



# ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ

ΔΙΕΠΙΣΤΗΜΟΝΙΚΟ-ΔΙΑΤΜΗΜΑΤΙΚΟ

ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΩΝ ΣΠΟΥΔΩΝ

«ΕΠΙΣΤΗΜΗ & ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ

ΥΔΑΤΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ»

## «ΑΞΙΟΛΟΓΗΣΗ ΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ ΕΝΕΡΓΟΥ ΙΛΥΟΣ ΥΨΗΛΗΣ ΦΟΡΤΙΣΗΣ ΜΕΣΩ ΕΡΓΑΣΤΗΡΙΑΚΗΣ ΠΡΟΣΟΜΟΙΩΣΗΣ»

Παύλος Κ. Τούμπας

Αθήνα, Ιούνιος 2020

ΕΠΙΣΤΗΜΗ &  
ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ  
ΥΔΑΤΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ

Επιβλέπων: Αναπληρωτής Καθηγητής Κ. Νουτσόπουλος



**ΑΞΙΟΛΟΓΗΣΗ ΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ  
ΕΝΕΡΓΟΥ ΙΔΥΟΣ ΥΨΗΛΗΣ ΦΟΡΤΙΣΗΣ  
ΜΕΣΩ ΕΡΓΑΣΤΗΡΙΑΚΗΣ  
ΠΡΟΣΟΜΟΙΩΣΗΣ**

**Παύλος Κ. Τούμπας**



## Ευχαριστίες

Η ολοκλήρωση της παρούσας διπλωματικής εργασίας σημαίνει και το πέρας της φοίτησής μου στο πρόγραμμα μεταπτυχιακών σπουδών «Επιστήμη και Τεχνολογία Υδατικών Πόρων».

Αρχικά, θα ήθελα να ευχαριστήσω τον αναπληρωτή καθηγητή, κύριο Νουτσόπουλο Κωνσταντίνο, για την ανάθεση της διπλωματικής εργασίας, καθώς και τους καθηγητές, κυρίους Ανδρεαδάκη Ανδρέα και Μαμάη Δανιήλ, τόσο για τη συνεισφορά τους στην παρούσα εργασία, όσο και για όλη τη διάρκεια των δύο ετών.

Επίσης, εκφράζω τις βαθύτατες ευχαριστίες μου στον υποψήφιο διδάκτορα Φραγκισκάτο Γεράσιμο για την άριστη συνεργασία κατά τη διάρκεια των πειραμάτων και της συγγραφής της παρούσας εργασίας, καθώς και το προσωπικό του Εργαστηρίου Υγειονομικής Τεχνολογίας της σχολής Πολιτικών Μηχανικών του ΕΜΠ, για την συμβολή τους στην πραγματοποίηση των πειραμάτων.

Τέλος, θα ήθελα να εκφράσω θερμές ευχαριστίες στους συναδέλφους συμφοιτητές της Β' ειδίκευσης για τη συνεργασία, την ηθική στήριξη και τη φιλία τους.

Τούμπας Πάυλος



## ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

Περίληψη .....	13
Abstract .....	16
1. Εισαγωγή.....	19
2. Βιβλιογραφική Ανασκόπηση.....	23
2.1 Γενικά για HRAS.....	23
2.2 Ενεργειακό περιεχόμενο λυμάτων – ενεργειακές απαιτήσεις επεξεργασίας.....	30
2.3 Εναλλακτικά Συστήματα .....	33
2.4 Μηχανισμοί απομάκρυνσης άνθρακα σε συστήματα HRAS .....	44
2.4.1 Προσρόφηση .....	44
2.4.2 Κυτταρική Αποθήκευση .....	45
2.4.3 Υδρόλυση .....	47
2.4.4 Οξείδωση.....	48
2.4.5 Καθίζηση .....	48
2.5 HiCAS-HiCS.....	49
2.5.1 Συμβατικό σύστημα υψηλής φόρτισης (HiCAS) .....	49
2.5.2 Παραλλαγή συμβατικού συστήματος υψηλής φόρτισης. Σύστημα επαφής σταθεροποίησης (HiCS).....	50
2.6 Εναλλακτικοί τρόποι λειτουργίας HRAS .....	52
2.7 Συστήματα υψηλής οργανικής φόρτισης σε εγκαταστάσεις πλήρους κλίμακας.....	54
2.7.1 Dokhaven (Ολλανδία) .....	54
2.7.2 Strass (Αυστρία) .....	56
3. Πειραματικό Μέρος – Εργαστηριακές Μέθοδοι .....	59
3.1 Εισαγωγικά στοιχεία .....	59
3.2 Περιγραφή του πειράματος.....	59
3.3 Παρουσίαση πιλοτικών συστημάτων .....	60
3.4 Πρωτόκολλο κλασματοποίησης COD.....	64
3.5 Εξειδικευμένα πειράματα διερεύνησης .....	64
3.5.1 Αερόβια σταθεροποίηση ιλύος (OUR).....	64

3.5.2 Αναερόβια σταθεροποίηση ιλύος (BMP).....	65
3.6 Ισοζύγιο μάζας COD .....	67
3.7 JAR TESTS.....	69
4. Παρουσίαση – Σχολιασμός αποτελεσμάτων .....	71
4.1 Εισαγωγή.....	71
4.2 Αποτελέσματα χαρακτηρισμού λυμάτων εισόδου.....	72
4.3 Συμβατικό σύστημα υψηλής φόρτισης (HiCAS) .....	72
4.3.1 Χαρακτηριστικά εκροής .....	72
4.3.2 Ισοζύγιο COD .....	77
4.3.3 Ποσότητα παραγόμενης ιλύος (Yobs).....	79
4.3.4 Ποιοτικά χαρακτηριστικά περισσειας ιλύος συστήματος HiCAS.....	81
4.3.5 Κατανάλωση οξυγόνου συστήματος HiCAS.....	84
4.4 Σύστημα υψηλής φόρτισης επαφής σταθεροποίησης (HiCS) .....	85
4.4.1 Χαρακτηριστικά εκροής .....	86
4.4.2 Ισοζύγιο μάζας COD .....	88
4.4.3 Ποσότητα παραγόμενης ιλύος (Yobs).....	89
4.4.4 Ποιοτικά χαρακτηριστικά περισσειας ιλύος συστήματος HiCS.....	90
4.4.5 Κατανάλωση οξυγόνου συστήματος HiCS .....	92
4.5 Συγκεντρωτικά αποτελέσματα όλων των περιόδων λειτουργίας των πιλοτικών συστημάτων (HiCAS & HiCS) .....	93
5. Προσθήκη κροκιδωτικού σε συστήματα HRAS.....	105
5.1 Εισαγωγή.....	105
5.2 Αποτελέσματα πειραμάτων batch για τον προσδιορισμό της βέλτιστης δόσης κροκιδωτικού .....	107
5.3 Προσθήκη κροκιδωτικού στο σύστημα συνεχούς ροής .....	111
5.4 Οικονομικό κόστος προσθήκης κροκιδωτικού σε συστήματα HRAS.....	115
6. Συμπεράσματα.....	118
6.1 HiCAS .....	118
6.2 HiCS .....	119
6.3 Προτάσεις για μελλοντική εργασία .....	121
Βιβλιογραφία .....	122



## Ευρετήριο πινάκων και σχημάτων

<i>Πίνακας 1: Συνθήκες λειτουργίας των πιλοτικών συστημάτων για τις δύο περιόδους που εξετάστηκαν</i> .....	62
<i>Πίνακας 2: Ποσοστά % κλασματοποίησης οργανικού φορτίου προ επεξεργασμένων λυμάτων.</i> 72	
<i>Πίνακας 3: Λειτουργικές παράμετροι του συστήματος HiCAS για τις δύο περιόδους που μελετήθηκαν</i> .....	73
<i>Πίνακας 4: Ποιοτικά χαρακτηριστικά εισόδου και εξόδου συστήματος HiCAS</i> .....	75
<i>Πίνακας 5: Yobs για τους δύο κύκλους λειτουργίας του HiCAS με και χωρίς κατακράτηση στερεών</i> .....	79
<i>Πίνακας 6: Λειτουργικές παράμετροι του συστήματος HiCS για τις δύο περιόδους που μελετήθηκαν</i> .....	85
<i>Πίνακας 7: Ποιοτικά χαρακτηριστικά εισόδου και εξόδου συστήματος HiCS</i> .....	86
<i>Πίνακας 8: Yobs για τους δύο κύκλους λειτουργίας του HiCS με και χωρίς κατακράτηση στερεών</i> .....	89
<i>Πίνακας 9: Λειτουργικές παράμετροι συμβατικού συστήματος υψηλής φόρτισης (HiCAS)</i> .....	96
<i>Πίνακας 10: Λειτουργικές παράμετροι συστήματος υψηλής φόρτισης επαφής σταθεροποίησης (HiCS)</i> .....	96
<i>Πίνακας 11: Τιμές οργανικής φόρτισης για όλους τους κύκλους λειτουργίας των HiCAS και HiCS</i> .....	102
<i>Πίνακας 12: Συνολικά αποτελέσματα JAR TESTS</i> .....	110
<i>Πίνακας 13: Συνολικά αποτελέσματα σε μέσες τιμές για τους τρεις κύκλους λειτουργίας του συστήματος HiCAS με προσθήκη σιδήρου ως κροκιδωτικό</i> .....	113
<i>Σχήμα 1: Σχηματική απεικόνιση συμβατικού συστήματος υψηλής οργανικής φόρτισης (HiCAS), Meerburg et al. (2016)</i> .....	50
<i>Σχήμα 2: Σχηματική απεικόνιση συστήματος επαφής-σταθεροποίησης (HiCS), Meerburg et al.(2016)</i> .....	52
<i>Σχήμα 3: Ισοζύγιο COD για σύστημα υψηλής οργανικής φόρτισης Α σταδίου με αερισμό (πάνω) και χωρίς αερισμό (κάτω), Cao et al. (2020)</i> .....	53
<i>Σχήμα 4: Διάγραμμα ροής της εγκατάστασης Dokhaven</i> .....	55
<i>Σχήμα 5: Διάγραμμα ροής με ισοζύγιο COD της εγκατάστασης Strass (Wett et al., 2007)</i> .....	58
<i>Σχήμα 6: Διάγραμμα ροής πιλοτικών συστημάτων HRAS (Φραγκισκάτος Γ.)</i> .....	61
<i>Σχήμα 7: Δεξαμενή σταθεροποίησης HiCS (αριστερά) και Δεξαμενές Επαφής HiCAS και HiCS (δεξιά)</i> .....	62
<i>Σχήμα 8: Δεξαμενές Τελικής Καθίζησης HiCAS (αριστερά) και HiCS (δεξιά)</i> .....	63
<i>Σχήμα 9: Σχεδιάγραμμα διάταξης πειράματος BMP</i> .....	67
<i>Σχήμα 10: Βαθμός απόδοσης ολικού και διαλυτού COD συστήματος HiCAS</i> .....	75
<i>Σχήμα 11: Ολικό COD<sub>eff</sub> και στερεά εξόδου TSS<sub>eff</sub> (mg/L)</i> .....	76
<i>Σχήμα 12: Συγκεντρώσεις επιμέρους κλασμάτων COD εξόδου</i> .....	76
<i>Σχήμα 13: Ποσοστά % επιμέρους κλασμάτων COD (HiCAS)</i> .....	78
<i>Σχήμα 14: Μέγιστο ποσοστό % κατακράτησης COD<sub>ΕΙΣ</sub> στην ιλύ (HiCAS)</i> .....	78
<i>Σχήμα 15: Επιμερισμός συνολικής απομακρυνόμενης βιομάζας συστήματος HiCAS</i> .....	80

<b>Σχήμα 16:</b> Κατανομή επιμέρους κλασμάτων βιοδιασπάσιμου COD πλεονάζουσας ιλύος (HiCAS).....	82
<b>Σχήμα 17:</b> Δυναμικό παραγωγής βιοαερίου συστήματος HiCAS.....	83
<b>Σχήμα 18:</b> Βαθμός απόδοσης ως προς την απομάκρυνση ολικού και διαλυτού COD στους δύο κύκλους λειτουργίας του συστήματος HiCS.....	87
<b>Σχήμα 19:</b> Κατανομή οργανικού άνθρακα στην εκροή του συστήματος HiCS.....	87
<b>Σχήμα 20:</b> Ποσοστά % επιμέρους κλασμάτων COD (HiCS).....	88
<b>Σχήμα 21:</b> Μέγιστο ποσοστό % κατακράτησης COD <sub>ΕΙΣ</sub> στην ιλύ (HiCS).....	89
<b>Σχήμα 22:</b> Επιμερισμός συνολικής απομακρυνόμενης βιομάζας συστήματος HiCAS .....	90
<b>Σχήμα 23:</b> Κατανομή επιμέρους κλασμάτων βιοδιασπάσιμου COD πλεονάζουσας ιλύος (HiCS).....	91
<b>Σχήμα 24:</b> Δυναμικό παραγωγής βιοαερίου συστήματος HiCS .....	92
<b>Σχήμα 25:</b> Συγκεντρώσεις tCOD και TSS στην εκροή του HiCAS (πάνω) και HiCS (κάτω) ....	97
<b>Σχήμα 26:</b> Βαθμοί απόδοσης απομάκρυνσης tCOD και sCOD για τα συστήματα HiCAS (πάνω) και HiCS (κάτω) .....	98
<b>Σχήμα 27:</b> Κατανομή οργανικού άνθρακα εξόδου στα συστήματα HiCAS (πάνω) και HiCS (κάτω).....	99
<b>Σχήμα 28:</b> Ισοζύγια COD για HiCAS (πάνω) και HiCS (κάτω).....	100
<b>Σχήμα 29:</b> Επιμερισμός συνολικής απομακρυνόμενης βιομάζας συστήματος HiCAS (πάνω) και HiCS (κάτω) .....	101
<b>Σχήμα 30:</b> Ποσότητα παγιδευμένου COD στην ιλύ συναρτήσει της οργανικής φόρτισης για το HiCAS (πάνω) και το HiCS (κάτω) .....	102
<b>Σχήμα 31:</b> Δυναμικό παραγωγής βιοαερίου συστήματος HiCAS (πάνω) και HiCS (κάτω).....	103
<b>Σχήμα 32:</b> Κατανάλωση οξυγόνου στα πιλοτικά συστήματα HiCAS (πάνω) και HiCS (κάτω).....	104
<b>Σχήμα 33:</b> Απομάκρυνση TSS (%) ανάλογα με τις δόσεις για τα τρία JAR TESTS στο ανάμικτο υγρό .....	108
<b>Σχήμα 34:</b> Μεταβολή συγκέντρωσης TSS ανάλογα με τις δόσεις για τα τρία JAR TESTS στο ανάμικτο υγρό .....	109
<b>Σχήμα 35:</b> Επίδραση των διαφορετικών δόσεων Fe στα TSS της εκροής.....	110
<b>Σχήμα 36:</b> Κατανομή (%) στερεών στο πλεόνασμα ιλύος και στην εκροή του συστήματος HiCAS με προσθήκη διαφορετικών δόσεων σιδήρου .....	114

## **Ευρετήριο Συμβόλων**

BMP: Biochemical Methane Potential

BNR: Biological Nutrient Removal

BOD: Biochemical Oxygen Demand

CAS: Conventional Activated Sludge

CEPT: Chemically Enhanced Primary Treatment

CS: Contact-Stabilization

CT: Contact Tank

COD: Chemical Oxygen Demand

cCOD: colloidal Chemical Oxygen Demand

DAF: Dissolved Air Flotation

DMF: Direct Membrane Filtration

DSF: Dynamic Sand Filtration

EBPR: Enhanced Biological Phosphorus Removal

EPS: Extracellular Polymeric Substances

FO: Forward Osmosis

HiCAS: High rate Conventional Activated Sludge

HiCS: High rate Contact Stabilization

HRAS: High Rate Activated Sludge

HRT: Hydraulic Retention Time

LCA: Life Cycle Assessment

MBR: Membrane Bioreactor

MLSS: Mixed Liquor Suspended Solids

OLR: Organic Load Rate

OUR: Oxygen Uptake Rate

pCOD: particulate Chemical Oxygen Demand

SBR: Sequencing Batch Reactor

SRT: Solids Retention Time

ST: Stabilization Tank

sCOD: soluble Chemical Oxygen Demand

TSS: Total Suspended Solids

tCOD: total Chemical Oxygen Demand

UASB: Upflow Anaerobic Sludge Blanket

WRRF: Water Resource Recovery Facilities

WWTP: Wastewater Treatment Plant

Y: Συντελεστής απόδοσης βιομάζας

$Y_{obs}$ : Observed Y

## Περίληψη

Με το πέρασμα των χρόνων γίνεται ολοένα και πιο επιτακτική η ανάγκη για εξοικονόμηση πόρων από την επεξεργασία των λυμάτων. Το ενδιαφέρον εστιάζεται όχι μόνο στην επαναχρησιμοποίηση του νερού, αλλά και στην μείωση του ενεργειακού αποτυπώματος, είτε μέσω της μείωσης της κατανάλωσης είτε με παραγωγή ενέργειας μέσω διεργασιών όπως αναερόβια χώνευση, καθώς και στη μείωση των εκπομπών αερίων θερμοκηπίου των εγκαταστάσεων.

Μια από τις τεχνολογίες που έχουν αναπτυχθεί προς την κατεύθυνση αυτή είναι η επεξεργασία λυμάτων με συστήματα ενεργού ιλύος υψηλής οργανικής φόρτισης (HRAS). Στόχος των συστημάτων αυτών είναι η επεξεργασία σε μικρούς υδραυλικούς χρόνους παραμονής και υψηλές τιμές οργανικής φόρτισης, με συνέπεια την ελαχιστοποίηση της οξείδωσης του εισερχόμενου οργανικού κλάσματος και, μέσω της προσρόφησης και της κυτταρικής αποθήκευσης στη βιομάζα, μεγιστοποίηση της συγκράτησής του στην ιλύ που απομακρύνεται μετά την καθίζηση. Τελικά, η περίσσεια ιλύος που είναι πλούσια σε οργανικό υλικό, μετά από αναερόβια χώνευση, μπορεί να δώσει πολύ ικανοποιητικά αποτελέσματα στην παραγωγή βιοαερίου.

Στα πλαίσια της παρούσας εργασίας, έγινε η παρακολούθηση της λειτουργίας δύο συστημάτων ενεργού ιλύος υψηλής οργανικής φόρτισης. Το πρώτο, ένα συμβατικό σύστημα υψηλής φόρτισης (HiCAS) αποτελείται από μια δεξαμενή επαφής (CT) (βιολογικός αντιδραστήρας) και μια δεξαμενή καθίζησης, με ανακυκλοφορία της ιλύος, ίση της παροχής. Το δεύτερο, που είναι σύστημα επαφής σταθεροποίησης (HiCS) έχει ίδια διάταξη με το συμβατικό, με μόνη διαφορά ότι το ρεύμα της ανακυκλοφορίας (ίση με 1,5Q), καταλήγει σε μια επιπλέον δεξαμενή σταθεροποίησης (ST), πριν εισέλθει στη δεξαμενή επαφής.

Στο συμβατικό σύστημα μελετήθηκαν δύο περίοδοι λειτουργίας χωρίς προσθήκη κροκιδωτικού (HiCAS E - HiCAS F) και μία περίοδος με προσθήκη κροκιδωτικού, ενώ στο σύστημα επαφής σταθεροποίησης μελετήθηκε μια περίοδος λειτουργίας (HiCS E). Το HiCAS E λειτούργησε με SRT 0.5d και HRT 0.5h (OLR = 9.18 kg COD/kgVSS-d), ενώ το HiCAS F με SRT 0.22d HRT 0.5h (OLR = 14.4 kg COD/kgVSS-d). Στο HiCS E εφαρμόστηκαν συνθήκες SRT 1d και HRT 2h (1h CT/1h

ST) ( $OLR = 9.5 \text{ kg COD/kgVSS-d}$ ), ενώ στη δεξαμενή επαφής επικρατούσαν αναερόβιες συνθήκες. Τα αποτελέσματα της λειτουργίας των δύο συστημάτων συγκρίθηκαν μεταξύ τους, καθώς και με τα αποτελέσματα παλαιότερης εργασίας.

Αρχικά, στην εκροή του συμβατικού συστήματος, παρατηρήθηκαν μικρότερες συγκεντρώσεις COD και TSS στο HiCAS E, σε σχέση με το HiCAS F, ενώ το μεγαλύτερο ποσοστό του COD εξόδου ανήκει στο σωματιδιακό κλάσμα. Ο κύκλος F, λόγω της αύξησης της οργανικής φόρτισης, παρουσιάζει μείωση της οξειδωσης του οργανικού κλάσματος που εισέρχεται και μεγαλύτερο συντελεστή απόδοσης βιομάζας  $Y$ , σε σχέση με τον κύκλο E. Επίσης, λόγω των υψηλών φορτίσεων, η συνοχή των κροκίδων δεν είναι καλή, με συνέπεια να εμφανίζεται αρκετά μεγάλο ποσοστό της παραγόμενης βιομάζας στην εκροή. Με βάση τα πειράματα αερόβιας σταθεροποίησης (OUR), για τις δύο περιόδους, προκύπτουν παρόμοια αποτελέσματα, όσον αφορά την ποιότητα της παραγόμενης ιλύος, αφού το οργανικό κλάσμα που καταλήγει στην ιλύ βρέθηκε  $710 \text{ mgCOD/gVSS}_{\text{πλ.ιλύος}}$  και  $700 \text{ mgCOD/gVSS}_{\text{πλ.ιλύος}}$  για τους κύκλους E και F, αντίστοιχα. Από πειράματα BMP, σημειώθηκε αύξηση παραγωγής βιοαερίου με την αύξηση της οργανικής φόρτισης, με την ποιότητα της ιλύος στην τελευταία περίοδο να προσεγγίζει χαρακτηριστικά πρωτοβάθμιας ιλύος. Το βιοαέριο που παρήχθη ήταν της τάξεως των  $0.069\text{-}0.107 \text{ m}^3$  βιοαερίου/kg COD<sub>ΕΙΣ</sub>. Τέλος, οι τιμές της ζήτησης οξυγόνου για τα συστήματα HiCAS είναι πολύ χαμηλές ( $0.08\text{-}0.13 \text{ kg O}_2/\text{kg COD}_{\text{ΕΙΣ}}$ ).

Όσον αφορά τα συστήματα HiCS, στην αναερόβια λειτουργία σημειώνεται μείωση της απόδοσης στην απομάκρυνση COD και παράλληλα, αύξηση των συγκεντρώσεων στην εκροή, σε σύγκριση με την αερόβια λειτουργία (παλαιότερα πειράματα). Επίσης, στον πέμπτο κύκλο μειώνεται κατά περίπου 10% η οξειδωση του οργανικού υλικού, λόγω των αναερόβιων συνθηκών. Τα ποσοστά της βιομάζας που καταλήγουν στην ιλύ είναι πολύ υψηλά ( $>80\%$ ) για τα δύο συστήματα HiCS, παρόλα αυτά η ιλύς του αερόβιου είναι κατά περίπου 40% πιο πλούσια σε βιοδιασπάσιμο οργανικό υλικό, σύμφωνα με τα πειράματα OUR, και αυτό επιβεβαιώνεται και με το μειωμένο δυναμικό παραγωγής βιοαερίου στο HiCS E, κατά την αναερόβια σταθεροποίηση. Τέλος, όπως είναι αναμενόμενο, οι απαιτήσεις σε οξυγόνο μειώνονται στο αναερόβιο σύστημα.

Συγκρίνοντας τα συστήματα για όλους τους κύκλους, η γενική εικόνα είναι ότι όσο αυξάνεται η οργανική φόρτιση, τόσο αυξάνονται οι συγκεντρώσεις των TSS και COD στην εκροή, ενώ η οξείδωση του οργανικού φορτίου μειώνεται. Μελετώντας την ποιότητα της πλεονάζουσας ιλύος, με την αύξηση της οργανικής φόρτισης παρατηρείται αύξηση του βιοδιασπάσιμου κλάσματος που καταλήγει στην ιλύ καθώς και της δυναμικότητας στην παραγωγή βιοαερίου, ενώ παράλληλα, μειώνεται η ζήτηση οξυγόνου. Τέλος, η ποσότητα της λάσπης είναι πολύ μεγάλη σε όλους τους κύκλους HiCS, ενώ στα HiCAS αυξάνεται με την αύξηση της οργανικής φόρτισης.

Στη λειτουργία του συμβατικού συστήματος με προσθήκη κροκιδωτικού, επιλέχθηκε η χρήση τριχλωριούχου σιδήρου ( $\text{FeCl}_3$ ), για την μεγιστοποίηση της κατακράτησης των αιωρούμενων στερεών στην ιλύ που απομακρύνεται. Οι δόσεις που εφαρμόστηκαν ήταν των 5, 10 και 20 mg/L, ωστόσο μόνο στην τελευταία προέκυψαν τα επιθυμητά αποτελέσματα, πετυχαίνοντας συγκεντρώσεις TSS στην εκροή 25mg/L και κατακράτηση του 90% της παραγόμενης βιομάζας στην ιλύ. Σημειώνεται ότι με βάση πειράματα batch που πραγματοποιήθηκαν, η υπολογιζόμενη δόση ήταν περίπου 5 mg/L. Το γεγονός ότι στο σύστημα συνεχούς ροής τελικά απαιτήθηκε η τετραπλάσια δόση, αλλά και η παρατήρηση μαύρου χρώματος στον αντιδραστήρα, υποδεικνύει την παρουσία σουλφιδίων στα λύματα (επαληθεύτηκε με μέτρηση διαλυτών σουλφιδίων στα 0.7 mg/L). Πιθανότατα μέρος του προστιθέμενου σιδήρου δεσμευόταν για αντιδράσεις με τις θειούχες ενώσεις των λυμάτων, με συνέπεια τη μειωμένη κροκίδωση. Τέλος, το οικονομικό κόστος για τη χρήση κροκιδωτικού στο σύστημα HiCAS υπολογίστηκε σε 0.03 €/m<sup>3</sup>.

Συμπερασματικά, φαίνεται ότι τα συστήματα υψηλής φόρτισης πετυχαίνουν καλές αποδόσεις, σε υψηλές οργανικές φορτίσεις, ελαχιστοποιώντας την οξείδωση του οργανικού κλάσματος και τη ζήτηση οξυγόνου. Η ποσότητα και η ποιότητα της παραγόμενης ιλύος είναι ικανοποιητική και μπορεί να μεγιστοποιηθεί είτε με την προσθήκη κροκιδωτικού, είτε με άλλες μεθόδους που θα μπορούσαν να μελετηθούν στο μέλλον.

## Abstract

The need for resource saving coming from the waste processing is becoming more and more imperative throughout the years. The interest is focused not only in the water reuse but also in the reduction of the energy footprint either via the reduction of consumption or via the energy production through procedures such as anaerobic digestion and reduction of greenhouse gas emissions of the premises.

One of the technologies developed in this area is the waste processing with High Rate Activated Sludge systems (HRAS). The aim of these systems is the processing in short hydraulic residence time and high rates of organic loading resulting in the minimal oxidization of the incoming organic fraction and through the adsorption and the intracellular storage of the biomass in the maximization of its retention in the sludge that removes after the sedimentation. Finally, the excess sludge that is rich in organic material, after the anaerobic digestion, can give very satisfying results in the production of biogas.

The function of two HRAS systems were examined in the frame of this study. The first one, a conventional system of high organic loading rate (HiCAS) consists of a contact tank (CT) (bioreactor) and a sedimentation tank with recycled sludge equal to the inflow. The second one that is a contact stabilization system (HiCS) has the same structure as the conventional one with the main difference that the recycled current (equal to  $1.5Q$ ) results in an extra stabilization tank, before it flows into the contact tank.

Two function periods were studied in the conventional system; one period without flocculant addition and one period with flocculant addition while in the contact stabilization system only one function period was studied (HiCS E). The HiCAS E functioned with SRT 0.5d and HRT 0.5h ( $OLR = 9.18 \text{ kg COD/kg VSS-d}$ ), while the HiCAS F with SRT 0.22d HRT 0.5h ( $OLR = 14.4 \text{ kg COD/kg VSS-d}$ ). In HiCS E conditions of SRT 1d and HRT 2h (1h CT/1h ST) ( $OLR = 9.5 \text{ kg COD/kg VSS-d}$ ) were applied while in the contact tank there were anaerobic conditions. The results of the function of the two systems were compared to each other as well as to the results of a previous study.



Initially in the outflow of the conventional system, smaller concentrations of COD and TSS in HiCAS E were observed in relation to the HiCAS F, while the biggest percentage of the COD outflow belongs to the particle function. In relation to the session F, because of the organic charge increase, presents a reduction of the organic fraction oxidization that inflows and a bigger observed yield ( $Y_{obs}$ ). Additionally, because of high charges, the consistency of the flocs is not satisfying, thus resulting in a quite big percentage of biomass produced in the outflow. Having taken into consideration aerobic stabilization experiments (OUR) for the two periods, there are similar results regarding the quality of the sludge produced since the organic function that results in the sludge was found to be 710mg COD/g VSS and 700mg COD/g VSS for the sessions E and F, respectively. In BMP experiments conducted, it was notified that there was an increase in biogas production increasing the organic loading, with the quality of the sludge approaching characteristics of first grade sludge in the last period. The biogas produced was 0.069 – 0.107 m<sup>3</sup> biogas/kg CODin. Finally, the oxygen demand rates for the HiCAS systems are very low (0.08 – 0.13kg O<sub>2</sub>/kg CODin).

Regarding the HiCS systems, it is notified that in the anaerobic function there is a reduction of the efficiency during the COD removal while, at the same time, there is an increase of the concentrations in the outflow compared to the anaerobic function (previous experiments). Moreover, in the fifth session, there is a 10% reduction in the oxidization of the organic material due to the anaerobic conditions. The biomass percentages that result in the sludge are considerably high (>80%) for the two HiCS systems. However, according to our experiments the anaerobic sludge is approximately 40% richer in biodegradable organic material and this is confirmed by the reduced force of biogas production in HiCS E, during the anaerobic system. Finally, as it is expected, the oxygen requirements get reduced in the anaerobic system.

Comparing the systems of all sessions, there is a general view that the bigger the organic loading is, the bigger the TSS and COD concentrations are in the outflow, while the oxidization of the organic loading is less. Studying the quality of the excess sludge, it is observed that with the increase of the organic loading there is an increase of the biodegradable fraction that results in the sludge as well as in the force of the biogas production while at the same time, there is a reduction in oxygen requirement.

Lastly, the quantity of the sludge is considerably high in all HiCS sessions while in HiCAS it is increasing with the organic loading increase.

In the function of the conventional system with flocculant addition, the use of ferric chloride ( $\text{FeCl}_3$ ) was chosen so as to achieve the maximization of the suspended solids retention in the sludge that is removed. The doses that were applied were of 5, 10 and 20 mg/L, however only in the last one there were the required results, achieving TSS concentrations of 25 mg/L in the outflow and 90% of retention in the produced biomass in the sludge. It is notified that according to batch experiments that were conducted, the estimated dose was approximately 5mg/L. The fact that in the continuous flow system the quadruple dose was lastly required and also the notification of black colour in the reactor, indicates the presence of sulphides in the wastewaters. It was verified with a measurement of soluble sulphides in 0.7mg/L. Probably part of the added iron was engaged for reactions with the sulphur compounds of the waste, resulting in reduced flocculation. Finally, the cost for the use of flocculant in the HiCAS system was estimated in 0.03€/m<sup>3</sup>.

In conclusion, it seems that the HRAS systems achieve good performance in high organic loading rates minimizing the oxidization of the organic fraction and the oxygen demand. The quantity and quality of the produced sludge is satisfying and can be maximized either by the addition of coagulant or by using other procedures that could be studied in the future.

## 1. Εισαγωγή

Ένα βασικό χαρακτηριστικό του πλανήτη μας είναι η αφθονία νερού, που εκτείνεται στο 71% της γήινης επιφάνειας. Το 99% αυτής της υδρόσφαιρας αποτελούν τους ωκεανούς. Οι σχετικά μικρές ποσότητες γλυκού νερού που περιέχονται σε λίμνες και ποταμούς παραπλανούν ως προς τη θεμελιώδη σπουδαιότητά τους στη διατήρηση και επιβίωση της χερσαίας ζωής. Έχοντας ως δεδομένα, τόσο την εκθετική αύξηση του ανθρώπινου πληθυσμού, όσο και το γεγονός ότι τα γλυκά νερά είναι ένας πεπερασμένος πόρος, γίνεται εύκολα αντιληπτό ότι η διαχείριση του γλυκού νερού είναι επιτακτική, έτσι ώστε να επέλθει μια κατάσταση βιωσιμότητας (Wetzel, 2001).

Επομένως, και τα αστικά λύματα, με βάση τα παραπάνω, είναι επιθυμητό να αντιμετωπίζονται ως οιονεί υδάτινος πόρος, καθώς μετά την επεξεργασία του μπορεί να θεωρείται πλέον νερό και να απορρίπτεται ως «γλυκό νερό» στους υδάτινους αποδέκτες, με αποτέλεσμα των εμπλουτισμό τους. Μάλιστα γίνονται ολοένα και περισσότερες προσπάθειες με στόχο την επαναχρησιμοποίηση του επεξεργασμένου νερού για αστικές χρήσεις.

Είναι σημαντικό, τα επεξεργασμένα λύματα να έχουν χαρακτηριστικά γλυκού νερού, για την βιωσιμότητα των οικοσυστημάτων και του ανθρώπου, όχι μόνο από τη σκοπιά της ποσότητας, αλλά και της ποιότητας αυτού. Μη επεξεργασμένα ή ανεπαρκώς επεξεργασμένα λύματα μπορεί να οδηγήσουν σε οργανική ρύπανση σε ποτάμια και λίμνες, αλλά και στη συσσώρευση υπερβολικών φορτίων θρεπτικών ουσιών (ευτροφισμός). Η ρύπανση που οφείλεται στα λύματα μπορεί επίσης να επιταχύνει την απώλεια της βιοποικιλότητας και να υποβαθμίσει την ποιότητα του πόσιμου νερού ή των υδάτων κολύμβησης, προκαλώντας ανησυχίες για τη δημόσια υγεία. Σε αυτά περιλαμβάνονται κρούσματα μεταδοτικών ασθενειών που οφείλονται στο νερό, τα οποία συνδέονται κυρίως με μικρές παροχές ύδατος, ασθένειες οι οποίες οφείλονται στην έκθεση σε μολυσμένα ύδατα κολύμβησης (οργανική ρύπανση, ρύπανση από την έξαρση φυτοπλαγκτού λόγω περίσσειας θρεπτικών ουσιών) ή στην κατανάλωση μολυσμένων θαλασσινών κλπ.

Με το πέρασμα του χρόνου έχουν γίνει μεγάλα βήματα στην επιστήμη, όσον αφορά τις τεχνολογίες επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Στις μέρες μας, η επεξεργασία πραγματοποιείται με τέτοιο τρόπο, έτσι ώστε το επεξεργασμένο πλέον νερό να έχει εκείνα τα χαρακτηριστικά που το καθιστούν κατάλληλο για διάθεση σε οποιονδήποτε υδάτινο αποδέκτη, ευαίσθητο ή μη. Αυτό πρακτικά σημαίνει ότι υπάρχει η δυνατότητα να απομακρύνονται ικανοποιητικά τόσο το οργανικό φορτίο που περιέχονται στα λύματα, όσο και τα θρεπτικά συστατικά - εφόσον το καθιστά απαραίτητο η κατάσταση του αποδέκτη - όπως ο φώσφορος και το άζωτο.

Η μέθοδος που εφαρμόζεται κατά κύριο λόγο παγκοσμίως είναι αυτή της ενεργού ιλύος, η οποία πράγματι έχει μελετηθεί σε πολύ μεγάλο βαθμό με σκοπό κυρίως την βελτιστοποίηση των μηχανισμών, ώστε να επιτυγχάνονται, στις Εγκαταστάσεις Επεξεργασίας Λυμάτων, εκροές με ποιοτικά χαρακτηριστικά εντός των επιτρεπτών ορίων που ορίζει η νομοθεσία. Στην περίπτωση της Ευρωπαϊκής Ένωσης αυτά τα όρια τίθενται από την Οδηγία 91/271/ΕΟΚ «για την επεξεργασία και διάθεση αστικών λυμάτων», όπως αυτή τροποποιήθηκε με την Οδηγία 98/15/ΕΕ. Στην Ελλάδα η εν λόγω οδηγία έχει ενσωματωθεί στο εθνικό δίκαιο με την Κ.Υ.Α. 5673/400/1997 (Φ.Ε.Κ. 192Β/14-3-1997) με τίτλο «Μέτρα και Όροι για την επεξεργασία των Αστικών Λυμάτων».

Σύμφωνα με την Ευρωπαϊκή Ένωση η συμμόρφωση των μελών αυξάνεται τα τελευταία χρόνια, με συνέπεια να έχουμε όλο και λιγότερα ποσοστά αζώτου και φωσφόρου στους υδάτινους αποδέκτες, παρά το γεγονός ότι το ποσοστό της επικράτειας της ΕΕ που έχει χαρακτηριστεί ή θεωρείται ευαίσθητο φτάνει το 75% έως το 2010. Μάλιστα, η Ελλάδα ήταν ανάμεσα στις χώρες που αύξησαν σημαντικά τα ποσοστά, όπως αναφέρεται στην έκθεση του 2013.

Παρόλο που, όπως σημειώθηκε παραπάνω, σε συμβατικές εγκαταστάσεις ενεργού ιλύος οι μηχανισμοί απομάκρυνσης των ρυπαντικών φορτίων των λυμάτων έχουν βελτιστοποιηθεί από άποψη αποτελεσματικότητας, φαίνεται κάποιες διαδικασίες να έχουν σημαντική επιβάρυνση στο περιβάλλον έμμεσα, μέσω των μεγάλων ποσών ενέργειας που απαιτούν ώστε να πραγματοποιηθούν. Επομένως, αυτό επιφέρει και ένα σημαντικό οικονομικό κόστος στην συνολική λειτουργία των εγκαταστάσεων επεξεργασίας λυμάτων, με συνέπεια πλέον οι μελέτες να επικεντρώνονται στη

βελτιστοποίηση των απαιτήσεων ενέργειας και κόστους. Αυτό περιλαμβάνει και τη μελέτη μεθόδων για την αξιοποίηση της ενέργειας που μπορεί να ανακτηθεί από τα ίδια τα λύματα με τρόπο τέτοιο, ώστε να επιτυγχάνεται η ανάκτηση στο μέγιστο δυνατό βαθμό.

Πιο συγκεκριμένα, σύμφωνα με την Ευρωπαϊκή Ένωση, για το σύνολο των 22.000 μονάδων επεξεργασίας λυμάτων που βρίσκονται σε λειτουργία, η τελική ετήσια κατανάλωση ηλεκτρικής ενέργειας είναι 44 GWh. Συνεπώς, πάνω από το 1% της συνολικής κατανάλωσης ηλεκτρικής ενέργειας καταναλώνεται για την επεξεργασία λυμάτων.

Η Ε.Ε. αναφέρει ότι η κατανάλωση ισχύος των υπερσύγχρονων εγκαταστάσεων επεξεργασίας λυμάτων πρέπει να κυμαίνεται από 20-45 KWh/ι.κ., με το μικρότερο νούμερο να ισχύει για εγκαταστάσεις που εξυπηρετούν πάνω από 100.000 ισοδύναμους κατοίκους και το μεγαλύτερο για εγκαταστάσεις που εξυπηρετούν μέχρι 10.000 ισοδύναμους κατοίκους. Οι αριθμοί αυτοί αναφέρονται στην κατανάλωση ρεύματος, και δε λαμβάνουν υπόψιν την επιτόπου παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας. Επίσης, τα δεδομένα αυτά ισχύουν για ΕΕΛ με απομάκρυνση θρεπτικών (αζώτου και φωσφόρου) και αναερόβια χώνευση ιλύος. Σημειώνεται ότι ΕΕΛ χωρίς αναερόβιους χωνευτές καταναλώνουν περισσότερη ενέργεια.

Οι Mamais et al. (2015), αναφέρουν ότι για την Ελλάδα η ενέργεια που απαιτείται ετησίως είναι 15-86 kWh/ι.κ., με το 40-75% αυτού να σπαταλάται για τον αερισμό στις 11 ΕΕΛ που μελετήθηκαν. Αν ληφθεί υπόψιν το οικονομικό κόστος, συμπεραίνεται ότι το κόστος λειτουργίας ανά ισοδύναμο κάτοικο μειώνεται όσο αυξάνεται ο εξυπηρετούμενος πληθυσμός, από 0.032 €/ι.κ.-ημέρα σε 0.04 €/ι.κ.-ημέρα. Επίσης, αν αυτά τα νούμερα εκφραστούν σε κόστος συναρτήσεως του εισερχόμενου οργανικού φορτίου, τότε έχουμε ένα εύρος από 0.075 €/kgBOD-ημέρα έως 0.536 €/kgBOD-ημέρα, ενώ συναρτήσεως του υδραυλικού φορτίου που εισέρχεται έχουμε 0.013 έως 0.197 €/m<sup>3</sup>-ημέρα (Δημοπούλου Α., 2011)

Βάσει όλων των παραπάνω, και στο πλαίσιο την ανάπτυξης μεθόδων για εξοικονόμηση πόρων στην επεξεργασία λυμάτων, τα τελευταία χρόνια μελετώνται όλο και περισσότερο τα συστήματα υψηλής οργανικής φόρτισης (High Rate Activated

Sludge Systems-HRAS), στα οποία επιδιώκεται η επεξεργασία μεγάλης ποσότητας λυμάτων σε σύντομο χρόνο – άρα απαίτηση δεξαμενών μικρού όγκου - και η κατακράτηση μεγάλων ποσοστών του οργανικού φορτίου που εισέρχεται, στην ιλύ που απομακρύνεται. Αυτό έχει ως απώτερο σκοπό τη μέγιστη ανάκτηση ενέργειας από την χώνευση της πλούσιας σε οργανικό φορτίο ιλύος.

Στα πλαίσια της παρούσας εργασίας, έγινε η παρακολούθηση της λειτουργίας των πιλοτικών συστημάτων που έχουν εγκατασταθεί από το Εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας του ΕΜΠ στο Κέντρο Επεξεργασίας Λυμάτων Ψυττάλειας (ΚΕΛΨ).

Η εργασία αποτελείται από 7 κεφάλαια. Εκτός από το πρώτο, εισαγωγικό κεφάλαιο, και το έβδομο, όπου παρουσιάζεται η βιβλιογραφία, περιέχονται ακόμη πέντε κεφάλαια, τα οποία αναπτύσσονται ως εξής:

**2<sup>ο</sup> κεφάλαιο:** σε αυτό το κεφάλαιο γίνεται βιβλιογραφική ανασκόπηση των συστημάτων υψηλής οργανικής φόρτισης. Συγκεκριμένα, παρουσιάζονται τα γενικά χαρακτηριστικά τους και οι μηχανισμοί λειτουργίας, καθώς επίσης και οι εναλλακτικοί τρόποι λειτουργίας τους ή εναλλακτικά συστήματα που έχουν μελετηθεί. Τέλος, γίνεται αναφορά σε εγκαταστάσεις HRAS που λειτουργούν σε πλήρη κλίμακα

**3<sup>ο</sup> κεφάλαιο:** γίνεται η περιγραφή του πειράματος και των εργαστηριακών μεθόδων, ενώ παρουσιάζεται και το πιλοτικό σύστημα (διάγραμμα ροής, λειτουργικές παράμετροι κλπ). Τέλος, εξηγούνται οι διαδικασίες των εξειδικευμένων πειραμάτων για τον ποιοτικό χαρακτηρισμό της παραγόμενης ιλύος και για την χρήση κροκιδωτικού (JAR Tests).

**4<sup>ο</sup> κεφάλαιο:** γίνεται παρουσίαση και σχολιασμός όλων των πειραματικών αποτελεσμάτων, καθώς επίσης και συνολική παρουσίαση όλων των κύκλων λειτουργίας των πιλοτικών συστημάτων

**5<sup>ο</sup> κεφάλαιο:** μελετάται η προσθήκη κροκιδωτικού σε συστήματα HRAS και παρουσιάζονται τα αποτελέσματα των JAR Tests που πραγματοποιήθηκαν.

**6<sup>ο</sup> κεφάλαιο:** διατυπώνονται τα συμπεράσματα που εξήχθησαν τόσο από τα πειράματα, όσο και από τη βιβλιογραφική μελέτη και καταγράφονται οι προτάσεις για μελλοντική εργασία.

## 2. Βιβλιογραφική Ανασκόπηση

### 2.1 Γενικά για HRAS

Στην προσπάθεια επίτευξης ενεργειακής αυτάρκειας και βιώσιμης λειτουργίας, οι εγκαταστάσεις ανάκτησης υδάτινων πόρων (Water Resource Recovery Facilities-WRRFs) συνήθως χρησιμοποιούν κάποια διαδικασία ανάκτησης ενέργειας, όπως αναερόβια χώνευση, για την επιτόπου παραγωγή βιοαερίου, θερμότητας και ενέργειας. Δεν είναι δυνατό εγκαταστάσεις WRRFs να αποκτήσουν ενεργειακά ουδέτερη λειτουργία χωρίς ταυτόχρονη ελαχιστοποίηση της χρήσης ενέργειας και μεγιστοποιώντας την ανάκτηση ενέργειας (οργανικός άνθρακας). Ο οργανικός άνθρακας στα αστικά λύματα συνήθως έχει περιεκτικότητα χημικής ενέργειας περίπου 1.9 kWh ανά m<sup>3</sup> (Heidrich et al., 2011; McCarty et al., 2011; Bowen et al., 2014). Γενικά, τα αστικά λύματα υποβάλλονται σε επεξεργασία χρησιμοποιώντας τη διαδικασία ενεργούς ιλύος. Αυτή η αερόβια βιολογική διεργασία δεν καταναλώνει μόνο σημαντική ποσότητα ενέργειας για αερισμό (0.3-0.7 kWh ανά m<sup>3</sup> λυμάτων σύμφωνα με τους Metcalf and Eddy, 2003; Shizas and Bagley, 2004), αλλά οξειδώνει και ένα σημαντικό κλάσμα του εισερχόμενου οργανικού άνθρακα, με αποτέλεσμα την απώλεια του δυναμικού ανάκτησης ενέργειας.

