff;
        y[19]=u[3]*gamma_eff;
        y[20]=u[4]*gamma_eff;
        y[21]=u[5]*gamma_eff;
        y[22]=u[6]*gamma_eff;
        y[23]=x[30]; /* use oxygen in effluent flow */
        y[24]=x[40];
        y[25]=x[50];
        y[26]=x[60];
        y[27]=u[11]*gamma_eff;
        y[28]=x[70];
        y[29]=x[0];
        y[30]=u[14]-u[15]-u[16]; /* Q_e */

        /* internal TSS states */
        y[31]=x[0];
        y[32]=x[1];
        y[33]=x[2];

```

```

y[34]=x[3];
y[35]=x[4];
y[36]=x[5];
y[37]=x[6];
y[38]=x[7];
y[39]=x[8];
y[40]=x[9];

y[41]=gamma;
y[42]=gamma_eff;

for (i = 10; i < 80; i++)
    y[i+33] = x[i];
}

else if ((modeltype > 0.5) && (modeltype < 1.5)) {
    /* underflow */
    y[0]=x[10];
    y[1]=x[20];
    y[2]=u[2]*gamma;
    y[3]=u[3]*gamma;
    y[4]=u[4]*gamma;
    y[5]=u[5]*gamma;
    y[6]=u[6]*gamma;
    y[7]=x[30]; /* use oxygen in return sludge flow */
    y[8]=x[40];
    y[9]=x[50];
    y[10]=x[60];
    y[11]=u[11]*gamma;
    y[12]=x[70];
    y[13]=x[9];
    y[14]=u[15]; /* Q_r */
    y[15]=u[16]; /* Q_w */

    /* effluent */
    y[16]=x[10];
    y[17]=x[20];
    y[18]=u[2]*gamma_eff;
    y[19]=u[3]*gamma_eff;
    y[20]=u[4]*gamma_eff;
    y[21]=u[5]*gamma_eff;
    y[22]=u[6]*gamma_eff;
    y[23]=x[30]; /* use oxygen in effluent flow */
    y[24]=x[40];
    y[25]=x[50];
    y[26]=x[60];
    y[27]=u[11]*gamma_eff;
    y[28]=x[70];
    y[29]=x[0];
    y[30]=u[14]-u[15]-u[16]; /* Q_e */

    /* internal TSS states */
    y[31]=x[0];
    y[32]=x[1];
    y[33]=x[2];
    y[34]=x[3];
    y[35]=x[4];
    y[36]=x[5];
    y[37]=x[6];
    y[38]=x[7];

```

```

y[39]=x[8];
y[40]=x[9];

y[41]=gamma;
y[42]=gamma_eff;

for (i = 10; i < 20; i++)
    y[i+33] = x[10];
for (i = 20; i < 30; i++)
    y[i+33] = x[20];
for (i = 30; i < 40; i++)
    y[i+33] = x[30];
for (i = 40; i < 50; i++)
    y[i+33] = x[40];
for (i = 50; i < 60; i++)
    y[i+33] = x[50];
for (i = 60; i < 70; i++)
    y[i+33] = x[60];
for (i = 70; i < 80; i++)
    y[i+33] = x[70];
}

else if (modeltype > 1.5) {
    /* underflow */
    y[0]=u[0];
    y[1]=u[1];
    y[2]=u[2]*gamma;
    y[3]=u[3]*gamma;
    y[4]=u[4]*gamma;
    y[5]=u[5]*gamma;
    y[6]=u[6]*gamma;
    y[7]=u[7]; /* use oxygen in return sludge flow */
    y[8]=u[8];
    y[9]=u[9];
    y[10]=u[10];
    y[11]=u[11]*gamma;
    y[12]=u[12];
    y[13]=x[9];
    y[14]=u[15]; /* Q_r */
    y[15]=u[16]; /* Q_w */

    /* effluent */
    y[16]=u[0];
    y[17]=u[1];
    y[18]=u[2]*gamma_eff;
    y[19]=u[3]*gamma_eff;
    y[20]=u[4]*gamma_eff;
    y[21]=u[5]*gamma_eff;
    y[22]=u[6]*gamma_eff;
    y[23]=u[7]; /* use oxygen in effluent flow */
    y[24]=u[8];
    y[25]=u[9];
    y[26]=u[10];
    y[27]=u[11]*gamma_eff;
    y[28]=u[12];
    y[29]=x[0];
    y[30]=u[14]-u[15]-u[16]; /* Q_e */

    /* internal TSS states */
    y[31]=x[0];

```

```

    y[32]=x[1];
    y[33]=x[2];
    y[34]=x[3];
    y[35]=x[4];
    y[36]=x[5];
    y[37]=x[6];
    y[38]=x[7];
    y[39]=x[8];
    y[40]=x[9];

    y[41]=gamma;
    y[42]=gamma_eff;

    for (i = 10; i < 20; i++)
        y[i+33] = u[0];
    for (i = 20; i < 30; i++)
        y[i+33] = u[1];
    for (i = 30; i < 40; i++)
        y[i+33] = u[7];
    for (i = 40; i < 50; i++)
        y[i+33] = u[8];
    for (i = 50; i < 60; i++)
        y[i+33] = u[9];
    for (i = 60; i < 70; i++)
        y[i+33] = u[10];
    for (i = 70; i < 80; i++)
        y[i+33] = u[12];
}
}

/*
 * mdlUpdate - perform action at major integration time step
 */

static void mdlUpdate(double *x, double *u, SimStruct *S, int tid)
{
}

/*
 * mdlDerivatives - compute the derivatives
 */
static void mdlDerivatives(double *dx, double *x, double *u,
SimStruct *S, int tid)
{
    double v0_max, v0, r_h, r_p, f_ns, X_t, area, h, feedlayer, volume,
    modeltype;
    double Q_f, Q_e, Q_u, v_up, v_dn, v_in, eps;
    int i;
    double vs[10];
    double Js[11];
    double Jstemp[10];
    double Jflow[11];

    v0_max = mxGetPr(PAR)[0];
    v0 = mxGetPr(PAR)[1];
    r_h = mxGetPr(PAR)[2];
    r_p = mxGetPr(PAR)[3];
    f_ns = mxGetPr(PAR)[4];
    X_t = mxGetPr(PAR)[5];

```

```

area = mxGetPr(DIM)[0];
h = mxGetPr(DIM)[1]/mxGetPr(LAYER)[1];
feedlayer = mxGetPr(LAYER)[0];
modeltype = mxGetPr(MODELTYPE)[0];
volume = area*mxGetPr(DIM)[1];

eps = 0.01;
v_in = u[14]/area;
Q_f = u[14];
Q_u = u[15] + u[16];
Q_e = u[14] - Q_u;
v_up = Q_e/area;
v_dn = Q_u/area;

for (i = 0; i < 10; i++) {
    vs[i] = v0*(exp(-r_h*(x[i]-f_ns*u[13]))-exp(-r_p*(x[i]-
f_ns*u[13])));
    if (vs[i] > v0_max)
        vs[i] = v0_max;
    else if (vs[i] < 0)
        vs[i] = 0;
}

for (i = 0; i < 10; i++) {
    Jstemp[i] = vs[i]*x[i];
}

for (i = 0; i < 11; i++) {
    if (i < (feedlayer-eps))
        Jflow[i] = v_up*x[i];
    else
        Jflow[i] = v_dn*x[i-1];
}

Js[0] = 0;
Js[10] = 0;
for (i = 0; i < 9; i++) {
    if ((i < (feedlayer-1-eps)) && (x[i+1] <= X_t))
        Js[i+1] = Jstemp[i];
    else if (Jstemp[i] < Jstemp[i+1])
        Js[i+1] = Jstemp[i];
    else
        Js[i+1] = Jstemp[i+1];
}

for (i = 0; i < 10; i++) {
    if (i < (feedlayer-1-eps))
        dx[i] = (-Jflow[i]+Jflow[i+1]+Js[i]-Js[i+1])/h;
    else if (i > (feedlayer-eps))
        dx[i] = (Jflow[i]-Jflow[i+1]+Js[i]-Js[i+1])/h;
    else
        dx[i] = (v_in*u[13]-Jflow[i]-Jflow[i+1]+Js[i]-Js[i+1])/h;
}