Επιπλέον, απαιτείται οργανικός άνθρακας για την απομάκρυνση των θρεπτικών συστατικών (Biological Nutrient Removal-BNR) στις περισσότερες περιπτώσεις. Επομένως, η εκμετάλλευση του άνθρακα για ανάκτηση ενέργειας πρέπει να είναι ισορροπημένη, ώστε εγκαταστάσεις WRRF να ανταποκρίνονται ακόμα αξιόπιστα στα όρια εκροής των λυμάτων, ιδίως στα όρια αζώτου και φωσφόρου.

Υπάρχουν πολλές διαδικασίες που μπορούν να ανακατευθύνουν οργανικό άνθρακα για πιθανή παραγωγή ενέργειας. Ωστόσο, περιορίζονται στην απομάκρυνση κατακαθούμενων σωματιδίων (π.χ. φυσικές διεργασίες όπως πρωτοβάθμια καθίζηση ή επίπλευση με αερισμό), απαιτούν εξωτερική χημική προσθήκη (π.χ. χημικά ενισχυμένη πρωτοβάθμια επεξεργασία), ή οξείδωση ενός μεγάλου κλάσματος του εισερχόμενου άνθρακα (π.χ. διεργασία ενεργού ιλύος) (Vlaeminck, 2011). Μία διαδικασία για την οποία χρησιμοποιήθηκε με επιτυχία η ανακατεύθυνση του άνθρακα είναι η διαδικασία ενεργού ιλύος υψηλής οργανικής φόρτισης (High Rate Activated Sludge-HRAS) (Chase and Eddy, 1944; Jimenez, 2013).

Τα συστήματα ενεργού ιλύος υψηλής οργανικής φόρτισης (HRAS) για την απομάκρυνση άνθρακα αναπτύχθηκαν για πρώτη φορά από τους Buswell and Long (1923) και χρησιμοποιούν υψηλές αναλογίες βιομάζας/τροφής (F:M) και χαμηλούς χρόνους παραμονής στερεών (SRT) με σχετικά σύντομους υδραυλικούς χρόνους παραμονής (HRT) για την απομάκρυνση του χημικά απαιτούμενου οξυγόνου (COD) από λύματα (Grady et al., 2011). Τυπικά τα συστήματα HRAS χρησιμοποιούν χρόνο παραμονής στερεών από 1-4 ημέρες, ανάλογα τη θερμοκρασία, και υδραυλικό χρόνο παραμονής 2-4 ώρες. (Tchobanoglous et al., 2003).

Το σύστημα ενεργού ιλύος υψηλής φόρτισης (HRAS) είναι η κύρια διαδικασία επεξεργασίας που μπορεί να μεγιστοποιήσει την ανακατεύθυνση του άνθρακα και τη συγκομιδή του από τα λύματα. Μπορεί να είναι μία από τις λίγες τεχνολογίες που μπορούν να εφαρμοστούν με επιτυχία με ελάχιστες επενδύσεις κεφαλαίου στην υφιστάμενη υποδομή επεξεργασίας λυμάτων σε εύκρατα και ψυχρότερα κλίματα. Κάποιες εγκαταστάσεις προσανατολίζονται προς την ελαχιστοποίηση της οξειδωσης του άνθρακα και μεγιστοποίηση της βιοπροσρόφησης του άνθρακα εφαρμόζοντας μικρό χρόνο παραμονής στερεών (SRT) (π.χ. Strass, Αυστρία) και αυτά τα συστήματα εμφανίζουν υψηλό βαθμό ενεργειακής απόδοσης. Ο πρώτος ορισμός του HRAS δόθηκε από τους Greeley και Dixon (1943) με βάση τον ρυθμό φόρτισης BOD. Τα επόμενα χρόνια, οι Chase και Eddy (1944) ανέφεραν το HRAS ως χαρακτηριστικό που εφαρμόζεται σε μια εγκατάσταση με βάση την μικρή περίοδο αερισμού και το σχετικά χαμηλό ποσοστό αιωρούμενων στερεών στο ανάμικτο υγρό. Οι Setter και Edwards (1944) ονόμασαν τη διαδικασία ως «τροποποιημένος αερισμός λυμάτων». Ωστόσο, ο ορισμός ήταν παρόμοιος με τους Greeley και Dixon (1943) και Chase και Eddy (1944) που ορίστηκαν νωρίτερα. Σε αυτήν την περίπτωση, ορίζουν τη διαδικασία ως επεξεργασία λυμάτων που αποτελείται από μικρό χρόνο αερισμού και χαμηλό ρυθμό ανακυκλοφορίας. Ο Pasveer (1954) που περιέγραψε τη διαδικασία αύξησης του οργανικού ρυθμού φόρτωσης για μικρές περιόδους αερισμού (1 έως 3 ώρες), υψηλό ποσοστό MLSS και υψηλή ανακυκλοφορία. Αν και η ανάπτυξη HRAS συνεχίστηκε, αναγνωρίστηκε ως έγκυρη εναλλακτική λύση επεξεργασίας το 1965. Λόγω της υψηλής έντασης αερισμού, η μικρή περίοδος αερισμού και η υψηλή συγκέντρωση MLSS ήταν τα κύρια χαρακτηριστικά της διαδικασίας για τα συστήματα HRAS (Goodman, 1972). Αργότερα, η ορολογία του HRAS ορίστηκε κυρίως με βάση SRT, HRT και λόγο F/M.



Οι Böhnke et al. (1997) και Böhnke et al. (1998) πρότειναν τη διαδικασία ενεργού ιλύος δύο σταδίων (Adsorption/Bio-oxidation, AB) για την επεξεργασία βιομηχανικών και αστικών λυμάτων στην Ευρώπη. Το πρώτο στάδιο της διαδικασίας AB ορίστηκε ως HRAS βασισμένο σε σύντομο HRT (30 λεπτά ή λιγότερο), SRT (0.125-0.5 d) και υψηλή αναλογία F/M (2-10 kgBOD / kgVSS / d) σε συγκεντρώσεις περίπου μηδενικού διαλυμένου οξυγόνου (DO).

Οι λειτουργικές παράμετροι για συστήματα HRAS αναφέρονται σε ένα ευρύ φάσμα τιμών στη βιβλιογραφία που δημιουργεί σύγχυση στον ορισμό των συστημάτων HRAS. Οι Metcalf και Eddy (2003) ανέφεραν το HRAS ως συστήματα με SRT και HRT 0.5-2 d και 1.5-3 h, αντίστοιχα. Ο Gray (2004) πρότεινε το εύρος του SRT για το σύστημα HRAS να είναι 0.2-0.5 d που βασίζεται στα συστήματα A σταδίου και HRT 1-2 ωρών. Ο ογκομετρικός ρυθμός φόρτισης BOD αναφέρεται επίσης σε ένα ευρύ φάσμα 1.2-6 kgBOD / m<sup>3</sup> / d. Το πλεονέκτημα του συστήματος HRAS είναι ότι απαιτεί μικρότερο όγκο για δεξαμενή αερισμού από το συμβατικό σύστημα. Είναι ευαίσθητο σε αλλαγές στην ποιότητα των λυμάτων αλλά μπορεί να προσαρμοστεί σε αυτές τις αλλαγές πιο εύκολα από την συμβατική επεξεργασία. Προσφέρει ένα σημαντικό οικονομικό κόστος κατασκευής και λειτουργίας σε σύγκριση με το σύστημα ενεργού ιλύος (Chase & Eddy, 1944; Ullrich & Smith, 1951). Ο Van Winckel (2014) αναφέρει ότι οι ενεργειακές απαιτήσεις για αερισμό στο στάδιο A κυμαίνονται από 0.039-0.169 kWh/kg COD που απομακρύνεται.

Η εξοικονόμηση ενέργειας κατά την ελαχιστοποίηση της οξείδωσης του άνθρακα και η ανάκτηση άνθρακα από τα λύματα είναι το κύριο όφελος του συστήματος HRAS. Τα συστήματα HRAS εκμεταλλεύονται το μέγιστο δυναμικό ρυθμού ανάπτυξης της ενεργού ιλύος για την απομάκρυνση του οργανικού κλάσματος από τα λύματα. Αυτό συχνά οδηγεί σε σχετικά μικρούς όγκους αντιδραστήρα με δυνητικά χαμηλότερο κόστος. Τα συστήματα HRAS μπορούν να σχεδιαστούν και να λειτουργήσουν ως συστήματα οξείδωσης άνθρακα που πληρούν τα όρια δευτεροβάθμιας εκροής (π.χ. όρια 30 mg/L BOD<sub>5</sub> και 30 mg/L TSS) ή ως διαδικασίες προσρόφησης άνθρακα όταν χρησιμοποιούνται ως το πρώτο βήμα σε επεξεργασία δύο σταδίων (π.χ., προσρόφηση/οξείδωση, διαδικασία A / B).

Όταν ένα σύστημα HRAS είναι το πρώτο στάδιο σε μια διαδικασία δύο σταδίων, η εικόνα είναι ουσιαστικά διαφορετική (Wingen et al., 1987; Böhnke 1994;

Winkler, 1994; Böhnke et al., 1997; Demoulin, 1998). Στην περίπτωση αυτή, λειτουργώντας σε χαμηλότερο SRT και χαμηλό DO, η οξείδωση του άνθρακα πρέπει να ελαχιστοποιηθεί και βιολογική κροκίδωση και η ενδοκυτταρική αποθήκευση διαλυτού κλάσματος (απορρόφηση άνθρακα) πρέπει να μεγιστοποιηθεί. Οι γενικοί στόχοι ενός HRAS στη διαδικασία A/B είναι η μεγιστοποίηση της απομάκρυνσης των οργανικών μέσω της προσρόφησης παρά μέσω της οξείδωσης και να παραχθούν μεγάλες ποσότητες ιλύος, που μπορεί να μετατραπεί σε βιοαέριο με αναερόβια χώνευση μειώνοντας το οργανικό φορτίο στην επακόλουθη διαδικασία απομάκρυνσης βιολογικών θρεπτικών συστατικών (BNR) ή διαδικασία B σταδίου (Schulze-Rettmer et al., 1998).

Η υψηλή ταχύτητα λειτουργίας του σταδίου A (π.χ., <1 ημέρα SRT, ~ 30 λεπτά HRT, <1 mgO<sub>2</sub> / L DO) οδηγεί σε συγκέντρωση του εισερχόμενου σωματιδιακού, κολλοειδούς και διαλυτού COD στην ιλύ με ελάχιστη ενεργειακή απαίτηση. Συνεπώς, μηχανισμός τέτοιων επιδόσεων, έχει ως στόχο την παραγωγή ιλύος (δηλ. αύξηση της απόδοσης), κυτταρική αποθήκευση και βιολογική κροκίδωση. Το συμπυκνωμένο ρεύμα λυμάτων ενός σταδίου A μπορεί να ανακατευθυνθεί προς μια διαδικασία ανάκτησης ενέργειας όπως αναερόβια χώνευση ή αποτέφρωση. Οδηγώντας τον άνθρακα στην αναερόβια χώνευση, το A στάδιο σε σύστημα WRRF στο Ρότερνταμ είναι σε θέση να παράγει 0.5 kg CH<sub>4</sub>/kg COD που απομακρύνεται (Jetten et al., 1997). Μεγιστοποιώντας την παραγωγή βιομάζας, αυξάνεται και η απόδοση απομάκρυνσης αζώτου και φωσφόρου με αφομοίωση (Jetten et al., 1997). Η λάσπη που παράγεται από ένα στάδιο A έχει καλύτερα χαρακτηριστικά χώνευσης σε σύγκριση με τη δευτεροβάθμια ιλύ, η οποία οδηγεί σε χαμηλότερη συνολική παραγωγή ιλύος όταν συνδυάζεται με μια διαδικασία απομάκρυνσης θρεπτικών συστατικών από την ιλύ πριν από την πρωτογενή καθίζηση (van Loosdrecht et al., 1997).

Μέχρι σήμερα, τα συστήματα HRAS, εκτός από αυτά που αναπτύχθηκαν ως το στάδιο A σε σχετικά λίγες εγκαταστάσεις A/B, λειτουργούν σε σταθερά και «ασφαλή» SRT για να επιτρέπεται μια ποιότητα εκροών όλο το χρόνο που συμμορφώνεται με και τα όρια για BOD και TSS. Ωστόσο, το τελευταίο δεν επιτρέπει ένα ειδικό έλεγχο όλων των εισερχόμενων πόρων (ενέργεια, χημικά) και των εξόδων (ποιότητα λυμάτων και παραγωγή λάσπης). Η διάκριση μεταξύ διαλυτού,

σωματιδιακού και κολλοειδούς COD και η εστίαση στην παραγωγή ενέργειας από οργανικό άνθρακα αλλάζει εντελώς το ενεργειακά επιχειρήματα, τα οποία τέθηκαν προηγουμένως και κατά τα οποία έχει παραβλεφθεί αυτή η διάκριση και επομένως το υψηλότερο ενεργειακό δυναμικό στο οργανικό κλάσμα του άνθρακα. Επιπλέον, τα EPS που παράγονται από τα βακτήρια θα μπορούσαν να είναι ένα ουσιαστικό ρυθμιστικό διάλυμα κατά της ανακυκλοφορίας του άνθρακα που συλλαμβάνει κολλοειδή και σωματιδιακά που μπορεί αργότερα να διαχωρίζονται από το υγρό με καθίζηση.

Η βιολογική κροκίδωση είναι επομένως το βασικό στοιχείο για τη μέγιστη ανάκτηση ενέργειας. Εκτός από βιολογικά, η κροκίδωση μπορεί επίσης να ενισχυθεί με χημικά (όπως ο σίδηρος) για να αυξηθεί το δυναμικό της κροκίδωσης και να ελαχιστοποιηθεί η οξείδωση των οργανικών (Wett et al., 2015). Ωστόσο, για την εξισορρόπηση της μέγιστης κροκίδωσης με την επιθυμητή ποιότητα εκροής, απαιτείται καλύτερη κατανόηση των μεταβολικών ροών εντός του σύνθετου συστήματος. Αυτό θα επιτρέψει την άμεση διαχείριση του άνθρακα αντί της έμμεσης διαχείρισης που είναι η κοινή πρακτική αυτή τη στιγμή. Παρά την εφαρμογή των διαδικασιών HRAS, υπήρξε μικρή προσπάθεια για κατανόηση του τρόπου λειτουργίας του HRAS, ώστε να μπορεί να βελτιωθεί για την ελαχιστοποίηση της κατανάλωσης ενέργειας και την αύξηση του δυναμικού παραγωγής ενέργειας μέσω της ελαχιστοποίησης της οξείδωσης COD για εκτροπή στην αναερόβια χώνευση.

Με βάση τα αποτελέσματα της μελέτης των Jimenez et al. (2015) ωστόσο, η αφαίρεση του κλάσματος sCOD σε HRAS είναι δύσκολο να ελεγχθεί και να ελαχιστοποιηθεί εντελώς εκτός εάν το σύστημα λειτουργεί σε πολύ επιθετικές συνθήκες. Χαμηλή συγκέντρωση DO (π.χ.  $DO < 0.1 \text{ mgO}_2 / \text{L}$ ) φαίνεται να αποτελεί αποτελεσματικό μέσο ελέγχου στην αφαίρεση του sCOD. Ωστόσο, αυτό μπορεί να επηρεάσει αρνητικά την αφαίρεση σωματιδιακού από το σύστημα λόγω μικρής παραγωγής EPS και κροκίδωσης. Χρησιμοποιώντας το SRT ως μέσο ελέγχου η αφαίρεση του sCOD στο σύστημα HRAS φαίνεται πιθανή, ωστόσο, φαίνεται ότι με βάση τα αποτελέσματα, η δημιουργία κροκίδων θα ήταν πολύ περιορισμένη στις χαμηλές συνθήκες SRT όπου επηρεάζεται η αφαίρεση sCOD. Επομένως, ανάλογα με τον γενικό στόχο του συστήματος HRAS, η στρατηγική λειτουργίας για τον έλεγχο της αποτελεσματικότητας αφαίρεσης του sCOD παράλληλα με τον έλεγχο της αφαίρεσης

σωματιδιακού, δεν μπορεί να βασίζεται σε μία παράμετρο όπως SRT ή DO. Θα ήταν προτιμότερο να βασίζεται στο συνδυασμό αυτών των παραμέτρων λειτουργίας.

Αυτή η μελέτη επικεντρώθηκε στην κατανόηση της επίδρασης κάποιων σημαντικών παραμέτρων σχεδιασμού και λειτουργίας για την αποτελεσματική απομάκρυνση οργανικού άνθρακα κατά την επεξεργασία αστικών λυμάτων σε πιλοτική μονάδα HRAS ψυχοφιλικές θερμοκρασίες. Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι σημαντικές παράμετροι σχεδιασμού όπως τα SRT, HRT και DO έχουν μικρή επίδραση στην απομάκρυνση του διαλυτού COD. Ως εκ τούτου, ο έλεγχος και η μεγιστοποίηση της αφαίρεσης κολλοειδούς και σωματιδιακού COD ελαχιστοποιώντας παράλληλα την οξείδωση και την υδρόλυση του αργά βιοδιασπώμενου COD, είναι καθοριστικός παράγοντας για την ανακατεύθυνση του άνθρακα. Αυτή η μελέτη έδειξε ότι λειτουργώντας σε χαμηλά SRT και HRT, το Y παρατηρούμενο ήταν κοντά στο μέγιστό του με αποτέλεσμα τη βέλτιστη χρήση του COD για παραγωγή βιομάζας κοντά στα μέγιστα ποσοστά παραγωγής ιλύος. Υπό αυτές τις συνθήκες λειτουργίας, αποδείχθηκε επίσης ότι τα συστήματα HRAS απαιτούν σχεδόν 60% λιγότερη ενέργεια αερισμού για να αφαιρέσουν ένα μεγάλο κλάσμα του εισερχόμενου COD (50-80%) σε σύγκριση με ένα συμβατικό σύστημα.

Η ικανότητα της ενεργού ιλύος να προσροφά γρήγορα COD και BOD είναι αξιοποιήσιμη σε βιολογικές διαδικασίες ανακατεύθυνσης C. Κατά την προσρόφηση, οι βιολογικές κροκίδες εμφανίζονται σε σημαντικά μικρότερο χρονικό διάστημα από τις άλλες βιολογικές διεργασίες που εμπλέκονται σε συστήματα ενεργού ιλύος (Modin et al., 2016). Η εφαρμογή σύντομων υδραυλικών χρόνων και κατακράτησης λάσπης επιτρέπει επιλεκτική ενίσχυση αυτής της οδού υπέρ των οξειδωτικών διεργασιών (Rahman et al., 2014). Ως εκ τούτου, συνήθως χρησιμοποιείται ο όρος «βιο-απορρόφηση» (Rahman et al., 2016). Η έννοια της βιολογικής προσρόφησης μπορεί να εξηγηθεί από τρεις διαφορετικές, γρήγορες και μη ταυτόχρονες διαδικασίες (Aksu, 2005; Van Winckel, 2014). Πρώτον, τόσο οι σωματιδιακές όσο και οι διαλυτές οργανικές ενώσεις προσκολλώνται φυσικοχημικά στις κροκίδες. Στη συνέχεια, προσροφημένες ενώσεις υδρολύονται σε μικρότερες διαλυτές ενώσεις με ένζυμα ή εξωκυτταρικές πολυμερείς ουσίες (EPS). Τέλος, η απορρόφηση του τελευταίου στο κύτταρο χρησιμοποιείται για διαδικασίες αναβολισμού και καταβολισμού. Η φυσικοχημική απομάκρυνση σωματιδιακού και κολλοειδούς COD επιτυγχάνεται μέσω

βιολογικής κροκίδωσης και στη συνέχεια διαχωρισμός στερεών-υγρών (Jimenez et al., 2005) ενώ το διαλυτό κλάσμα συλλαμβάνεται μέσω ενδοκυτταρικών μηχανισμών αποθήκευσης, σύνθεσης ή βιολογικής οξείδωσης (EPA, 1975). Η μεγιστοποίηση της αφαίρεσης σωματιδιακού και κολλοειδούς COD και η ελαχιστοποίηση της υδρόλυσης και οξείδωσης COD του αργά βιοδιασπάσιμου COD είναι θεμελιώδεις αρχές για την ανακατεύθυνση C. Τότε, οι προσπάθειες ελαχιστοποίησης των διεργασιών υδρόλυσης του COD πρέπει να βασίζονται στα οφέλη που παρέχονται από το HRAS με χαμηλά SRT και HRT. Ανεξάρτητα από το μέγεθος των ρύπων, η βιο-προσρόφηση αναφέρεται τόσο στη βιολογική προσρόφηση όσο και στη βιολογική κροκίδωση του COD σε κροκίδες λάσπης. Η αποτελεσματικότητα της βιοπροσρόφησης είναι γνωστό ότι συνδέεται με την κροκίδωση, τα χαρακτηριστικά της λάσπης (όπως τύπος και κλάσμα EPS), την παρουσία ενώσεων αποθήκευσης, τα επίπεδα SRT, HRT και του διαλυμένου οξυγόνου (DO) στον αντιδραστήρα (Jimenez et al., 2015; Smitshuijzen et al., 2016).

Παρ' όλο που είναι αμφιλεγόμενο θέμα, ορισμένοι συγγραφείς επισημαίνουν τις κακές ιδιότητες καθίζησιμότητας στα συστήματα HRAS ως ένα από τα κύρια λειτουργικά μειονεκτήματα (Li και Yang, 2007; Van Winkel, 2014). Άλλες μελέτες, ωστόσο, έχουν αναφέρει μια εξαιρετική ικανότητα καθίζησης και αφυδάτωση της πρωτοβάθμιας λάσπης, που αποδίδεται στο χαμηλή περιεκτικότητα σε EPS στο ανάμικτο υγρό (Miller et al., 2015). Οι Jimenez et al. (2007) διαπίστωσαν ότι η αύξηση του SRT πάνω από τρεις ημέρες δεν βελτίωσε τη βιο-κροκίδωση, ενώ οι Kinyua et al. (2017) επεσήμαναν ότι η παραγωγή εξωκυτταρικών πολυμερών (EPS) δεν φαίνεται να έχει σημαντική επίδραση στην βιολογική αποθήκευση και συσσωμάτωση λόγω του σύντομου SRT των συστημάτων HRAS. Είναι σαφές ότι απαιτείται περισσότερη έρευνα για να διερευνηθεί ρητά το πραγματικό αποτέλεσμα των λειτουργικών παραμέτρων που ελέγχουν το HRAS από την άποψη των ιδιοτήτων της ιλύος.

Η ηλικία λάσπης σε αυτήν τη διαδικασία είναι μικρή, γεγονός που καθιστά αυτή την λάσπη (που ονομάζεται «νεαρή λάσπη») πιο εύκολα βιοδιασπάσιμη. Κατά συνέπεια, επιτυγχάνεται υψηλότερη παραγωγή ενέργειας (Verstraete και Vlaeminck, 2011; Wett et al., 2007), ενώ η νιτροποίηση είναι περιορισμένη. Τα τελευταία χρόνια, οι διαδικασίες HRAS έχουν κερδίσει την προσοχή και έχουν δείξει επιτυχημένα αποτελέσματα λόγω της εξαιρετικά αποτελεσματικής απομάκρυνσης του σωματιδιακού, κολλοειδούς και διαλυτού COD (Meerburg et al., 2016). Επιπλέον, οι

βιολογικές διεργασίες έχουν γίνει πιο ενδιαφέρουσες, ανταγωνιστικές, βιώσιμες και οικονομικά διαθέσιμες εναλλακτικές λύσεις στο CAS όσον αφορά την ανάκτηση ενέργειας και την μη χρήση χημικών.

## **2.2 Ενεργειακό περιεχόμενο λυμάτων – ενεργειακές απαιτήσεις επεξεργασίας**

Τα λύματα περιέχουν σημαντικό δυναμικό ενέργειας με τη μορφή οργανικής ύλης, η οποία μπορεί να συλλέγεται μέσω αναερόβιας χώνευσης. Η κλιματική αλλαγή και η ανάκτηση πόρων έχει αναπτύξει την άποψη ότι τα λύματα είναι πόρος και όχι σπατάλη, πόρος για νερό, ενέργεια, θρεπτικά συστατικά και άλλα συστατικά (Larsen, 2011; McCarty et al., 2011; van Loosdrecht and Brdjanovic, 2014). Η δυνητική ενέργεια των λυμάτων που περιέχουν 500 mg/L COD είναι 1,93 kWh/m<sup>3</sup> λυμάτων (McCarty et al., 2011), οι οποίες θα μπορούσαν να καλύψουν τις ενεργειακές απαιτήσεις της συμβατικής επεξεργασίας λυμάτων (0.3-0.8 kWh / m<sup>3</sup>) (Garrido et al., 2013). Κατά την τρέχουσα πρακτική της επεξεργασίας λυμάτων, που αποτελείται από συμβατικά συστήματα ενεργού ιλύος, η χώνευση λάσπης και ιλύος, ανακτά μόνο το 33% της διαθέσιμης ενέργειας (Wett et al., 2007).

Τα λύματα περιέχουν κυρίως δύο τύπους ενέργειας: χημική και θερμική ενέργεια. Το χημικό ενεργειακό δυναμικό του αποβλήτου προέρχεται από την περιεκτικότητά του σε οργανικές ύλες και διατίθεται σε χημικούς δεσμούς οργανικών μορίων. Η καρβοξυλική ύλη έχει το υψηλότερο μερίδιο στο συνολικό ενεργειακό περιεχόμενο με 1.66 kWh / m<sup>3</sup> και η αζωτούχος ύλη παρουσιάζει μια επιπλέον ενεργειακή περιεκτικότητα 0.30 kWh / m<sup>3</sup>. Μόλις σπάσουν οι χημικοί δεσμοί των οργανικών μορίων, μειώνεται μια ορισμένη ποσότητα ενέργειας. Χημικά δεσμευμένη ενεργειακή περιεκτικότητα αστικών αποβλήτων μπορεί επίσης να εκφραστεί ανά μάζα χημικά απαιτούμενου οξυγόνου (COD), η οποία είναι περίπου 3.49 Wh / g COD ή 12.6 kJ / g COD. Στην πραγματικότητα, η παράμετρος COD είναι ένας καλός δείκτης που αντιπροσωπεύει το δυναμικό ανάκτησης ενέργειας των λυμάτων και η μέση σύσταση τυπικών αστικών λυμάτων είναι συνήθως μεταξύ 400 και 500 mg / L. Η συγκέντρωση COD των αστικών λυμάτων μπορεί να είναι πολύ χαμηλότερη σε ορισμένες περιοχές όπου η διεύδυση των ομβρίων και των υπόγειων υδάτων είναι

υψηλή. Επομένως, πρέπει να ληφθούν ορισμένες προφυλάξεις για την αποφυγή της αραίωσης των λυμάτων σε υπονόμους . Εκτός από την περιεκτικότητα σε χημική ενέργεια, τα αστικά λύματα θεωρούνται επίσης ως πηγή θερμικής ενέργειας. Η θερμοκρασία των αστικών λυμάτων είναι σχεδόν σταθερή καθ 'όλη τη διάρκεια του έτους . Δεδομένου ότι τα απόβλητα μεταφέρονται σε γραμμές αποχέτευσης, η αλλαγή στη θερμοκρασία περιβάλλοντος δεν επηρεάζει σημαντικά τη θερμοκρασία των λυμάτων. Η ενεργειακή περιεκτικότητα των αστικών λυμάτων είναι περίπου 7 kWh / m<sup>3</sup> και οι αντλίες θερμότητας μπορούν να λειτουργήσουν για την ανάκτηση αυτής της ενέργειας τόσο για σκοπούς θέρμανσης όσο και για ψύξη. Η ετήσια παραγωγή αστικών αποβλήτων κατέχει περίπου 70-140 GW ενέργειας συνεχούς τροφοδοσίας σε όλο τον κόσμο που ισοδυναμεί με 52-104 εκατομμυρίων τόνων πετρελαίου.

Μια ολοκληρωμένη μελέτη διεξήχθη από τους Shizas και Bagley για τον προσδιορισμό της ενεργειακής περιεκτικότητας σε ακατέργαστα αστικά λύματα. Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι η περιεκτικότητα σε χημική ενέργεια των λυμάτων ήταν περίπου 3.2 kJ / g ξηράς ύλης, η οποία ήταν 9.3 φορές υψηλότερη από την ενέργεια που απαιτείται για την επεξεργασία του. Θα πρέπει να εφαρμοστούν κατάλληλες τεχνολογίες επεξεργασίας για την ανάκτηση αυτού του ενεργειακού δυναμικού. Αναφέρθηκε ότι η διαθέσιμη ενέργεια στα αστικά λύματα είναι τέσσερις φορές υψηλότερη από την ενεργειακή απαίτηση των ευρύτερα εφαρμοζόμενων συμβατικών συστημάτων ενεργού ιλύος (Conventional Activated Sludge-CAS) για την επεξεργασία τους. Οι διεργασίες CAS έχουν σχεδιαστεί κυρίως για να αφαιρούν COD εφαρμόζοντας έναν εντατικό αερισμό και δεν έχουν σχεδιαστεί κυρίως για ανάκτηση ενέργειας από τα λύματα. Προκειμένου να ανακτηθεί το ενεργειακό περιεχόμενο με τη μορφή χημικής ενέργειας των λυμάτων, πρέπει να εφαρμοστούν αναερόβιες διεργασίες. Μέσω είτε αναερόβιας επεξεργασίας λυμάτων είτε χώνευσης λάσπης, παράγεται βιοαέριο και μπορεί να επιτευχθεί ανάκτηση ενέργειας (Guvén et al., 2019).

Η πλειοψηφία των εγκαταστάσεων επεξεργασίας λυμάτων του κόσμου (WWTP), οι οποίες βασίζονται στη συμβατική διαδικασία ενεργού ιλύος απομακρύνει τους διαθέσιμους ενεργειακούς πόρους που θα μπορούσαν δυνητικά να ανακτηθούν από τα λύματα. Όταν χρησιμοποιείται CAS, ο άνθρακας (C) που υπάρχει στα λύματα (300-800 mg COD·L<sup>-1</sup>) δεν ανακτάται πλήρως καθώς οξειδώνεται μερικώς σε διοξείδιο του άνθρακα (CO<sub>2</sub>), έως και 30% μέσω βιολογικών διεργασιών (Lateef et al.,

2013). Αυτή η διαδικασία απαιτεί εκτεταμένο αερισμό για την οξειδωση οργανικής ύλης και την παραγωγή εκροής εντός των ορίων που προβλέπει ο νομοθέτης.

Εκτιμάται ότι ο αερισμός αντιπροσωπεύει μεταξύ 30% και 60% της συνολικής κατανάλωσης ενέργειας μιας εγκατάστασης ( $20\text{--}35 \text{ kWh} \cdot \text{PE}^{-1} \cdot \text{y}^{-1}$  στη Δυτική Ευρώπη) (McCarty et al., 2011). Το 70% του οργανικό φορτίο μετατρέπεται σε βιομάζα που μπορεί να αξιοποιηθεί σε γεωργικές χρήσεις ή ως βιοαέριο. Μερικές μελέτες επισημαίνουν ότι η χημική ενέργεια που περιέχεται στο οργανικό φορτίο των λυμάτων (περίπου  $235 \text{ kWh} \cdot \text{PE}^{-1} \cdot \text{y}^{-1}$ ) θα μπορούσε να παράγει ενέργεια και να ικανοποιεί τις ενεργειακές ανάγκες ενός συστήματος CAS (Rahman et al., 2016). Η αναερόβια χώνευση (Anaerobic Digestion-AD) θεωρείται ως ο πυρήνας τεχνολογίας για ανάκτηση ενέργειας και παραγωγή βιοαερίου από ιλύ, αλλά εγκαθίσταται μόνο σε εγκαταστάσεις μεσαίου και μεγάλου μεγέθους, όπου είναι οικονομικά εφικτό.

Επιπλέον, ο μεγάλος όγκος περίσσειας λάσπης που πρόκειται να επεξεργαστεί ή οι εκπομπές αερίων θερμοκηπίου κατά τη διαδικασία CAS αποδίδουν επίσης οικονομικά και προβλήματα βιωσιμότητας (Jin et al., 2016). Συνήθως, σε εγκαταστάσεις που λειτουργούν σε μεγάλους χρόνους παραμονής στερεών, οπότε μικρή παραγωγή περίσσειας ιλύος, επιλέγεται η αερόβια σταθεροποίηση της ιλύος. Με τον τρόπο αυτό αυξάνεται η ενεργειακή κατανάλωση λόγω των αναγκών αερισμού, αλλά μειώνεται η ποσότητα ιλύος που πρέπει να δεχτεί επεξεργασία. Σύμφωνα με τους Jin et al. (2016), η ετήσια παραγωγή περίσσειας ιλύος στην Ευρωπαϊκή Ένωση είναι πάνω από 10 εκατομμύρια τόνοι λυματολάσπης, των οποίων η επεξεργασία και η διάθεση αντιπροσωπεύει περίπου το 30-60% του συνολικού λειτουργικού κόστους σε μονάδα επεξεργασίας CAS (Saby et al., 2003).

Τα περισσότερα από τα μεγάλα WWTP (πάνω από 200.000 PE) στην Ευρώπη, κατασκευάστηκαν κατά τη δεκαετία του 1980/1990 και με σκοπό την απομάκρυνση των οργανικών από τα λύματα. Αυτές οι εγκαταστάσεις θα απαιτούσαν ανακαίνιση για την επίτευξη των στόχων ενεργειακής αυτάρκειας και την ανάκτηση θρεπτικών συστατικών. Γενικά, τα τελευταία χρόνια, παγκόσμιες πρωτοβουλίες έχουν προωθήσει την εφαρμογή καινοτόμων τεχνολογιών στο WWTPs για τη μείωση της κατανάλωσης ενέργειας και την ανάκτηση πόρων από λύματα (Verstraete and Vlaeminck, 2011). Διεθνείς οργανισμοί έχουν προωθήσει μια πρωτοβουλία για ανάπτυξη και εφαρμογή καινοτόμων τεχνολογιών για ενίσχυση της ανάκτησης



θρεπτικών συστατικών, ενέργειας, θερμότητας και άλλων πολύτιμων προϊόντων από λύματα με μειωμένο κόστος, σε εγκαταστάσεις ανάκτησης υδάτινων πόρων (Water Resource Recovery Facilities-WRRFs).

Με την εφαρμογή τεχνολογιών ανακατεύθυνσης άνθρακα σε αραιωμένες ροές (όπως η είσοδος των αστικών WWTPs), είναι δυνατόν να συλλεχθεί ένα ρεύμα λάσπης κατάλληλο για παραγωγή ενέργειας, καθώς η αναερόβια χώνευση των «αραιών» λυμάτων μπορεί να οδηγήσει σε διεργασίες που παράγουν ενέργεια ίση ή και παραπάνω από αυτή που απαιτείται συνολικά. Πράγματι, με COD πάνω από  $5 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ , το βιοαέριο που παράγεται μπορεί να καλύψει το συνολικό κόστος της θερμότητας που απαιτείται (McCarty et al., 2011)

Οι Smith et al. (2014), εφάρμοσαν σύστημα επεξεργασίας με HRAS και αναερόβια χώνευση και μόνο για το σύστημα HRAS που λειτουργούσε με SRT 1.5 d, HRT 2 hr και MLSS 1210mg/L, υπολόγισαν ενεργειακές απαιτήσεις της τάξεως των  $0.07 \text{ kWh/m}^3$ . Οι Taboada-Santos et al. (2020), σε σύστημα HRAS με SRT 1d και HRT 2h, βρήκαν ότι απαιτούνται  $0.39 \text{ kWh/m}^3$ .

## 2.3 Εναλλακτικά Συστήματα

Τα τελευταία χρόνια έχουν αναπτυχθεί πολλές διαφορετικές εναλλακτικές τεχνολογίες προς την κατεύθυνση της συλλογής πλούσιας, σε οργανικό κλάσμα, ιλύος και στην συνέχεια εκμετάλλευση του παραγόμενου βιοαερίου για την παραγωγή ενέργειας. Σε αυτές τις τεχνολογίες συμπεριλαμβάνονται και τα συστήματα υψηλής φόρτισης, είτε μεμονωμένα με τις διαφορετικές παραλλαγές τους είτε ως μέρος διαδικασιών που χρησιμοποιούνται και άλλες μέθοδοι, φυσικοχημικές ή βιολογικές.

Υπάρχουν πολλές παραλλαγές της τεχνολογίας HRAS. Η διαδικασία προσρόφησης - βιοοξειδωσης (Adsorption/Bio-oxidation-AB) είναι η πιο γνωστή διαμόρφωση HRAS και αναπτύχθηκε από την Böhnke το 1977. Το πρώτο στάδιο της διαδικασίας AB είναι η λειτουργία σε συνθήκες υψηλής οργανικής φόρτισης. Αν απαιτείται απομάκρυνση αζώτου, τότε αυτή λαμβάνει χώρα στο στάδιο B και εφαρμόζονται υψηλά SRT για να διασφαλιστεί η νιτροποίηση και απονιτροποίηση. Η διαδικασία επαφής-σταθεροποίησης υψηλής φόρτισης (HiCS) είναι μια άλλη διαμόρφωση του A σταδίου της τεχνολογίας HRAS και συνδυάζει τα οφέλη της

διαδικασίας HRAS και της σταθεροποίησης επαφής. Λειτουργία βιοαντιδραστήρων με μεμβράνες (MBRs) υπό υψηλή φόρτιση, αλλά μικρό χρόνο υδραυλικής φόρτισης μπορεί να είναι μια άλλη παραλλαγή της διαδικασίας HRAS

Η διαδικασία AB αναπτύχθηκε αρχικά στη δεκαετία του 1950 (Ullrich and Smith, 1951). Ο στόχος ήταν να αναπτυχθεί μια οικονομικά αποδοτική διάταξη. Επικεντρώθηκε στη μεγιστοποίηση της ανάκτησης C από τα λύματα (για την παραγωγή περισσότερης ενέργειας μέσω βιοαερίου) μειώνοντας ταυτόχρονα τη συγκέντρωση των θρεπτικών ουσιών. Η διαδικασία αποτελείται από δύο συνεχόμενα στάδια : ένα στάδιο ενεργού ιλύος υψηλής φόρτισης ( $2-10 \text{ gBOD} \cdot \text{gVSS}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ) ακολουθούμενο από ένα βήμα για την αφαίρεση C, γνωστό ως A στάδιο και ένα B στάδιο χαμηλότερου λόγου F/M ( $<0.1 \text{ gBOD} \cdot \text{gVSS}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ), για βιολογική οξείδωση και απομάκρυνση θρεπτικών συστατικών. Ο στόχος του A σταδίου είναι να μεγιστοποιήσει τη συλλογή του άνθρακα, σε σωματιδιακό και κολλοειδές κλάσμα, στην ιλύ, με βιολογικές, φυσικές και χημικές μεθόδους (όπως προσρόφηση, κροκίδωση και συσσωμάτωση) και να ανακατευθύνει τον οργανικό άνθρακα των εισερχόμενων λυμάτων στο ρεύμα της ιλύος ώστε να αξιοποιηθεί μέσω αναερόβιας χώνευσης (de Graaff et al., 2016; De Vrieze et al., 2013; Meerburg et al., 2015; Schaubroeck et al., 2015; Smith et al., 2014). Δεδομένων των χαμηλών και δυναμικών λειτουργικών συνθηκών στο στάδιο A, ευνοούνται διεργασίες όπως η προσρόφηση και η ενδοκυτταρική αποθήκευση έναντι της σύνθεσης νέου κυτταρικού υλικού. Η ενδοκυτταρική αποθήκευση χαρακτηρίζεται από την πρόσληψη και μετατροπή ταχέως βιοαποικοδομήσιμου COD σε πολυμερή αποθήκευσης. Υπό βέλτιστες συνθήκες λειτουργίας, το στάδιο A μπορεί να πετύχει υψηλή απόδοση απομάκρυνσης, συνήθως 70-80% του συνολικού COD, 30% του διαλυτού COD και 80-95% SS, ενώ τα θρεπτικά συστατικά παραμένουν ανεπηρέαστα (de Graaff et al., 2016). Ωστόσο, λόγω της υψηλής αποτελεσματικότητας στην απομάκρυνση TSS/COD στο στάδιο A, το στάδιο B (Bio-oxidation) δεν έχει αρκετό άνθρακα για μια συμβατική διαδικασία απονιτροποίησης, οπότε απαιτούνται άλλες διαδικασίες για το χειρισμό των θρεπτικών συστατικών (π.χ. anammox) (Wan et al., 2016).

Οι Khiewwijit et al. (2015) πρότειναν ένα πλήρες σύστημα επεξεργασίας, συμπεριλαμβανομένου του σταδίου ανακατεύθυνσης C, χρησιμοποιώντας HRAS και αναερόβια χώνευση (Anaerobic Digestion-AD) για ανάκτηση ενέργειας. Η ανάκτηση

C, εκφραζόμενη ως απόδοση μεθανίου, αυξήθηκε από 24% στις διαδικασίες CAS σε 39% στη διαμόρφωση HRAS με βάση το συνολικό οργανικό φορτίο στο ρεύμα ροής λυμάτων. Οι διαφορές συσχετίστηκαν με τη σύνθεση λυμάτων και τις λειτουργικές παραμέτρους που χρησιμοποιούνται. Ωστόσο, τα αποτελέσματα που ελήφθησαν από το ισοζύγιο μάζας C (οξειδωση 3%, 77% πρωτοβάθμιας λάσπης σε αναερόβια χώνευση, 20% απόβλητα Α-σταδίου) είναι πολύ αισιόδοξα σε σύγκριση σε άλλες παρόμοιες μελέτες (Khiewwijit et al., 2015). Κατά την ανάλυση του ενεργειακού ισοζυγίου, εκτιμάται ότι η απόδοση ενέργειας από τα λύματα, είναι της τάξης των  $0.24 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$ , ενώ στην περίπτωση επεξεργασίας CAS, η εκτιμώμενη απόδοση ενέργειας είναι  $0,08 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$  λυμάτων (Khiewwijit et al., 2015).

Όπως αναμενόταν, αυτό το σχήμα ανακατεύθυνσης C θα μειώσει τις εκπομπές  $\text{CO}_2$  από 0.43 (τυπικές για σύστημα CAS) σε  $0.28 \text{ kg CO}_2\cdot\text{m}^{-3}$  λυμάτων. Ο κύριος λόγος είναι ότι το μεγαλύτερο μέρος του οργανικού φορτίου, μετατρέπεται σε  $\text{CH}_4$  αντί να οξειδώνεται αερόβια σε  $\text{CO}_2$ . (Khiewwijit et al., 2015)

Η ανακατεύθυνση άνθρακα με ολοκληρωμένες διεργασίες συσσωμάτωσης και κροκίδωσης έχει χρησιμοποιηθεί για τη βελτίωση των ιδιοτήτων της πρωτοβάθμιας καθίζησης. Η χημικά ενισχυμένη πρωτοβάθμια καθίζηση (CEPT) αναφέρεται σε προσθήκη χημικών σε δεξαμενές πρωτοβάθμιας καθίζησης για συσσωμάτωση των μικρότερων σωματιδίων λάσπης σε μεγαλύτερες κροκίδες. Έτσι, σε συνδυασμό με τις τεχνολογίες ανακατεύθυνσης άνθρακα, η ανάκτηση TSS (συμπεριλαμβανομένων ορισμένων κολλοειδών σωματιδίων), BOD και COD βελτιώνονται σημαντικά, κατά περίπου 80-90%, 50-80% και 45-80%, αντίστοιχα (Wan et al., 2016). Ωστόσο, αυτή η διαδικασία δεν είναι αποτελεσματική στην απομάκρυνση διαλυτού COD (Wan et al., 2016). Σε σύγκριση με το CAS, στο CEPT αυξάνεται η ποσότητα της λάσπης που παράγεται κατά σχεδόν 45%. Η αποτελεσματικότητα αυτής της διαδικασίας εξαρτάται από τη δόση: για τυπικό κροκιδωτικό (άλατα σιδήρου, όπως  $\text{FeCl}_3$  ή  $\text{FeSO}_4$ ) και οργανικούς πολυηλεκτρολύτες οι δόσεις είναι περίπου  $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  και  $0.5\text{-}4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , αντίστοιχα (Diamantis et al., 2011). Ως εκ τούτου, το συνολικό κόστος ενός CEPT καθορίζεται από τις ενεργειακές απαιτήσεις για ανάμιξη (Diamantis et al., 2011) και από το κόστος των χημικών.

Τα αστικά λύματα χαρακτηρίζονται τυπικά με μέση έως χαμηλή περιεκτικότητα σε COD, γεγονός που καθιστά την άμεση αναερόβια επεξεργασία τους

λιγότερο εφικτή. Ορισμένες προηγμένες τεχνολογίες μπορούν να υιοθετηθούν για να συμπυκνωθούν και να αυξηθεί η συγκέντρωση COD των αποβλήτων, όπως η δυναμική διήθηση άμμου (Dynamic Sand Filtration-DSF), η επίπλευση διαλυμένου αέρα (Dissolved Air Flotation-DAF), η διήθηση με μεμβράνη και η βιολογική προσρόφηση. Η λήψη COD από αστικά λύματα μπορεί επίσης να επιτευχθεί εφαρμόζοντας χημικά ενισχυμένη πρωτοβάθμια επεξεργασία (Chemically Enhanced Primary Treatment-CEPT) ή συστήματα υψηλής οργανικής φόρτισης (HRAS). Μια οργανικά πλούσια λάσπη μπορεί να ληφθεί με μια διαδικασία συμπύκνωσης και η συμπυκνωμένη λάσπη μπορεί να αξιοποιηθεί σε αναερόβια χώνευση. Η αυξημένη παραγωγή μεθανίου μπορεί να μειώσει την ενεργειακή ζήτηση των WWTP και να παρέχει μια ενεργειακά αποδοτική επεξεργασία λυμάτων.

Η διαδικασία CEPT είναι η προσθήκη κροκιδωτικών για την συσσωμάτωση αιωρούμενων σωματιδίων προκειμένου να ενισχυθεί η αποτελεσματικότητα των πρωτοβάθμιων δεξαμενών καθίζησης. Οι Sarparastzadeh et al. ανέφεραν ότι η διαδικασία CEPT απαιτούσε τη μισή έκταση, σε σχέση με τη συμβατική πρωτοβάθμια καθίζηση. Αυτό το ζήτημα είναι πολύ σημαντικό για τις πόλεις όπου οι εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων περιβάλλονται από κατοικημένες και εμπορικές ζώνες και υπάρχει πολύ περιορισμένος χώρος για επέκταση εγκαταστάσεων. Η διαδικασία CEPT χαρακτηρίζεται επίσης από χαμηλή κατανάλωση ενέργειας, απλή λειτουργία και συντήρηση, υψηλή χωρητικότητα επεξεργασίας και υψηλή απόδοση. Έτσι, καθιστά τη διαδικασία CEPT μια ενδιαφέρουσα επιλογή επεξεργασίας ιδιαίτερα για μεγαλουπόλεις. Σε αντίθεση με αυτό το επιχείρημα, οι Guan et al. (2005) ισχυρίστηκαν ότι η εισαγωγή χημικών ουσιών στην πρωτοβάθμια επεξεργασία θα μπορούσε να οδηγήσει σε αύξηση του λειτουργικού κόστους. Ωστόσο, η ανάκτηση λάσπης πλούσια σε αργίλιο ( $Al_2(SO_4)_3$ ), ήταν ενθαρρυντική για τη μείωση του λειτουργικού κόστους.

Οι συμβατικές διαδικασίες επεξεργασίας δεν μπορούν να καλύψουν τα υδραυλικά μέγιστα φορτία κατά τη διάρκεια συνθηκών βροχής, επομένως απαιτούνται γραμμές παράκαμψης για την εκφόρτωση υπερβολικών φορτίων χωρίς καμία επεξεργασία. Οι Mouri et al. (2013) πρότειναν την εφαρμογή της διαδικασίας CEPT σε περιοχές όπου υπάρχει κίνδυνος πλημμύρας, καθώς έχει την ικανότητα να επεξεργάζεται ολόκληρες παροχές αιχμής.

Ειδικά για τις τουριστικές περιοχές, η υπερφόρτωση μπορεί να είναι πρόβλημα σε ορισμένες περιόδους κατά τη διάρκεια του έτους. Η ικανότητα της διαδικασίας CEPT να ανταποκρίνεται στις υπερφορτώσεις μπορεί να φέρει μια λύση για αυτό το πρόβλημα. Τα WWTP που δέχονται εισροές μη τυπικών αστικών λυμάτων (π.χ. βιομηχανικά) μπορούν επίσης να τοποθετηθούν εκ νέου με την έννοια της CEPT για να ελαχιστοποιηθούν οι δυσμενείς επιπτώσεις των βιομηχανικών εισροών λυμάτων. Παρά τα πολλά οφέλη της διαδικασίας CEPT, η παραγωγή λάσπης που σχετίζεται με τη διαδικασία και το χημικό κόστος της κροκίδωσης είναι τα κύρια μειονεκτήματα αυτής.

Η δυνατότητα εφαρμογής της διαδικασίας CEPT μπορεί επίσης να καθοριστεί με τη διενέργεια ανάλυσης κύκλου ζωής (Life Cycle Assessment - LCA). Αναφέρθηκε ότι η διαδικασία CEPT συμβάλλει στη βελτίωση της ποιότητας του νερού, μειώνοντας τις εκπομπές CO<sub>2</sub> και την κατανάλωση ενέργειας στις διαδικασίες αερόβιας επεξεργασίας. Από άποψη LCA, η διαδικασία CEPT είναι μια φιλική προς το περιβάλλον διαδικασία επεξεργασίας στη διαχείριση λυμάτων.

Η διαδικασία CEPT μπορεί να θεωρηθεί ως ένας αποτελεσματικός τρόπος για την απομάκρυνση του μη διαλυτού κλάσματος στα πρωτοβάθμια συστήματα επεξεργασίας λυμάτων (Mouri et al., 2013). Η απομάκρυνση των TSS μπορεί επίσης να αυξήσει την απόδοση των διαδικασιών βιολογικής επεξεργασίας που ακολουθούν, όπως η αναερόβια επεξεργασία με αντιδραστήρες UASB (Up-flow Anaerobic Sludge Blanket). Η αργή υδρόλυση αιωρούμενων στερεών προκαλεί τη συσσώρευση στερεών ειδικά σε συστήματα UASB χωρίς θέρμανση και αυτή η συσσώρευση επηρεάζει αρνητικά τη μεθανογόνο δράση της αναερόβιας βιομάζας. Ο λόγος διαλυτού COD προς πτητικά αιωρούμενα στερεά (VSS) αναφέρεται ως κρίσιμη παράμετρος λειτουργίας για την επιτυχή εκτέλεση της διαδικασίας UASB. Η διαδικασία CEPT μπορεί να αυξήσει αυτόν τον λόγο σε ένα αποδεκτό εύρος, το οποίο βελτιώνει την απόδοση της διαδικασίας (Aiyuk et al., 2014; Kalogo et al., 2000). Η μελέτη του CEPT με άλλες διαμορφώσεις επεξεργασίας προτάθηκε επίσης στη μελέτη των Diamantis et al. (2014), στα οποία προστέθηκαν 20 mg Fe<sup>2+</sup>/L σε ακατέργαστα λύματα πριν από ένα εργαστηριακό σύστημα HRAS. Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι η προσθήκη σιδήρου βελτιώνει ελαφρώς την απομάκρυνση διαλυτού COD και το πιο σημαντικό, απομακρύνεται περισσότερο από το 95% του φωσφόρου.

Ο συνδυασμός CEPT και διαχωριστικών ελασμάτων (λαμέλες) παρουσιάζει τα πλεονεκτήματα της αύξησης της υδραυλικής φόρτισης στη δεξαμενή πρωτοβάθμιας καθίζησης και αποτελεσματικής κροκίδωσης. Οι αποδόσεις απομάκρυνσης είναι περίπου 70-90% και 50-80% για TSS και BOD, αντίστοιχα. Υπάρχουν ορισμένες εγκαταστάσεις που χρησιμοποιούν τη διαδικασία CEPT και λαμέλες για πρωτοβάθμια επεξεργασία. Μερικά παραδείγματα εφαρμογής είναι η εγκατάσταση CEPT στο Χονγκ Κονγκ, καθώς και ορισμένες εγκαταστάσεις στη Γαλλία και τον Καναδά.

Από οικονομική άποψη, το κόστος αναβάθμισης υφιστάμενων μονάδων σε εγκαταστάσεις CEPT ή κατασκευής νέων μονάδων CEPT δεν είναι πολύ υψηλό. Αυτό καθιστά τη διαδικασία CEPT προσιτή, ειδικά για αναπτυσσόμενες χώρες. Στην Πόλη του Μεξικού, πραγματοποιήθηκε μια μελέτη σκοπιμότητας για ένα WWTP και διάφορες εναλλακτικές λύσεις αξιολογήθηκαν μέσω της απόδοσης της επεξεργασίας και των οικονομικών εκτιμήσεων το 1995. Αποκαλύφθηκε ότι το κόστος των εγκαταστάσεων CEPT ήταν 1.85 φορές χαμηλότερο από τις εγκαταστάσεις επεξεργασίας ενεργού ιλύος με συμβατική πρωτοβάθμια επεξεργασία. Λαμβάνοντας υπόψη την ικανότητα επεξεργασίας  $15 \text{ m}^3/\text{s}$  (El Salto, Μεξικό), το ετήσιο λειτουργικό κόστος της εγκατάστασης CEPT και του CAS με πρωτοβάθμια επεξεργασία δόθηκε ως US\$ 4 και US\$ 7 εκατομμύρια, αντίστοιχα, που αντιστοιχούσαν σε 3,1 \$ και 5,4 \$ ανά  $\text{m}^3$  επεξεργασμένων λυμάτων, αντίστοιχα. Η επιπλέον παραγωγή λάσπης μπορεί να θεωρηθεί παράγοντας αύξησης του κόστους, αλλά όταν λαμβάνονται υπόψη όλες οι πτυχές της επεξεργασίας (π.χ. απαίτηση αερισμού, χειρισμός λάσπης, μεγέθη αντιδραστήρα), υπάρχει καθαρή μείωση του συνολικού κόστους με τη διαδικασία CEPT. Οι Diamantis et al. (2013) υπολόγισε ένα επιπλέον κόστος για το CEPT λόγω των χημικών  $0.1 \text{ €} \cdot \text{m}^{-3}$ .

Η δυναμική διήθηση άμμου (Dynamic Sand Filtration-DSF) αστικών λυμάτων είναι ενδιαφέρουσα επιλογή για την προεπεξεργασία λυμάτων, δεδομένου ότι μπορεί να συγκρατήσει την πλειονότητα των αιωρούμενων στερεών. Η βασική αρχή της συνεχούς διήθησης είναι ότι το στρώμα άμμου λειτουργεί ταυτόχρονα ως αντιδραστήρας κροκίδωσης και ως φίλτρο, οπότε δεν υπάρχει ανάγκη για επιπλέον κροκίδωση, καθίζηση ή στάδιο επίπλευσης (Magram και Azeem, 2008). Η αποτελεσματικότητα της απομάκρυνσης των αιωρούμενων στερεών (SS) μπορεί να διαφέρει από 50% έως 90% ανάλογα με τον υδραυλικό χρόνο παραμονής, το

σχεδιασμό φίλτρου και τα χαρακτηριστικά του μέσου. Ένα σημαντικό μέρος του COD μπορεί επίσης να αφαιρεθεί, αλλά σε μικρότερο βαθμό απ' ό,τι τα SS. Σε σύγκριση με τη συμβατική μέθοδο, το DSF έχει χαμηλότερο κόστος κεφαλαίου, μειωμένες απαιτήσεις χώρου (η απαίτηση χώρου στην εγκατάσταση μπορεί να μειωθεί κατά 70-80%) και λιγότερη παραγωγή λάσπης (Magram και Azeem, 2008). Επιπλέον, το DSF προσφέρει σημαντική μείωση των δόσεων κροκιδωτικού και εξοικονόμηση χημικών, παρά το γεγονός ότι η χρήση κροκιδωτικών μπορεί να αυξήσει την απόδοση του φίλτρου. Έχουν χρησιμοποιηθεί αρκετές τεχνολογίες για τη διήθηση λυμάτων, αλλά τα πιο συχνά χρησιμοποιούμενα μέσα φίλτρου είναι ασυμπίεστα υλικά με σταθερό πορώδες μεταξύ 35% και 50%, όπως άμμος ή ανθρακίτης (Jimenez et al., 2000).

Η επίπλευση διαλυμένου αέρα (Dissolved Air Flotation-DAF) λειτουργεί συνδυαστικά ως διαχωριστής υγρών και παχυντής λάσπης. Είναι πολύ αποτελεσματικό στην αφαίρεση σωματιδίων και μπορεί να μειώσει σημαντικά το φορτίο σωματιδίων, όταν ακολουθούν φίλτρα, σε σύγκριση με την άμεση διήθηση. Η μονάδα DAF χωρίζεται σε δύο ζώνες: τη ζώνη επαφής, όπου εισέρχονται μικρές φυσαλίδες αέρα (10–100 μm) στην εισροή και ενώνεται με τα συσσωματώματα και τη ζώνη διαχωρισμού, όπου οι ενωμένες με συσσωματώματα φυσαλίδες διαχωρίζονται από τις φυσαλίδες της επίπλευσης. Αναφερόμενα αποτελέσματα έχουν δείξει ότι ο συνδυασμός DAF δύο σταδίων και διπλών μέσων διήθησης οδηγεί σε αποδοτικότητα απομάκρυνσης SS και COD 99% και 75-85%, αντίστοιχα (Haarhoff, 2008).

Οι Cagnetta et al. (2019), μελέτησαν ένα σύστημα με συνδυασμό HRAS-DAF και ένα με HiCS-DAF και πέτυχαν απομάκρυνση ολικών στερεών στην εκροή 78% και 67%, αντίστοιχα.

Τα συστήματα μεμβρανών υπόσχονται ενεργειακά αποδοτικές τεχνολογίες για τη συγκέντρωση οργανικών από πολλά ρεύματα, όπως οικιακά λύματα, πρωτοβάθμια και δευτεροβάθμια λάσπη (Akanyeti et al., 2010; Cagnetta et al., 2017). Από την μία, μπορεί να εφαρμοστεί διήθηση πορώδους μεμβράνης (μικρο- και υπερ-διήθηση) με διαφορετικούς τρόπους: ένα σύστημα MBR υψηλής απόδοσης (θεωρείται βιολογική επεξεργασία), ένα δυναμικό σύστημα μεμβράνης, ένα βυθισμένο αεριζόμενο ή δονούμενο σύστημα διήθησης μεμβράνης (Gong et al., 2014; Mezohegyi et al., 2012) και σύστημα άμεσης διήθησης μεμβράνης με χημικά ενισχυμένη έκπλυση (Lateef et al., 2013).

Από την άλλη πλευρά, διήθηση με μη πορώδη μεμβράνη, όπως η ώσμωση, μπορεί να συγκεντρώσει το οργανικό φορτίο και θρεπτικά συστατικά σε λύματα σε μικρό όγκο για πιθανή ολοκλήρωση με αναερόβια επεξεργασία για τη διευκόλυνση της ανάκτησης πόρων. Και η διαρροή ιόντων από το διάλυμα έλξης και το φυσικό αποτέλεσμα που προκαλείται από την ανακυκλοφορία της ροής και του καθαρισμού του αέρα έχουν ως αποτέλεσμα τον διαχωρισμό της λάσπης και λύση των κυττάρων. Αυτό το γεγονός αυξάνει το διαλυτό COD (sCOD) και την παραγωγή πτητικών λιπαρών οξέων (VFA). Αν και αυτές οι διαδικασίες έχουν δείξει ότι είναι τεχνολογικά εφικτό σε πιλοτική κλίμακα, υπάρχουν περιορισμένες δημοσιεύσεις για τη χρήση πορωδών μεμβρανών στην πρωτοβάθμια επεξεργασία λυμάτων σε πλήρη κλίμακα (Verstraete et al., 2009). Η περαιτέρω έρευνα επικεντρώθηκε κυρίως σχετικά με τη βελτιστοποίηση της κατανάλωσης ενέργειας και της ρύπανσης της μεμβράνης που απαιτούνται (Jin et al., 2016) προκειμένου να προωθηθεί η αποτελεσματική εφαρμογή της τεχνολογίας σε πλήρη κλίμακα.

Το MBR είναι ένας συνδυασμός διεργασίας ενεργού ιλύος με μεμβράνη χαμηλής πίεσης (μικροδιήθηση ή υπερδιήθηση) που χρησιμοποιείται για διαχωρισμό στερεών-υγρών στην επεξεργασία λυμάτων. Τα συστήματα MBR επιτυγχάνουν υψηλότερη ποιότητα εκροής σε σύγκριση με τις διαδικασίες CAS. Ένα άλλο πλεονέκτημα των MBR έναντι των εγκαταστάσεων CAS είναι η μικρές απαιτήσεις σε έκταση, καθώς τα MBR δεν χρειάζονται δεξαμενές καθίζησης μετά από βιολογική επεξεργασία (Meng et al., 2017). Το πρώτο εμπορικό MBR εισήχθη στα τέλη της δεκαετίας του 1960 (Judd et al., 2011) και στη συνέχεια, η αγορά MBR έχει αναπτυχθεί συνεχώς σε όλο τον κόσμο. Σήμερα, υπάρχουν εκατοντάδες εγκαταστάσεις πλήρους κλίμακας (με χωρητικότητα μεγαλύτερη από 10.000 m<sup>3</sup>/ημέρα) και αναμένεται να αυξηθεί στο μέλλον. Υπάρχουν δύο βασικές διαμορφώσεις MBR που συνήθως εφαρμόζονται στην επεξεργασία λυμάτων, Στην εξωτερική διαμόρφωση, το ρεύμα ανακυκλοφορίας ενεργού ιλύος (RAS) οδηγείται έξω από τον βιοαντιδραστήρα και διέρχεται μέσω μιας μονάδας μεμβράνης. Χρησιμοποιείται αντλία για τη συμπίεση της λάσπης και μετά τον διαχωρισμό της μεμβράνης, το συμπύκνωμα αποστέλλεται πίσω στον βιοαντιδραστήρα και το διήθημα αποβάλλεται. Στη δεύτερη περίπτωση, η μονάδα μεμβράνης βρίσκεται βυθισμένη στο βιοαντιδραστήρα και εφαρμόζεται



αρνητική πίεση (κενό) για να εξαναγκάσει το νερό να περάσει από τους πόρους της μεμβράνης.

Τα MBR παράγουν εκροές χωρίς στερεά και παθογόνα σε πολλές εγκαταστάσεις (Hey et al., 2017). Ωστόσο, η ενεργειακή ζήτηση των μονάδων MBR αναφέρεται ως το κύριο εμπόδιο. Η ενεργειακή ζήτηση των MBRs μεταβάλλεται σε ένα ευρύ φάσμα (0.64-2.3 kWh/m<sup>3</sup>) λόγω διαφορετικών ικανοτήτων επεξεργασίας, απαιτήσεων εκροής καθώς και συνθηκών λειτουργίας (Lazarova et al., 2012). Η μέση ενεργειακή ζήτηση WWTP που παράγουν νερό για επαναχρησιμοποίηση θα μπορούσε να είναι πέντε ή έξι φορές υψηλότερη σε σύγκριση με εκείνη των εγκαταστάσεων CAS. Οι εκροές από συστήματα MBR μπορούν να επαναχρησιμοποιηθούν για διάφορους σκοπούς και τα βυθισμένα MBR συνιστώνται λόγω της χαμηλότερης ζήτησης ενέργειας και της υψηλότερης αντοχής στη ρύπανση (Ng et al., 2007). Τα MBR μπορούν να ταξινομηθούν ως προς την παρουσία ή την απουσία οξυγόνου κατά τη διάρκεια της λειτουργίας. Τα αερόβια και τα αναερόβια MBR είναι ικανά να παράγουν λύματα με παρόμοια ποιότητα. Ωστόσο, τα αερόβια MBR είναι συνήθως ενεργοβόρα συστήματα, ιδίως λόγω της ζήτησης αερισμού (Smith et al., 2012). Δοκιμάστηκαν επίσης διαφορετικές διαμορφώσεις MBR, όπως αναερόβια MBR ρευστοποιημένης κλίνης, MBR που χρησιμοποιούν διαδικασία πλήρως αυτοτροφικής αφαίρεσης αζώτου (CANON), βιοηλεκτροχημικοί αντιδραστήρες μεμβράνης ρευστοποιημένης κλίνης και MBR με υπόστρωμα αλγών.

Η λειτουργία MBR υπό συνθήκες υψηλού φορτίου προτάθηκε επίσης για να ξεπεραστούν τα μειονεκτήματα της λειτουργίας MBR σε υψηλούς χρόνους παραμονής στερεών (δηλ. εντατικός αερισμός, προβλήματα στην απομάκρυνση μεμβρανών) και για αύξηση της ανάκτησης οργανικής ύλης. Τα MBR μπορούν επίσης να χρησιμοποιηθούν για τη συλλογή άνθρακα στα λύματα. Σε αυτό το πλαίσιο, ορισμένες μελέτες MBR έχουν αφιερωθεί στην παγίδευση οργανικής ύλης από λύματα και στη συλλογή πλούσιας σε ενέργεια λάσπης για παραγωγή βιοαερίου στην αναερόβια χώνευση (Ng et al., 2005; Holler et al., 2001). Οι διεργασίες μεμβράνης εισήχθησαν ως μια πολλά υποσχόμενη τεχνολογία για τη συγκέντρωση των αποβλήτων (Wang et al., 2016) και έχουν ομοιότητες με τα συμβατικά συστήματα HRAS όσον αφορά ορισμένες λειτουργικές παραμέτρους (δηλ. ρυθμούς φόρτωσης, επίπεδο SRT, DO)

Παρά τους περιορισμούς της αναερόβιας επεξεργασίας αστικών λυμάτων, ο συνδυασμός αναερόβιων διεργασιών με τεχνολογίες MBR θα ήταν μια πολλά υποσχόμενη επιλογή για την ανάκτηση ενεργειακού περιεχομένου λυμάτων. Οι Wan et al. (2016) έδειξαν ότι ένα αναερόβιο MBR (An-MBR), το οποίο χρησιμοποιείται ως επεξεργασία Α σταδίου, μπορεί να απομακρύνει το 92% του COD και σχεδόν το 100% των στερεών. Ένα από τα πιο σημαντικά ευρήματα αυτής της μελέτης είναι ότι η εκροή του AnMBR ήταν πλούσια σε θρεπτικά συστατικά με σχεδόν καθόλου παθογόνα και, ως εκ τούτου, τα λύματα μπορούν να επαναχρησιμοποιηθούν στη γεωργική άρδευση, ιδίως σε πληθυσμούς όπως η Κίνα και η Ινδία.

Η δυναμική τεχνολογία MBR είναι μια πολλά υποσχόμενη επιλογή για τη συγκέντρωση οργανικών στα λύματα. Η αρχή των δυναμικών MBR βασίζεται σε ένα αυτο-σηματιζόμενο βιοφίλμ σε ένα υλικό υποστήριξης. Οι Wang et al. (2018) εξέτασε την ανάκτηση οργανικής ύλης λειτουργώντας ένα δυναμικό MBR και θα μπορούσε να ανακτήσει το 80% του εισερχόμενου COD. Η HRT ορίστηκε στα 50 λεπτά σε αυτή τη μελέτη και οι συντάκτες δήλωσαν ότι το COD προσροφήθηκε κυρίως στη βιομάζα αντί να οξειδωθεί υπό αυτήν την κατάσταση. Ένα σύστημα HiCS που ακολουθείται από MBR προτάθηκε επίσης ως εναλλακτική λύση σε σχέση με τα υψηλής φόρτισης MBR για τη βελτίωση της απομάκρυνσης οργανικών υλικών μελετήθηκε σε εργαστηριακή κλίμακα από τους Dai et al. (2018), όπου το 40.5% του εισερχόμενου COD που κατακρατείται στο συμπύκνωμα του MBR με υψηλή φόρτιση, αυξήθηκε σε 47.5% στη διαμόρφωση HiCS-MBR που λειτουργεί σε SRT 1.2 ημερών.

Η ώσμωση (Forward Osmosis-FO) είναι μια άλλη εναλλακτική μέθοδος για την αύξηση της συγκέντρωσης αστικών λυμάτων καθώς μπορούν να παραχθούν τόσο περίσσεια λάσπης, όσο και υψηλής συγκέντρωσης ρεύματα με ενεργειακά αποδοτικό τρόπο (Cagnetta et al., 2017). Η ώσμωση δεν μπορεί να επεξεργαστεί μόνο πολλούς διαφορετικούς τύπους λυμάτων, αλλά και να πετύχει και εκροές υψηλής ποιότητας. Σε αντίθεση με τις διεργασίες μεμβράνης που βασίζονται στην πίεση, η διαφορά της ωσμωτικής πίεσης είναι η κινητήρια δύναμη της ώσμωσης (Lutchmiah et al., 2014).

Άλλη μια τεχνολογία που συνιστάται είναι η DMF (Direct Membrane Filtration) λυμάτων για την ανάκτηση οργανικών υλικών από αστικά λύματα. Η ιδέα πίσω από το DMF είναι να συλλέξει οργανική ύλη με πορώδη μεμβράνη και να αποτρέψει την απομάκρυνσή της (Ravazzini et al., 2005; Lateef et al., 2013). Η

έμφραξη της μεμβράνης συναντάται σε χαμηλότερο βαθμό σε σύγκριση με τα MBR λόγω της χαμηλής ανάπτυξης βιομάζας από τα ακατέργαστα λύματα (Mezohegyi et al., 2012). Ο χημικά υποβοηθούμενος καθαρισμός για DMF προτάθηκε από τους Lateef et al. (2013) για να ξεπεραστούν προβλήματα ρύπανσης, εάν είναι απαραίτητο, το οποίο περιελάμβανε την προσθήκη χημικών καθαρισμού για τη βελτίωση της αποτελεσματικότητας της αντίστροφης έκπλυσης. Ως εναλλακτική λύση για τον έλεγχο της ρύπανσης, οι Kimura et al. (2017) πρότειναν φυσικό καθαρισμό με το συνδυασμό δονητικών μεμβρανών και ανάμιξης. Οι Mezohegyi et al. (2012) έδειξαν ότι ενώ το COD των ακατέργαστων λυμάτων ήταν 497 mg/L, έφτασε τα 11.386 mg/L στα συμπυκνωμένα λύματα. Επιπλέον, η μελέτη δίνει μια εικόνα για το φιλτράρισμα με αερισμό και δόνηση σε σταθερή ροή 18 L/m<sup>2</sup>/h. Εξήχθη το συμπέρασμα ότι η δονούμενη διήθηση είχε καλύτερη απόδοση της διαδικασίας όσον αφορά τον περιορισμό ρύπων και την ενεργειακή χρήση. Οι Kimura et al. (2017) στο DMF των αστικών λυμάτων δέσμευσε το 75% της οργανικής. Όταν το DMF συνδυάζεται με τη διαδικασία CEPT (κροκίδωση και συσσωμάτωση), η ποιότητα των λυμάτων μπορεί να πληροί τα κριτήρια εκροής με σχετικά χαμηλή κατανάλωση ενέργειας εάν τα όρια εκροής θρεπτικών ουσιών δεν είναι τόσο αυστηρά (Hey et al., 2017). Ορισμένες καινοτόμες τεχνολογίες, όπως υβριδικό σύστημα προσρόφησης μεμβράνης (Membrane Adsorption Hybrid System-MAHS) (Johir et al., 2016) φωτοαναερόβιος βιοαντιδραστήρας μεμβρανών (Photo-Anaerobic Membrane Bioreactor-PAnMBR) (Hulsen et al., 2016) και φωτοβιοαντιδραστήρας μεμβράνης (Membrane Photobioreactor-MPBR) (Sheng et al., 2017) προτάθηκαν για την αφαίρεση θρεπτικών συστατικών.

Οι Wang et al. (2016) σε ένα πιλοτικό σύστημα επεξεργασίας με FO πέτυχαν να αυξήσουν την περιεκτικότητα COD των αστικών λυμάτων στα 2335 mg/L αναμειγνύοντας συμπυκνωμένα λύματα και συλλεγμένα στερεά στο στάδιο της προεπεξεργασίας (Direct Membrane Filtration-DMF). Στην ίδια μελέτη, θεωρήθηκε ότι μια ενεργειακά ουδέτερη επεξεργασία θα μπορούσε να είναι δυνατή όταν το συμπυκνωμένο ρεύμα επεξεργάζεται αναερόβια. Υποστηρίχθηκε επίσης ο συνδυασμός της FO και Α σταδίου για την ενίσχυση της δέσμευσης άνθρακα. Οι Cagnetta et al. (2017) εφάρμοσαν μια ογκομετρική αναλογία συγκέντρωσης 10 σε δείγματα οικιακών λυμάτων και λάσπης Α σταδίου μέσω της απευθείας διέλευσης από μια μεμβράνη FO.

Θα μπορούσαν να συγκεντρώσουν το COD οικιακών λυμάτων και λάσπης σταδίου Α κατά 8.2 και 4.8 φορές, αντίστοιχα.

Όσον αφορά την αποτελεσματικότητα, μεταξύ αυτών, οι φυσικές ή φυσικοχημικές τεχνολογίες διαχωρισμού έχουν το πλεονέκτημα ότι δεν είναι τόσο επιλεκτικές όσο οι βιολογικές. Ωστόσο, περιορίζονται κυρίως στον διαχωρισμό σωματιδιακών (στερεά και κolloειδή) συστατικών. Από την άλλη πλευρά, οι διαδικασίες βιολογικής οξείδωσης μετατρέπουν μόνο βιοαποικοδομήσιμες ενώσεις σε ενέργεια, αλλά μπορούν επίσης να απομακρύνουν μέρος του διαλυτού (βιοαποικοδομήσιμου) κλάσματος, καθώς το σωματιδιακό και κolloειδές κλάσμα πρέπει να υδρολυθεί και να μετατραπεί σε διαλυτό πριν γίνει ενσωμάτωση στη βιομάζα. Επομένως, λαμβάνοντας υπόψη όλα τα παραπάνω, μία πολλά υποσχόμενη διαδικασία είναι ένας συνδυασμός φυσικού και βιολογικού διαχωρισμού.

## **2.4 Μηχανισμοί απομάκρυνσης άνθρακα σε συστήματα HRAS**

### **2.4.1 Προσρόφηση**

Ο μηχανισμός προσρόφησης περιλαμβάνει «προσρόφηση εξωτερικής κυτταρικής επιφάνειας σωματιδίων και κolloειδείς οργανικές ύλες» που είναι ένα φυσικοχημικό φαινόμενο μεταξύ της ενεργού ιλύος και της οργανικής ύλης στα λύματα (Guellil et al., 2001; Majone et al., 1999; Modin et al., 2015). Στη βιβλιογραφία, η προσρόφηση χαρακτηρίζεται ως ρόφηση, επιφανειακή απορρόφηση, βιοαπορρόφηση, παγίδευση εντός του συσσωματώματος, συσσώρευση, μηχανισμοί βιολογικής κροκίδωσης (Guellil et al., 2001; Lim et al., 2016; Lim et al., 2015; Riffat & Dague, 1995). Η προσρόφηση και η παγίδευση δεν είναι διακριτοί μηχανισμοί επειδή εξαρτώνται από εξωκυτταρικές πολυμερείς ουσίες (EPS) και συνεπώς είναι ίδια φαινόμενα. Ο μηχανισμός προσρόφησης υποτίθεται ότι παγιδεύει τόσο βιοαποικοδομήσιμες όσο και μη βιοαποικοδομήσιμες (αδρανείς) οργανικές ενώσεις από τα λύματα χρησιμοποιώντας EPS έξω από την επιφάνεια των κυττάρων. Ωστόσο, στο σχεδιασμό και τη μοντελοποίηση ενεργού ιλύος, ο μηχανισμός εξετάζει μόνο την απορρόφηση αργά βιοδιασπώμενου COD όπως σωματιδιακό και κolloειδές. Αν και έχουν δείξει μελέτες ότι ο μηχανισμός προσρόφησης δεν μπορεί να αφαιρέσει όλο το σωματιδιακό COD από τα λύματα και μάλλον είναι μια στιγμιαία ή γρήγορη απόκριση

και ακολουθεί τις κινητικές εξισώσεις πρώτης τάξης (Bunch & Griffin Jr, 1987; Jimenez et al., 2005; Modin et al., 2015; Modin et al., 2016). Η διαδικασία προσρόφησης ονομάστηκε για πρώτη φορά από τους Ullrich και Smith (1951) ως «βιοπροσρόφηση» η οποία αφαίρεσε σημαντική ποσότητα οργανικών ρύπων στη δεξαμενή HRAS που τροφοδοτείται από ακατέργαστα λύματα. Η προσρόφηση θεωρείται επομένως ο κυρίαρχος μηχανισμός αφαίρεσης COD στις διαδικασίες HRAS. Αυτό συμβαίνει επειδή ο μηχανισμός αφαιρεί την οργανική ύλη με μια γρήγορη διαδικασία και μπορεί να φτάσει την ισορροπία μέσα σε ένα λεπτό (Guellil et al., 2001).

Προηγούμενη βιβλιογραφία εξέτασε επίσης ότι η προσρόφηση επηρεάζεται κυρίως από την απομάκρυνση σωματιδιακού και κολλοειδούς COD (Bunch & Griffin Jr, 1987; Jimenez et al., 2005). Όσον αφορά την απόδοση αφαίρεσης COD, οι Ullrich και Smith (1951) βρήκαν 90-95% απομάκρυνση BOD και αιωρούμενων στερεών σε μονάδα πιλοτικής κλίμακας. Οι Bunch και Griffin Jr (1987) διαπίστωσαν ότι η διαδικασία προσρόφησης μπορεί να αφαιρέσει σχεδόν το 100% κολλοειδούς εντός 5 λεπτών από τον χρόνο επαφής σε ένα batch πείραμα. Οι Guellil et al. (2001) παρατήρησε ότι ο μηχανισμός προσρόφησης μπορεί να απομακρύνει το 45% των μη καθιζήσιμων κλασμάτων των λυμάτων. Οι Zhao et al. (2000) παρουσίασαν αφαίρεση COD 18% μέσω της διαδικασίας προσρόφησης σε μια εργαστηριακής κλίμακας διαδικασία επαφής σταθεροποίησης που λειτουργεί στο SRT μεταξύ 1-2 ημερών.

#### **2.4.2 Κυτταρική Αποθήκευση**

Η ενδοκυτταρική αποθήκευση ορίζεται ως εγγενές μέρος των διαδικασιών μικροβιακού μεταβολισμού και θεωρείται ως μηχανισμός αφαίρεσης COD μεταξύ άλλων μηχανισμών όπως η προσρόφηση. Η αποθήκευση πραγματοποιείται στο εσωτερικό του κυττάρου των μικροοργανισμών αποθηκεύοντας το διαλυτό οργανικό κλάσμα ως αδιάλυτα πολυμερή. Η διαδικασία μετατρέπει τη διαλυτή οργανική ένωση σε αδιάλυτα πολυμερή για την αποφυγή της υψηλής ωσμωτικής πίεσης κατά μήκος της κυτταρικής μεμβράνης και να μπορούν να χρησιμοποιηθούν οι αποθηκευμένες ενώσεις για συνθήκες περιορισμού του εξωτερικού υποστρώματος (Majone et al., 1999; Modin et al., 2016; Van Loosdrecht et al., 1997). Η αποθήκευση έχει σημαντική σημασία σε

διαδικασίες σχετικά με βιολογικές διεργασίες EBPR (Enhanced Biological Phosphorus Removal), ανοξικές συνθήκες και προβλήματα διόγκωσης λάσπης (Majone et al., 1996) αλλά εδώ το επίκεντρο αυτού του μηχανισμού είναι μόνο για συστήματα αφαίρεσης άνθρακα υπό αερόβιες συνθήκες. Η σημασία της αποθήκευσης ως μηχανισμός αφαίρεσης άνθρακα εξετάζεται ως επί το πλείστον σε συστήματα SBR και συνθήκες αντιδραστήρα Batch, όπου αναμένεται να προκαλέσουν συνθήκες feast-famine. Η ανάπτυξη βιομάζας ετεροτροφικών οργανισμών σε συστήματα batch είναι συνήθως υψηλότερη από την θεωρητική απόδοση 0.67 gCOD / gCOD. Η υψηλή απόδοση μπορεί να προκληθεί μόνο με την αλλαγή των περιβαλλοντικών συνθηκών από το συνεχές προφίλ τροφοδοσίας σε μια ξαφνική αύξηση της τροφοδοσίας. Η ταχεία απορρόφηση του υποστρώματος μπορεί να μετατραπεί μόνο σε πολυμερές αποθήκευσης παρά σε διαδικασίες ανάπτυξης. Οι μικροοργανισμοί δεν μπορούν να χρησιμοποιήσουν περίσσεια υποστρώματος για την ανάπτυξή τους λόγω του ότι υπάρχει κίνδυνος ανισορροπίας μεταβολισμού (Van Loosdrecht et al., 1997). Επομένως, η αποθήκευση έπαιξε κυρίαρχο ρόλο στις συνθήκες ex-situ που συνέβαλαν στον υψηλό συντελεστή μετατροπής βιομάζας. Η ενώσεις αποθήκευσης που διερευνήθηκαν σε πολλές μελέτες είναι τα PHA, γλυκογόνο, TAG, γλυκερίνη και λιπίδια (Modin et al., 2016).

Η αερόβια αποθήκευση ως συστήματα αφαίρεσης άνθρακα έχει διερευνηθεί για συνθετικά λύματα και σε λίγες μελέτες με πραγματικές συνθήκες λυμάτων (Beccari et al., 2002, Carucci et al., 2001; Kinyua et al., 2017b) και εκτελούνται κυρίως σε συστήματα batch ή SBR. Οι Carucci et al. (2001) ανέφεραν ότι το 18-22% της αφαίρεσης εύκολα βιοδιασπάσιμου COD από το πραγματικό λύμα στα πειράματα batch σχηματίστηκαν ως PHB. Ωστόσο, εξήγησαν επίσης ότι στο πείραμα batch, δεν είναι δυνατόν να γίνει διάκριση μεταξύ PHB και αργά βιοδιασπάσιμου COD (διαλυτό COD) για συστήματα πραγματικών λυμάτων. Αυτό είναι επειδή η χρήση προϊόντων PHB και υδρόλυσης συμβαίνει ταυτόχρονα. Επιπλέον, τα προϊόντα αποθήκευσης δεν είναι μόνο PHB, αλλά εμπλέκονται επίσης και άλλες ενώσεις που δεν εντοπίστηκαν στη μελέτη. Αν και ο σχηματισμός PHB εξαρτάται από τη συγκέντρωση οξικού στα λύματα, αργότερα οι Beccari et al. (2002) κατέληξαν στο συμπέρασμα ότι η αποθήκευση δεν παίζει σημαντικό ρόλο στα συστήματα αφαίρεσης άνθρακα λόγω της χαμηλής παραγωγής PHB που σχετίζεται με χαμηλή συγκέντρωση οξικού οξέος στα

λύματα. Οι Meerburg et al. (2016) παρατήρησαν ότι η αποθήκευση ως ένωση PHB έχει ελάχιστο ρόλο (2% συμβολή στη δέσμευση άνθρακα) στην ανάκτηση άνθρακα σε συστήματα CS υψηλού ρυθμού που λειτουργούν σε συστήματα SBR. Οι Kinyua et al. (2017b) μελέτησαν συστήματα Α σταδίου που λειτουργούν σε εύρος SRT 0.28-0.56 d και διαπίστωσαν ότι το διαλυτό COD μπορεί να συλλεχθεί ως PHA. Είναι ακόμα αμφιλεγόμενο εάν η αποθήκευση παίζει οποιοδήποτε ρόλο σε συστήματα συνεχούς λειτουργίας ή όχι για την αφαίρεση COD.

### 2.4.3 Υδρόλυση

Η υδρόλυση είναι μία από τις μεταβολικές διεργασίες που διασπών την οργανική ύλη μεγαλύτερου μεγέθους σε οργανικά μικρότερου μεγέθους που μπορούν να βιοαποικοδομηθούν από μικροοργανισμούς. Ο περισσότερο κοινός ορισμός είναι ότι διασπά το σωματιδιακό υλικό σε διαλυτό υλικό χρησιμοποιώντας εξωκυτταρικά ένζυμα των μικροοργανισμών που επιτρέπουν στους μικροοργανισμούς την αποικοδόμηση (Elioson & Argaman, 1995; Goel et al., 1998; Morgenroth et al., 2002). Ένας από τους λόγους που, για τους μικροοργανισμούς, απαιτείται διαδικασία υδρόλυσης, είναι ότι τα σωματιδιακά και τα κολλοειδή υλικά έχουν σωματίδια μεγαλύτερης διαμέτρου και έτσι δεν μπορούν εύκολα να μεταφερθούν μέσω της κυτταρικής μεμβράνης (Confer & Logan, 1997). Έτσι, οι μικροοργανισμοί πρέπει να διασπών αυτά τα σωματίδια σε διαλυτό υλικό για εύκολη βιοαποδόμηση. Ωστόσο, ο ρυθμός υδρόλυσης είναι συγκριτικά βραδύτερος από τον ρυθμό κατανάλωσης των προϊόντων υδρόλυσης (διαλυτό COD) των προϊόντων υδρόλυσης διαλυτού COD (Elioson & Argaman, 1995). Η υδρόλυση χωρίζεται σε δύο τύπους με βάση την πηγή του υποστρώματος. Το πρώτο είναι υδρόλυση πρωτογενούς υποστρώματος όπου διασπάται οργανικός άνθρακας λυμάτων. Το δεύτερο είναι η υδρόλυση δευτερευόντων υποστρωμάτων που προκλήθηκαν είτε από εσωτερική αποθήκευση προϊόντων ή τέτοιες ουσίες που ενδέχεται να απελευθερώνονται από μικροοργανισμούς κατά τη διάρκεια διαδικασιών μεταβολισμού. Ωστόσο, η υδρόλυση περιγράφεται διαφορετικά τόσο στο ASM1 (Henze, 2000) όσο και στο ASM3 (Gujer et al., 1999). Το ASM1 ορίζει την υδρόλυση πρωτογενούς και δευτερογενούς υποστρώματος ενώ το ASM3

διακρίνει το πρωτεύον και το δευτερεύον υπόστρωμα. Η υδρόλυση θεωρείται ως ένα από τα αναπόσπαστα μέρη των μοντέλων ενεργού ιλύος για την εισαγωγή της κινητικής του αργά βιοαποικοδομήσιμου υποστρώματος. Από τη φύση της, είναι πιο αργή διαδικασία από την ετεροτροφική ανάπτυξη και έτσι, γίνεται περιοριστικός παράγοντας του ρυθμού για την βιοαποικοδόμηση του οργανικού άνθρακα (Orhon et al., 1998).

#### **2.4.4 Οξείδωση**

Η οξείδωση του άνθρακα από τα λύματα είναι μια αναγνωρισμένη διεργασία σπατάλης ενέργειας στο σύστημα βιολογικής απομάκρυνσης θρεπτικών συστατικών (BNR) (Rosso & Stenstrom, 2005). Αυτό συμβαίνει επειδή, τα WWTP πρέπει να ανταποκριθούν στα όρια εκροής BOD<sub>5</sub> και ολικών αιωρούμενων στερεών (TSS) και η αερόβια οξείδωση είναι σήμερα ο μόνος αξιόπιστος μηχανισμός για την απομάκρυνση του διαλυτού οργανικού άνθρακα που αποτελεί BOD στα οικιακά λύματα. Η οξείδωση της οργανικής ύλης ανακατευθύνει τον άνθρακα για την ανάπτυξη της βιομάζας, το CO<sub>2</sub> και την παραγωγή νερού, και το υπόλοιπο πάει για παραγωγή ενέργειας που χρησιμοποιείται για σύνθεση κυττάρων.

#### **2.4.5 Καθίζηση**

Η καθίζηση έχει σημαντική επίδραση στην απομάκρυνση του COD από τα λύματα σε πρωτοβάθμια και δευτεροβάθμια επεξεργασία. Η καθίζηση είναι μια διαδικασία απομάκρυνσης αιωρούμενων στερεών από τα λύματα με βαρυτική δύναμη που επιτρέπει στα σωματίδια να κατακάθονται στον πυθμένα της δεξαμενής καθίζησης. Αυτή η φυσική διαδικασία χρησιμοποιείται για την απομάκρυνση οργανικού υλικού και ανόργανου αζώτου στην πρωτοβάθμια επεξεργασία και για τη μείωση της οργανικής φόρτισης σε δευτεροβάθμιες διαδικασίες επεξεργασίας. Ο μηχανισμός χρησιμοποιείται επίσης σε διαδικασίες δευτεροβάθμιας επεξεργασίας για την απομάκρυνση στερεών και την ανάκτηση του άνθρακα ως περίσσεια ιλύος (WAS)



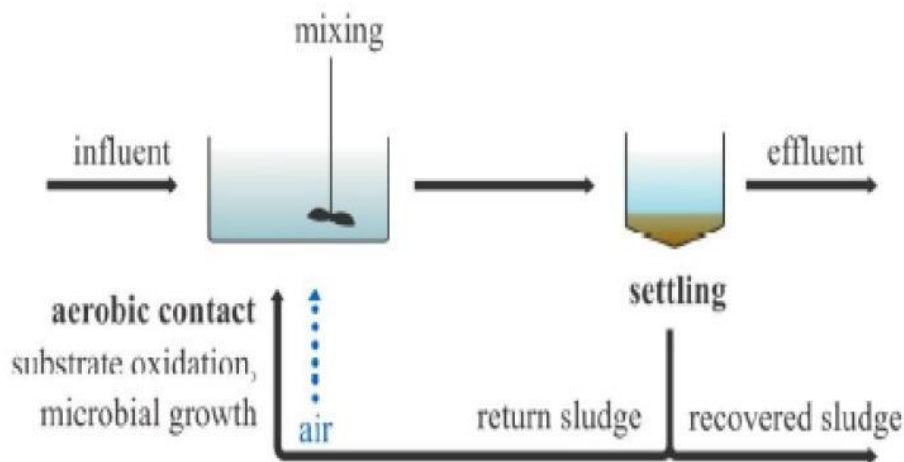
κατά τη διάρκεια των βιολογικών επεξεργασιών. Η κροκίδωση στη διαδικασία επεξεργασίας ενεργού ιλύος παίζει σημαντικό ρόλο, καθώς επηρεάζει άμεσα την καθίζηση. Για να επιτευχθεί ταχύτερη καθίζηση απαιτείται καλύτερη κροκίδωση, άρα είναι απαραίτητη η επιστροφή της λάσπης στον αντιδραστήρα για διεργασίες προσρόφησης και βιολογικής κροκίδωσης.