/* soluble component S_I */
if (modeltype < 0.5) {
    for (i = 10; i < 20; i++) {
        if (i < (feedlayer-1+10-eps))
            dx[i] = (-v_up*x[i]+v_up*x[i+1])/h;
        else if (i > (feedlayer+10-eps))

```

```

        dx[i] = (v_dn*x[i-1]-v_dn*x[i])/h;
    else
        dx[i] = (v_in*u[0]-v_up*x[i]-v_dn*x[i])/h;
    }
}
else if ((modeltype > 0.5) && (modeltype < 1.5)) {
    dx[10] = (Q_f*(u[0]-x[10]))/volume;
    for (i = 11; i < 20; i++)
        dx[i] = 0;
}
else if (modeltype > 1.5) {
    for (i = 10; i < 20; i++)
        dx[i] = 0;
}

/* soluble component S_S */
if (modeltype < 0.5) {
    for (i = 20; i < 30; i++) {
        if (i < (feedlayer-1+20-eps))
            dx[i] = (-v_up*x[i]+v_up*x[i+1])/h;
        else if (i > (feedlayer+20-eps))
            dx[i] = (v_dn*x[i-1]-v_dn*x[i])/h;
        else
            dx[i] = (v_in*u[1]-v_up*x[i]-v_dn*x[i])/h;
    }
}
else if ((modeltype > 0.5) && (modeltype < 1.5)) {
    dx[20] = (Q_f*(u[1]-x[20]))/volume;
    for (i = 21; i < 30; i++)
        dx[i] = 0;
}
else if (modeltype > 1.5) {
    for (i = 20; i < 30; i++)
        dx[i] = 0;
}

/* soluble component S_O */
if (modeltype < 0.5) {
    for (i = 30; i < 40; i++) {
        if (i < (feedlayer-1+30-eps))
            dx[i] = (-v_up*x[i]+v_up*x[i+1])/h;
        else if (i > (feedlayer+30-eps))
            dx[i] = (v_dn*x[i-1]-v_dn*x[i])/h;
        else
            dx[i] = (v_in*u[7]-v_up*x[i]-v_dn*x[i])/h;
    }
}
else if ((modeltype > 0.5) && (modeltype < 1.5)) {
    dx[30] = (Q_f*(u[7]-x[30]))/volume;
    for (i = 31; i < 40; i++)
        dx[i] = 0;
}
else if (modeltype > 1.5) {
    for (i = 30; i < 40; i++)
        dx[i] = 0;
}

/* soluble component S_NO */
if (modeltype < 0.5) {

```



```

    for (i = 40; i < 50; i++) {
        if (i < (feedlayer-1+40-eps))
            dx[i] = (-v_up*x[i]+v_up*x[i+1])/h;
        else if (i > (feedlayer+40-eps))
            dx[i] = (v_dn*x[i-1]-v_dn*x[i])/h;
        else
            dx[i] = (v_in*u[8]-v_up*x[i]-v_dn*x[i])/h;
    }
}
else if ((modeltype > 0.5) && (modeltype < 1.5)) {
    dx[40] = (Q_f*(u[8]-x[40]))/volume;
    for (i = 41; i < 50; i++)
        dx[i] = 0;
}
else if (modeltype > 1.5) {
    for (i = 40; i < 50; i++)
        dx[i] = 0;
}