## 2.5 HiCAS-HiCS

### 2.5.1 Συμβατικό σύστημα υψηλής φόρτισης (HiCAS)

Τα τελευταία χρόνια, οι διεργασίες ενεργού ιλύος υψηλής φόρτισης έχουν κερδίσει την προσοχή ως τεχνολογίες εκτροπής του εισερχόμενου COD στο ρεύμα της ιλύος, λόγω την ικανότητά τους να απομακρύνουν σωματιδιακή, κολλοειδή και διαλυμένη οργανική ύλη και παράγει μεγάλες ποσότητες λάσπης. Ένα γνωστό παράδειγμα είναι το Α στάδιο της διαδικασίας AB (Böhnke, 1977). Τα συστήματα που λειτουργούν με αυτή τη διαδικασία αναφέρονται ως συμβατικά συστήματα υψηλής οργανικής φόρτισης (High rate Conventional Activated Sludge-HiCAS), επειδή η διαμόρφωση του αντιδραστήρα είναι παρόμοια με το CAS: δεξαμενή επαφής κατά την οποία η ανακυκλοφορούμενη ιλύς αναμιγνύεται με τα εισερχόμενα λύματα υπό αερόβιες συνθήκες πλήρους μίξης, ακολουθούμενη από δεξαμενή καθίζησης για το διαχωρισμό της ιλύος από τα λύματα. Επιλέγονται κυρίως μικροί υδραυλικοί χρόνοι παραμονής στη διαδικασία HiCAS (<30 λεπτά) για γρήγορη αφαίρεση οργανικών και η τυπική αποτελεσματικότητα αφαίρεσης κυμαίνεται από 50% έως 70%. Επιπλέον, αυτό το σύστημα λειτουργεί σε ειδικούς ρυθμούς φόρτισης στερεών 2-10 g βιοδιασπάσιμου COD ανά γραμμάριο πτητικών αιωρούμενων στερεών (VSS) ανά ημέρα, και χρόνους παραμονής στερεών (SRT) μεταξύ αρκετών ωρών και 2 d (Böhnke et al., 1997; Metcalf and Eddy, 2003). Σε υψηλούς ρυθμούς φόρτισης και σύντομο SRT, ο παρατηρούμενος συντελεστής μετατροπής βιομάζας ( $Y_{\text{observed}}$ ) της λάσπης είναι υψηλή λόγω ελαχιστοποίησης της απώλεια βιομάζας από ενδογενή αναπνοή (Metcalf και Eddy, 2003). Λαμβάνοντας υπόψη ότι η αναερόβια απόδοση μεθανίου ενεργού ιλύος βελτιώνεται με τη μείωση του SRT (Bolzonella et al., 2005), η

διαδικασία HiCAS έχει μεγάλες δυνατότητες ανάκτησης ενέργειας μέσω της παραγωγής βιοαερίου, και έχει εφαρμοστεί με επιτυχία σε ενεργειακά ουδέτερη εγκατάσταση επεξεργασίας λυμάτων στο Strass, Αυστρία (Wett et al., 2007). Επιπλέον, έχει παρατηρηθεί ότι σημαντικά κλάσματα οργανικής ύλης απομακρύνονται με προσρόφηση (δηλ. βιο-κροκίδωση) και αποθήκευση (Larrea et al., 2002, Makinia et al., 2006).

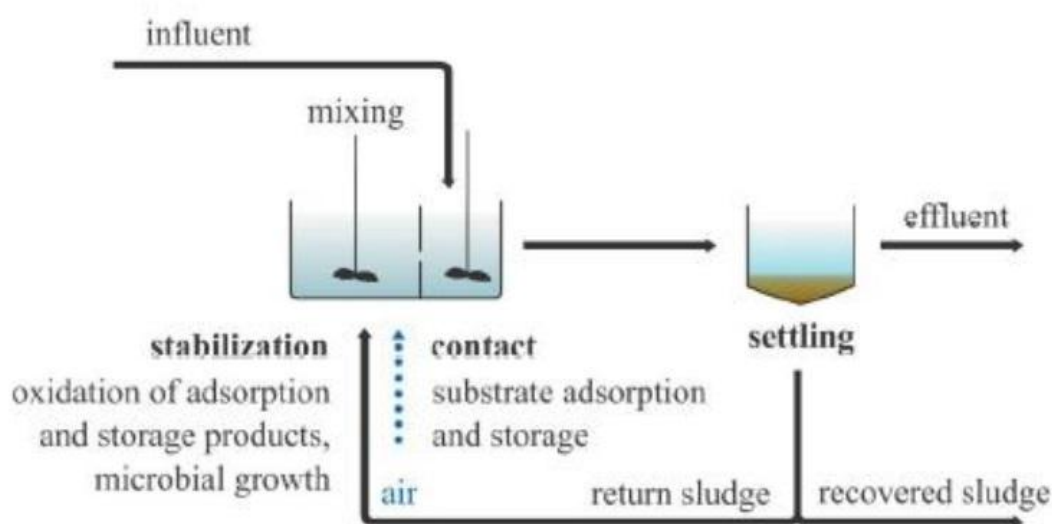


*Σχήμα 1: Σχηματική απεικόνιση συμβατικού συστήματος υψηλής οργανικής φόρτισης (HiCAS), Meerburg et al. (2016)*

### 2.5.2 Παραλλαγή συμβατικού συστήματος υψηλής φόρτισης. Σύστημα επαφής σταθεροποίησης (HiCS)

Το σύστημα επαφής σταθεροποίησης (Contact Stabilization-CS), αρχικά εξετάστηκε ως χαμηλής φόρτισης επεξεργασία. Η διαδικασία των Coombs (1922) και Ullrich and Smith (1951), αξιολογήθηκε ως μια προηγμένη διαδικασία πρωτοβάθμιας επεξεργασίας (Modin et al., 2016; Zhao et al., 2000) για τη βελτίωση της συγκομιδής C από λύματα για συνθετικά, ισχυρά λύματα (Meerburg et al., 2015) και για λύματα χαμηλής περιεκτικότητας (Rahman et al., 2016). Η διαδικασία CS χρησιμοποιεί δύο δεξαμενές. Η πρώτη είναι μια δεξαμενή επαφής, όπου τα λύματα έρχονται σε επαφή με την ενεργό ιλύ σε χαμηλά HRT (<30 λεπτά) υπό μέτριες συνθήκες DO (περίπου 1 mg

$O_2 \cdot L^{-1}$ ). Η δεύτερη, είναι μια δεξαμενή σταθεροποίησης που σταθεροποιεί και οξειδώνει εξωκυτταρικά (σωματιδιακά και κολλοειδή) και ενδοκυτταρικά (διαλυτό) άνθρακα από την ανακυκλοφορούμενη-πλούσια σε άνθρακα-λάσπη (Rahman et al., 2016). Η απόδοση απομάκρυνσης COD της συμβατικής διαδικασίας CS μπορεί να φτάσει μέχρι 85–90% (Rahman et al., 2016). Η αφαίρεση του οργανικού φορτίου συμβαίνει κυρίως μέσω βιολογικής απορρόφησης και αποθήκευσης στις κροκίδες ενεργού λάσπης. Υπό βέλτιστες συνθήκες λειτουργίας, οι αποδόσεις απομάκρυνσης που επιτεύχθηκαν στο το σύστημα CS ήταν 70-80% του συνολικού COD, 30% του διαλυτού COD, 80-95% των SS και 18% TKN (Miller et al., 2015). Το κύριο πλεονέκτημα της διαδικασίας CS σε σχέση με άλλες διαδικασίες HRAS είναι η παραγωγή υψηλής συγκέντρωσης λάσπης, δεδομένου ότι η δεξαμενή σταθεροποίησης εξασφαλίζει ότι υπάρχει μια ισχυρή κλίση συγκέντρωσης μεταξύ της λάσπης και των λυμάτων (VanWinckel, 2014). Οι Meerburg et al. (2015), για να εκμεταλλευτούν πλήρως τα πλεονεκτήματα της διαδικασίας CS, ανέπτυξαν ένα σύστημα επαφής-σταθεροποίησης (HiCS) ως σύστημα υψηλής φόρτισης. Ο αερισμός της ανακυκλοφορούμενης λάσπης πριν από τη δεξαμενή επαφής επιτρέπει την αναγέννηση της βιολογικής προσρόφησης και βελτιώνει τις ιδιότητες κροκίδωσης μέσω της βιοαποικοδόμησης της βιοαπορρόφησης οργανικής ύλης και ευνοεί τη δημιουργία EPS στη δεξαμενή επαφής (Rahman et al., 2017). Λυματολάσπη που υπόκειται σε διακοπτόμενη φόρτιση, όπως χρησιμοποιείται σε συστήματα CS, είναι πιο πιθανό να δείξει υψηλή χωρητικότητα αποθήκευσης (Dolejs et al., 2016). Έχει αναφερθεί ότι τα συστήματα εργαστηριακής κλίμακας HiCS μπορούν να απομακρύνουν από 55% (Meerburg et al., 2016) έως 70-80% (Zhao et al., 2000) εισερχόμενης οργανικής ύλης σε λάσπη. Συγκρίνοντας όλες αυτές τις τεχνολογίες προ-συγκέντρωσης σε όρους ηλεκτρικής ενέργειας που παράγεται, όλα παρουσιάζουν υψηλότερα οφέλη από το CAS. Σύμφωνα με τους Wan et al. (2016), σε τυπικά οικιακά λύματα, η μέγιστη ανάκτηση ηλεκτρικής ενέργειας εκτιμάται σε περίπου  $1,6 \text{ kJ} \cdot \text{g}^{-1} \text{ COD}$ . Υπολογισμοί της μέγιστης θεωρητικής ηλεκτρικής ενέργειας που παράγεται για μια διαδικασία Α σταδίου, μια διαδικασία CS και ένα CEPT είναι 3.2, 2.3 και  $2.1 \text{ kJ} \cdot \text{g}^{-1} \text{ COD}$ , αντίστοιχα. Από οικονομική άποψη, αναφέρεται ότι το συνολικό κόστος για φυσικές διεργασίες είναι κοντά στο  $0.05\text{-}0.06 \text{ €} \cdot \text{m}^{-3}$  (Verstraete et al., 2009).



Σχήμα 2: Σχηματική απεικόνιση συστήματος επαφής-σταθεροποίησης (HiCS), Meerburg et al.(2016)

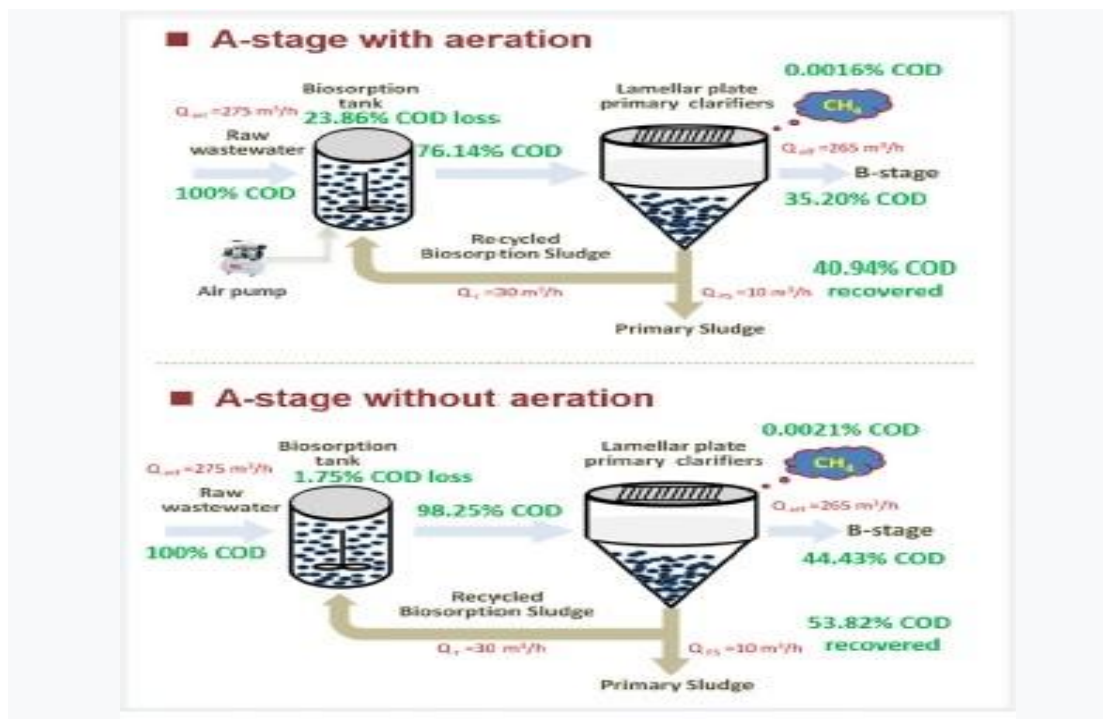
## 2.6 Εναλλακτικοί τρόποι λειτουργίας HRAS

Οι παράμετροι λειτουργίας όπως SRT, HRT και διαλυμένο οξυγόνο (DO) έχουν διερευνηθεί ευρέως για τη βελτιστοποίηση της απόδοσης του συστήματος HRAS (Meerburg et al., 2016, b; Jimenez et al., 2015). Ωστόσο, ένα σημαντικό κλάσμα των εισερχόμενων οργανικών (υπολογίζεται ποσοστό 15–27% των εισερχόμενων οργανικών) εξακολουθεί να χάνεται λόγω της οξείδωσης σε CO<sub>2</sub> στο τρέχον HRAS με αερισμό (Rahman et al., 2019; Sancho et al., 2019). Από την άλλη πλευρά, το sCOD στα λύματα του σταδίου A δεν πρέπει να μειωθεί σε μεγάλο βαθμό όταν το στάδιο B λειτουργεί με συμβατική διαδικασία απομάκρυνσης θρεπτικών ουσιών, καθώς θα υπάρχει χαμηλή απόδοση στην απομάκρυνση αζώτου και φωσφόρου λόγω έλλειψης πηγής άνθρακα. Είναι αναμενόμενο ότι το A στάδιο υψηλής φόρτισης που λειτουργεί χωρίς αερισμό μπορεί να ελαχιστοποιήσει την απομάκρυνση των οργανικών και εγγυάται ότι ένα ορισμένο ποσοστό sCOD παραμένει, καθώς αποφεύγεται η αερόβια οξείδωση COD. Ωστόσο, δεν υπάρχει βιβλιογραφία στο σύστημα A σταδίου χωρίς αερισμό.

Επιπλέον, πιστεύεται ότι η λάσπη από τη διαδικασία προσρόφησης έχει διαφορετική βιοαποικοδομησιμότητα σε σύγκριση με αυτή των συμβατικών

συστημάτων ενεργού ιλύος (Trzcinski et al., 2016). Η κατανόηση των χαρακτηριστικών της λάσπης όπως η περιεκτικότητα σε στερεά, η περιεκτικότητα σε άνθρακα, η ικανότητα αποικοδόμησης, είναι ζωτικής σημασίας για να εκτιμηθεί το δυναμικό ανάκτησης ενέργειας από τη λάσπη του σταδίου Α. Μέχρι σήμερα, υπάρχουν περιορισμένες πληροφορίες σχετικά με τη αποικοδομησιμότητα και το ενεργειακό δυναμικό της λάσπης βιοπροσρόφησης.

Οι Cao et al. (2020), μελέτησαν τη δυνατότητα λειτουργίας ενός συστήματος υψηλής φόρτισης Α σταδίου χωρίς αερισμό (HRNS) σε εργαστηριακή κλίμακα ( $275\text{m}^3 / \text{h}$ ). Διερευνήθηκαν, τόσο ο μετασχηματισμός οργανικών, όσο και το δυναμικό παραγωγής ενέργειας στο στάδιο Α. Η αναπτυσσόμενη διαδικασία Α σταδίου αποδείχθηκε ότι ήταν πιο αποτελεσματική για την ανάκτηση οργανικών σε σύγκριση με εκείνη που λειτουργεί με αερισμό (53.82% έναντι 40.94%), σε αντίθεση με την σχετικά χαμηλή συνολική απόδοση απομάκρυνσης COD (54.3% έναντι 63.5% με αερισμό). Μικρά ποσοστά οργανικών (υπολογίζεται σε 1.75% του εισερχόμενου COD) βρέθηκε να χάνονται στη διαδικασία HRNS. Επιπλέον, η λάσπη που παράγεται από το HRNS είχε υψηλότερη ικανότητα αποικοδόμησης και υψηλότερο ποσό μεθανίου σε σύγκριση με αυτό του HRAS.



Σχήμα 3: Ισοζύγιο COD για σύστημα υψηλής οργανικής φόρτισης Α σταδίου με αερισμό (πάνω) και χωρίς αερισμό (κάτω), Cao et al. (2020)

## 2.7 Συστήματα υψηλής οργανικής φόρτισης σε εγκαταστάσεις πλήρους κλίμακας

Όπως έχει ήδη αναφερθεί τα συστήματα υψηλής οργανικής φόρτισης αποτελούν μία τεχνολογία που μπορεί να λειτουργήσει σε εγκαταστάσεις πλήρους κλίμακας, ακόμη και μετατρέποντας υπάρχουσες εγκαταστάσεις σε υψηλής φόρτισης. Τέτοιες εγκαταστάσεις λειτουργούν σε χώρες της Ευρώπης όπως η Ολλανδία και η Αυστρία.

### 2.7.1 Dokhaven (Ολλανδία)

Η εγκατάσταση Dokhaven στο Ρότερνταμ της Ολλανδία, που αναπτύσσεται σε μια περιοχή έκτασης 4.5 ha, ξεκίνησε την λειτουργία της τον Ιούλιο του 1987. Η κατασκευή της κόστισε 310 εκ. φιορίνια Ολλανδίας.

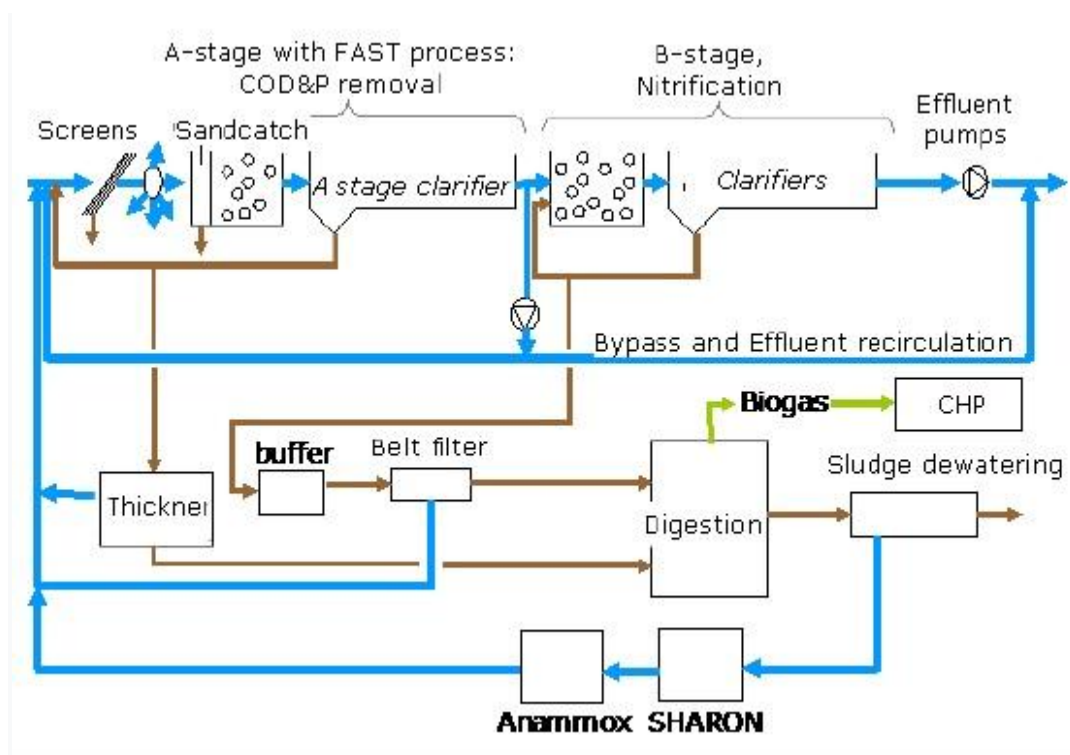
Ο σχεδιασμός της εγκατάστασης έχει γίνει για την εξυπηρέτηση 470.000 ισοδύναμων κατοίκων, που αντιστοιχεί σε εισερχόμενο BOD 25.000 kg/d, και για μέση παροχή λυμάτων 9.100 m<sup>3</sup>/h (παροχή αιχμής 19.000 m<sup>3</sup>/h). Η τεχνολογία που εφαρμόστηκε είναι σύστημα ενεργού ιλύος δύο σταδίων A/B. Η εγκατάσταση παράγει λάσπη 20.000 ton/y, με αποτέλεσμα μέσω της επεξεργασίας της να ανακτά περίπου 7 εκ. kWh/y, που αποτελεί το 1/3 της συνολικής ζήτησης ενέργειας (20.5 εκ. kWh/y).

Στο Α στάδιο, πραγματοποιείται επεξεργασία για απομάκρυνση οργανικού φορτίου και φωσφόρου, ενώ στο Β στάδιο επιτελείται η διαδικασία της νιτροποίησης για απομάκρυνση του αζώτου. Για περαιτέρω εξοικονόμηση ενέργειας και απομάκρυνση αζώτου μπορεί να χρησιμοποιηθεί και η διαδικασία Anammox.

Όσον αφορά το στάδιο Α, ο υδραυλικός χρόνος παραμονής είναι >15min και ο χρόνος παραμονής στερεών 0.3 d, με φόρτιση 2.7 kg BOD /kg MLSS-d και

συγκέντρωση MLSS  $2 \text{ kg} / \text{m}^3$ . Πρέπει να σημειωθεί ότι η οργανική φόρτιση  $2.7 \text{ kg BOD} / \text{kg MLSS-d}$  για το A στάδιο είναι συγκριτικά χαμηλή για ένα σύστημα A-B. Συνήθως οι οργανικές φορτίσεις είναι της τάξης  $5 \text{ kg BOD} / \text{kg MLSS-d}$ . Για παροχές πάνω από 75% της παροχής αιχμής, η επεξεργασία γίνεται μόνο στο A στάδιο, καθώς υπάρχει η δυνατότητα να παραλειφθεί το B στάδιο. Τέτοιες αιχμές παρατηρούνται σε περιόδους έντονων βροχοπτώσεων, καθώς στο δίκτυο καταλήγουν και τα όμβρια ύδατα. Σε τέτοιες περιπτώσεις τα φορτία που εισέρχονται στην εγκατάσταση είναι αρκετά χαμηλά.

Η ιλύς του σταδίου A επεξεργάζεται αρχικά με πάχυνση και στην συνέχεια οδηγείται μαζί με την ιλύ από το B στάδιο σε αναερόβια χώνευση για παραγωγή βιοαερίου. Στο τελικό στάδιο, γίνεται αφυδάτωση ιλύος με συλλογή των στραγγιδίων.



Σχήμα 4: Διάγραμμα ροής της εγκατάστασης Dokhaven

### 2.7.2 Strass (Αυστρία)

Η εγκατάσταση επεξεργασίας λυμάτων Strass (WWTP) εξυπηρετεί 31 κοινότητες στις κοιλάδες Achantal και Zillertal ανατολικά του Ίνσμπρουκ της Αυστρίας. Παρέχει επεξεργασία λυμάτων για έναν πληθυσμό που κυμαίνεται από περίπου 60.000 το καλοκαίρι έως 250.000 κατά τη χειμερινή τουριστική περίοδο, και έχει απαιτήσεις επεξεργασίας που περιλαμβάνουν την αφαίρεση οργανικών και αζώτου. Η μονάδα είναι ανεξάρτητη από ενέργεια, καθώς παράγει περισσότερη ηλεκτρική ενέργεια από ό, τι απαιτεί για τη λειτουργία της.

Χρησιμοποιώντας ένα σύστημα ενεργού ιλύος δύο σταδίων (Α στάδιο υψηλής οργανικής φόρτισης ακολουθούμενο από νιτροποίηση/απονιτροποίηση), παρέχει αφαίρεση αζώτου και φωσφόρου, βιολογικά και χημικά, αντίστοιχα. Το εργοστάσιο τέθηκε σε λειτουργία το 1999 και οι διαδοχικές προσπάθειες βελτιστοποίησης την τελευταία δεκαετία είχαν ως αποτέλεσμα σημαντική μείωση του κόστους και των πόρων. Τα κυριότερα σημεία αυτών των προσπαθειών περιλαμβάνουν:

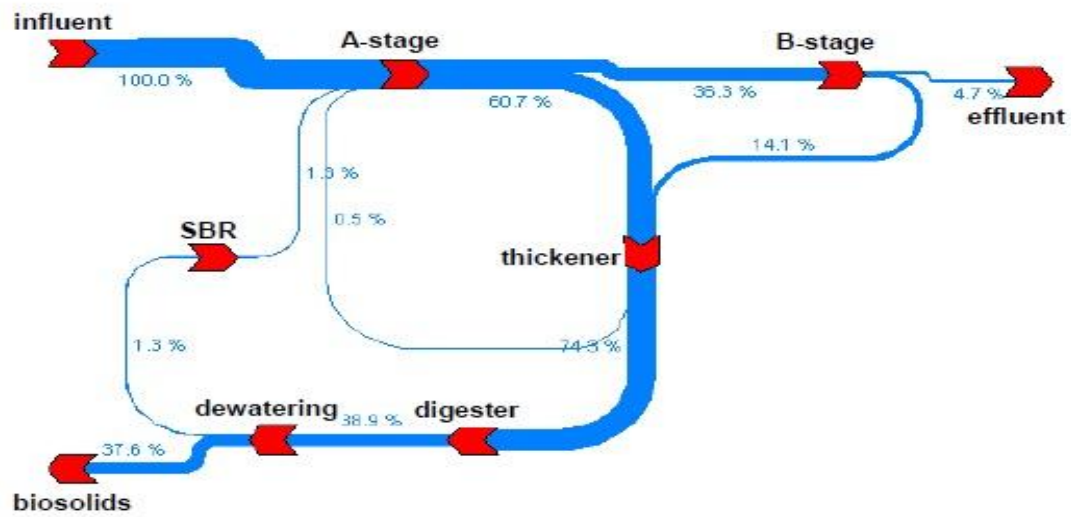
- Μείωση του χημικού κόστους για πάχυνση λάσπης κατά 50%.
- Μείωση κόστους αφυδάτωσης ιλύος κατά 33%.
- Μείωση της κατανάλωσης ενέργειας από περίπου 6.5 ευρώ / kg NH<sub>4</sub>-N που απομακρύνεται το 2003 σε 2.9 ευρώ / kg NH<sub>4</sub>-N που απομακρύνεται το 2007/2008.
- Μείωση της κατανάλωσης ενέργειας από 350 kWh / d σε 196 kWh / d με την εφαρμογή ενός νέου συστήματος απομάκρυνσης αζώτου (DEMON).
- Βελτιωμένη χρήση του παραγόμενου αερίου μετατρέποντας σε μια υπερσύγχρονη μονάδα συμπαραγωγής, ενισχύοντας την ηλεκτρική απόδοση από 33% σε 40% και συνολική απόδοση χρήσης από 2.05 έως 2.30 kWh / m<sup>3</sup> αερίου.

Το υψηλού φορτίου Α στάδιο, με ενδιάμεση καθίζηση και ξεχωριστή γραμμή επεξεργασίας λάσπης απομακρύνει το 55-65% του οργανικού φορτίου. Το στάδιο Α λειτουργεί σε χρόνο παραμονής στερεών 0.5 ημερών (SRT), ενώ ο χρόνος παραμονής στερεών στο στάδιο Β είναι περίπου 10 ημέρες. Η απομάκρυνση του αζώτου στο χαμηλού φορτίου Β στάδιο επιτυγχάνεται με προ-απονιτροποίηση για να επιτευχθεί



ετήσια απόδοση απομάκρυνσης N περίπου 80% με μέγιστη συγκέντρωση αμμωνίας 5 mg / L στην εκροή. Όλες οι δεξαμενές ενεργού ιλύος μπορούν να λειτουργούν αερόβια εάν απαιτείται Η περίσσεια ιλύος επεξεργάζεται με πάχυνση, αναερόβια χώνευση και αφυδάτωση. Τα στραγγίδια από την αφυδάτωση υφίστανται επεξεργασία πριν από την επανεισαγωγή στις κύριες διεργασίες της μονάδας χρησιμοποιώντας την τεχνολογία Sequencing Batch Reactor (SBR) προσαρμοσμένη για απομάκρυνση αμμωνίας χρησιμοποιώντας τη διαδικασία DEMON.

Ο ετήσιος ρυθμός κατανάλωσης ενέργειας το 2005 ήταν 7.860 kWh / ημέρα. Η ζήτηση ηλεκτρικής ενέργειας του σταδίου B αντιπροσωπεύει το 47% της συνολικής κατανάλωσης. Η παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας από γεννήτριες με βιοαέριο ήταν 8.490 kWh / ημέρα το 2005. Με αποτέλεσμα πολλών μεμονωμένων μέτρων, το ποσοστό ενεργειακής αυτάρκειας βελτιώθηκε σταθερά από 49% το 1996 σε 108% το 2005. Από το 1997 έως το 2004, οι διαχειριστές του Strass εφάρμοσαν μια στρατηγική SBR για νιτροποίηση/απονιτροποίηση χρησιμοποιώντας περίσσεια λάσπης από το σύστημα A σταδίου ως πηγή άνθρακα. Μετά το 2004, το εργοστάσιο εφάρμοσε τη διαδικασία DEMON για απομάκρυνση αμμωνίας, η οποία δεν απαιτεί συμπληρωματικό άνθρακα (Wett, 2006). Αυτό πέτυχε δύο ευνοϊκά αποτελέσματα: μειώθηκαν οι ενεργειακές απαιτήσεις για νιτροποίηση της αμμωνίας και η οργανική λάσπη που απαιτούνταν προηγουμένως για απονιτροποίηση ήταν πλέον διαθέσιμη για μετατροπή σε βιοαέριο εντός των χωνευτών. Η υψηλότερη αναλογία λάσπης σταδίου A στην τροφοδοσία προς τους χωνευτήρες αύξησε την περιεκτικότητα σε μεθάνιο από περίπου 59% σε 62% (Wett and Dengg, 2006).



Σχήμα 5: Διάγραμμα ροής με ισοζύγιο COD της εγκατάστασης Strass (Wett et al., 2007)

### **3. Πειραματικό Μέρος – Εργαστηριακές Μέθοδοι**

#### **3.1 Εισαγωγικά στοιχεία**

Μελετώντας την πορεία της εξέλιξης των συστημάτων υψηλής οργανικής φόρτισης ενεργού ιλύος, κρίθηκε απαραίτητη η παρακολούθηση και αξιολόγηση αντίστοιχων συστημάτων μέσω εργαστηριακής προσομοίωσης με στόχο την περαιτέρω εφαρμογή τους και τη βελτιστοποίηση των παραμέτρων λειτουργίας τους (SRT, HRT) για να επιτευχθεί η μέγιστη απόδοση. Σημαντικό ρόλο παίζει και η διερεύνηση μεθόδων, στις οποίες δεν έχει δοθεί ιδιαίτερο βάρος σε μελέτες στο παρελθόν, όπως η προσθήκη κροκιδωτικών για αύξηση της κατακράτησης σωματιδιακού και κολλοειδούς COD στην ιλύ. Επίσης, ο χαρακτηρισμός της παραγόμενης ιλύος ως προς την δυναμικότητα παραγωγής βιοαερίου είναι μια παράμετρος που πρέπει να παρακολουθείται.

#### **3.2 Περιγραφή του πειράματος**

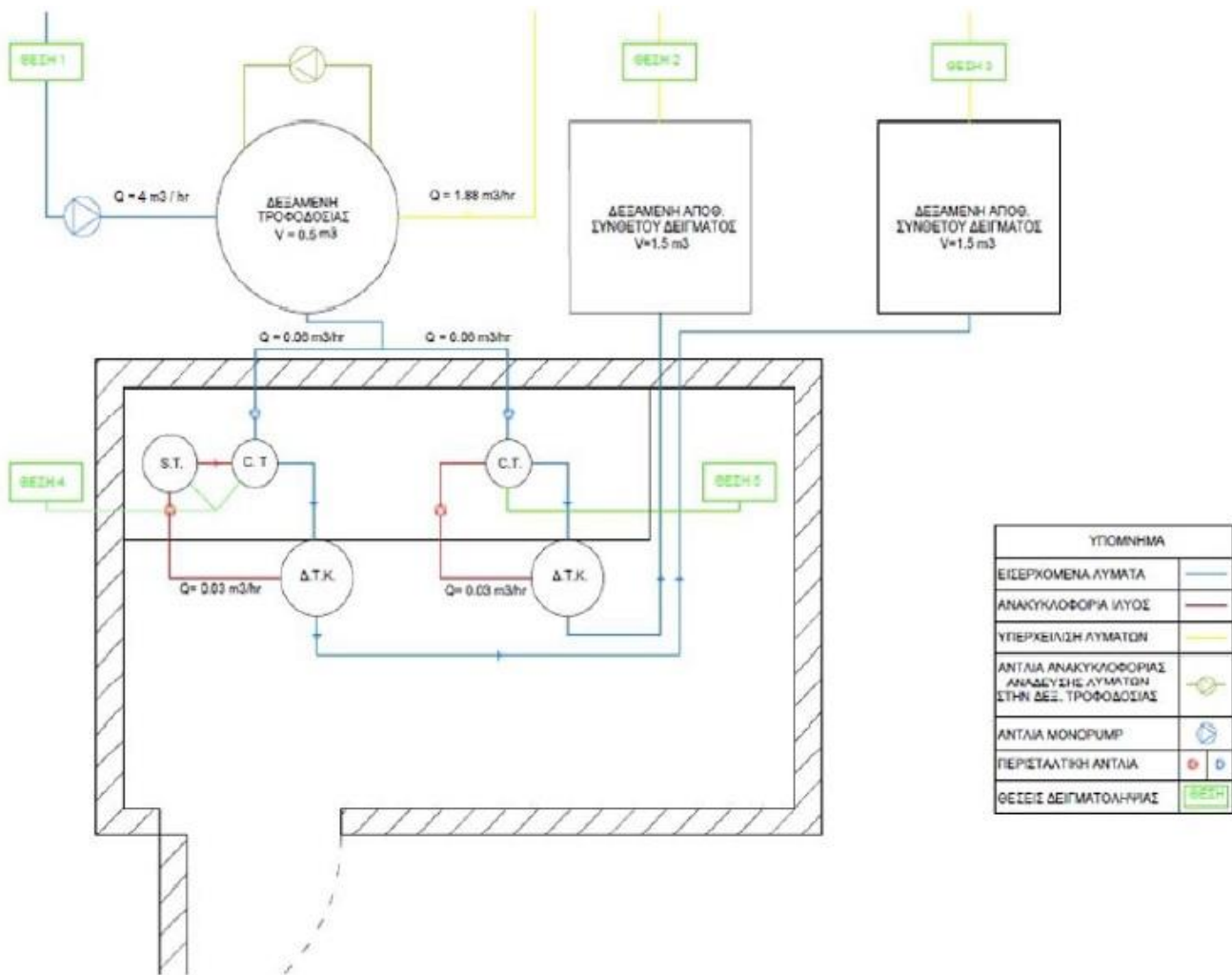
Στην παρούσα διπλωματική έγινε παρακολούθηση δύο συστημάτων υψηλής οργανικής φόρτισης, ενός συμβατικού (HiCAS) και ενός επαφής-σταθεροποίησης (HiCS), που εγκαταστάθηκαν από το Εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας του τμήματος Πολιτικών Μηχανικών του ΕΜΠ στο Κέντρο Επεξεργασίας Λυμάτων Ψυττάλειας.

Καθημερινά γινόταν δειγματοληψία από την δεξαμενή επαφής, για την μέτρηση των ολικών αιρούμενων στερεών και την ρύθμιση του SRT στα επιθυμητά επίπεδα που είχαν οριστεί για κάθε κύκλο λειτουργίας. Η ρύθμιση του διαλυμένου οξυγόνου στις αερόβιες δεξαμενές στις ορισμένες συγκεντρώσεις γινόταν με απευθείας μέτρηση εντός των αντιδραστήρων. Επίσης, δείγμα λαβάνονταν και από την υπερχειλίση της δεξαμενής καθίζησης, δηλαδή την εκροή των συστημάτων για έλεγχο τόσο των ολικών αιωρούμενων στερεών όσο και του ολικού COD. Σε αρκετό αριθμό δειγμάτων από την έξοδο διεξήχθη και μέτρηση των επιμέρους κλασμάτων του COD (σωματιδιακό, κολλοειδές, διαλυτό). Ανά τακτά χρονικά διαστήματα γινόταν έλεγχος του αμμωνιακού αζώτου και των φωσφορικών καθώς και ορισμένες μετρήσεις του BOD. Για τον χαρακτηρισμό της παραγόμενης ιλύος από τα συστήματα, σε κάθε κύκλο

λειτουργίας διεξήχθησαν εξειδικευμένα πειράματα διερεύνησης, στα οποία συμπεριλαμβάνονται πειράματα αερόβιας (Oxygen Uptake Rate – OUR) και αναερόβιας (Biochemical Methane Potential – BMP) σταθεροποίησης. Η λειτουργία των πιλοτικών συστημάτων σε υψηλές οργανικές φορτίσεις οδηγεί σε μείωση του ποσοστού του εισερχόμενου COD που καταναλώνεται μέσω οξείδωσης. Ταυτόχρονα, αυξάνεται και το ποσοστό του εισερχόμενου COD που εκτρέπεται στο ρεύμα της ιλύος. Όμως, λόγω των χαμηλών χρόνων παραμονής στερεών παρατηρείται σχηματισμός μικρών σε μέγεθος κροκίδων και αυτόνομη ανάπτυξη κυττάρων με αποτέλεσμα μέρος της ημερήσιας παραγόμενης βιομάζας να διαφεύγει στην εκροή του συστήματος. Η δυνατότητα δέσμευσης των διαφευγόντων στερεών εξόδου με χρήση χημικού κροκιδωτικού εξατάστηκε στα πλαίσια της παρούσας διπλωματικής. Για τον προσδιορισμό της βέλτιστης δόσης κροκιδωτικού για την μέγιστη καθίζηση των αιωρούμενων στερεών, πραγματοποιήθηκαν πειράματα Batch με τη μέθοδο JAR Tests, και η δόση που προέκυψε εφαρμόστηκε στην συνέχεια και στο πιλοτικό σύστημα συνεχούς ροής.

### **3.3 Παρουσίαση πιλοτικών συστημάτων**

Τα δύο συστήματα, που είναι εγκατεστημένα σε μεμονωμένο container εντός του ΚΕΛΨ, δέχονται προεπεξεργασμένα συμβατικά αστικά λύματα εισόδου της εγκατάστασης. Για την επεξεργασία των λυμάτων, το συμβατικό σύστημα χρησιμοποιεί μια δεξαμενή επαφής των λυμάτων με την βιομάζα (Contact Tank - CT) όγκου 15 L, ακολουθούμενη από μια δεξαμενή καθίζησης περίπου 100 L. Στην δεξαμενή καθίζησης έχει τοποθετηθεί ξέστρο με ταχύτητα περιστροφής 1,8 rpm για την απομάκρυνση της πλεονάζουσας ιλύος από τον πυθμένα της, η οποία καταλήγει σε δοχείο κατάλληλου όγκου για τη συλλογή της ημερήσιας παραγωγής. Η ιλύς της ανακυκλοφορίας αντλείται από την δεξαμενή καθίζησης προς τον βιολογικό αντιδραστήρα με περισταλτική αντλία. Το σύστημα επαφής-σταθεροποίησης έχει την ίδια διάταξη με το σύστημα HiCAS, με τη διαφορά ότι διαθέτει μια επιπλέον δεξαμενή σταθεροποίησης (Stabilization Tank – ST) ωφέλιμου όγκου 24 L, όπου καταλήγει η επανακυκλοφορία της ιλύος μετά την δεξαμενή καθίζησης και πριν την δεξαμενή επαφής. Στην παρακάτω εικόνα φαίνεται το διάγραμμα ροής των πιλοτικών συστημάτων HRAS.



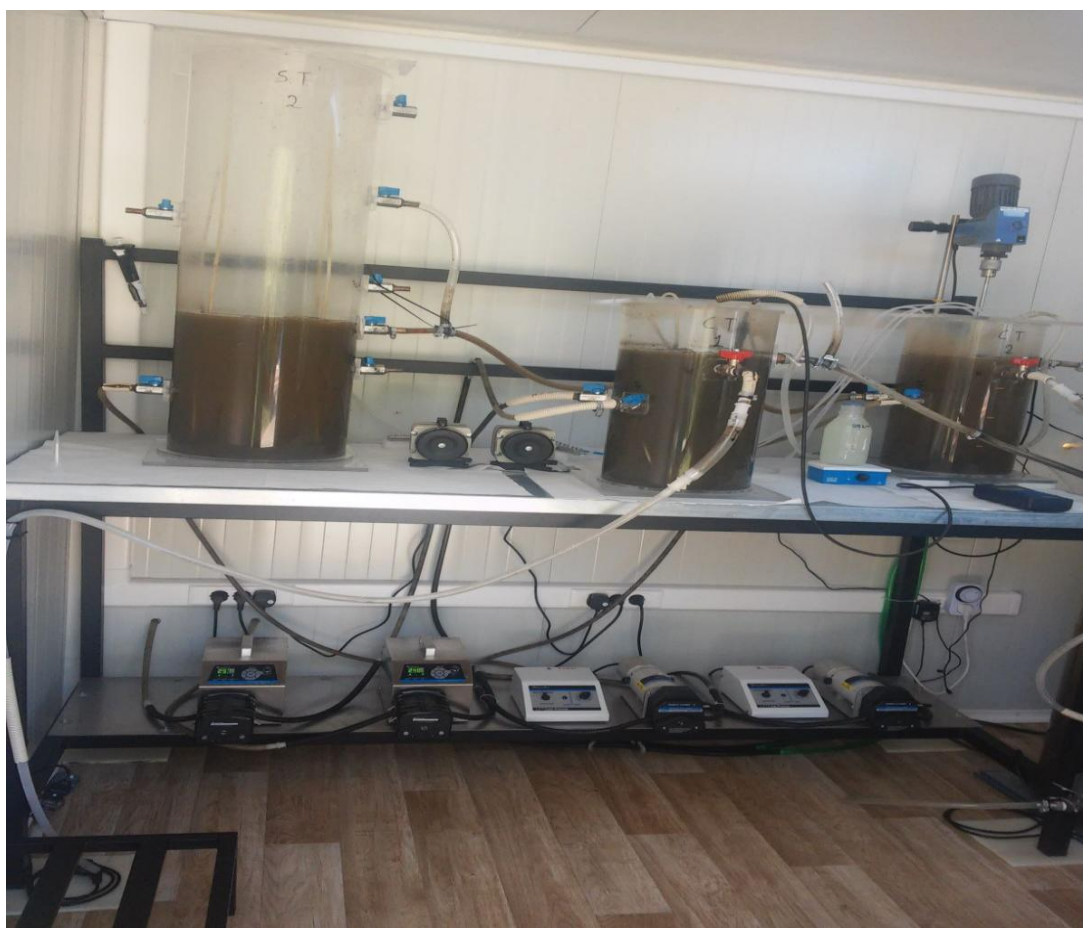
**Σχήμα 6: Διάγραμμα ροής πιλοτικών συστημάτων HRAS (Φραγκισκάτος Γ.)**

Η λειτουργία των πιλοτικών συστημάτων ξεκίνησε το καλοκαίρι του 2018 και μέχρι σήμερα έχουν πραγματοποιηθεί συνολικά 6 περίοδοι λειτουργίας στο σύστημα HiCAS και 5 στο HiCS. Στη συγκεκριμένη εργασία μελετήθηκαν οι κύκλοι 5 και 6 για το HiCAS, και ο πέμπτος κύκλος του HiCS, καθώς επίσης και η λειτουργία του πρώτου με προσθήκη κροκιδωτικού. Το συμβατικό σύστημα στον πέμπτο κύκλο λειτούργησε με SRT 0.5 d, HRT 0.5 h και DO > 2 mg/L, ενώ κατά τον έκτο κύκλο λειτουργίας οι λειτουργικές παράμετροι ήταν SRT 0.22 d, HRT 0.5 h και DO > 2 mg/L. Στο σύστημα επαφής-σταθεροποίησης, στην περίοδο λειτουργίας που μελετήθηκε, διατηρήθηκαν συνθήκες SRT 1 d, HRT 2 h (1h στη δεξαμενή επαφής και 1h στη δεξαμενή σταθεροποίησης), ενώ στην δεξαμενή επαφής επικράτησαν

αναερόβιες συνθήκες. Στον παρακάτω πίνακα φαίνονται συνολικά οι λειτουργικές παράμετροι που εξετάστηκαν στα δύο συστήματα.

*Πίνακας 1: Συνθήκες λειτουργίας των πιλοτικών συστημάτων για τις δύο περιόδους που εξετάστηκαν*

	Λειτουργικές παράμετροι	5 <sup>ος</sup> κύκλος λειτουργίας	6 <sup>ος</sup> κύκλος λειτουργίας
<b>HiCAS</b>	<b>SRT (d)</b>	0.5	0.22
	<b>HRT(h)</b>	0.5	0.5
	<b>DO (mg/L)</b>	>2	>2
<b>HiCS</b>	<b>SRT (d)</b>	1	
	<b>HRT CT/ST (h)</b>	1/1	
	<b>DO ( mg/L)</b>	Anaerobic CT	



*Σχήμα 7: Δεξαμενή σταθεροποίησης HiCS (αριστερά) και Δεξαμενές Επαφής HiCAS και HiCS (δεξιά)*



*Σχήμα 8: Δεξαμενές Τελικής Καθίζησης HiCAS (αριστερά) και HiCS (δεξιά)*

Κατά τη διάρκεια των πειραμάτων έγιναν μετρήσεις COD, ολικών αιωρούμενων στερεών, BOD, διαλυμένου οξυγόνου, αζώτου και φωσφόρου χρησιμοποιήθηκαν οι μέθοδοι του “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater”.