/* soluble component S_NH */
if (modeltype < 0.5) {
    for (i = 50; i < 60; i++) {
        if (i < (feedlayer-1+50-eps))
            dx[i] = (-v_up*x[i]+v_up*x[i+1])/h;
        else if (i > (feedlayer+50-eps))
            dx[i] = (v_dn*x[i-1]-v_dn*x[i])/h;
        else
            dx[i] = (v_in*u[9]-v_up*x[i]-v_dn*x[i])/h;
    }
}
else if ((modeltype > 0.5) && (modeltype < 1.5)) {
    dx[50] = (Q_f*(u[9]-x[50]))/volume;
    for (i = 51; i < 60; i++)
        dx[i] = 0;
}
else if (modeltype > 1.5) {
    for (i = 50; i < 60; i++)
        dx[i] = 0;
}

/* soluble component S_ND */
if (modeltype < 0.5) {
    for (i = 60; i < 70; i++) {
        if (i < (feedlayer-1+60-eps))
            dx[i] = (-v_up*x[i]+v_up*x[i+1])/h;
        else if (i > (feedlayer+60-eps))
            dx[i] = (v_dn*x[i-1]-v_dn*x[i])/h;
        else
            dx[i] = (v_in*u[10]-v_up*x[i]-v_dn*x[i])/h;
    }
}
else if ((modeltype > 0.5) && (modeltype < 1.5)) {
    dx[60] = (Q_f*(u[10]-x[60]))/volume;
    for (i = 61; i < 70; i++)
        dx[i] = 0;
}
else if (modeltype > 1.5) {
    for (i = 60; i < 70; i++)
        dx[i] = 0;
}
}

```

```

/* soluble component S_ALK */
if (modeltype < 0.5) {
    for (i = 70; i < 80; i++) {
        if (i < (feedlayer-1+70-eps))
            dx[i] = (-v_up*x[i]+v_up*x[i+1])/h;
        else if (i > (feedlayer+70-eps))
            dx[i] = (v_dn*x[i-1]-v_dn*x[i])/h;
        else
            dx[i] = (v_in*u[12]-v_up*x[i]-v_dn*x[i])/h;
    }
}
else if ((modeltype > 0.5) && (modeltype < 1.5)) {
    dx[70] = (Q_f*(u[12]-x[70]))/volume;
    for (i = 71; i < 80; i++)
        dx[i] = 0;
}
else if (modeltype > 1.5) {
    for (i = 70; i < 80; i++)
        dx[i] = 0;
}

}

/*
 * mdlTerminate - called when the simulation is terminated.
 */
static void mdlTerminate(SimStruct *S)
{
}

#ifdef MATLAB_MEX_FILE /* Is this file being compiled as a MEX-
file? */
#include "simulink.c" /* MEX-file interface mechanism */
#else
#include "cg_sfun.h" /* Code generation registration function
*/
#endif
#endif

```

Παράρτημα Θ – timestwo.c function

```
#include "mex.h"

void timestwo(double y[], double x[])
{
    y[0] = 2.0*x[0];
}

void mexFunction( int nlhs, mxArray *plhs[],
                  int nrhs, const mxArray *prhs[] )
{
    double *x,*y;
    size_t mrows,ncols;

    /* Check for proper number of arguments. */
    if(nrhs!=1) {
        mexErrMsgIdAndTxt( "MATLAB:timestwo:invalidNumInputs",
                           "One input required.");
    } else if(nlhs>1) {
        mexErrMsgIdAndTxt( "MATLAB:timestwo:maxlhs",
                           "Too many output arguments.");
    }

    /* The input must be a noncomplex scalar double.*/
    mrows = mxGetM(prhs[0]);
    ncols = mxGetN(prhs[0]);
    if( !mxIsDouble(prhs[0]) || mxIsComplex(prhs[0]) ||
        !(mrows==1 && ncols==1) ) {
        mexErrMsgIdAndTxt( "MATLAB:timestwo:inputNotRealScalarDouble",
                           "Input must be a noncomplex scalar double.");
    }

    /* Create matrix for the return argument. */
    plhs[0] = mxCreateDoubleMatrix((mwSize)mrows, (mwSize)ncols,
                                   mxREAL);