### 3.4 Πρωτόκολλο κλασματοποίησης COD

Η κλασματοποίηση του COD πραγματοποιείται σύμφωνα με τη μέθοδο των Mamais et al. (1993) που περιγράφεται παρακάτω:

- Σε 100 ml του εξεταζόμενου δείγματος, προσθέτεται 1 ml θειούχου ψευδαργύρου ( $ZnSO_4$ ) συγκέντρωσης 100g/L με το δείγμα σε ταχεία ανάδευση
- Ρύθμιση του pH σε 10,5 με καυστικό νάτριο (NaOH) 6M.
- Αφού καθιζάνει το δείγμα για λίγα λεπτά, λαμβάνονται 30-40ml του υπερκείμενου υγρού και διηθούνται με μεμβράνη 0.45 $\mu$ m. Θεωρείται ότι το διήθημα (s) αυτό περιέχει το διαλυτό COD.
- Από το αρχικό δείγμα διηθείται ικανή ποσότητα από φίλτρο 1.2 $\mu$ m και το δεύτερο αυτό διήθημα (sc) περιέχει τόσο το διαλυτό όσο και το κολλοειδές οργανικό κλάσμα
- Παράλληλα μετράται το ολικό COD (t) στο αρχικό δείγμα.
- Με τον τρόπο αυτό γνωρίζοντας τα 3 αυτά κλάσματα, προκύπτει τόσο το σωματιδιακό κλάσμα (p), κάνοντας την αφαίρεση t-sc, όσο και το κολλοειδές (c) με την αφαίρεση sc-s

Το παραπάνω πρωτόκολλο εφαρμόστηκε και για τον χαρακτηρισμό των λυμάτων εισόδου. Για την εκκίνηση των πειραμάτων ήταν αναγκαίος ο προσδιορισμός του ποσοστού που κατέχει κάθε κλάσμα COD στα εισερχόμενα λύματα. Για τον λόγο αυτό, πραγματοποιήθηκαν τα συγκεκριμένα πειράματα, και μάλιστα επαναλήφθηκαν σε διαφορετικές περιόδους ώστε να γίνει βέβαιο ότι δεν υπάρχουν αξιολογές εποχικές διακυμάνσεις στην ποιότητα των λυμάτων εισόδου.

### 3.5 Εξειδικευμένα πειράματα διερεύνησης

#### 3.5.1 Αερόβια σταθεροποίηση ιλύος (OUR)

Το τεστ αποξυγόνωσης (OUR) μπορεί να χρησιμοποιηθεί σε πολλές εφαρμογές και κυρίως στη κλασματοποίηση του οργανικού φορτίου των λυμάτων, στον προσδιορισμό της μέγιστης δραστηριότητας ετεροτροφικών βακτηρίων στην ενεργό



ιλύ, στον βαθμό σταθεροποίησης της βιομάζας καθώς και στον προσδιορισμό πιθανής τοξικότητας βιομηχανικών λυμάτων σε εγκαταστάσεις επεξεργασίας αστικών λυμάτων.

Ο στόχος του πειράματος στην παρούσα εργασία είναι ο προσδιορισμός των κλασμάτων του COD των λυμάτων, που έχει δεσμευθεί στη βιομάζα είτε με τον μηχανισμό της προσρόφησης είτε με ενδοκυτταρική αποθήκευση.

Η διαδικασία που ακολουθείται για την διεξαγωγή των συγκεκριμένων πειραμάτων είναι η εξής:

- Ετοιμάζεται Batch αντιδραστήρας σε ποτήρι ζέσεως 1L, με πλεονάζουσα ιλύ από το πιλοτικό σύστημα, και πριν την έναρξη του πειράματος μετρούνται τα πτητικά αιωρούμενα στερεά (Volatile Suspended Solids-VSS) της ιλύος.
- Ο αντιδραστήρας σε όλη τη διάρκεια του πειράματος παραμένει σε σταθερή θερμοκρασία 20°C.
- Η λάσπη αερίζεται διατηρώντας οξυγόνο >4 mg/L
- Ανά τακτά χρονικά διαστήματα διακόπτεται ο αερισμός και λαμβάνονται τιμές διαλυμένου οξυγόνου για διάστημα 3min ανά 30s. Στις πρώτες ώρες του πειράματος αυτή η διαδικασία επαναλαμβάνεται ανά 5 λεπτά, καθώς ο ρυθμός αποξυγόνωσης είναι πολύ μεγάλος λόγω της κατανάλωσης του εύκολα βιοδιασπάσιμου κλάσματος. Όσο περνούν οι ώρες, και ο ρυθμός αποξυγόνωσης μειώνεται, αυτά τα διαστήματα αραιώνουν σταδιακά και προς το τέλος του πειράματος φτάνουν στην 1h.
- Σε περίπτωση που το πείραμα διαρκέσει αρκετές ώρες (>17-18h) τα VSS μετρούνται ξανά, ώστε να έχουμε πιο αντιπροσωπευτικό προσδιορισμό της ταχύτητας αποξυγόνωσης (που εξ ορισμού εκφράζεται σε mgO<sub>2</sub>/gVSS-h).
- Το πείραμα ολοκληρώνεται όταν μετράται OUR<5 mgO<sub>2</sub>/gVSS-h

### 3.5.2 Αναερόβια σταθεροποίηση ιλύος (BMP)

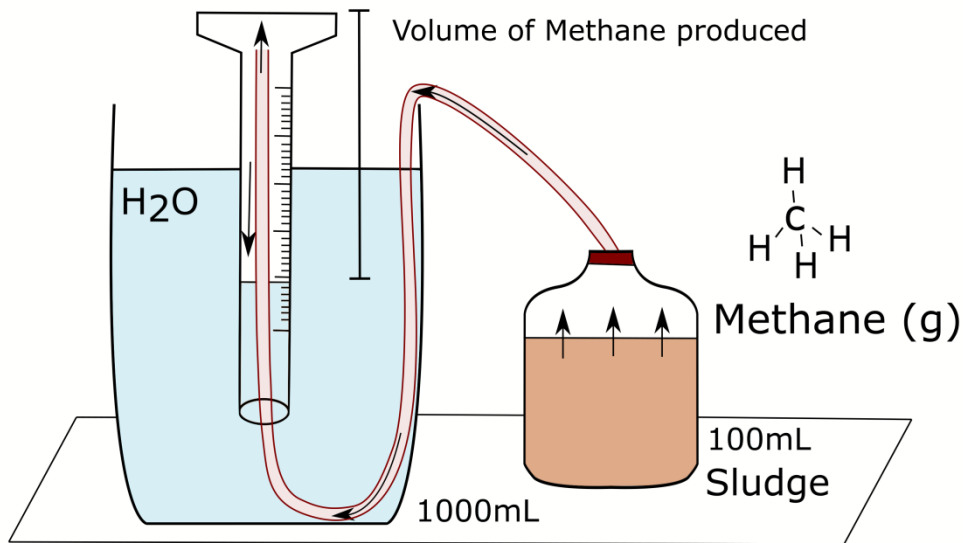
Η αναερόβια χώνευση της ιλύος χρησιμοποιείται ευρέως για την επεξεργασία της ενεργού ιλύος, λόγω των πλεονεκτημάτων που προσφέρει στις προσπάθειες που γίνονται προς την κατεύθυνση της διατήρησης και της ανάκτησης ενέργειας από το οργανικό κλάσμα των λυμάτων.

Τα πειράματα BMP (Biochemical Methane Potential) πραγματοποιούνται με σκοπό τον χαρακτηρισμό της ιλύος ως προς την ικανότητα βιοαποδόμησής της και συνεπώς παραγωγής βιοαερίου κατά τις διεργασίες της αναερόβιας χώνευσης.

Στα συστήματα υψηλής οργανικής φόρτισης είναι απαραίτητος ο χαρακτηρισμός του πλεονάσματος ιλύος ως προς την ικανότητα παραγωγής βιοαερίου, προκειμένου να εξαχθούν χρήσιμα συμπεράσματα.

Η πειραματική διαδικασία που ακολουθείται κατά τη διάρκεια της αναερόβιας σταθεροποίησης ιλύος είναι η εξής:

- Αρχικά μετράται η συγκέντρωση των πτητικών στερεών (Volatile Solids-VS) στα δείγματα τόσο της χωνεμένης όσο και της υπό εξέταση ιλύος.
- Σε φιαλίδια των 100-200ml συμπληρώνονται τα δείγματα σε όγκους τέτοιους ώστε να υπάρχει μια αναλογία 1g VS χωνεμένης ιλύος και 0,5g τροφής και σφραγίζονται αεροστεγώς ώστε να μην παρατηρείται διαρροή αερίου. Σε ένα φιαλίδιο συμπληρώνεται μόνο η ποσότητα που απαιτείται, έτσι ώστε να υπάρχει μόνο 1g VS χωνεμένης ιλύος (Control).
- Σε ποτήρια ζέσεως 1L συμπληρώνεται νερό και στη συνέχεια υδροχλωρικό οξύ, μέχρι το pH να είναι λιγότερο από 2.
- Το διάλυμα υδροχλωρικού οξέος επιλέγεται, έτσι ώστε να μην υπάρχει διαλυτοποίηση του παραγόμενου βιοαερίου στο υγρό, και να παραμένει στην αέρια φάση.
- Μέσα στα ποτήρια τοποθετούνται ανάποδα ογκομετρικοί κύλινδροι των 100ml, οι οποίοι συμπληρώνονται με νερό καθώς δημιουργούνται συγκοινωνούντα δοχεία με τα ποτήρια ζέσεως.
- Τοποθετείται μια βελόνα (τρυπώντας τα καπάκια των φιαλιδίων) μέσω της οποίας εξέρχεται το παραγόμενο βιοαέριο, και με σωληνάκια, αυτό οδηγείται στους ογκομετρικούς κυλίνδρους.
- Καθώς πραγματοποιείται η αναερόβια χώνευση, το νερό των κυλίνδρων αντικαθίσταται από το παραγόμενο βιοαέριο. Έτσι, ελέγχεται ανά 24 ώρες ο όγκος του αερίου που έχει συλλεχθεί.
- Κατά τη διάρκεια του πειράματος, που διαρκεί 30 ημέρες, τα φιαλίδια βρίσκονται υπό ανάδευση σε επωαστήρα, στους 35 °C.



Σχήμα 9: Σχεδιάγραμμα διάταξης πειράματος BMP

### 3.6 Ισοζύγιο μάζας COD

Ο υπολογισμός των ισοζυγίων του COD πραγματοποιείται με τη διαδικασία που παρουσιάζεται παρακάτω, με βάση τις αντίστοιχες μετρήσεις στα δείγματα από κάθε θέση των συστημάτων, καθώς και από τα δεδομένα από τα πειράματα OUR που πραγματοποιήθηκαν.

$$MCOD_{EΙΣ} = MCOD_{EΞ} + MCOD_{ΙΛΥΘΣ} + MCOD_{OΞ}$$

Όπου:

$MCOD_{EΙΣ}$ : Μάζα COD που εισέρχεται στο κάθε πιλοτικό σύστημα (g/d)

$MCOD_{EΞ}$ : Μάζα COD εκροής κάθε πιλοτικού συστήματος (g/d)

$MCOD_{ΙΛΥΘΣ}$ : Μάζα COD πλεονάσματος ιλύος (g/d)

$MCOD_{OΞ}$ : Μάζα COD που καταναλώνεται λόγω της αναπνοής των κυττάρων (g/d)

Η μάζα του COD που εισέρχεται είναι:

$$MCOD_{EΙΣ} = Q_{EΙΣ} \times COD_{EΙΣ}$$

Όπου:

$Q_{EΙΣ}$ : Παροχή λυμάτων στο σύστημα (L/d)

$COD_{EΙΣ}$ : Συγκέντρωση COD στα εισερχόμενα λύματα (mg/L)

Η μάζα του COD που εξέρχεται είναι:

$$MCOD_{EΞ} = Q_{EΞ} \times COD_{EΞ}$$

Όπου:

$Q_{EΞ}$ : Παροχή εξόδου από το σύστημα (L/d)

$COD_{EΞ}$ : Συγκέντρωση COD στην εκροή (mg/L)

Η μάζα του COD του πλεονάσματος ιλύος είναι:

$$MCOD_{ΙΛΥΟΣ} = W \times COD_{ΙΛΥΟΣ}$$

Όπου:

$W$ : Παροχή απομάκρυνσης περίσσειας ιλύος (L/d)

$COD_{ΙΛΥΟΣ}$ : Συγκέντρωση COD πλεονάσματος ιλύος

Το COD που οξειδώνεται είναι:

$$MCOD_{OΞ} = OUR_{ANTΙΔ/PA} \times MLVSS \times V_{ANTΙΔ/PA} \times \frac{24}{1000}$$

Όπου:

$OUR_{ANTΙΔ/PA}$ : Ταχύτητα αποξυγόνωσης σε κάθε αντιδραστήρα (mgO<sub>2</sub>/gVSS-h)

$MLVSS$ : Πτητικά αιωρούμενα στερεά ανάμικτου υγρού (mg/L)

$V_{ANTΙΔ/PA}$ : Όγκος αντιδραστήρα (L)

Είναι γνωστό, ότι κατά την διάρκεια την ημέρας, υπάρχει διακύμανση στις τιμές του COD στα λύματα που εισέρχονται στην εγκατάσταση, επομένως μεταβάλλεται και ο ρυθμός αποξυγόνωσης, ανάλογα με τη χρονική περίοδο. Παρ' όλα αυτά η παρακολούθηση του συστήματος σε 24ωρη βάση δεν είναι δυνατόν να πραγματοποιηθεί στα πλαίσια των πειραμάτων.

Για να υπάρχει μια αντιπροσωπευτική εικόνα του συνολικού ισοζυγίου του COD, εξήχθη ένας μέσος όρος της ημερήσιας ταχύτητας αποξυγόνωσης με βάση τις ημερήσιες παροχές αιχμής της εγκατάστασης. Για τα υπόλοιπα ρεύματα που υπολογίζονται στο ισοζύγιο, πραγματοποιήθηκαν πειράματα με ένα σύνθετο δείγμα που αποτελούνταν από δειγματοληψίες ανά 1 ώρα, έτσι ώστε να προσδιοριστούν όσο το δυνατόν πιο αντιπροσωπευτικά οι αντίστοιχες ταχύτητες αποξυγόνωσης.

### 3.7 JAR TESTS

Τα JAR TESTS, είναι πειράματα Batch, που πραγματοποιούνται για τον προσδιορισμό της βέλτιστης δόσης κροκιδωτικού, ώστε να έχουμε την μέγιστη κατακράτηση στερεών στην ιλύ, άρα και «παγίδευση» σωματιδιακού COD και απομάκρυνση του από ένα σύστημα μέσω της ιλύος. Διεξάγοντας τα πειράματα αυτά στην συγκεκριμένη μελέτη, έγινε προσπάθεια προσομοίωσης στη συσκευή JAR, των συνθηκών που επικρατούν κατά την χρήση του κροκιδωτικού στα πιλοτικά συστήματα. Σημειώνεται ότι η συσκευή JAR του EYT διαθέτει έξι θέσεις ανάδευσης σε ίδιο αριθμό στροφών ταυτόχρονα με αναδευτήρες δύο λεπίδων. Έχοντας ως δεδομένα τα παραπάνω, σε ποτήρια ζέσεως 1L, τοποθετούνται 800ml του εξεταζόμενου δείγματος και η επιθυμητή δόση του κροκιδωτικού που διερευνάται. Για τις ανάγκες της παρούσας εργασίας, και με βάση τις συνθήκες που επικρατούν στα πιλοτικά συστήματα, ακολουθήθηκε η εξής διαδικασία:

- Καθίζηση δείγματος για 30min και μέτρηση των TSS του υπερκείμενου υγρού
- Μέτρηση αρχικού pH (χωρίς κροκιδωτικό)

- Προσθήκη των επιθυμητών δόσεων σε κάθε ποτήρι και ταχεία μίξη (150rpm) για 5min
- Μέτρηση τελικού pH (με κροκιδωτικό)
- Ανάδευση των δειγμάτων για 30min στις 70 rpm
- Καθίζηση δείγματος για 30min και μέτρηση των TSS του υπερκείμενου υγρού

## 4. Παρουσίαση – Σχολιασμός αποτελεσμάτων

### 4.1 Εισαγωγή

Η παρούσα εργασία αποτελεί την τελευταία μίας σειράς εργασιών στις οποίες μελετήθηκε η απόδοση δύο συστημάτων ενεργού ιλύος υψηλής φόρτισης. Συνολικά μελετήθηκαν 6 κύκλοι στο σύστημα HiCAS και 5 κύκλοι στο σύστημα HiCS. Στο πλαίσιο της παρούσας εργασίας μελετήθηκαν οι κύκλοι HiCAS E, HiCAS F και HiCS E. Στο παρόν κεφάλαιο παρουσιάζονται αρχικά τα αποτελέσματα των κύκλων της παρούσας εργασίας, τα οποία στη συνέχεια για λόγους πληρότητας συγκρίνονται με τα αποτελέσματα των προηγούμενων εργασιών (Καρατσώκης, 2019).

Για την παρακολούθηση των συστημάτων κατά τη διάρκεια της παρούσας εργασίας ήταν απαραίτητη η πραγματοποίηση των πειραμάτων που παρουσιάστηκαν παραπάνω. Σημαντικές παράμετροι κατά την παρακολούθηση είναι τα χαρακτηριστικά των επεξεργασμένων λυμάτων, δηλαδή της εκροής, ώστε να προκύψουν οι βαθμοί απόδοσης των συστημάτων, τόσο ως προς το ολικό (tCOD), όσο και ως προς το διαλυτό (sCOD) οργανικό κλάσμα. Έχοντας αυτά τα αποτελέσματα προκύπτουν οι βαθμοί απόδοσης των συστημάτων στην απομάκρυνση αυτών των παραμέτρων.

Όσον αφορά το COD, είναι απαραίτητη η παρατήρηση του κάθε κλάσματος και πως αυτά επηρεάζονται από τις αλλαγές στις λειτουργικές παραμέτρους (HRT, SRT, DO κλπ). Επίσης, σημαντικό ρόλο παίζει ο υπολογισμός του ισοζυγίου του COD, ώστε να εξαχθούν συμπεράσματα τόσο για το ποσοστό του οργανικού κλάσματος που κατακρατήθηκε, και απομακρύνθηκε τελικά με την απομακρυνόμενη ιλύ, όσο και γι' αυτό που οξειδώθηκε ή διέφυγε στην εκροή του εκάστοτε συστήματος.

Τέλος, η μελέτη των ποιοτικών χαρακτηριστικών της ιλύος που παράγεται από τα συστήματα, παρουσιάζει μεγάλο ενδιαφέρον, καθώς η παραγωγή ενέργειας μέσω του βιοαερίου που παράγεται από την ιλύ, είναι ένας από τους βασικούς άξονες της παρούσας εργασίας.

Όλα τα αποτελέσματα που εξήχθησαν κατά τη διάρκεια των πειραμάτων παρουσιάζονται εκτενώς στο κεφάλαιο αυτό.

## 4.2 Αποτελέσματα χαρακτηρισμού λυμάτων εισόδου

Ο χαρακτηρισμός των λυμάτων εισόδου, πραγματοποιήθηκε στην αρχή των πειραμάτων με την μέθοδο κλασματοποίησης του COD, όπως έχει περιγραφεί σε προηγούμενο κεφάλαιο. Τα αποτελέσματα αυτών των πειραμάτων φαίνονται παρακάτω, στον πίνακα 2.

*Πίνακας 2: Ποσοστά % κλασματοποίησης οργανικού φορτίου προ επεξεργασμένων λυμάτων*

Σωματιδιακό (pCOD)	Κολλοειδές (cCOD)	Διαλυτό (sCOD)	Κατανομή διαλυτού COD		
			Αδρανές διαλυτό	VFAs	Σύνθετες διαλυτές ενώσεις
68%	9%	23%	5%	11%	7%

## 4.3 Συμβατικό σύστημα υψηλής φόρτισης (HiCAS)

### 4.3.1 Χαρακτηριστικά εκροής

Στην παρούσα εργασία, έγινε η παρακολούθηση του πιλοτικού συστήματος HiCAS για τις δύο τελευταίες περιόδους λειτουργίας, με τα χαρακτηριστικά που ήδη έχουν αναφερθεί. Ο πέμπτος κύκλος λειτουργίας (HiCAS E) διήρκησε από την 24/6/19 έως 25/9/2019, ενώ ο έκτος (HiCAS F) από 1/10/19 έως και 10/1/20. Αναλυτικά οι παράμετροι λειτουργίας του συστήματος για τις δύο περιόδους που μελετήθηκαν φαίνονται στον πίνακα 3. Σημειώνεται ότι το διαλυμένο οξυγόνο στη δεξαμενή επαφής ήταν  $>2$  mg/L, η επανακυκλοφορία ιλύος διατηρήθηκε στο 100% της παροχής και η θερμοκρασία τους 18-23 °C και στους δύο αυτούς κύκλους.



**Πίνακας 3: Λειτουργικές παράμετροι του συστήματος HiCAS για τις δύο περιόδους που μελετήθηκαν**

Πιλοτικό σύστημα	Q (L/d)	MLSS (g/L)	MLVSS (g/L)	MLVSS/MLSS (%)
HiCAS E	720	4.03 ± 0.97	3.16 ± 0.72	76
HiCAS F	720	2.7 ± 0.6	2.1 ± 0.4	80
	HRT (h)	SRT (d)	SAS (L/d)	OLR (kgCOD/kgVSS-d)
HiCAS E	0.5	0.5	21.1 ± 4.5	9.18
HiCAS F	0.5	0.23 ± 0.2	48	14.4

Στη συνέχεια, παρουσιάζονται όλα τα αποτελέσματα που εξήχθησαν από τις μετρήσεις, όσον αφορά τις τιμές των ολικών αιωρούμενων στερεών και του COD τόσο στην είσοδο, όσο και στην εκροή του συμβατικού συστήματος υψηλής φόρτισης κατά την διάρκεια των δύο κύκλων λειτουργίας. Επίσης, αποτυπώνονται με διαγράμματα οι βαθμοί απόδοσης του συστήματος ως προς την απομάκρυνση του COD καθώς και η κατανομή των διαφόρων κλασμάτων του COD.

Πιο συγκεκριμένα, αρχικά στον πίνακα 4 παρουσιάζονται οι τιμές όλων των κλασμάτων του COD στην είσοδο και την έξοδο του συστήματος και οι τιμές TSS στην εκροή. Στη συνέχεια, στο σχήμα 10 φαίνονται οι βαθμοί απόδοσης για ολικό και διαλυτό COD κατά τη διάρκεια των δύο κύκλων λειτουργίας του HiCAS. Τέλος, τα σχήματα 11 και 12 απεικονίζουν τις συγκεντρώσεις του ολικού COD και των TSS στην εκροή, και τις συγκεντρώσεις των επιμέρους κλασμάτων του οργανικού άνθρακα στην έξοδο, αντίστοιχα.

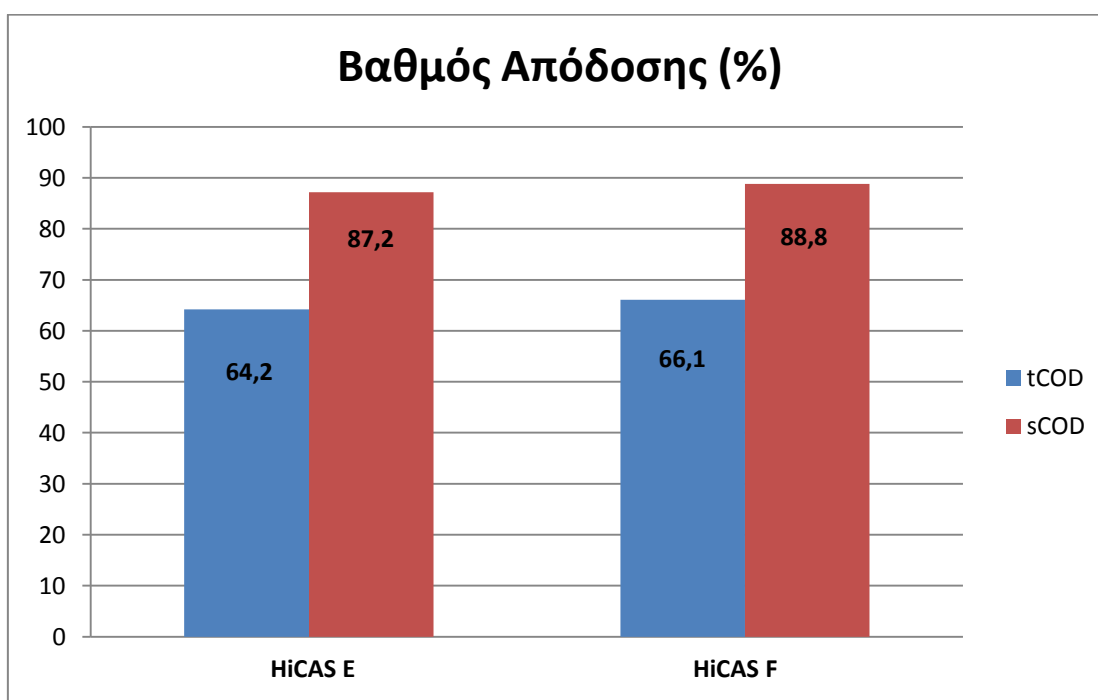
Όσον αφορά τους βαθμούς απόδοσης, μεταξύ των δύο κύκλων λειτουργίας δεν φαίνονται αξιόλογες διαφορές ως προς την απομάκρυνση του ολικού και του διαλυτού COD, καθώς παρατηρείται η ίδια συμπεριφορά στο σύστημα. Τα μειωμένα ποσοστά απομάκρυνσης στο ολικό, οφείλονται στο γεγονός διαφυγής κάποιων στερεών στην έξοδο, δεδομένου ότι, ο βαθμός απόδοσης στην απομάκρυνση διαλυτού είναι αρκετά υψηλός (87-88%). Αυτό, αποδεικνύεται και από την εικόνα που λαμβάνεται στο σχήμα

12, όπου φαίνεται ότι το μεγαλύτερο μέρος του COD στην έξοδο είναι σωματιδιακό. Οπώς αναφέρθηκε προηγουμένως, η συμπεριφορά του συστήματος στις διαφορετικές λειτουργικές παραμέτρους, ως προς το βαθμό απόδοσης στην απομάκρυνση COD, είναι παρόμοια. Ωστόσο, το σχήμα 11, καταδεικνύει ότι οι συγκεντρώσεις του COD και των TSS στην έξοδο του HiCAS E είναι πιο χαμηλές σε σχέση με το HiCAS F, παρόλο που και στους δύο κύκλους διατηρούνται σε αρκετά υψηλές τιμές. Αυτό μπορεί να εξηγηθεί, καθώς το σύστημα HiCAS στην περίοδο των δύο κύκλων λειτούργησε κάτω από συνθήκες πολύ υψηλής οργανικής φόρτισης (9-15 kgCOD/kgVSS-d).

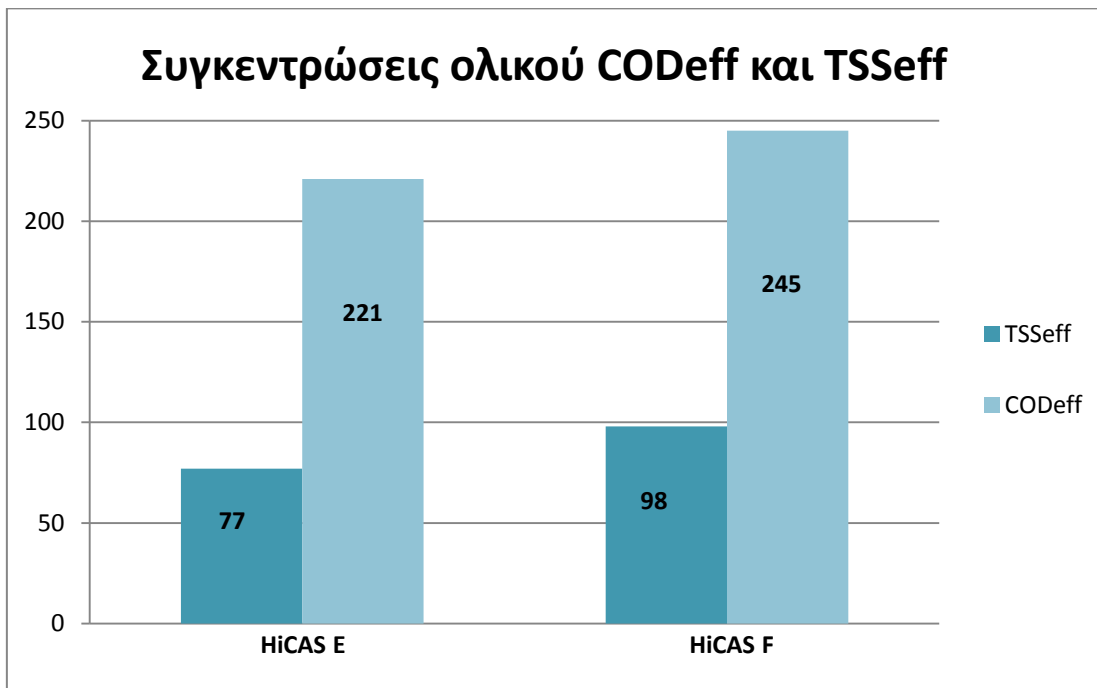
Αξίζει να αναφερθεί ότι, έπειτα από μετρήσεις, οι μέσες τιμές BOD<sub>5</sub> στην εκροή ήταν 102 mg/L στον κύκλο 5 και 140 mg/L στον κύκλο 6. Αυτό σημαίνει ότι ο λόγος COD/BOD<sub>5</sub> είναι 2.2 και 1.75, αντίστοιχα. Ο λόγος που οι τιμές αυτές είναι χαμηλότερες σε σχέση με αυτές των δευτεροβάθμια επεξεργασμένων λυμάτων των συμβατικών συστημάτων (~5), είναι οι τιμές οργανικής φόρτισης των συστημάτων HiCAS, που βρίσκονται πολύ πάνω από τα 2 kg COD/kgVSS-d. Τελικά, ο λόγος COD/BOD<sub>5</sub> που υπολογίζεται προσεγγίζει περισσότερο πρωτοβάθμια επεξεργασμένα λύματα, παρά δευτεροβάθμια.

*Πίνακας 4: Ποιοτικά χαρακτηριστικά εισόδου και εξόδου συστήματος HiCAS*

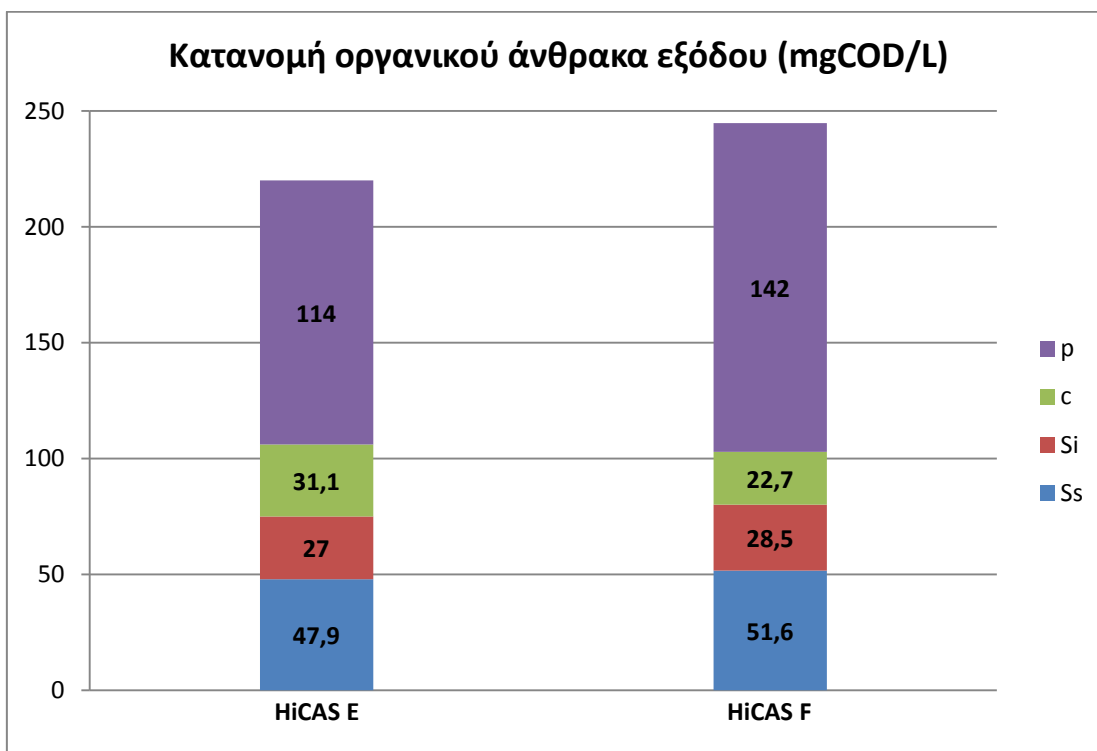
Πιλοτικό σύστημα	tCOD <sub>ΕΙΣ</sub> (mg/L)	pCOD <sub>ΕΙΣ</sub> (mg/L)	cCOD <sub>ΕΙΣ</sub> (mg/L)	sCOD <sub>ΕΙΣ</sub> (mg/L)	TSS <sub>ΕΙΣ</sub> (mg/L)
HiCAS E	600 ± 55	408	54	138	-
HiCAS F	675 ± 72	459	60.75	155.25	-
	tCOD <sub>ΕΞ</sub> (mg/L)	pCOD <sub>ΕΞ</sub> (mg/L)	cCOD <sub>ΕΞ</sub> (mg/L)	sCOD <sub>ΕΞ</sub> (mg/L)	TSS <sub>ΕΞ</sub> (mg/L)
HiCAS E	221 ± 41	114 ± 19	33 ± 7	75 ± 10	77 ± 12
HiCAS F	245 ± 60	142 ± 33	23 ± 13	80 ± 22	98 ± 24



*Σχήμα 10: Βαθμός απόδοσης ολικού και διαλυτού COD συστήματος HiCAS*



*Σχήμα 11: Ολικό COD<sub>eff</sub> και στερεά εξόδον TSS<sub>eff</sub> (mg/L)*



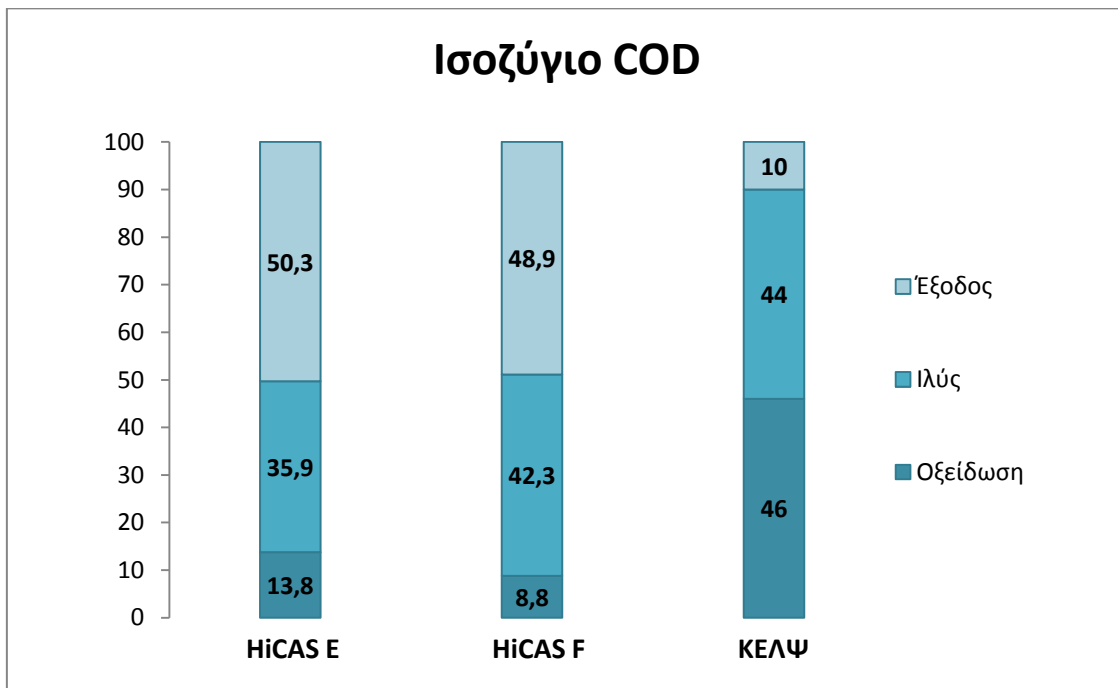
*Σχήμα 12: Συγκεντρώσεις επιμέρους κλασμάτων COD εξόδου*

### 4.3.2 Ισοζύγιο COD

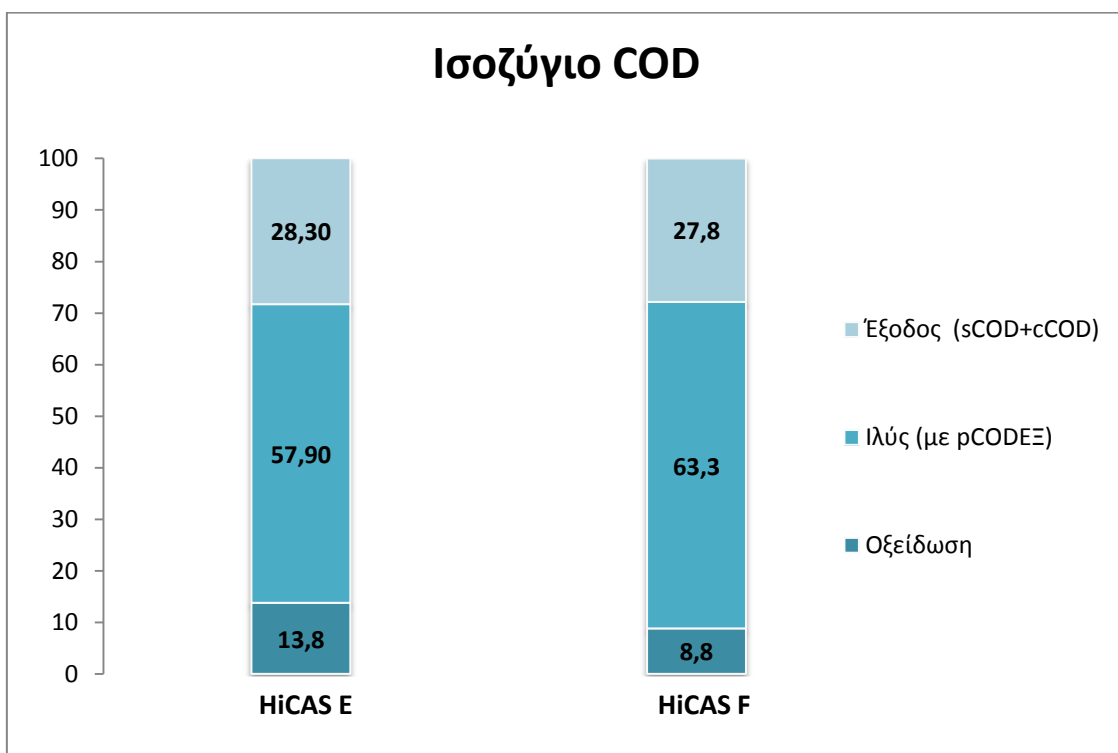
Στο προηγούμενο κεφάλαιο αναφέρθηκε εκτενώς η μεθοδολογία με την οποία πραγματοποιήθηκε ο υπολογισμός του COD, οι αντικειμενικές δυσκολίες που αντιμετωπίστηκαν και ο τρόπος που αυτές ξεπεράστηκαν. Τα αποτελέσματα από αυτή τη διαδικασία, παρουσιάζονται παρακάτω, στα σχήματα 13 και 14.

Αρχικά, στο σχήμα 13, φαίνονται τα ποσοστά των επιμέρους κλασμάτων COD για τους δύο κύκλους του συμβατικού συστήματος υψηλής φόρτισης, αλλά και για το συμβατικό σύστημα ενεργού ιλύος του Κέντρου Επεξεργασίας Λυμάτων Ψυττάλειας. Στο σχήμα 14, απεικονίζεται το ισοζύγιο COD για τα HiCAS E και HiCAS F, σε ένα υποθετικό σενάριο, όπου με κάποιο τρόπο, δίνεται η δυνατότητα να συγκρατηθεί στην ιλύ όλο το σωματιδιακό που χάνεται στην εκροή. Η διαφυγή οφείλεται σε φαινόμενα χαμηλής συνοχής των κροκίδων και αυτόνομης ανάπτυξης κυττάρων λόγω των υψηλών οργανικών φορτίσεων που λειτουργεί το σύστημα. Τα φαινόμενα είναι εντονότερα όσο αυξάνεται η οργανική φόρτιση.

Όπως είναι αναμενόμενο, το σύστημα HiCAS, οξειδώνει πολύ λιγότερο μέρος του εισερχόμενου COD από ένα συμβατικό σύστημα επεξεργασίας, όπως το ΚΕΛΨ. Με την αύξηση της οργανικής φόρτισης, το ποσοστό οξείδωσης του εισερχόμενου COD μειώνεται. Έχει αναφερθεί ήδη, ότι ένα αξιόλογο ποσοστό του ολικού COD εξόδου, ανήκει στην κατηγορία του σωματιδιακού, γεγονός που επιφέρει μείωση του ποσοστού του οργανικού κλάσματος που εκτρέπεται στην ιλύ. Στο σχήμα 14, φαίνεται μια καλύτερη εικόνα, καθώς στην υπόθεση που μελετάται, το σωματιδιακό κλάσμα συγκρατείται στο ρεύμα ιλύος και δε διαφεύγει στην έξοδο.



Σχήμα 13: Ποσοστά % επιμέρους κλασμάτων COD (HiCAS)



Σχήμα 14: Μέγιστο ποσοστό % κατακράτησης COD<sub>ΕΙΣ</sub> στην ιλύ (HiCAS)

### 4.3.3 Ποσότητα παραγόμενης ιλύος (Y<sub>obs</sub>)

Η εκτίμηση της παραγόμενης ποσότητας ιλύος γίνεται με χρήση του συντελεστή απόδοσης βιομάζας (Y<sub>obs</sub>). Συνήθως το Y, εκφράζεται με βάση τον λόγο της μάζας των οργανικών αιωρούμενων στερεών (MLVSS) που παράγονται καθημερινά στο σύστημα προς την μάζα του COD που καταναλώνεται. Ωστόσο, στην παρούσα εργασία, λόγω της διαφυγής στερεών στην έξοδο, που αποτελούν μέρος της ημερήσιας παραγόμενης βιομάζας, αλλά και λόγω της δυσκολίας στον υπολογισμό του COD που καταναλώνεται, κρίνεται σκόπιμο ο υπολογισμός του συντελεστή απόδοσης βιομάζας ως ο λόγος της παραγόμενης ιλύος (σε όρους VS) προς τη μάζα του εισερχόμενου οργανικού φορτίου (σε όρους COD):

$$Y_{obs} = \frac{\text{Kg VSS που παράγονται}}{\text{Kg COD}_{EΙΣ}}$$

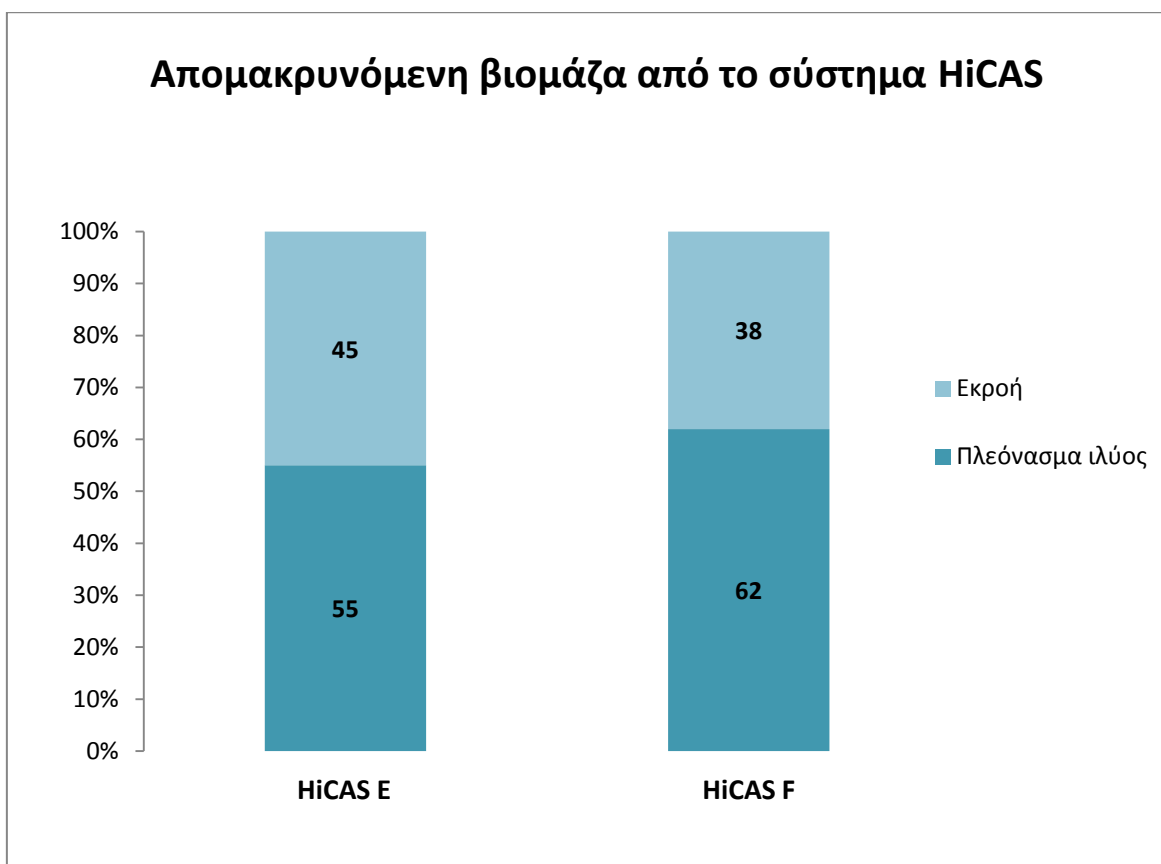
Η τιμή του Y<sub>obs</sub> σε συστήματα ενεργού ιλύος εξαρτάται άμεσα από τον χρόνο παραμονής στερεών, καθώς και από την οργανική φόρτιση. Με δεδομένο ότι στα εξεταζόμενα συστήματα εφαρμόζονται υψηλές τιμές οργανικής φόρτισης, αναμένεται μεγαλύτερη τιμή Y από ένα συμβατικό σύστημα.