    /* Assign pointers to each input and output. */
    x = mxGetPr(prhs[0]);
    y = mxGetPr(plhs[0]);

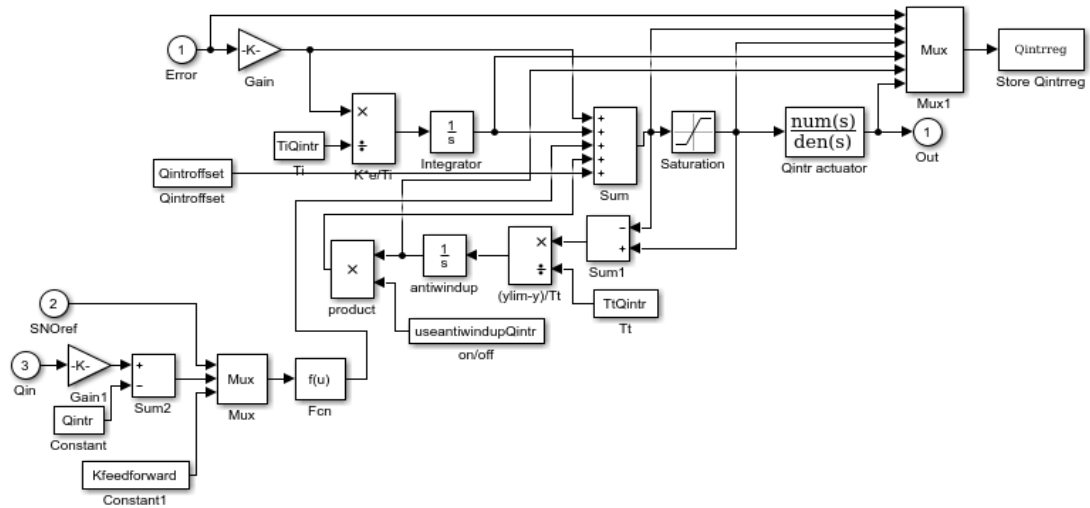
    /* Call the timestwo subroutine. */
    timestwo(y,x);
}
```

Παράρτημα Ι – Πίνακας Ρεύματος Εισόδου

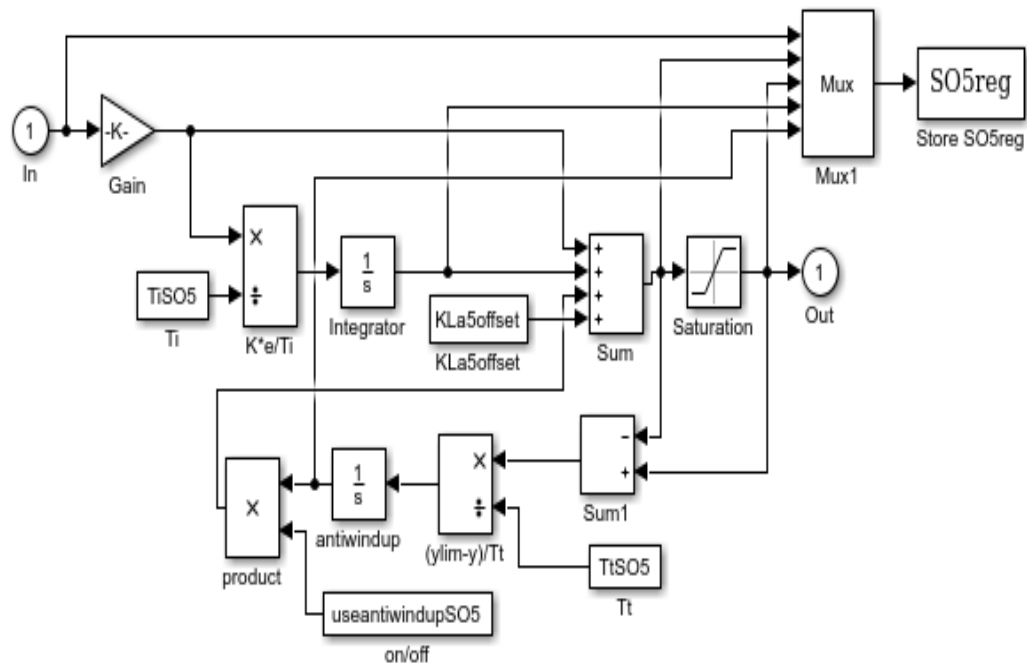
Πίνακας 11. Σύσταση ρεύματος εισόδου

Συστατικά	Τιμές	Μονάδες
S_{O_2}	0	mg COD/L
S_S	65.24	mg COD/L
S_{PO_4}	7.945	mg P/L
S_{ND}	6.524	mg N/L
S_{NH_4}	30.14	mg N/L
S_{N_2}	0	mg N/L
S_{NO}	0	mg N/L
X_{PO_4}	7.143	mg P/L
X_S	192.8	mg COD/L
X_H	2648	mg COD/L
X_{ND}	9.957	mg N/L
X_P	0	mg COD/L
X_A	0	mg COD/L
TSS	198.6	mg COD/L
S_{ALK}	7	mol HCO_3^- /L
Q	18450	m ³ /d

Παράρτημα ΙΑ – Ρυθμιστές PI των νιτρικών ιόντων και του οξυγόνου



Εικόνα 27. PI Ρυθμιστής νιτρικών



Εικόνα 28. PI ρυθμιστής οξυγόνου

Βιβλιογραφία

- <http://www.bioprocessintl.com/upstream-processing/bioreactors/measuring-kla-for-better-bioreactor-performance-328029/>
- Alberts, B. H. (2006). *Βασικές Αρχές Κυτταρικής Βιολογίας* .
- Ignacio Santin, R. V. (2015, February). Fuzzy Control and Model Predictive Control Configurations for Effluent Violations Removal in Wastewater Treatment Plants. *Importance of Denitrification*. Ανάκτηση από <http://www.biotecharticles.com/Agriculture-Article/Importance-of-Denitrification-3188.html>
- Ingildsen, P. (2002). *Sensors, Realising Full-Scale Control in Wastewater Treatment Systems Using In Situ Nutrient*.