Στον πίνακα 5, παρουσιάζονται τα αποτελέσματα των υπολογισμών του Y για τους κύκλους λειτουργίας 5 και 6, εκφρασμένου σε όρους παραγωγής στερεών VSS ανά kg εισερχόμενου COD στο σύστημα, με και χωρίς κατακράτηση στερεών στην δεξαμενή καθίζησης.

**Πίνακας 5: Y<sub>obs</sub> για τους δύο κύκλους λειτουργίας του HiCAS με και χωρίς κατακράτηση στερεών**

	Y <sub>obs</sub> (kgVSS/kgCOD <sub>EΙΣ</sub> )	
	HiCAS E	HiCAS F
<b>χωρίς κατακράτηση στερεών</b>	0.17	0.22
<b>με κατακράτηση στερεών</b>	0.29	0.36

Στο σχήμα 15, παρουσιάζεται ο επιμερισμός της απομακρυνόμενης βιομάζας από το σύστημα μέσω του πλεονάσματος ιλύος και μέσω της εκροής. Παρατηρείται ότι λόγω της υψηλής οργανικής φόρτισης που έχει εφαρμοστεί στις υπό εξέταση λειτουργικές παραμέτρους, το ποσοστό της βιομάζας που διαφεύγει με την εκροή είναι αρκετά υψηλό και στις δύο περιπτώσεις. Το γεγονός αυτό υποδηλώνει ότι αν εφαρμοστούν τεχνικές υποβοήθησης της τελικής καθίζησης, το όφελος αναμένεται να είναι μεγάλο.



*Σχήμα 15: Επιμερισμός συνολικής απομακρυνόμενης βιομάζας συστήματος HiCAS*



#### 4.3.4 Ποιοτικά χαρακτηριστικά περίσσειας ιλύος συστήματος HiCAS

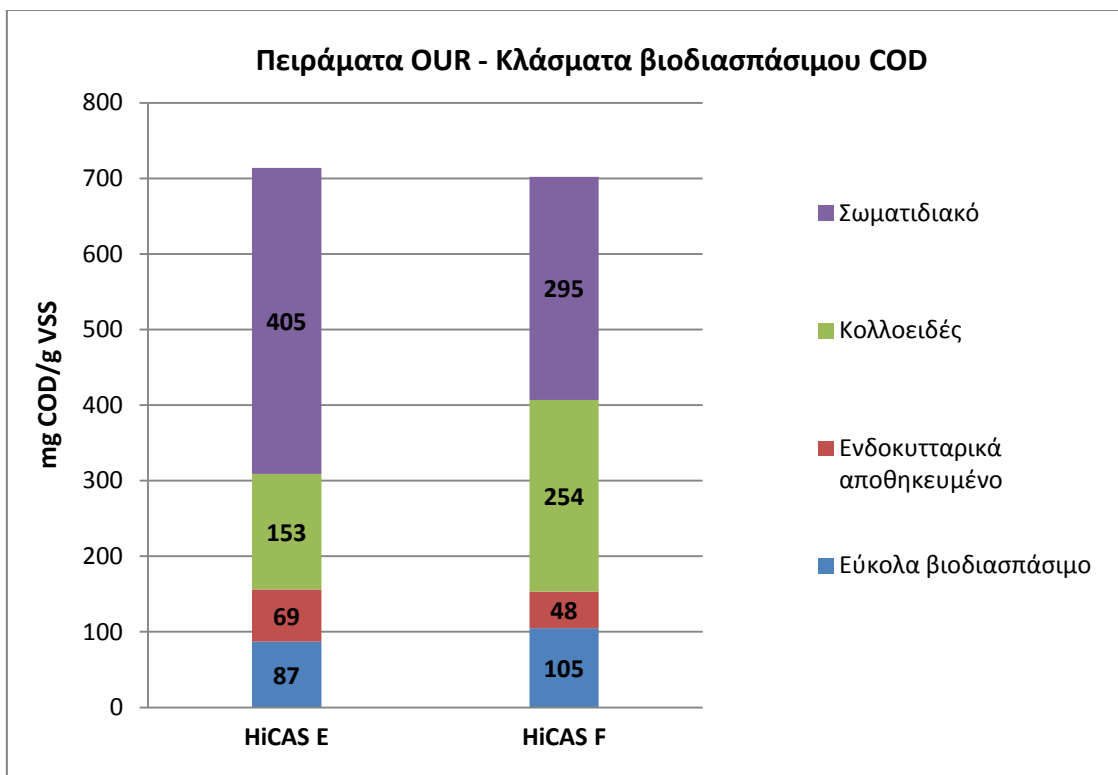
Κατά τη μελέτη συστημάτων υψηλής φόρτισης, είναι σημαντική η διερεύνηση της ποιότητας της λάσπης που παράγεται από το εκάστοτε σύστημα σε ημερήσια βάση. Οι χαμηλοί χρόνοι παραμονής στερεών που επιλέγονται ευνοούν την προσρόφηση και την ενδοκυτταρική αποθήκευση του εισερχόμενου οργανικού φορτίου των λυμάτων στη βιομάζα. Στόχος των συγκεκριμένων συστημάτων είναι η παραγωγή πλούσιας σε οργανικό υλικό λάσπης, έτσι ώστε κατά την μετέπειτα επεξεργασία της ιλύος να επιτευχθεί η μέγιστη παραγωγή ενέργειας μέσω του βιοαερίου. Αυτός είναι και ο λόγος που γίνεται προσπάθεια για τη βέλτιστη κατακράτηση του εισερχόμενου COD στο πλεόνασμα ιλύος.

Όπως αναφέρθηκε και σε προηγούμενο κεφάλαιο, για τον προσδιορισμό της ποιότητας της παραγόμενης ιλύος, πραγματοποιούνται εξειδικευμένα πειράματα διερεύνησης που είναι α) αερόβια πειράματα σταθεροποίησης και προσδιορισμού του ρυθμού αποξυγόνωσης (OUR) της βιομάζας μέχρι την επίτευξη συνθηκών ενδογενούς αναπνοής και β) αναερόβια πειράματα σταθεροποίησης και υπολογισμού του δυναμικού παραγωγής βιοαερίου (BMP). Οι διαδικασίες που ακολουθούνται για την διεξαγωγή των πειραμάτων αυτών έχουν περιγραφεί στο κεφάλαιο 3.

##### Αερόβια πειράματα σταθεροποίησης (OUR)

Στους δύο κύκλους λειτουργίας που μελετήθηκαν, λόγω της υψηλής οργανικής φόρτισης, η οξείδωση του οργανικού φορτίου μειώθηκε και η ιλύς που παρήχθη ήταν πιο πλούσια σε οργανικό υλικό. Συγκεκριμένα, υπολογίστηκαν 710 mg COD / g VSS<sub>πλ.ιλύος</sub> και 700 mgCOD/ gVSS<sub>πλ.ιλύος</sub> για τους κύκλους 5 και 6, αντίστοιχα. Επίσης, στις δύο αυτές περιόδους λειτουργίας, παρατηρείται ότι η αύξηση της οργανικής φόρτισης δεν οδηγεί σε περαιτέρω αύξηση της προσρόφησης οργανικού υλικού στην βιομάζα και επομένως θεωρείται ότι η προσροφητική ικανότητα της βιομάζας σταθεροποιείται στη μέγιστη τιμή της.

Στο σχήμα 16, που ακολουθεί, φαίνονται τα κλάσματα του βιοδιασπάσιμου COD για τους δύο κύκλους λειτουργίας του συστήματος HiCAS, όπως αυτά προέκυψαν από τα πειράματα OUR, σύμφωνα με τον ρυθμό αποξυγόνωσης που μετρήθηκε. Αυτό που παρατηρείται, είναι ότι το μεγαλύτερο μέρος του COD που καταναλώνεται ανήκει στο σωματιδιακό κλάσμα, ενώ και στους δύο κύκλους λειτουργίας τα ποσοστά που καταλαμβάνει τόσο το ευκολοδιασπάσιμο, όσο και το ενδοκυτταρικά αποθηκευμένο είναι σχεδόν σταθερά. Γενικά, οι ρυθμοί αποξυγόνωσης, έδωσαν παρόμοια ποιότητα λάσπης στους δύο υπό μελέτη κύκλους.



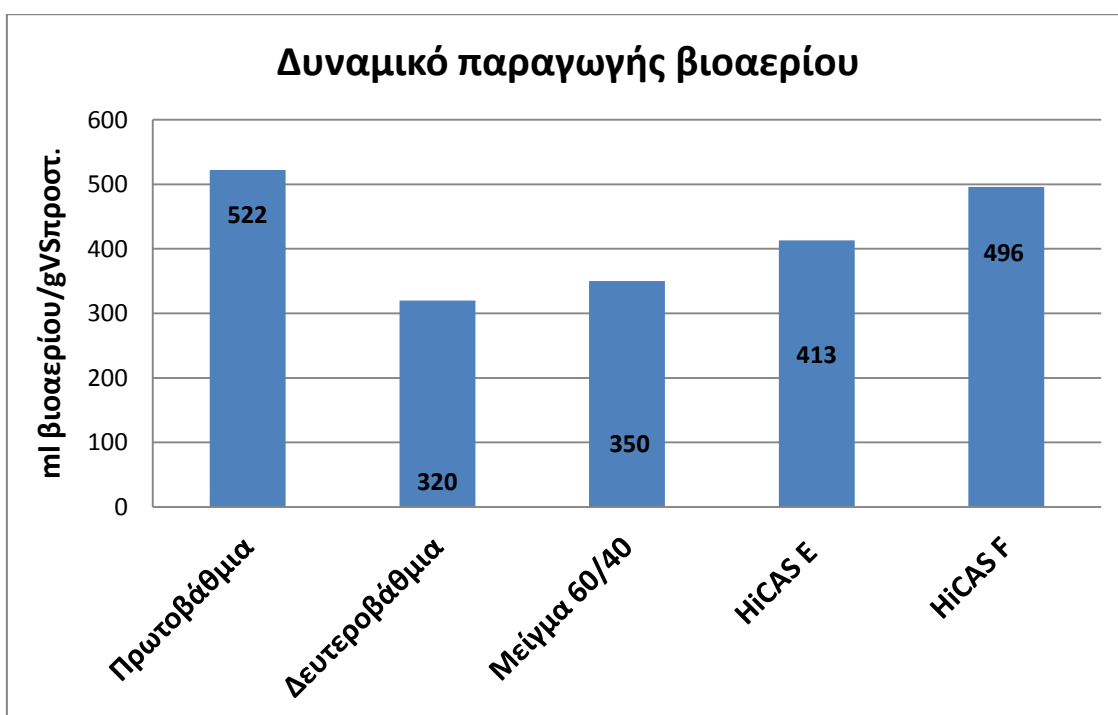
*Σχήμα 16: Κατανομή επιμέρους κλασμάτων βιοδιασπάσιμου COD πλεονάζουσας ιλύος (HiCAS)*

### Αναερόβια πειράματα σταθεροποίησης (BMP)

Για την περαιτέρω κατανόηση, όσον αφορά την ποιότητα της περίσσειας ιλύος από το συμβατικό σύστημα υψηλής φόρτισης, κρίθηκε απαραίτητη η διεξαγωγή

πειραμάτων αναερόβιας σταθεροποίησης, ώστε να προσδιοριστεί η δυναμικότητα της ιλύος από κάθε κύκλο λειτουργίας ξεχωριστά στην παραγωγή βιοαερίου.

Στο σχήμα 17 παρουσιάζονται τα αποτελέσματα των πειραμάτων τόσο για τους δύο κύκλους του HiCAS που εξετάστηκαν στην παρούσα μελέτη, όσο και για τα αντίστοιχα πειράματα για πρωτοβάθμια, δευτεροβάθμια από το συμβατικό σύστημα του ΚΕΛΨ και μείγμα λάσπης από πρωτοβάθμια και δευτεροβάθμια σε ποσοστά 60/40 (τυπική σύσταση της ιλύος που χρησιμοποιείται για αναερόβια χώνευση στο ΚΕΛΨ), έτσι ώστε να γίνει η σύγκριση μεταξύ αυτών. Η δυναμικότητα της παραγωγής βιοαερίου εκφράζεται ως παραγόμενο βιοαέριο ανά γραμμάριο πτητικών στερεών (VS) ιλύος που προστίθεται στους αναερόβιους χωνευτές κατά την εκτέλεση του πειράματος ( $\text{ml βιοαερίου} / \text{gVS}_{\text{προστ.}}$ ). Αναγωγή της παραγωγής βιοαερίου στα συστήματα HiCAS γίνεται και ανά γραμμάριο εισερχόμενου COD.



Σχήμα 17: Δυναμικό παραγωγής βιοαερίου συστήματος HiCAS

Η μέγιστη παραγωγή βιοαερίου παρατηρείται στην πρωτοβάθμια ιλύ, ενώ η μικρότερη στην δευτεροβάθμια. Η δυναμικότητα τόσο του μείγματος ιλύος όσο και της παραγόμενης ιλύος από τους δύο κύκλους λειτουργίας του HiCAS παίρνει ενδιάμεσες τιμές. Σημειώνεται ότι η μειωμένη δυναμικότητα της δευτεροβάθμιας

ιλύος είναι αναμενόμενη, καθώς αποτελείται κυρίως από μικροοργανισμούς και από πολύ λίγο προσροφημένο οργανικό υλικό. Συμπερασματικά, με την αύξηση της οργανικής φόρτισης, η ποιότητα της ιλύος προσεγγίζει τα χαρακτηριστικά πρωτοβάθμιας ιλύος.

Για να γίνει η αναγωγή της παραγωγής βιοαερίου ανά γραμμάριο εισερχόμενου COD, αρχικά διαιρούνται τα  $\text{gCOD}_{\text{EIS}} / \text{L}$  με τα  $\text{gVSS}/\text{L}$  κι έτσι, το αποτέλεσμα που προκύπτει δίνει πόσα γραμμάρια εισερχόμενου COD απαιτούνται για να δεσμευτεί στην ιλύ 1  $\text{gVSS}$ . Αν στη συνέχεια διαιρεθούν τα  $\text{mL}$  βιοαερίου /  $\text{gVS}_{\text{προστ.}}$  (όπως έχουν υπολογιστεί παραπάνω) με τα  $\text{gCOD}_{\text{EIS}} / \text{gVSS}$ , τότε προκύπτει ο λόγος  $\text{mL}$  βιοαερίου /  $\text{gCOD}_{\text{EIS}}$ . Τα αποτελέσματα έδειξαν παραγωγή βιοαερίου  $0,069-0,107 \text{ m}^3$  βιοαερίου /  $\text{kgCOD}_{\text{EIS}}$  χωρίς συγκράτηση στερεών και  $0,118-0,177 \text{ m}^3$  βιοαερίου /  $\text{kgCOD}_{\text{EIS}}$  με συγκράτηση στερεών.

#### 4.3.5 Κατανάλωση οξυγόνου συστήματος HiCAS

Όπως έχει τονιστεί και σε προηγούμενα κεφάλαια, οι ενεργειακές απαιτήσεις στα διάφορα συστήματα επεξεργασίας λυμάτων αποτελεί ένα σημαντικό πεδίο μελέτης για την βελτιστοποίηση τόσο των συμβατικών συστημάτων, όσο και για την ανάπτυξη νέων τεχνολογιών προς την κατεύθυνση μείωσης των ενεργειακών απαιτήσεων. Έχει αναφερθεί ότι ένα μεγάλο μέρος του λειτουργικού κόστους μιας συμβατικής εγκατάστασης επεξεργασίας ενεργού ιλύος αποτελεί ο αερισμός των βιοαντιδραστήρων. Επομένως, για τη διαστασιολόγηση του συστήματος αερισμού κατά τον σχεδιασμό ενός συστήματος υψηλής φόρτισης πλήρους κλίμακας, είναι σημαντικό να υπολογιστεί η ζήτηση οξυγόνου

Ένα από τα πλεονεκτήματα των συστημάτων υψηλής φόρτισης είναι η επίτευξη ικανοποιητικής απομάκρυνσης οργανικού φορτίου, ενώ παράλληλα οι ανάγκες για αερισμό είναι μειωμένες σε σχέση με ένα συμβατικό σύστημα ενεργού ιλύος. Στο σύστημα HiCAS υπολογίστηκε η ζήτηση οξυγόνου σε  $0.13$  και  $0.08 \text{ kg O}_2 / \text{kg COD}_{\text{EISEPX}}$  στον κύκλο 5 και 6, αντίστοιχα. Γενικά, όπως έχει αποδειχτεί και από

την μελέτη των προηγούμενων περιόδων λειτουργίας του ίδιου συστήματος, η ζήτηση οξυγόνου μειώνεται, όσο αυξάνεται η οργανική φόρτιση.

#### 4.4 Σύστημα υψηλής φόρτισης επαφής σταθεροποίησης (HiCS)

Στην παρούσα εργασία, όσον αφορά το σύστημα επαφής σταθεροποίησης, μελετήθηκε μόνο ο πέμπτος κύκλος λειτουργίας που ήταν και ο τελευταίος που διεξήχθη. Στη συγκεκριμένη περίοδο λειτουργίας οι συνθήκες που εφαρμόστηκαν ήταν ίδιες με αυτές που είχαν εφαρμοστεί στον κύκλο 3, με τη μόνη διαφορά ότι στο HiCS C η δεξαμενή επαφής λειτουργούσε υπό αερόβιες συνθήκες ( $DO > 2$ ), ενώ στο HiCS E, η δεξαμενή επαφής λειτουργούσε αναερόβια. Παρόλο που η λειτουργία του τρίτου κύκλου λειτουργίας δεν διεξήχθη κατά την διάρκεια ετούτης της διπλωματικής, κρίνεται σκόπιμο, να γίνει μελέτη και σύγκριση των δύο αυτών κύκλων μαζί, ώστε να εξαχθούν συμπεράσματα σχετικά με τη λειτουργία του συστήματος κάτω από αερόβιες και αναερόβιες συνθήκες στην δεξαμενή επαφής και τι επίδραση μπορεί να έχει αυτή η διαφοροποίηση. Με βάση τα παραπάνω, παρατίθενται στον πίνακα 6, που ακολουθεί, οι παράμετροι λειτουργίας των HiCS C και HiCS E.

*Πίνακας 6: Λειτουργικές παράμετροι του συστήματος HiCS για τις δύο περιόδους που μελετήθηκαν*

Πιλοτικό σύστημα	Q (L/d)	MLSS (g/L) [CT/ST]	MLVSS (g/L) [CT/ST]	MLVSS/MLSS (%) [CT/ST]
HiCS C	360	1.8 ( $\pm 0.4$ )/ 2.9 ( $\pm 0.7$ )	1.25 ( $\pm 0.2$ )/ 2.36 ( $\pm 0.5$ )	69.5/81
HiCS E	360	1.97 ( $\pm 0.3$ )/ 2.98 ( $\pm 0.5$ )	1.67 ( $\pm 0.2$ )/ 2.56 ( $\pm 0.2$ )	85/86
	HRT (h) [CT/ST]	SRT (d)	SAS (L/d)	OLR (kgCOD/kgVSS-d) [CT/ST]
HiCS C	1/1	1	42.4 $\pm$ 7	10.9/2.8
HiCS E	1/1	1	40.3 $\pm$ 7.2	9.5/2.72

#### 4.4.1 Χαρακτηριστικά εκροής

Στον πίνακα 7 παρουσιάζονται τα ποιοτικά χαρακτηριστικά εισόδου και εκροής του συστήματος HiCS για τις περιόδους λειτουργίας που θα μελετηθούν σε αυτή την ενότητα. Πιο συγκεκριμένα, περιέχονται η μέση τιμή και η τυπική απόκλιση των συγκεντρώσεων του ολικού COD καθώς και των επιμέρους κλασμάτων αυτού καθώς και των ολικών αιωρούμενων στερεών (TSS) στην είσοδο και στην έξοδο του συστήματος HiCS.

Πίνακας 7: Ποιοτικά χαρακτηριστικά εισόδου και εξόδου συστήματος HiCS

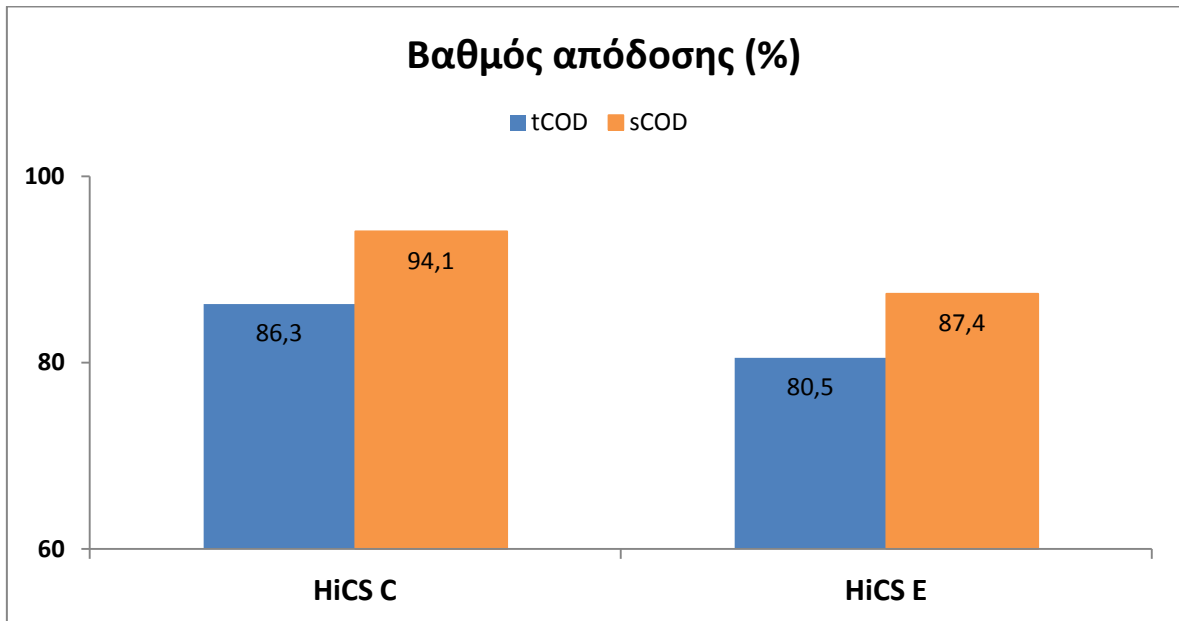
Πιλοτικό σύστημα	tCOD <sub>ΕΙΣ</sub> (mg/L)	pCOD <sub>ΕΙΣ</sub> (mg/L)	cCOD <sub>ΕΙΣ</sub> (mg/L)	sCOD <sub>ΕΙΣ</sub> (mg/L)	TSS <sub>ΕΙΣ</sub> (mg/L)
HiCS C	568 ± 61	386 ± 37	51 ± 5	130.5 ± 12.5	276 ± 58
HiCS E	600 ± 55	408	54	138	-
	tCOD <sub>ΕΞ</sub> (mg/L)	pCOD <sub>ΕΞ</sub> (mg/L)	cCOD <sub>ΕΞ</sub> (mg/L)	sCOD <sub>ΕΞ</sub> (mg/L)	TSS <sub>ΕΞ</sub> (mg/L)
HiCS C	80 ± 22	27 ± 13	10 ± 8	38 ± 9	44 ± 40
HiCS E	132 ± 20.2	47.7 ± 11.7	21.7 ± 9.5	55 ± 10.1	42 ± 10.5

Στα σχήματα 18 και 19 παρουσιάζονται, για τις δύο υπό μελέτη περιόδους λειτουργίας του συστήματος HiCS, οι βαθμοί απόδοσης στην απομάκρυνση ολικού και διαλυτού COD και η κατανομή του οργανικού άνθρακα στην εκροή του συστήματος.

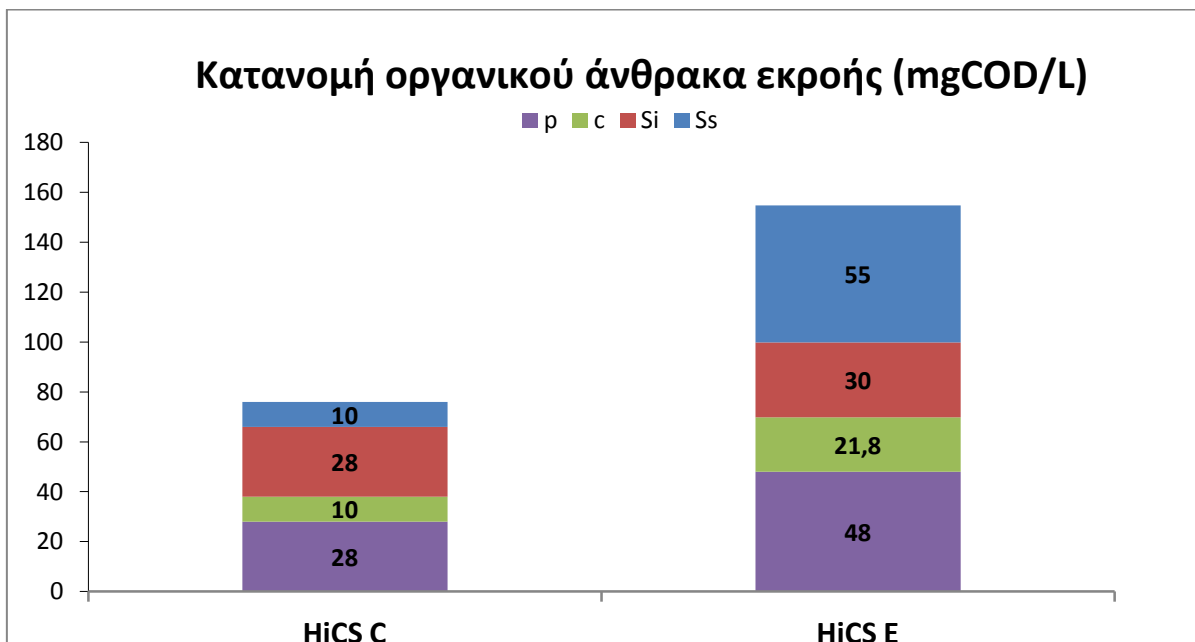
Όσον αφορά την απόδοση, τα ποσοστά απομάκρυνσης, τόσο ολικού όσο και διαλυτού COD, είναι σταθέρα υψηλά, όπως έχει φανεί και σε προηγούμενες περιόδους λειτουργίας. Ωστόσο, στον κύκλο 5 παρατηρείται μια μείωση των αποδόσεων σε σχέση με τον κύκλο 3, που είναι αναμενόμενη λόγω του γεγονότος ότι επικρατούν αναερόβιες συνθήκες στην δεξαμενή επαφής του HiCS E.

Στην εκροή, όπως έχει παρουσιαστεί και στον πίνακα 7, αλλά όπως καταδεικνύει και το σχήμα 19, η συγκέντρωση του COD, παρουσιάζει μεγάλη αύξηση στον πέμπτο κύκλο (σχεδόν διπλάσια). Αξίζει να σημειωθεί ότι τα κλάσματα που αυξάνονται σημαντικά είναι αυτά του ευκολοδιασπάσιμου (από 10 mg/L σε 55 mg/L) και του σωματιδιακού (από

28 σε 48 mg/L). Το αδρανές διαλυτό είναι πρακτικά ίδιο, ενώ το κολλοειδές παρουσιάζει μικρή αύξηση.



Σχήμα 18: Βαθμός απόδοσης ως προς την απομάκρυνση ολικού και διαλυτού COD στους δύο κύκλους λειτουργίας του συστήματος HiCS

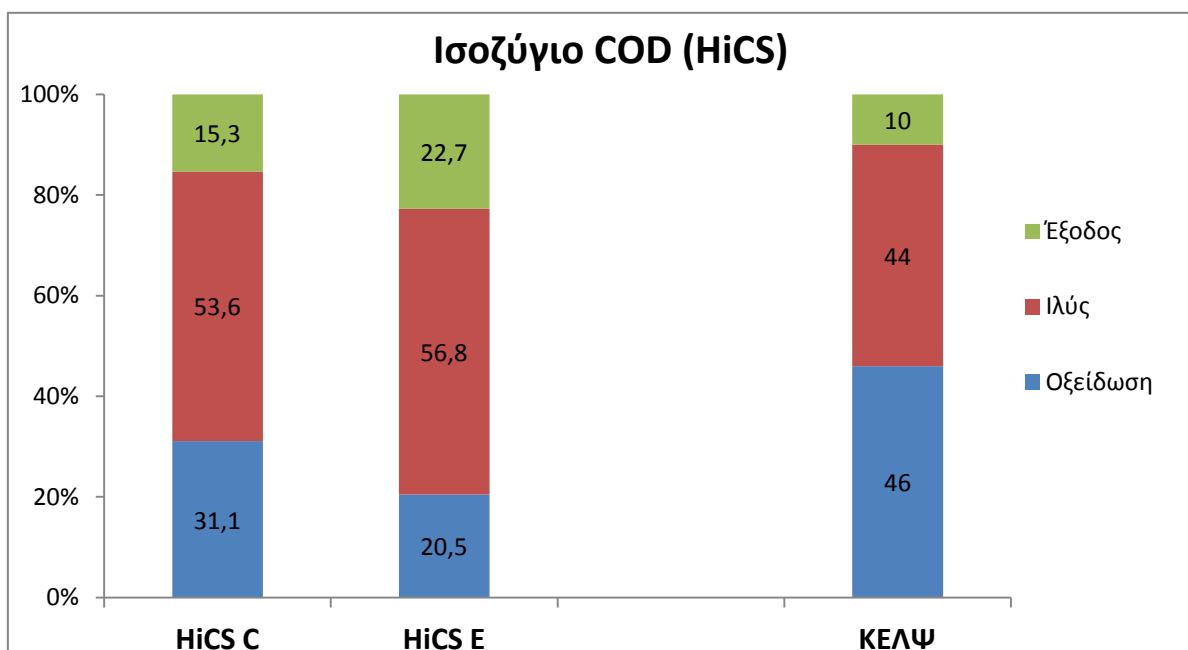


Σχήμα 19: Κατανομή οργανικού άνθρακα στην εκροή του συστήματος HiCS

#### 4.4.2 Ισοζύγιο μάζας COD

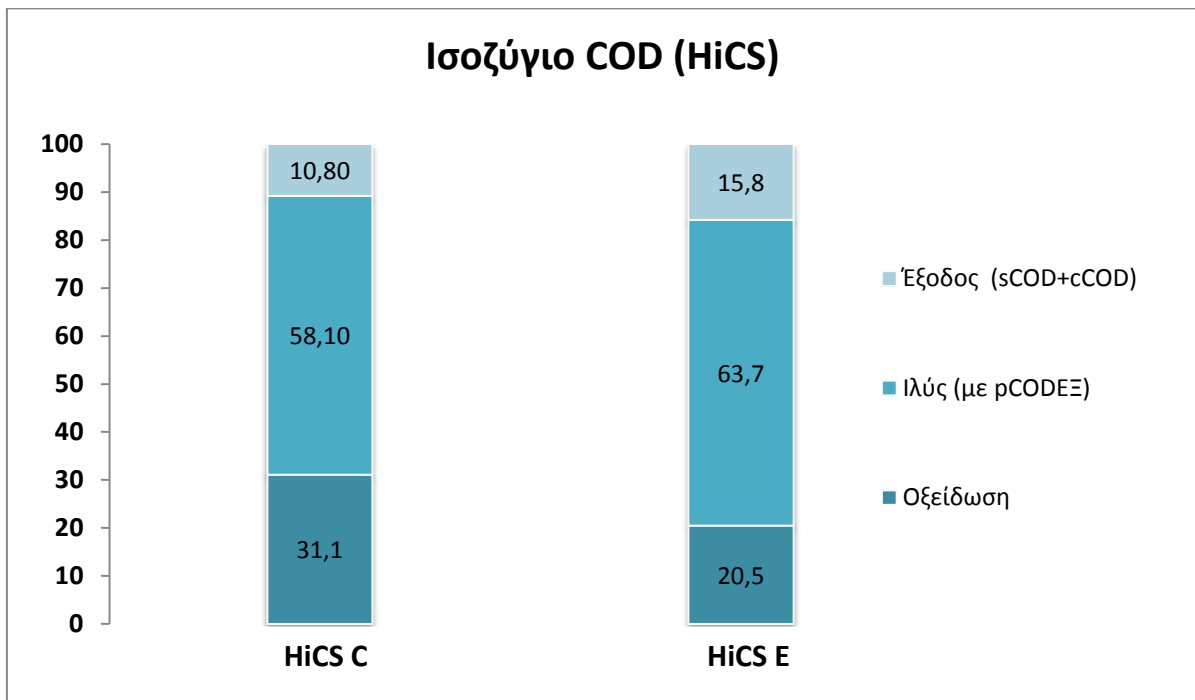
Στο σχήμα 20 παρουσιάζονται τα αποτελέσματα του ισοζυγίου μάζας του COD, ώστε να εξεταστούν τα ποσοστά του εισερχόμενου οργανικού κλάσματος που οξειδώνονται, αυτά που καταλήγουν στην ιλύ, καθώς και αυτά που διαφεύγουν στην εκροή του συστήματος. Παράλληλα, φαίνονται και τα αντίστοιχα ποσοστά που προκύπτουν από το συμβατικό σύστημα ενεργού ιλύος του ΚΕΛΨ. Αυτό που προκύπτει είναι ότι στο αναερόβιο σύστημα (HiCS E) το ποσοστό του COD που οξειδώνεται, μειώνεται περίπου κατά 10% σε σχέση με το σύστημα αερόβιας δεξαμενής επαφής (από 31% σε 21%). Παράλληλα, στον πέμπτο κύκλο λειτουργίας, αυξάνεται το ποσοστό της εξόδου, ενώ η εικόνα για τα ποσοστά στην ιλύ είναι παρόμοια κατά τις δύο περιόδους λειτουργίας.

Αντίστοιχα, στο σχήμα 21, δίνεται το ισοζύγιο, αν εκτρέψουμε όλο το σωματιδιακό COD στην πλεονάζουσα ιλύ. Όπως αναφέρθηκε και στο σύστημα HiCAS, αυτό είναι μια θεωρητική προσέγγιση, που μπορεί ενδεχομένως να επιτευχθεί εφαρμόζοντας στα συστήματα χημικά υποβοηθούμενη καθίζηση με κάποιο κροκιδωτικό.



Σχήμα 20: Ποσοστά % επιμέρους κλασμάτων COD (HiCS)





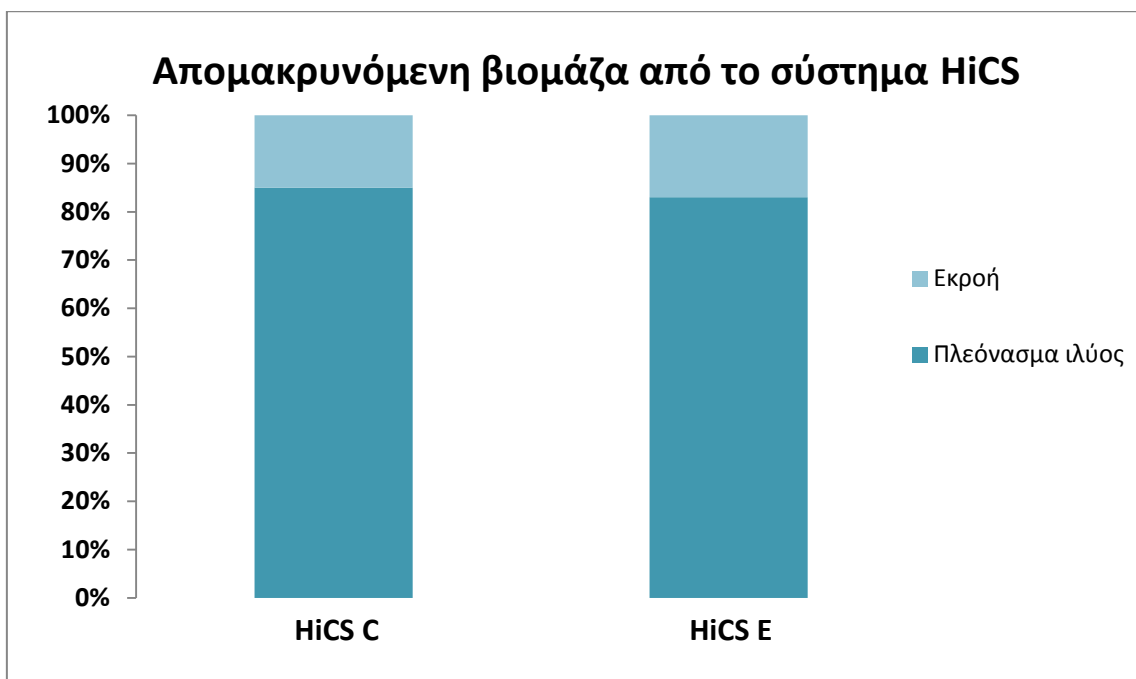
Σχήμα 21: Μέγιστο ποσοστό % κατακράτησης COD<sub>ΕΙΣ</sub> στην ιλό (HiCS)

#### 4.4.3 Ποσότητα παραγόμενης ιλύος (Y<sub>obs</sub>)

Ο συντελεστής απόδοσης βιομάζας υπολογίζεται με τον ίδιο τρόπο όπως στα συστήματα HiCAS. Οι τιμές του παρατηρούμενου συντελεστή απόδοσης βιομάζας εκφρασμένου σε όρους παραγωγής στερεών VSS ανά γραμμάριο εισερχόμενου COD στο σύστημα με και χωρίς κατακράτηση στερεών στην δεξαμενή καθίζησης παρουσιάζονται στον πίνακα 8. Φαίνεται ότι στο αναερόβιο σύστημα, το Y<sub>obs</sub> παρουσιάζει μια αύξηση σε σχέση με το σύστημα του τρίτου κύκλου που διαθέτει δεξαμενή επαφής με παρουσία οξυγόνου.

Πίνακας 8: Y<sub>obs</sub> για τους δύο κύκλους λειτουργίας του HiCS με και χωρίς κατακράτηση στερεών

Y <sub>obs</sub> (kgVSS/kgCOD <sub>ΕΙΣ</sub> )		
	HiCS C	HiCS E
χωρίς κατακράτηση στερεών	0.26	0.31
με κατακράτηση στερεών	0.31	0.38



**Σχήμα 22: Επιμερισμός συνολικής απομακρυνόμενης βιομάζας συστήματος HiCAS**

Όπως φαίνεται στο σχήμα 22, το ποσοστό της βιομάζας που καταλήγει στην ιλύ είναι πολύ μεγάλο (83-85%) και στις δύο περιόδους λειτουργίας των συστημάτων HiCS, σε αντίθεση με το σύστημα HiCAS.

Με βάση αυτά που παρουσιάστηκαν παραπάνω, διαπιστώνεται ότι η λειτουργία του συστήματος HiCS μπορεί να εξασφαλίσει καλύτερη ποιότητα εκροής ως προς την συγκράτηση στερεών και κατά συνέπεια παραγόμενη ποσότητα περίσσειας ιλύος η οποία είναι ιδιαίτερος αυξημένη σε σχέση με ένα συμβατικό σύστημα ενεργού ιλύος.

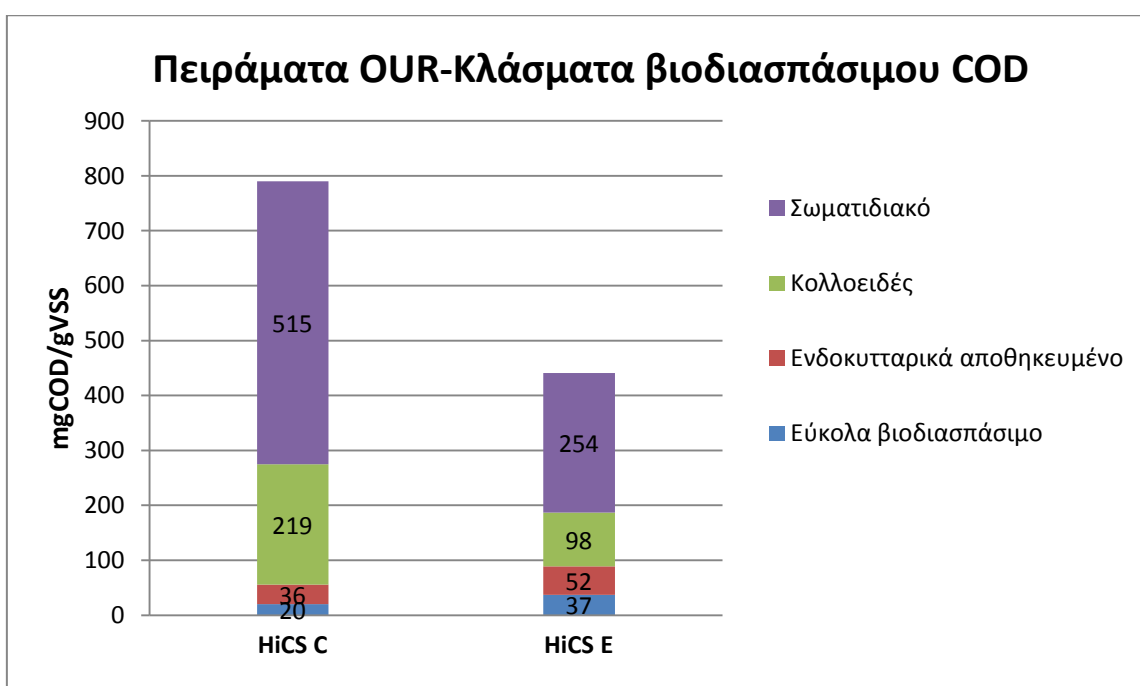
#### 4.4.4 Ποιοτικά χαρακτηριστικά περίσσειας ιλύος συστήματος HiCS

##### Αερόβια πειράματα σταθεροποίησης (OUR)

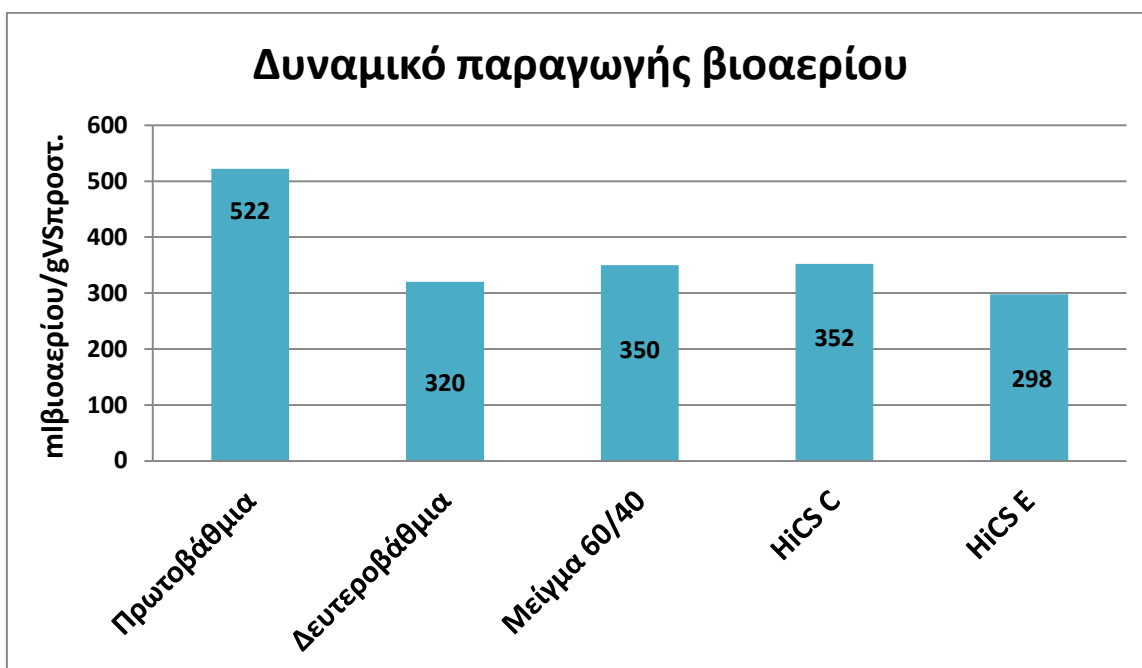
Αντίστοιχα με το σύστημα HiCAS, υπολογίστηκε κι εδώ η ποσότητα COD που παγιδεύτηκε στην παραγόμενη ιλύ από το σύστημα επαφής σταθεροποίησης. Στους δύο κύκλους λειτουργίας που μελετούνται φαίνεται να υπάρχει μεγάλη μείωση στο σύστημα του κύκλου 5, όπου η δεξαμενή επαφής είναι αναερόβια, σε σχέση με αυτό

του κύκλου 3. Με βάση τα πειράματα αερόβιας σταθεροποίησης η ιλύς που προκύπτει στο HiCS C είναι κατά περίπου 40% πλουσιότερη σε βιοδιασπάσιμο COD, σε σχέση με το HiCS E. Πιο συγκεκριμένα, υπολογίστηκαν για το HiCS C 1097.8 mgCOD/gVSS<sub>πλ.ιλύος</sub>, ενώ στο HiCS E μόλις 481.3 mgCOD/gVSS<sub>πλ.ιλύος</sub>.