- Krist V. Gernaey*, S. B. (2003). *Benchmarking combined biological phosphorus and nitrogen*. Lyngby.
- Liu, J. Z. . *Economic Model Predictive Control of Wastewater Treatment*.
- Lubbe, A. v. (2012). *Handbook of Biological Wastewater Treatment*.
- Mogens Henze, W. G. (2000). *Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. London.
- Mulas, M. (2008). *Modelling and Control of Activated Sludge Processes*. Caliarì.
- Rosen, C. (1998). *Monitoring Wastewater Treatment Systems*. Lund.
- Sperling, M. (2007). *Basic Principles of Wastewater Treatment*. Minas Gerais.
- Tchobanoglous, G. (2003). *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*. Η.Π.Α.: Εκδόσεις McGraw-Hill Education.
- Ya-jing SONG, Y.-b. X. . *Extended activated sludge model no. 1 (ASM1) for simulating biodegradation process using bacterial technology*.
- Κρομμύδας, Δ. (2005). *Βιολογική Απομάκρυνση του Αζώτου από Υγρά Απόβλητα με Παράκαμψη της Παραγωγής Νιτρικών*. Πάτρα.
- Λέκκα, Ά.-Θ. (2013). *Επεξεργασία Υγρών Αποβλήτων-Περιγραφή και Λειτουργία Μονάδας Επεξεργασίας Λυμάτων Ιωαννίνων* . Ηράκλειο.
- Λυμπεράτος Γεράσιμος Βαγενάς, Δ. (2012). *Διαχείριση Υγρών Αποβλήτων*. Θεσσαλονίκη: Εκδόσεις Τζιόλα.
- Τζιόλα, Ε. (2005). *Βελτιστοποίηση λειτουργίας εγκατάστασης επεξεργασίας υγρών λυμάτων με γενετικούς αλγορίθμους*. Θεσσαλονίκη.