Στο σχήμα 23 παρουσιάζονται τα επιμέρους κλάσματα του βιοδιασπάσιμου COD, όπου φαίνεται και η μεγάλη μείωση του παγιδευμένου COD στο πλεόνασμα ιλύος του συστήματος αναερόβιας δεξαμενής επαφής. Επίσης, το μεγαλύτερο μέρος που καταναλώνεται ανήκει στο σωματιδιακό κλάσμα, όπως και στο σύστημα HiCAS.



*Σχήμα 23: Κατανομή επιμέρους κλασμάτων βιοδιασπάσιμου COD πλεονάζουσας ιλύος (HiCS)*



*Σχήμα 24: Δυναμικό παραγωγής βιοαερίου συστήματος HiCS*

Η παραγωγή βιοαερίου υπολογίστηκε για το σύστημα HiCS μεταξύ 300-350 mL βιοαερίου ανά gVSS που προστέθηκε. Τα αποτελέσματα μέτρησης του δυναμικού παραγωγής μεθανίου της ιλύος δείχνουν ότι τα συστήματα HiCS φαίνεται να έχουν την δυνατότητα υψηλότερης συγκράτησης στερεών στην ιλύ και κατά συνέπεια παράγουν περισσότερη ιλύ σε σχέση με τα συστήματα HiCAS. Παρόλα αυτά, λόγω της δεξαμενής σταθεροποίησης, η ιλύς αυτή έχει μικρότερο ενεργειακό δυναμικό από την ιλύ που παράγεται στα συμβατικά συστήματα υψηλής φόρτισης. Αν γίνει σύγκριση των δύο συστημάτων επαφής σταθεροποίησης, συμπεραίνεται ότι το HiCS E, με αναερόβια δεξαμενή επαφής, παράγει ιλύ με λιγότερο οργανικό υλικό σε σχέση με το HiCS C, με αερόβια δεξαμενή επαφής. Με αναγωγή του παραγόμενου βιοαερίου σε  $m^3$  βιοαερίου / kg COD<sub>ΕΙΣ</sub> προκύπτουν τιμές 0.1 και 0.09, με και χωρίς κατακράτηση στερεών, αντίστοιχα.

#### 4.4.5 Κατανάλωση οξυγόνου συστήματος HiCS

Όπως και στα συστήματα HiCAS, έτσι και στα συστήματα HiCS, η ζήτηση οξυγόνου μειώνεται με την αύξηση της οργανικής φόρτισης. Στο σύστημα του

πέμπτου κύκλου, όπως αναφέρθηκε παραπάνω, παρατηρείται μια σημαντική μείωση της οξειδωσης σε σχέση με τον τρίτο κύκλο. Αυτός είναι και ο λόγος που παρουσιάζεται σημαντική μείωση και στις απαιτήσεις οξυγόνου στο HiCS E. Συγκεκριμένα, έχουμε μείωση περίπου 35% (από 0,29 σε 0,19 kgO<sub>2</sub>/kgCOD<sub>ΕΙΣ</sub>).

Έχοντας ως δεδομένα όλα τα παραπάνω, προκύπτει το συμπέρασμα ότι με την επιλογή ενός συστήματος HiCS χωρίς αερισμό στη δεξαμενή επαφής μπορεί να επιτευχθεί αξιόλογη μείωση στις απαιτήσεις αερισμού, η οποία όμως συνδυάζεται με την καταγραφή δυσμενέστερων ποιοτικών χαρακτηριστικών στην τελική εκροή του συστήματος.

#### **4.5 Συγκεντρωτικά αποτελέσματα όλων των περιόδων λειτουργίας των πιλοτικών συστημάτων (HiCAS & HiCS)**

Με τους δύο κύκλους λειτουργίας που μελετήθηκαν στην παρούσα εργασία, ολοκληρώθηκε η παρακολούθηση των δύο πιλοτικών συστημάτων που ξεκίνησε από το καλοκαίρι του 2018. Έτσι, θεωρείται σκόπιμο να γίνει μια συνολική παρουσίαση των αποτελεσμάτων – μαζί με τα αποτελέσματα της εργασίας του Καρατσώκη (2019)-ώστε να υπάρχει σαφής εικόνα για τις διαφοροποιήσεις που προκύπτουν με τις αλλαγές των λειτουργικών παραμέτρων. Επομένως, με βασικό γνώμονα τον παράγοντα της οργανικής φόρτισης θα γίνει σύγκριση των συστημάτων ως προς τα χαρακτηριστικά τελικής εκροής, ισοζυγίων COD, ποσότητας και ποιότητας της παραγόμενης ιλύος και ζήτησης οξυγόνου, και θα παρατεθούν σχήματα (σχ. 25-32) στη συνέχεια αυτής της υποενότητας. Στους πίνακες 9 και 10, παρουσιάζονται οι λειτουργικές παράμετροι για όλους τους κύκλους λειτουργίας και επισημαίνονται με κόκκινο πλαίσιο οι κύκλοι που μελετήθηκαν στην παρούσα εργασία.

Αρχικά, όσον αφορά τα ποιοτικά χαρακτηριστικά της εκροής, το συμβατικό σύστημα, στις χαμηλές οργανικές φορτίσεις (HiCAS A), καταγράφονται ποιοτικά χαρακτηριστικά που ικανοποιούν ακόμα και τα όρια της Οδηγίας 91/271/ΕΕ για TSS και COD. Στις επόμενες περιόδους, παρουσιάζεται μια αύξηση στις συγκεντρώσεις των παραμέτρων αυτών, που κατά κύριο λόγο ακολουθούν την αύξηση της οργανικής φόρτισης. Στο ίδιο σύστημα, οι αποδόσεις για το ολικό COD παρουσιάζουν γενικά

μεγάλες διακυμάνσεις, ενώ για το διαλυτό φαίνεται μια σταθερά μεγάλη απόδοση απομάκρυνσης σε όλους τους κύκλους (86%-90%). Σημειώνεται ότι σε περιόδους με χαμηλούς βαθμούς απόδοσης ολικού COD, τα TSS στην εκροή βρίσκονται σε μεγάλες συγκεντρώσεις. Για το σύστημα επαφής σταθεροποίησης, σε οργανικές φορτίσεις έως 11 kgCOD/kgVSS-d, επιτυγχάνονται συστηματικά ποιοτικά χαρακτηριστικά εκροής τα οποία ικανοποιούν ακόμα και τα όρια της Οδηγίας 91/271/ΕΕ για COD και TSS. Αυτό ισχύει οριακά ακόμα και στην περίπτωση υιοθέτησης μη-αεριζόμενης δεξαμενής επαφής. Στο HiCS D, όπου η οργανική φόρτιση παίρνει τη μέγιστη εξεταζόμενη τιμή, οι συγκεντρώσεις και των δύο παραμέτρων παρουσίασαν μεγάλη αύξηση. Παράλληλα, οι αποδόσεις στην απομάκρυνση COD είναι σταθερά υψηλές για υδραυλικούς χρόνους παραμονής 1-2h με την χαμηλότερη τιμή να καταγράφεται στη λειτουργία με αναερόβια δεξαμενή επαφής. Στο HiCS D, με HRT 0.5h, παρουσιάζεται μείωση της απόδοσης για το ολικό COD, κυρίως λόγω διαφυγής στερεών στην εκροή. Για το διαλυτό COD, είναι ικανοποιητική η απομάκρυνση σε όλες τις περιόδους λειτουργίας (πάνω από 85%).

Όσον αφορά τα ισοζύγια COD που προέκυψαν, φαίνεται ότι με αύξηση της οργανικής φόρτισης μειώνεται σταδιακά το ποσοστό του εισερχόμενου οργανικού φορτίου που καταναλώνεται μέσω οξείδωσης και υποβαθμίζεται η ποιότητα της εκροής. Χαμηλότερες οργανικές φορτίσεις (HiCAS A) εμφανίζουν εικόνα παραπλήσια με το συμβατικό σύστημα ενεργού ιλύος (ΚΕΛΨ). Τα χαμηλότερα ποσοστά εκτροπής στο ρεύμα της ιλύος, που συνοδεύονται με διαφυγή στερεών στην έξοδο, καταγράφονται στους κύκλους 2 και 4 για το HiCAS. Σημειώνεται ότι σε όλες τις λειτουργικές περιόδους, το μεγαλύτερο ποσοστό του ολικού COD εξόδου, ανήκει στο κλάσμα του σωματιδιακού, και επομένως το γεγονός αυτό επιφέρει μια μείωση του ποσοστού του οργανικού υλικού που οδηγείται στην ιλύ. Ο λόγος που συμβαίνει αυτό πιθανόν οφείλεται στη χαμηλή συνοχή των κροκίδων στα συστήματα υψηλής φόρτισης ή στην ανάπτυξη αυτόνομων κυττάρων (disperse growth). Όλες οι παραπάνω παρατηρήσεις ισχύουν και για το σύστημα HiCS, όπου επίσης για χαμηλές οργανικές φορτίσεις, το ισοζύγιο δεν παρουσιάζει σημαντικές διαφορές με αυτό του συμβατικού συστήματος (ΚΕΛΨ). Στο HiCS D, όπου, όπως αναφέρθηκε, η διαφυγή στερεών στην εκροή είναι αυξημένη, μειώνεται αισθητά το ποσοστό του οργανικού φορτίου που καταλήγει στην ιλύ. Παράλληλα στο σύστημα με αναερόβια δεξαμενή επαφής, το

ποσοστό που οξειδώνεται μειώνεται, ενώ τα στερεά που διαφεύγουν στην εκροή αυξάνονται.

Η ποσότητα της απομακρυνόμενης λάσπης στα συστήματα HiCAS, είναι ικανοποιητική σε μεγάλες οργανικές φορτίσεις και εξαρτάται άμεσα από την ποσότητα που διαφεύγει στην εκροή. Η συλλογή της βιομάζας στη λάσπη θα ήταν ακόμα μεγαλύτερη με προσθήκη χημικών για κροκίδωση. Το σύστημα HiCS, εκτός από τον κύκλο 4, όπου παρατηρείται αυξημένη συγκέντρωση στερεών στην έξοδο, δίνει πολύ υψηλά ποσοστά βιομάζας στην ιλύ (>80%) σε όλες τις περιόδους λειτουργίας.

Όπως συμπεραίνεται από τα πειράματα OUR, τόσο στο HiCAS, όσο και στο HiCS, η αύξηση της οργανικής φόρτισης οδηγεί σε μείωση του ποσοστού της οξείδωσης και παραγωγή ιλύος που, εκτός από μικροοργανισμούς, είναι όλο και περισσότερο πλούσια σε οργανικό υλικό. Στους πρώτους κύκλους λειτουργίας και των δύο συστημάτων η υδρόλυση και η οξείδωση του εισερχόμενου COD από την βιομάζα είναι σημαντική και το πλεόνασμα ιλύος που απομακρύνεται, αποτελείται κυρίως από μικροοργανισμούς, ενώ το προσροφημένο και αποθηκευμένο βιοδιασπάσιμο οργανικό κλάσμα κατέχει μικρό ποσοστό.

Μελετώντας της παραγωγή βιοαερίου από την παραγόμενη ιλύ των δύο συστημάτων, μέσω των πειραμάτων αναερόβιας σταθεροποίησης, το βασικό συμπέρασμα που προκύπτει είναι ότι στο HiCAS, κατά τους τελευταίους κύκλους λειτουργίας, όπου οι τιμές οργανικής φόρτισης αυξάνονται, βελτιώνεται και η παραγωγή βιοαερίου, δίνοντας πολύ ικανοποιητικά αποτελέσματα. Αντίθετα, το σύστημα HiCS, παρόλο που, όπως αναφέρθηκε, παράγει πολύ μεγάλες ποσότητες ιλύος, λόγω της δεξαμενής σταθεροποίησης, η ιλύς αυτή έχει μικρότερο ενεργειακό δυναμικό από την ιλύ που παράγεται σε συστήματα HiCAS.

Τέλος, η γενική εικόνα για τα δύο συστήματα στη ζήτηση οξυγόνου, είναι ότι αυτή μειώνεται με την αύξηση της οργανικής φόρτισης και τελικά οι απαιτήσεις είναι πολύ μικρές, ειδικά στο συμβατικό σύστημα υψηλής φόρτισης. Σημειώνεται, ότι η ζήτηση οξυγόνου σε όλα τα συστήματα υψηλής φόρτισης είναι χαμηλότερη από συμβατικά συστήματα ενεργού ιλύος.

**Πίνακας 9: Λειτουργικές παράμετροι συμβατικού συστήματος υψηλής φόρτισης (HiCAS)**

Παράμετρος	Κύκλος λειτουργίας					
	1ος	2ος	3ος	4ος	5ος	6ος
Πιλοτικό Σύστημα	HiCAS-A	HiCAS-B	HiCAS-C	HiCAS-D	HiCAS-E	HiCAS-F
Q (L / d)	180	360	360	720	720	720
DO (mg / L)	> 2	> 2	> 2	> 1	>2	>2
T (°C)	20 ± 2	20 ± 2	20 ± 2	20 ± 2	21 ± 2	20 ± 2
r (%)	100	100	100	100	100	100
HRT (h)	2	1	1	0.5	0.5	0.5
SRT (d)	2	2	1	1	0.5	0.23 ± 0.2
OLR (kg COD / kg VSS-d)	1.69	2.56	4.27	5.03	9.18	14.4

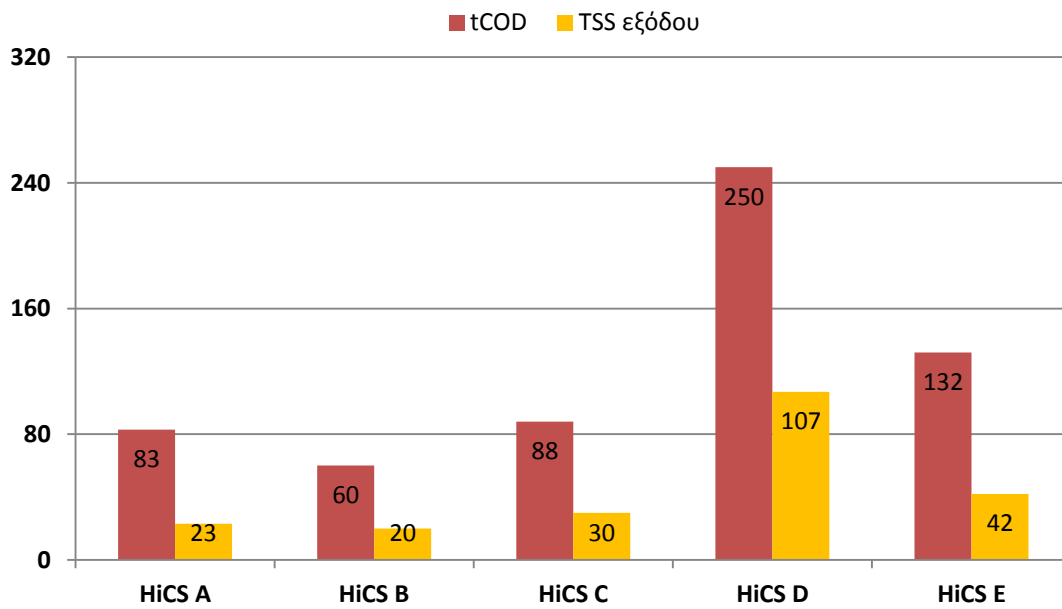
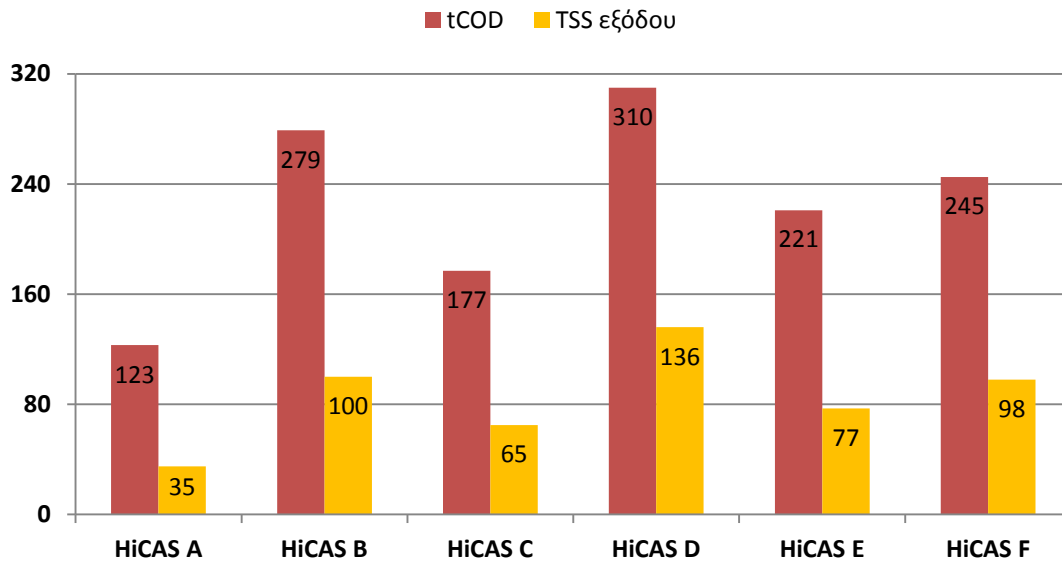
**Πίνακας 10: Λειτουργικές παράμετροι συστήματος υψηλής φόρτισης επαφής σταθεροποίησης (HiCS)**

Παράμετρος	Κύκλος λειτουργίας				
	1ος	2ος	3ος	4ος	5ος
Πιλοτικό Σύστημα	HiCS-A	HiCS-B	HiCS-C	HiCS-D	HiCS-E
Q (L / d)	180	360	360	720	360
DO (mg / L)	> 2	> 2	> 2	> 1	C.T. Anaerobic
T (°C)	20 ± 2	20 ± 2	20 ± 2	20 ± 2	20 ± 2
r (%)	150	150	150	150	150
HRT (h)	2/2*	1/1*	1/1*	0.5/0.5*	1/1*
SRT (d)	2	2	1	1	1
OLR (kg COD / kg VSS -d)	4.09/1.34*	4.67/1.27*	10.9 /2.8*	11.36/3.03*	9.2/2.72

\*Δεξαμενή επαφής (contact tank) / Δεξαμενή σταθεροποίησης (stabilization tank)

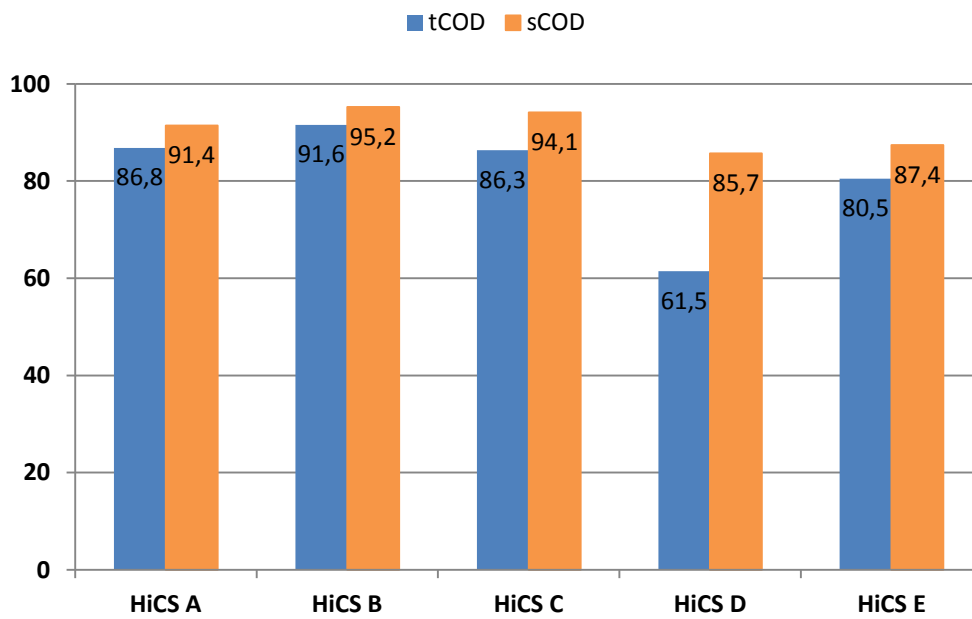
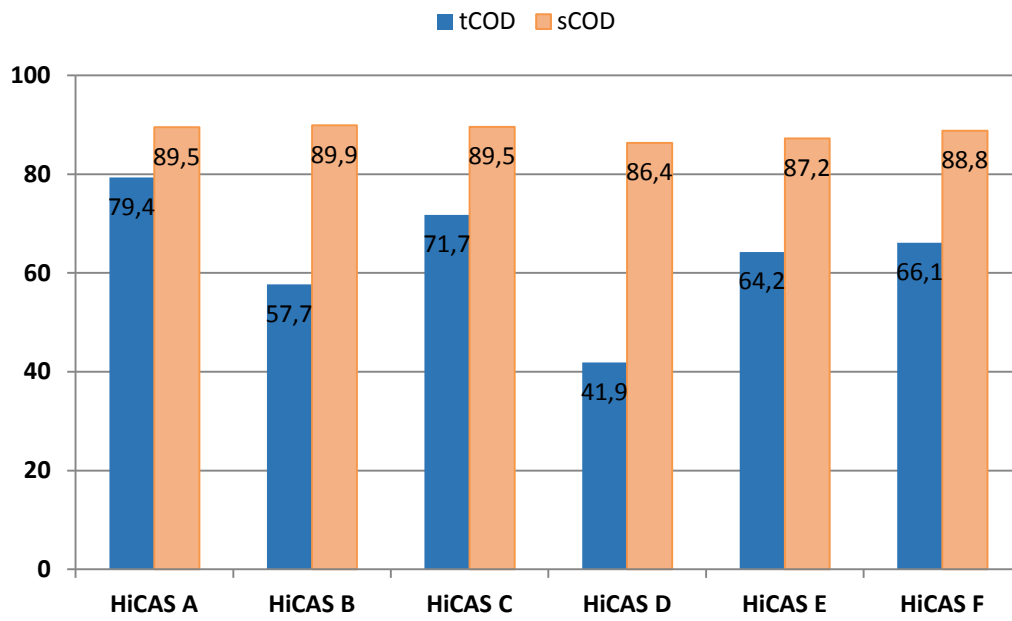


### Συγκέντρωση ολικού CODeff και TSSeff (mg/L)



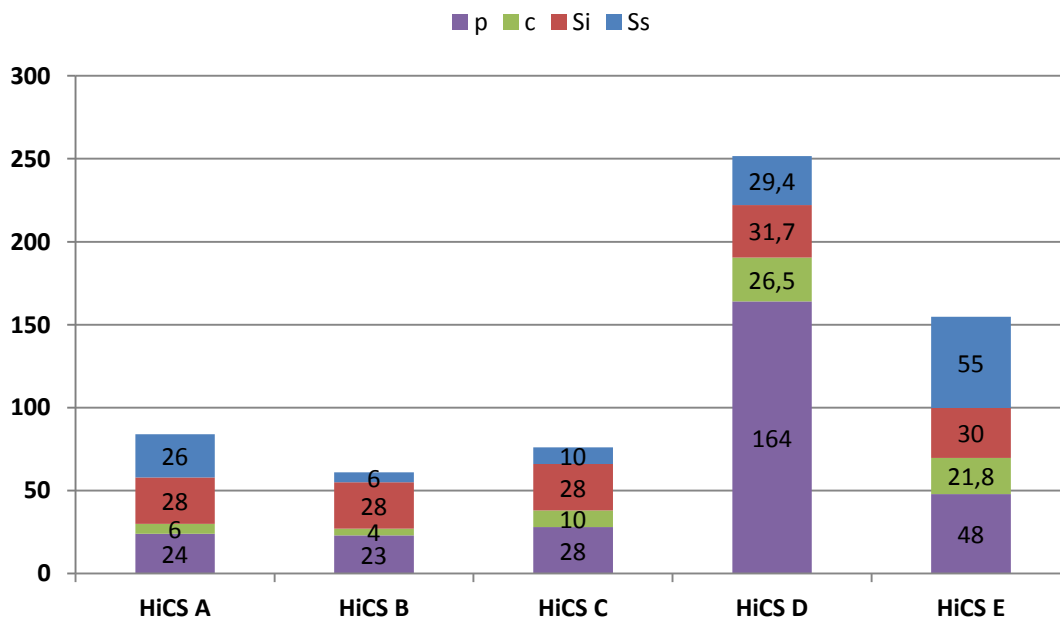
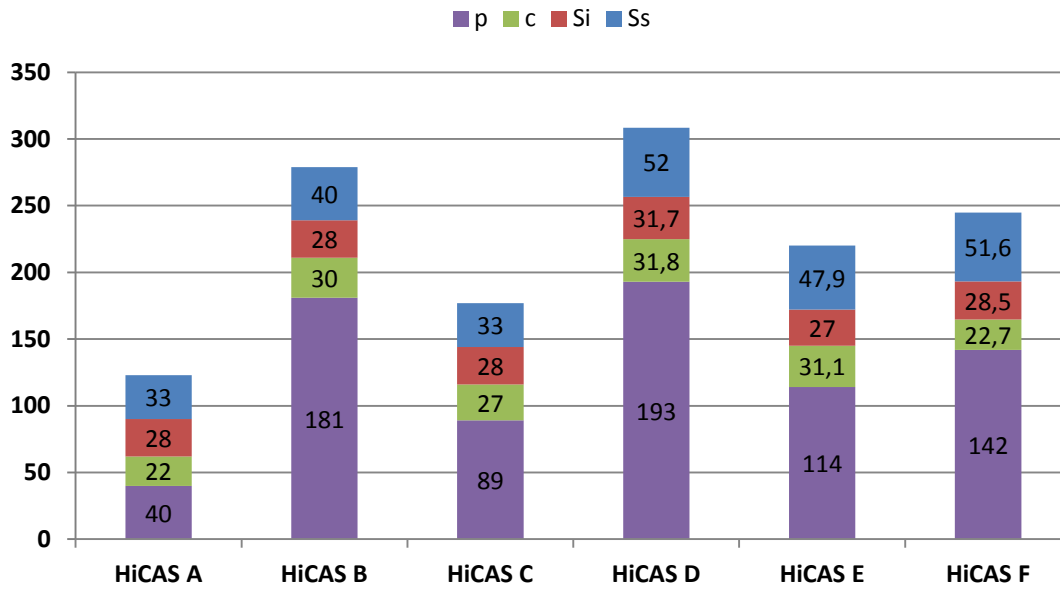
Σχήμα 25: Συγκεντρώσεις tCOD και TSS στην εκροή του HiCAS (πάνω) και HiCS (κάτω)

## Βαθμός απόδοσης (%)

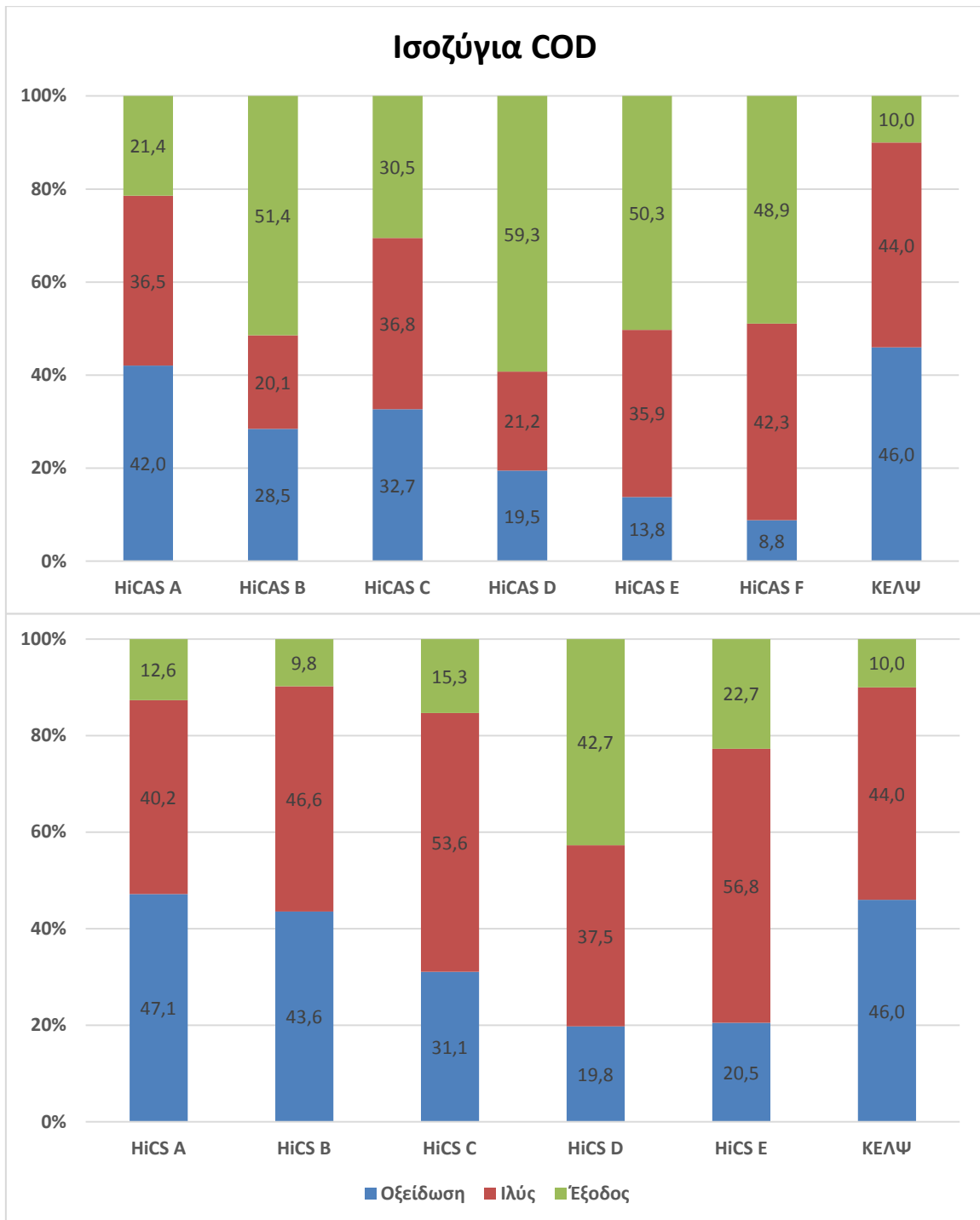


Σχήμα 26: Βαθμοί απόδοσης απομάκρυνσης tCOD και sCOD για τα συστήματα HiCAS (πάνω) και HiCS (κάτω)

## Κατανομή οργανικού άνθρακα εξόδου (mgCOD/L)



Σχήμα 27: Κατανομή οργανικού άνθρακα εξόδου στα συστήματα HiCAS (πάνω) και HiCS (κάτω)



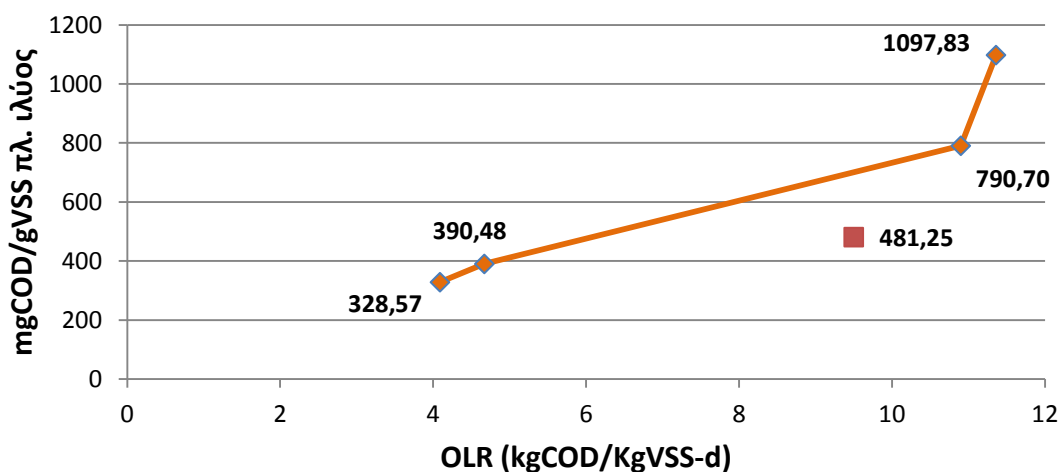
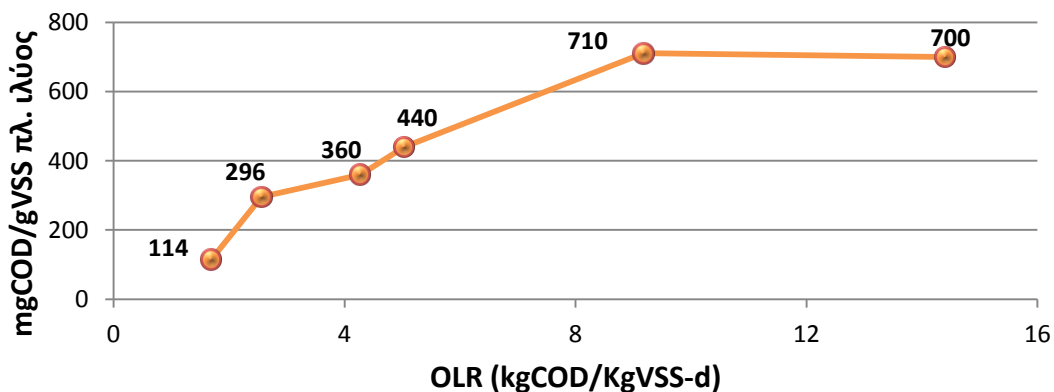
**Σχήμα 28: Ισοζύγια COD για HiCAS (πάνω) και HiCS (κάτω)**

## Ποσότητα Παραγόμενης Ιλύος



Σχήμα 29: Επιμερισμός συνολικής απομακρυνόμενης βιομάζας συστήματος HiCAS (πάνω) και HiCS (κάτω)

### Ποσότητα COD στην παραγόμενη ιλύ (mgCOD/gVSS<sub>πλ.ιλύος</sub>)

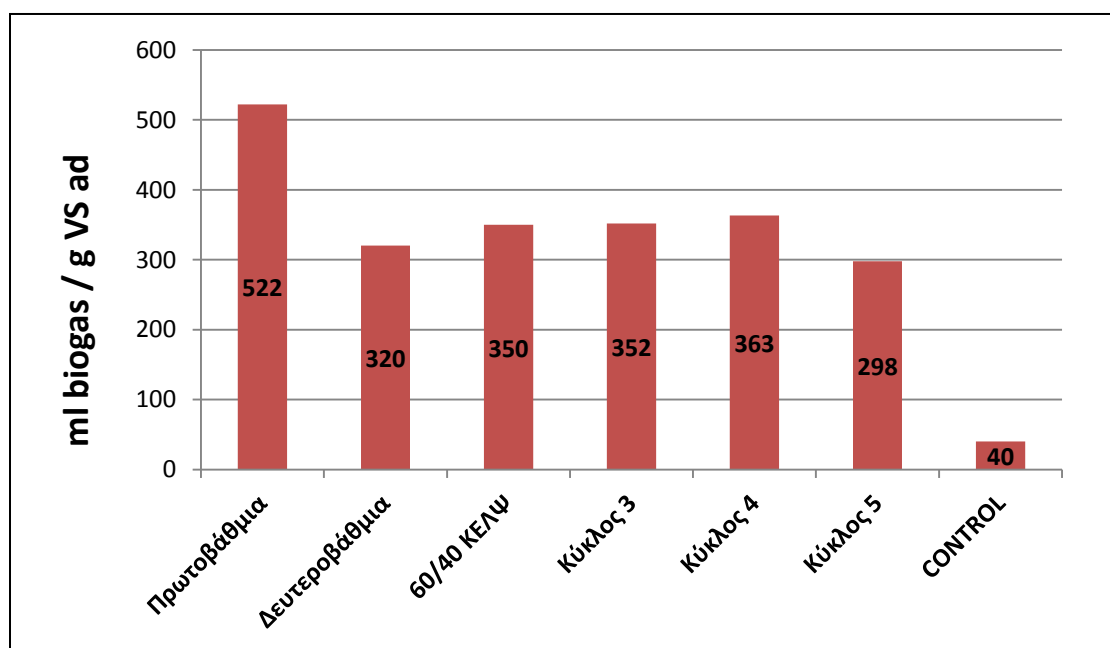
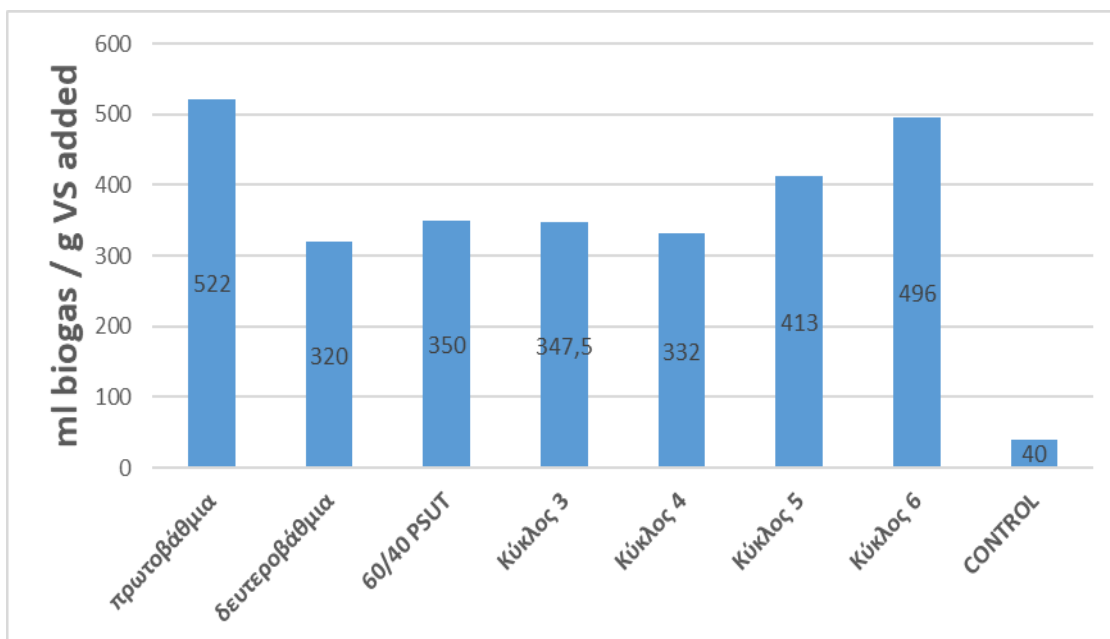


Σχήμα 30: Ποσότητα παγιδευμένου COD στην ιλύ συναρτήσει της οργανικής φόρτισης για το HiCAS (πάνω) και το HiCS (κάτω)

Πίνακας 11: Τιμές οργανικής φόρτισης για όλους τους κύκλους λειτουργίας των HiCAS και HiCS

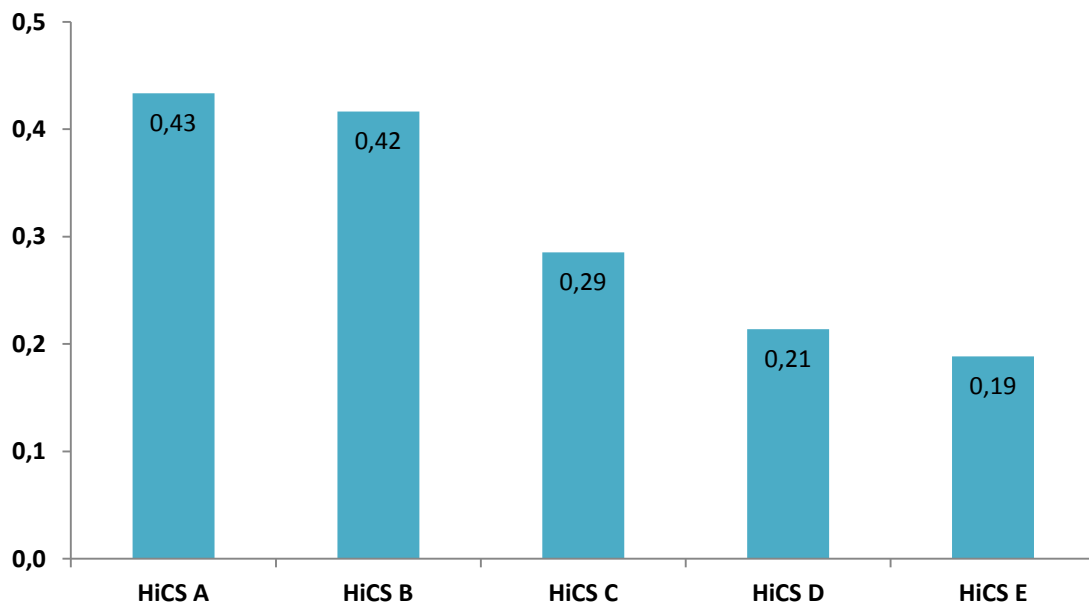
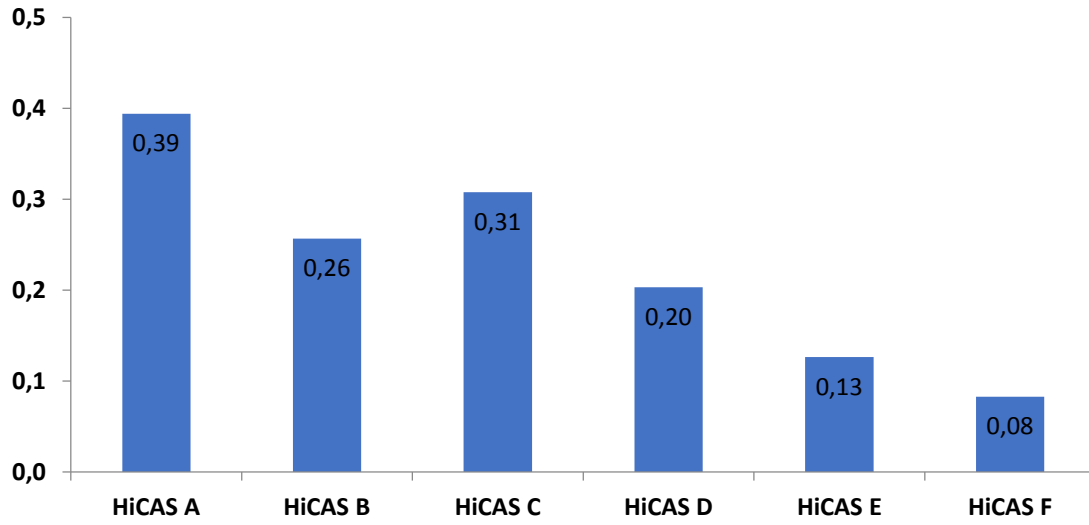
	OLR (kg COD/kg VSS - d)	
	HiCAS	HiCS
A	1.69	4.09
B	2.56	4.67
C	4.27	10.9
D	5.03	11.36
E	9.18	9.5
F	14.4	-

## Αποτελέσματα BMP tests



Σχήμα 31: Δυναμικό παραγωγής βιοαερίου συστήματος HiCAS (πάνω) και HiCS (κάτω)

### Κατανάλωση οξυγόνου (kg O<sub>2</sub>/kg COD<sub>ΕΙΣ</sub>)



Σχήμα 32: Κατανάλωση οξυγόνου στα πιλοτικά συστήματα HiCAS (πάνω) και HiCS (κάτω)



## 5. Προσθήκη κροκιδωτικού σε συστήματα HRAS

### 5.1 Εισαγωγή

Στην προηγούμενη ενότητα φάνηκε ότι ένα σημαντικό πρόβλημα που αντιμετωπίζουν τα συστήματα υψηλής οργανικής φόρτισης είναι η διαφυγή στερεών στην έξοδο των συστημάτων. Αυτό συμβαίνει λόγω της χαμηλής συνοχής των κροκιδών και της αυτόνομης ανάπτυξης κυττάρων (disperse growth) λόγω των υψηλών οργανικών φορτίσεων που λειτουργεί το σύστημα. Παράλληλα, ένας από τους βασικούς στόχους των συστημάτων HRAS είναι η παραγωγή πλεονάσματος ιλύος πλούσιου σε οργανικό υλικό για την μέγιστη παραγωγή βιοαερίου. Όπως αναφέρθηκε, εάν τα στερεά που διαφεύγουν, κατακρατηθούν στην ιλύ του συστήματος, τότε το ποσοστό του εισερχόμενου COD που οδηγείται στο ρεύμα της ιλύος είναι σημαντικό.

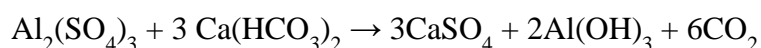
Η συγκράτηση των στερεών, θα μπορούσε να επιτευχθεί με διάφορους τρόπους, όπως η εφαρμογή μεθόδου μεμβρανών ή με την προσθήκη χημικού. Λόγω του αυξημένου λειτουργικού κόστους που συνεπάγεται η λειτουργία μεμβρανών, στα πλαίσια της παρούσας διπλωματικής επιλέχθηκε η διερεύνηση της προσθήκης κροκιδωτικού στα πιλοτικά συστήματα. Για την επιλογή του επιθυμητού χημικού που θα χρησιμοποιηθεί, ήταν δόκιμο να γίνει βιβλιογραφική αναζήτηση σε τεχνολογίες που έχουν εφαρμοστεί εκτενέστερα, όπως η χημικά υποβοηθούμενη πρωτοβάθμια καθίζηση. Σε επόμενο στάδιο, για την εύρεση της κατάλληλης δοσολογίας είναι αναγκαία η διεξαγωγή πειραμάτων Batch.

Είναι σημαντικό να γίνεται η επιλογή του καταλληλότερου τύπου κροκιδωτικού και η βέλτιστη δοσολογία στα συστήματα CEPT. Υπάρχουν ορισμένες πτυχές σε αυτό το ζήτημα, όπως η μεγιστοποίηση της μείωσης COD, η ελαχιστοποίηση των αρνητικών επιπτώσεων στις ακόλουθες βιολογικές διεργασίες, η εύκολη εφαρμογή και το κόστος των χημικών. Η καθιερωμένη μέθοδος για την επιλογή του κροκιδωτικού και της δοσολογίας που θα χρησιμοποιηθεί στην επεξεργασία λυμάτων είναι η μέθοδος JAR TEST. Διαφορετικά κροκιδωτικά σε διαφορετικές δόσεις εφαρμόζονται σε δοκιμές JAR για το σκοπό αυτό (De Feo et al., 2008). Τα κολλοειδή στα λύματα έχουν γενικά υψηλή σταθερότητα, γεγονός που τα

οδηγεί να απωθούνται μεταξύ τους και να παραμένουν σε αιώρηση (Sarpazadeh et al., 2007). Οι κατιοντικές ουσίες πρέπει να εφαρμόζονται για να εξουδετερώσουν τα αρνητικά φορτία στις κολλοειδείς επιφάνειες και να αφαιρούν τη σταθερότητα στο εναιώρημα. Αυτά τα κατιόντα θα μπορούσαν να είναι ανόργανα ή οργανικά. Τα ανόργανα κροκιδωτικά όπως το θειϊκό αργίλιο ( $Al_2(SO_4)_3$ ) και ο χλωριούχος σίδηρος ( $FeCl_3$ ) είναι τα πιο διαδεδομένα κροκιδωτικά που χρησιμοποιούνται στη διαδικασία CEPT (Degremont, 2007). Η αύξηση της παραγωγής λάσπης λόγω της χρήσης ανόργανων κροκιδωτικών δεν πρέπει να παραβλέπεται και θα πρέπει να λαμβάνεται υπόψη για την απόρριψη της παραγόμενης ιλύος. Η παραγωγή λάσπης είναι υψηλότερη στη χημικά υποβοηθούμενη καθίζηση, λόγω της επιπλέον χημικής ιλύος που παράγεται, σε σύγκριση με τη συμβατική πρωτοβάθμια καθίζηση. Έτσι, η αποφυγή της υπερβολικής παραγωγής λάσπης είναι ένα σημαντικό ζήτημα βελτιστοποίησης. Οι Yagci et al. (2015) υπογράμμισαν ότι η χρήση χλωριούχου πολυαργιλίου (PAC) προκαλεί λιγότερη παραγωγή λάσπης σε σύγκριση με τα συμβατικά κροκιδωτικά όπως ο  $FeCl_3$ .

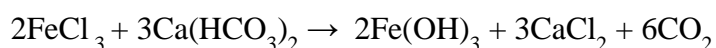
Οι αντιδράσεις που επιτελούν οι κυριότερες χημικές ουσίες που συνήθως χρησιμοποιούνται στην κροκίδωση, όπως αναφέρθηκαν παραπάνω, είναι:

#### Θειϊκό αργίλιο (Aluminium Sulphate) $Al_2(SO_4)_3$ (Alum)



- Βέλτιστο pH 4.0-7.0

#### Χλωριούχος σίδηρος (Ferric chloride) $FeCl_3$



- Βέλτιστο pH 3.5-6.5 και πάνω από 8.5.

Τα αποτελέσματα των Sarpazadeh et al. (2006) έδειξαν αύξηση στην απομάκρυνση του COD, του φωσφόρου, της θολότητας και των TSS με την αύξηση σε δοσολογία θειϊκού αργιλίου και χλωριούχου σιδήρου. Τα αποτελέσματα αποκάλυψαν απομάκρυνση COD, φωσφόρου, θολότητας και TSS 38, 66, 68 και 69%, για θειϊκό

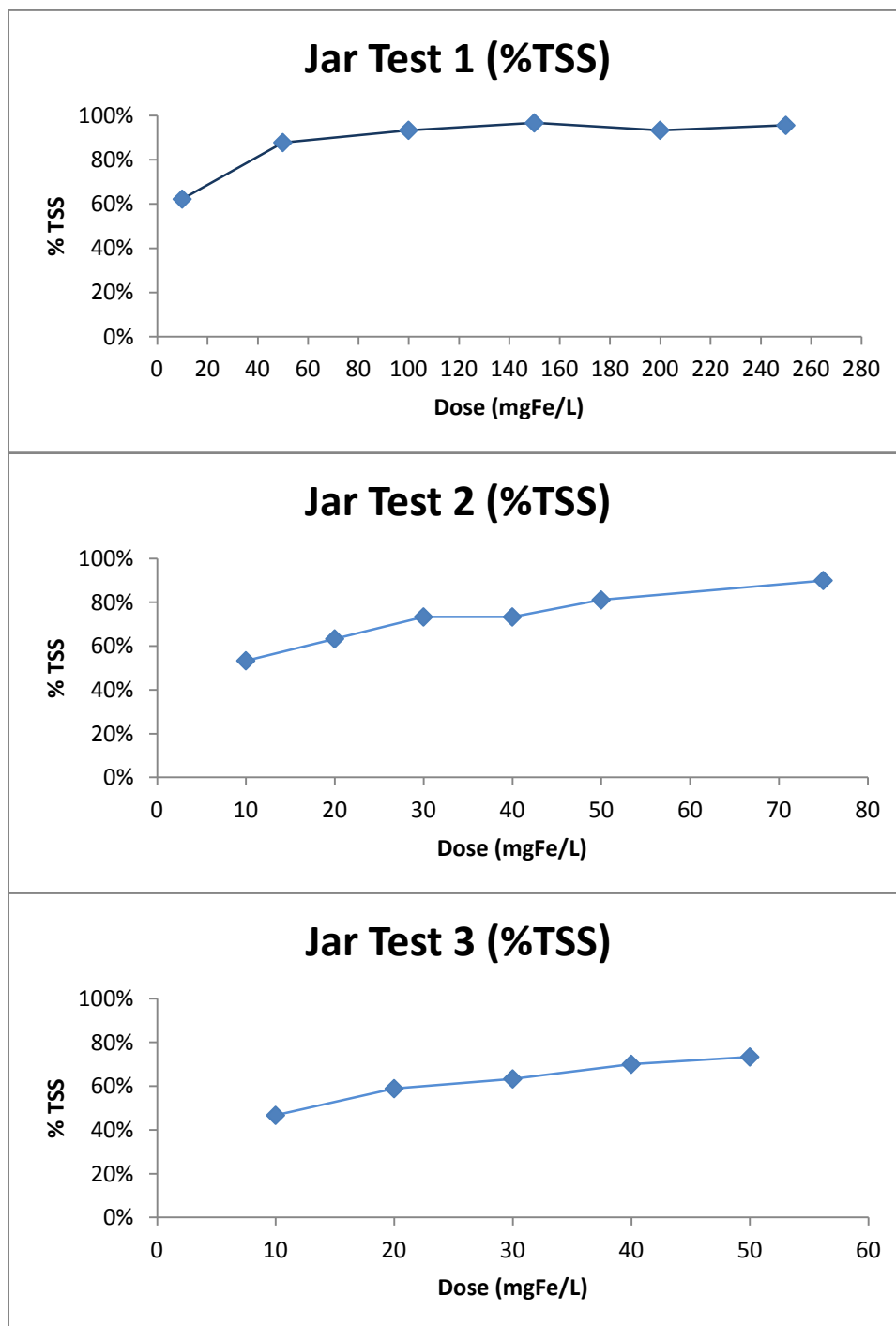
αργίλιο στα 80 mg / L και 60, 73, 49 και 48% για χλωριούχο σίδηρο στα 70 mg / L ως βέλτιστες δόσεις, αντίστοιχα. Ο χλωριούχος σίδηρος παρουσίασε καλύτερη αποτελεσματικότητα σε σύγκριση με το θειικό αργίλιο. Και για τα δύο χημικά, η βέλτιστη τιμή pH για μεγιστοποίηση της απόδοσης βρέθηκε στο 8,2.

## **5.2 Αποτελέσματα πειραμάτων batch για τον προσδιορισμό της βέλτιστης δόσης κροκιδωτικού**

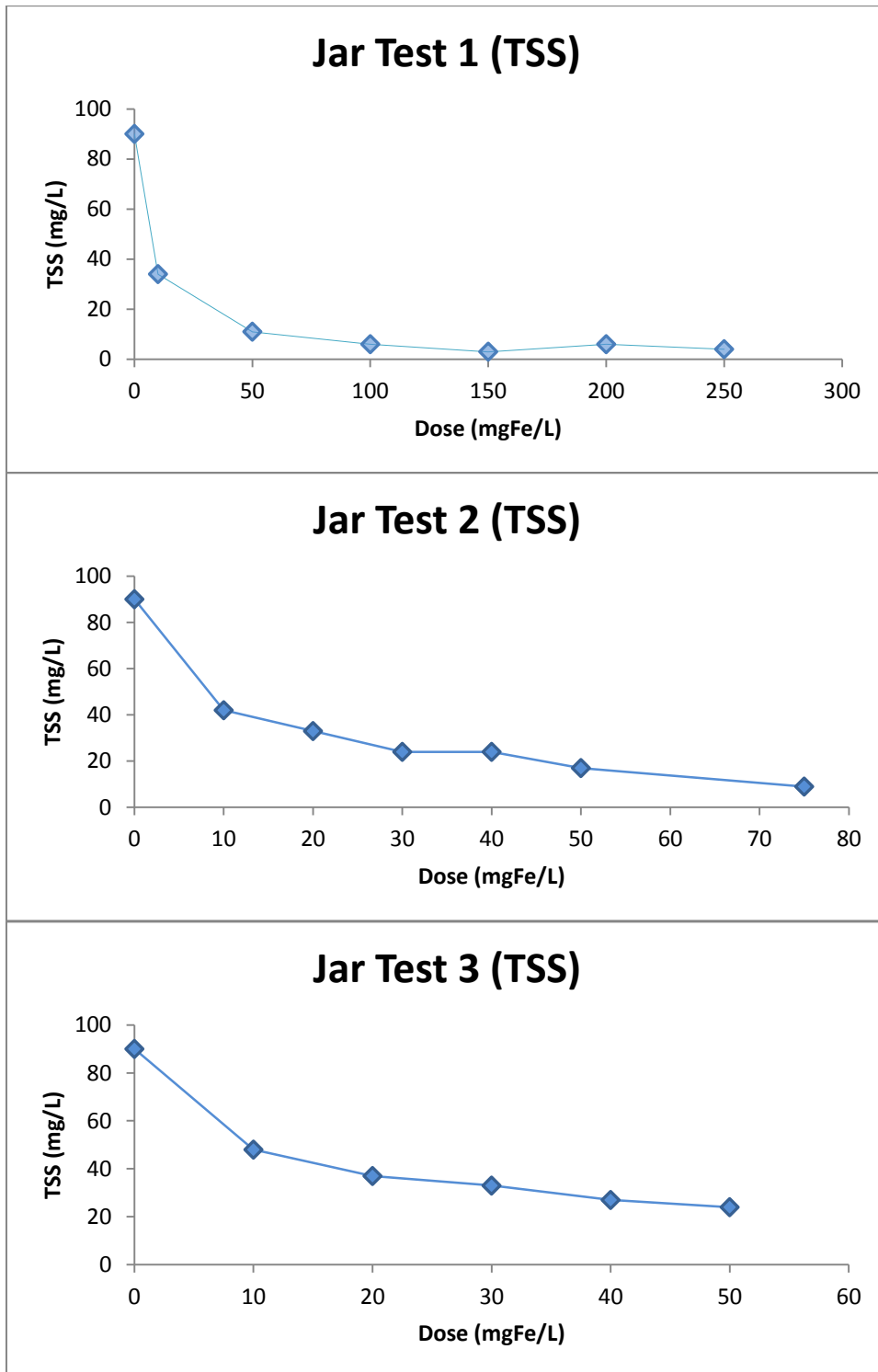
Για την εύρεση της κατάλληλης δόσης κροκιδωτικού ώστε να επιτευθεί κατακράτηση των αιωρούμενων στερεών στην ιλύ και να μην έχουμε υψηλές συγκεντρώσεις στην εκροή των συστημάτων, εκτελέστηκαν Batch πειράματα με τη μέθοδο JAR, με τη διαδικασία που έχει αναφερθεί σε προηγούμενο κεφάλαιο. Συνολικά πραγματοποιήθηκαν 3 πειράματα με διαφορετικές δόσεις κροκιδωτικού. Το κροκιδωτικό που χρησιμοποιήθηκε είναι τριχλωριούχος σίδηρος ( $\text{FeCl}_3$ ) και οι δόσεις που αναφέρονται στην παρούσα μελέτη είναι εκφρασμένες σε όρους Fe. Το συγκεκριμένο κροκιδωτικό επιλέχθηκε, λόγω του γεγονότος ότι είναι το πιο διαδεδομένο σε σχέση με τα υπόλοιπα.

Στο πρώτο πείραμα εφαρμόστηκαν δόσεις 10, 50, 100, 150, 200 και 250 mg/L σε δείγματα ανάμικτου υγρού του συστήματος HiCAS. Έχοντας παρατηρήσει πολύ μεγάλη κατακράτηση στερεών σε σχετικά μικρές δόσεις (<100 mg/L), στο δεύτερο πείραμα έγινε εστίαση στις δόσεις 10, 20, 30, 40, 50, 75 σε αντίστοιχα δείγματα. Σε αυτό το πείραμα επιβεβαιώθηκε η πρώτη παρατήρηση ότι σε μικρές δόσεις έχουμε μια ικανοποιητική απομάκρυνση των ολικών αιωρούμενων στερεών, ενώ στην αύξηση της δόσης από 50 σε 75 mg/L η διαφορά στην κατακράτηση ήταν μικρή. Με βάση τα παραπάνω, πραγματοποιήθηκε και ένα επαναληπτικό πείραμα, επαναλαμβάνοντας τις δόσεις 10-50 mg/L. Τέλος, εκτελέστηκε και ένα επιπλέον πείραμα, όπου εφαρμόστηκε δόση 10 mg/L σε δείγμα τελικής εξόδου για λόγους σύγκρισης με τα αποτελέσματα στα δείγματα ανάμικτου υγρού. Γενικά η εφαρμογή του χημικού ενδεχομένως να μπορούσε να γίνει στην τελική εκροή του συστήματος HiCAS αν ακολουθεί τριτοβάθμια επεξεργασία. Η παραπάνω επιλογή συνεπάγεται αύξηση του κόστους κατασκευής γεγονός που θα πρέπει να συνεκτιμηθεί.

Παρακάτω παρουσιάζονται διαγράμματα για το κάθε πείραμα, όπου φαίνεται η αποδοτικότητα της κάθε δόσης κροκιδωτικού στα ολικά αιωρούμενα στερεά της εκροής του συστήματος, καθώς και πίνακας με τα συγκεντρωτικά αποτελέσματα των τριών πειραμάτων.



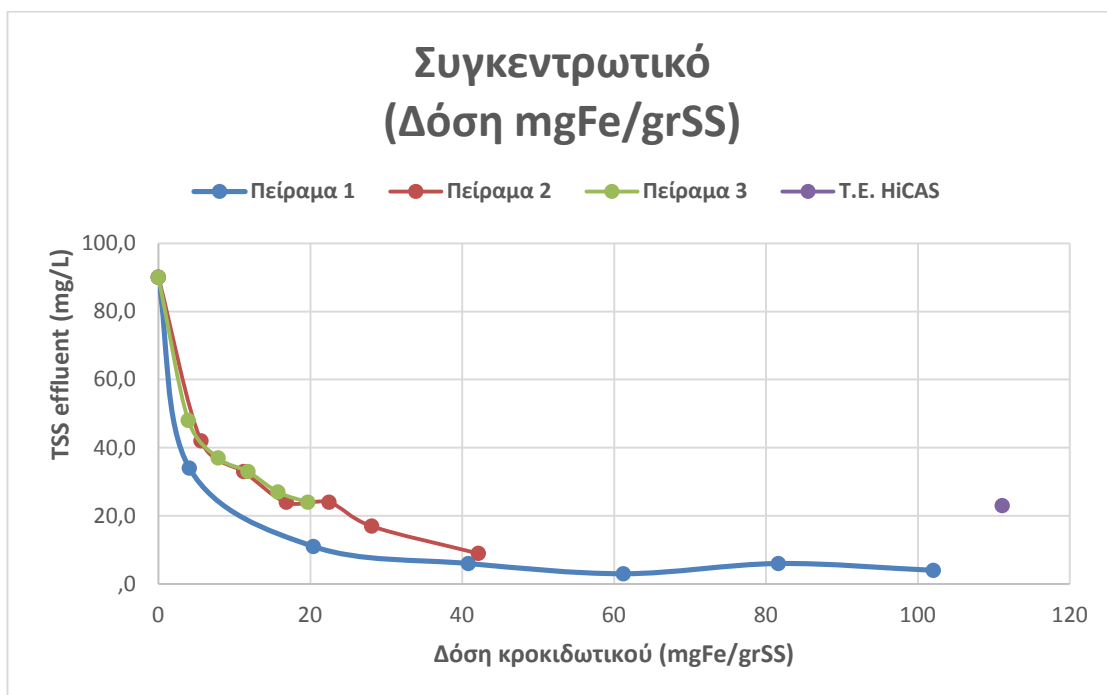
*Σχήμα 33: Απομάκρυνση TSS (%) ανάλογα με τις δόσεις για τα τρία JAR TESTS στο ανάμικτο υγρό*



*Σχήμα 34: Μεταβολή συγκέντρωσης TSS ανάλογα με τις δόσεις για τα τρία JAR TESTS στο ανάμικτο υγρό*

Πίνακας 12: Συνολικά αποτελέσματα JAR TESTS

	Δείγμα	Δόσεις (mgFe/L)	Δόσεις (mgFe/grSS)	Θολότητα (NTU)	TSS (mg/L)	TSSαπομ	% Απομ TSS	pH	MLSS (mg/L)
Πείραμα	T.E. HiCAS	0	-	106	90		0	7,4	
1	A.Y.	10	4,08	31,2	34	56	62%	7,25	2450
		50	20,41	8,15	11	79	88%	6,81	
		100	40,82	6,2	6	84	93%	6,2	
		150	61,22	2,62	3	87	97%	5,7	
		200	81,63	3,05	6	84	93%	5,1	
		250	102,04	1,42	4	86	96%	4,14	
2	A.Y.	10	5,62	40,7	42	48	53%		1780
		20	11,24	29,7	33	57	63%		
		30	16,85	25,8	24	66	73%		
		40	22,47	19,4	24	66	73%		
		50	28,09	12,7	17	73	81%		
		75	42,13	5,2	9	81	90%		
3 (επανα- ληπτικό)	A.Y.	10	3,94		48	42	47%		2540
		20	7,87		37	53	59%		
		30	11,81		33	57	63%		
		40	15,75		27	63	70%		
		50	19,69		24	66	73%		
	T.E. HiCAS	10	111,11		23	67	74%		



Σχήμα 35: Επίδραση των διαφορετικών δόσεων Fe στα TSS της εκροής

### 5.3 Προσθήκη κροκιδωτικού στο σύστημα συνεχούς ροής

Η εκτιμώμενη δόση από τα πειράματα Batch εφαρμόστηκε στο πιλοτικό σύστημα ώστε να διερευνηθεί η απόδοση της μεθόδου σε κανονικές συνθήκες λειτουργίας. Για την εφαρμογή της υπολογιζόμενης δόσης από τα batch πειράματα στο σύστημα συνεχούς ροής είναι απαραίτητη η κατάστρωση ισοζυγίου μάζας σιδήρου, που υπολογίζεται αναλυτικά παρακάτω.

#### Υπολογισμός της απαιτούμενης μάζας σιδήρου:

Σύμφωνα με το ισοζύγιο μάζας για τον σίδηρο στο σύστημα ισχύει ότι:

$$Q_{EIS} \times C_{Fe\ EIS} = Q_{EE} \times C_{Fe\ EE} + W \times C_{Fe\ IAYOS} \quad (1)$$

Για την είσοδο ισχύει:

$$Q_{EIS} \times C_{Fe\ EIS}$$

Όπου:  $Q_{EIS}$ : Παροχή λυμάτων στο σύστημα

$Q_{EE}$ : Παροχή λυμάτων στην εκροή του συστήματος

$C_{Fe\ EIS}$ : Η ζητούμενη συγκέντρωση σιδήρου στην είσοδο του συστήματος

$C_{Fe\ EE}$ : Συγκέντρωση ολικού σιδήρου στην έξοδο

$C_{Fe\ IAYOS}$ : Η συγκέντρωση σιδήρου στην ιλύ του συστήματος

Για την έξοδο ισχύει:

$$Q_{EE} \times C_{Fe\ EE} = Q_{EE} \times (C_{Fe\ YΓPOY} + C_{Fe\ στα\ TSSεξ})$$

Όπου:  $Q_{EE}$ : Παροχή λυμάτων στην εκροή του συστήματος

$C_{Fe\ EE}$ : Συγκέντρωση ολικού σιδήρου στην έξοδο

$C_{Fe\ YΓPOY}$ : Συγκέντρωση διαλυτού σιδήρου στην έξοδο

$C_{Fe\ στα\ TSSεξ}$ : Συγκέντρωση σιδήρου δεσμευμένου στα στερεά εξόδου

Θεωρώντας ότι όλος ο σίδηρος έχει προσροφηθεί στα στερεά (επαληθεύτηκε πειραματικά με μετρήσεις στην εκροή), το  $C_{Fe\ YΓPOY} = 0$  και συνεπώς:

$$Q_{EE} \times C_{Fe EE} = Q_{EE} \times C_{Fe \sigma \tau \alpha TSS_{E\xi}} = Q_{EE} \times TSS_{EE} \times \Delta$$

$\Delta$ : Δόση στόχος (20 mgFe/gSS)

Για την ιλύ ισχύει:

$$W \times C_{Fe IAYO\Sigma} = W \times SSu \times \Delta$$

Συνεπώς η (1) γράφεται:

$$Q_{EIS} \times C_{Fe EIS} = (Q_{EE} \times TSS_{EE} + W \times SSu) \times \Delta$$

$$Q_{EIS} \times C_{Fe EIS} = \frac{V_{\Delta A} \times MLSS}{\theta_c} \times \Delta$$

$$C_{Fe EIS} = \frac{V_{\Delta A} \times MLSS}{Q_{EIS} \times \theta_c} \times \Delta$$

$$C_{Fe EIS} = \frac{\theta}{\theta_c} \times MLSS \times \Delta \quad (2)$$

Υπολογισμός Δόσης για τον 6<sup>ο</sup> κύκλο λειτουργίας του συστήματος HiCAS:

$$Q_{EIS} = 720 \text{ L/d}$$

$$\Theta = 0.5 \text{ h (0.02d)}$$

$$\theta_c = 0.22 \text{ d}$$

$$MLSS = 2.7 \text{ g/L}$$

Από την (2) προκύπτει η συγκέντρωση σιδήρου στην είσοδο του συστήματος:

$$C_{Fe EIS} = 5.1 \frac{mgFe}{lt}$$

Και σε όρους μάζας

$$Μάζα_{Fe} = 5.1 \frac{mgFe}{lt} \times 720 \frac{L}{d} = 3.7 \frac{grFe}{d}$$

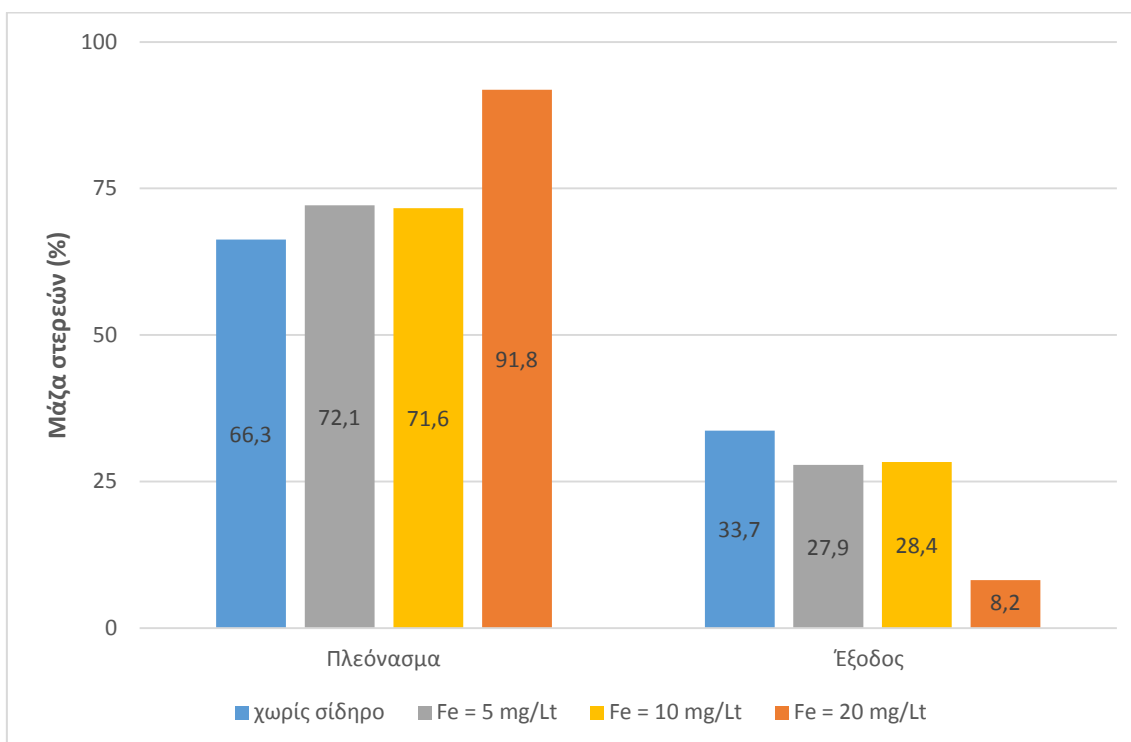


Οι δόσεις που προέκυψαν από τα batch πειράματα είναι χαμηλότερες συγκριτικά με βιβλιογραφικές αναφορές για ενίσχυση της πρωτοβάθμιας καθίζησης με κροκιδωτικό. Στο πιλοτικό σύστημα (HiCAS) συνεχούς ροής ξεκίνησε η παρακολούθηση αρχικά με δόση 5 mg/L και στην συνέχεια με 10 και 20 mg/L. Για κάθε δόση έγινε παρακολούθηση του συστήματος για διάστημα 2-3 εβδομάδων. Μετά το πέρας των πειραμάτων στο σύστημα συνεχούς ροής, αυτό που εξήχθη ως συμπέρασμα είναι ότι μόνο στη δόση των 20mg/L υπήρξε η επιθυμητή απομάκρυνση στερεών. Από το σχήμα 35, παρατηρείται ότι με δόση 20mgFe/gSS, τα TSS στο υπερκείμενο υγρό του πειράματος batch δεν ξεπερνούν τα 20-30mg/L. Όμως, όπως φαίνεται και στον παρακάτω πίνακα, όπου παρουσιάζονται μέσες τιμές των αποτελεσμάτων για τους τρεις κύκλους λειτουργίας, η επίδραση των μικρών δόσεων είναι πολύ μικρή, χωρίς ουσιαστικά αποτελέσματα, ενώ στην δόση των 20 mg/L η απόδοση στην απομάκρυνση των στερεών ήταν πολύ ικανοποιητική. Επίσης, παρατηρείται σχεδόν πλήρης απομάκρυνση του κολλοειδούς κλάσματος, κάτι που είναι αναμενόμενο. Τέλος, η συγκέντρωση φωσφορικών ριζών στην έξοδο του συστήματος είναι σχεδόν μηδενική και οφείλεται σε χημική κατακρήμνιση λόγω της προσθήκης σιδήρου.

**Πίνακας 13: Συνολικά αποτελέσματα σε μέσες τιμές για τους τρεις κύκλους λειτουργίας του συστήματος HiCAS με προσθήκη σιδήρου ως κροκιδωτικό**

Fe	MLSS	MLVSS	TSS (VSS)	tCOD	pCOD	cCOD	sCOD	PO <sub>4</sub> -P	θ <sub>c</sub>	W
mg/L	mg/L							d	L/d	
0	2700	2100	98	245	142	23	80	3	0,23	48
5	2900	2260	80	196	91	21,5	74,9	1,5	0,25	48
10	2830	-	80	177,5	110	6	60	0,8	0,25	48
20	3549	2716	25 (23)	88	32	1	55	0,1	0,26	53

Όπως φαίνεται στο σχήμα 36, με την αύξηση της δόσης κροκιδωτικού, βελτιώθηκε πολύ το ποσοστό των στερεών που διέφευγαν στην έξοδο. Στη λειτουργία του συστήματος χωρίς σίδηρο το 33% της ημερήσιας παραγόμενης μάζας στερεών χάνεται στην εκροή. Στις δόσεις 5 και 10 mg/L δεν υπάρχει ουσιαστική διαφορά σε αυτή την εικόνα, ενώ με την τελική δόση των 20 mg/L, η ημερήσια παραγόμενη βιομάζα που διαφεύγει, είναι λιγότερο από 10%, οπότε το 90% της μάζας καταλήγει στο πλεόνασμα ιλύος.



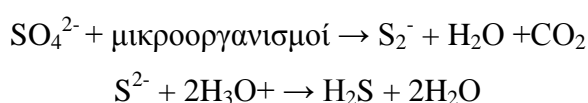
**Σχήμα 36: Κατανομή (%) στερεών στο πλεόνασμα ιλύος και στην εκροή του συστήματος HiCAS με προσθήκη διαφορετικών δόσεων σιδήρου**

Όπως φάνηκε από τα αποτελέσματα που παρουσιάστηκαν προηγουμένως, η δόση που τελικά χρειάστηκε να εφαρμοστεί στο σύστημα συνεχούς ροής ήταν σχεδόν 4 φορές μεγαλύτερη από την υπολογιζόμενη δόση με βάση τα Batch πειράματα. Το γεγονός αυτό, καθώς και η παρατήρηση έντονου μύρου χρώματος τόσο στη δεξαμενή επαφής όσο και στην εκροή του πιλοτικού συστήματος, οδηγούν στο συμπέρασμα παρουσίας θειούχων ενώσεων (υδρόθειο, στοιχειακό θείο κ.α.) στα εισερχόμενα λύματα. Σε αυτή την περίπτωση, ένα μέρος του σιδήρου δεσμεύεται, καθώς αντιδρά με σουλφίδια, οπότε δεν συμβάλλει όσο είναι αναμενόμενο στην διαδικασία της

κροκιδώσης. Για να επιβεβαιωθεί η παρουσία σουλφιδίων στα εισερχόμενα λύματα, πραγματοποιήθηκαν μετρήσεις που έδειξαν συγκεντρώσεις διαλυτών σουλφιδίων 0.7 mg/L. Σημειώνεται, ότι οι παρατηρήσεις που οδήγησαν στη θεώρηση παρουσίας σουλφιδίων στα λύματα εισόδου, δεν έγιναν και κατά την πραγματοποίηση των Batch πειραμάτων, με συνέπεια εκεί τα αποτελέσματα που λήφθηκαν να δείχνουν καλύτερη απόδοση του κροκιδωτικού. Η απόκλιση αυτή μπορεί να οφείλεται στο γεγονός ότι τα πειράματα Batch διεξήχθησαν στο εργαστήριο σε έταιρο χρόνο από αυτό της δειγματοληψίας, με συνέπεια είτε να χάνονται οι θειούχες ενώσεις κατά τη μεταφορά, είτε να υπάρχει ωριαία διακύμανσή τους στα λύματα, οπότε να βρίσκονται σε μικρές συγκεντρώσεις τη στιγμή της δειγματοληψίας.

#### **Παρουσία υδρόθειου στα λύματα:**

Ο κυριότερος μηχανισμός δημιουργίας του H<sub>2</sub>S στα λύματα παραμένει η αναγωγή των θεικών ριζών, η οποία επιτελείται μέσω βακτηριδίων (αερόβια αφομοιωτικά θειοβακτήρια, αναερόβια θειοαναγωγικά βακτήρια), που δρουν σε αναερόβιες συνθήκες, κατά τις αντιδράσεις :



Το υδρόθειο (H<sub>2</sub>S) προκύπτει μετά από βιοχημική αποικοδόμηση οργανικών και ανόργανων ενώσεων που περιέχουν θείο, κάτω από αναερόβιες συνθήκες. Το φαινόμενο γίνεται ιδιαίτερα έντονο, όταν ο χρόνος παραμονής των λυμάτων μέσα στους αγωγούς είναι παρατεταμένος και οι θερμοκρασίες υψηλές (Ασλανίδου, 2007).

#### **5.4 Οικονομικό κόστος προσθήκης κροκιδωτικού σε συστήματα HRAS**

Το κροκιδωτικό που επιλέχθηκε είναι ο τριχλωριούχος σίδηρος με την εμπορική ονομασία Ferrisol-Cl-140 συγκέντρωσης 14% w/w ως Fe<sup>3+</sup>. Για τον υπολογισμό του οικονομικού κόστους της χρήσης κροκιδωτικού λαμβάνουμε υπόψιν

τις λειτουργικές παραμέτρους του συστήματος HiCAS που έχουν αναφερθεί παραπάνω, ενώ η δόση που επιλέγεται είναι τα 20mg/L. Με βάση αυτά τα δεδομένα, αρχικά υπολογίζεται η μάζα του κροκιδωτικού, σε όρους σιδήρου, που απαιτείται ημερησίως:

$$\text{Μάζα Fe} = 20 \frac{\text{mg Fe}}{\text{L}} \times 720 \frac{\text{L}}{\text{d}} = 14.4 \frac{\text{g Fe}}{\text{d}}$$

Στη συνέχεια υπολογίζεται η ποσότητα που απαιτείται από τον τριχλωριούχο σίδηρο του εμπορίου (Ferrisol) με βάση τη συγκέντρωση:

$$\text{Μάζα Ferrisol} = \frac{14.4 \frac{\text{g Fe}}{\text{d}}}{14 \%} = 102.8 \frac{\text{g}}{\text{d}} = 0.1028 \frac{\text{kg}}{\text{d}}$$

$$\text{Το συγκεκριμένο χημικό έχει κόστος } 220 \frac{\text{€}}{\text{tn}} = 0.22 \frac{\text{€}}{\text{kg}}$$

$$\text{Επομένως καθημερινά το κόστος ανέρχεται σε: } 0.1028 \frac{\text{kg}}{\text{d}} \times 0.22 \frac{\text{€}}{\text{kg}} = 0.022 \frac{\text{€}}{\text{d}},$$

$$\text{Οπότε με βάση την ημερήσια παροχή (0.72 m}^3\text{) προκύπτει κόστος: } 0.03 \frac{\text{€}}{\text{m}^3}$$

Ενδιαφέρον παρουσιάζει η σύγκριση του συνολικού κόστους που συνεπάγεται η προσθήκη κροκιδωτικού σε σύστημα HRAS σε σχέση με την ενίσχυση της πρωτοβάθμιας καθίζησης με κροκιδωτικό. Οι Taboada - Santos et al. (2020), έθεσαν σε λειτουργία ένα σύστημα HiCAS σε SRT 1d και HRT 2h. Τα αποτελέσματα έδειξαν μεγαλύτερη κατανάλωση ενέργειας στο σύστημα υψηλής φόρτισης, σε σύγκριση με πρωτοβάθμια καθίζηση. Το συνολικό κόστος λειτουργίας του συστήματος HiCAS υπολογίστηκε σε 0.1 kWh/m<sup>3</sup>.

Όσον αφορά το κόστος της προσθήκης κροκιδωτικού, οι Taboada-Santos et al. (2020), υπολόγισαν το συνολικό κόστος για τη λειτουργία του HiCAS με προσθήκη χλωριούχου σιδήρου στα 0.038 €/m<sup>3</sup>, ενώ αντίστοιχα για προσθήκη σε CEPT το κόστος ανέρχεται σε 0.06 €/m<sup>3</sup>. Το υπολογιζόμενο κόστος αναφέρεται στην συνολική επεξεργασία συμπεριλαμβανομένων των χημικών και του λειτουργικού κόστους τόσο των αντιδραστήρων (αερισμός, επανακυκλοφορία ιλύος κλπ), όσο και της

επεξεργασίας ιλύος (πάχυνση, αφυδάτωση κλπ). Στους υπολογισμούς θεωρήθηκε τιμή του χημικού 220€/tn και κόστος ενέργειας 0.12 €/m<sup>3</sup>.

Σημειώνεται, ότι η προσθήκη κροκιδωτικού μπορεί να διαφέρει, όσον αφορά την απαιτούμενη δόση, ανάλογα με την παρουσία σουλφιδίων στα υπο επεξεργασία λύματα. Σε λύματα με χαμηλές συγκεντρώσεις σουλφιδίων, οι απαιτήσεις σε χημικά ενδεχομένως να είναι μικρότερες. Πιθανόν, παρόμοια προβλήματα με αυτά της παρούσας εργασίας, λόγω της παρουσίας θειούχων ενώσεων, μπορούν να παρουσιαστούν και σε χημικά υποβοηθούμενη πρωτοβάθμια καθίζηση, καθώς θα επιτελούνται οι ίδιες αντιδράσεις, αυτών, με τον προστιθέμενο σίδηρο. Για πιο ασφαλή συμπεράσματα θα πρέπει να γίνει πειραματική διερεύνηση προσθήκης χημικού σε πρωτοβάθμια καθίζηση και τότε να συγκριθούν οι δόσεις μεταξύ τους.

## 6. Συμπεράσματα

Σκοπός της παρούσας εργασίας ήταν η παρακολούθηση των πιλοτικών συστημάτων υψηλής οργανικής φόρτισης ως προς την απόδοσή τους κάτω από διαφορετικές συνθήκες λειτουργίας. Τα δεδομένα που μελετήθηκαν ήταν κυρίως η ποιότητα εκροής των συστημάτων ως προς τα αιωρούμενα στερεά και τα κλάσματα του οργανικού φορτίου, ο συντελεστής απόδοσης βιομάζας, η ποσότητα και η ποιότητα της παραγόμενης ιλύος, καθώς και οι απαιτήσεις των συστημάτων σε οξυγόνο. Όλα τα παραπάνω αξιολογούνται δεδομένων των συνθηκών της οργανικής φόρτισης που επικρατούν σε κάθε κύκλο λειτουργίας. Με βάση την ανάλυση των αποτελεσμάτων της εργασίας προέκυψαν κάποια σημαντικά συμπεράσματα, τα οποία συνοψίζονται στα ακόλουθα:

### 6.1 HiCAS

- Η αύξηση της οργανικής φόρτισης οδηγεί σε σταδιακή μείωση του ποσοστού του εισερχόμενου οργανικού φορτίου που καταναλώνεται μέσω οξείδωσης (άρα και μείωση του απαιτούμενου οξυγόνου, με ελάχιστη τιμή  $0.08 \text{ kgO}_2 / \text{kgCOD}_{\text{EIS}}$ ), με τιμές που κυμαίνονται από 9% έως 42%, σε αύξηση του ποσοστού του οργανικού φορτίου που απομακρύνεται με προσρόφηση ή/και ενδοκυτταρική αποθήκευση και σε ταυτόχρονη υποβάθμιση της ποιότητας της εκροής.
- Ο βαθμός απόδοσης του διαλυτού COD παραμένει υψηλός (86%-90%) σε όλες τις οργανικές φορτίσεις.
- Η διαφυγή στερεών που παρατηρείται στην έξοδο είναι ένα σημαντικό μειονέκτημα των συστημάτων υψηλής φόρτισης (σε υψηλές οργανικές φορτίσεις) αφού περιορίζει την απομάκρυνση οργανικού υλικού στο ρεύμα της ιλύος. Το γεγονός αυτό οφείλεται στις πολύ υψηλές οργανικές φορτίσεις που έχουν συνέπεια την εμφάνιση αποκροκίδωσης και παρουσία αυτόνομων κυττάρων (disperse growth) στο ανάμικτο υγρό.

- Ο συντελεστής απόδοσης βιομάζας ( $Y_{obs}$ ), παρουσιάζει αύξηση, όσο αυξάνεται και η οργανική φόρτιση. Στο HiCAS E παίρνει τιμές από 0.17 kgVSS / kgCOD<sub>EIS</sub> (χωρίς κατακράτηση στερεών) μέχρι 0.29 kgVSS / kgCOD<sub>EIS</sub> (με κατακράτηση στερεών). Οι αντίστοιχες τιμές για τον έκτο κύκλο είναι 0.22 και 0.36 kgVSS/kgCOD<sub>EIS</sub>, αντίστοιχα.
- Η διαφυγή στερεών στην έξοδο του HiCAS, μειώνεται σημαντικά με την προσθήκη κροκιδωτικών. Παράλληλα, η επιλογή της προσθήκης κροκιδωτικών είναι οικονομικά εφικτή.
- Η βιομάζα που δεσμεύεται καθημερινά στο πλεόνασμα ιλύος ξεπερνά το 90% της συνολικά παραγόμενης αν γίνει χρήση τριχλωριούχου σιδήρου με 20 mgFe<sup>3+</sup>/L εισερχόμενων λυμάτων. Το αντίστοιχο ποσοστό που χάνεται στην τελική εκροή είναι μικρότερο του 10%.
- Η τελικά απαιτούμενη δόση τριχλωριούχου σιδήρου προέκυψε περίπου 4 φορές μεγαλύτερη σε σχέση με την αρχικά εκτιμώμενη από τα batch πειράματα στα δείγματα ανάμικτου υγρού του συστήματος HiCAS. Η απόκλιση αυτή αποδίδεται στην παρουσία σουλφιδίων. Οι θειούχες ενώσεις στα εισερχόμενα λύματα δεσμεύουν μέρος του προστιθέμενου χημικού μειώνοντας το διαθέσιμο για κροκίδωση της βιομάζας. Λύματα με μικρότερες συγκεντρώσεις σουλφιδίων πιθανότατα χρειάζονται μικρότερη δόση FeCl<sub>3</sub> για την επίτευξη όμοιων αποτελεσμάτων.
- Ο προστιθέμενος σίδηρος δεν μένει στην υγρή φάση αλλά δεσμεύεται όλος στη βιομάζα όπως προέκυψε από μετρήσεις που έγιναν στην εκροή του συστήματος.

## 6.2 HiCS

- Η αναερόβια δεξαμενή επαφής προκαλεί, για την ίδια οργανική φόρτιση, μείωση του δυναμικού παραγωγής βιοαερίου της περίσσειας ιλύος κατά περίπου 10%. Επίσης, με την λειτουργία της δεξαμενής επαφής χωρίς αερισμό, λόγω του μειωμένου ποσοστού οξείδωσης του οργανικού φορτίου των λυμάτων, καταγράφεται περίπου 35% μείωση στη ζήτηση οξυγόνου. Κατά συνέπεια, το σύστημα HiCS με αναερόβιες συνθήκες της δεξαμενής επαφής

έχει μειωμένες ενεργειακές απαιτήσεις λόγω της μείωσης στις απαιτήσεις αερισμού, αλλά παράγει ιλύ μικρής δυναμικότητας ως προς την παραγωγή βιοαερίου και παράλληλα, διαφυγή περισσότερων αιωρούμενων στερεών στην εκροή.

- Παρατηρείται ότι η αύξηση της οργανικής φόρτισης οδηγεί σε σταδιακή μείωση του ποσοστού του εισερχόμενου οργανικού φορτίου που καταναλώνεται μέσω οξείδωσης (άρα και μείωση στη ζήτηση οξυγόνου) και σε αύξηση του ποσοστού του οργανικού φορτίου που απομακρύνεται με προσρόφιση ή/και ενδοκυτταρική αποθήκευση με υποβάθμιση της ποιότητας της εκροής σε τιμές οργανικής φόρτισης μεγαλύτερες από 11 kgCOD/kgVSS d.
- Το σύστημα HiCS επιτυγχάνει απομάκρυνση οργανικού φορτίου σε ολικό COD πάνω από 80%, και μόνο στην περίπτωση οργανικής φόρτισης της τάξης των 11 kgCOD/kgVSS d και υδραυλικού χρόνου παραμονής της δεξαμενής επαφής ίσο με 0.5 h, ο βαθμός απομάκρυνσης του οργανικού φορτίου μειώνεται σε 62%, λόγω διαφυγής αιωρούμενων στερεών στην τελική εκροή. Όπως και στην περίπτωση των συστημάτων HiCAS, η διαφυγή στερεών που παρατηρείται σε αυτές τις υψηλές οργανικές φορτίσεις στα συστήματα υψηλής φόρτισης επαφής σταθεροποίησης αποδίδεται σε φαινόμενα αποκροκίδωσης της ιλύος ή/και στην παρουσία αυτόνομων κυττάρων (disperse growth) στο ανάμικτο υγρό.
- Ο συντελεστής απόδοσης βιομάζας ( $Y_{obs}$ ), παρουσιάζει αύξηση, στη λειτουργία υπό αναερόβιες συνθήκες στη δεξαμενή επαφής. Στο HiCS C παίρνει τιμές από 0.26 kgVSS/kgCOD<sub>EIS</sub> (χωρίς κατακράτηση στερεών) μέχρι 0.31 kgVSS/kgCOD<sub>EIS</sub> (με κατακράτηση στερεών), ενώ για τον κύκλο αναερόβιας λειτουργίας, οι τιμές είναι 0.31 και 0.38 kgVSS/kgCOD<sub>EIS</sub>, αντίστοιχα.
- Η λειτουργία του συστήματος HiCS σε υψηλές οργανικές φορτίσεις και υδραυλικούς χρόνους παραμονής μεγαλύτερους από 0,5 h μπορεί να εξασφαλίσει καλύτερη ποιότητα εκροής ως προς την συγκράτηση στερεών και κατά συνέπεια μεγαλύτερη παραγόμενη ποσότητα περίσσειας, σε σχέση με τα συστήματα HiCAS. Όμως, λόγω της δεξαμενής σταθεροποίησης, η ιλύς αυτή έχει μικρότερο ενεργειακό δυναμικό σε σχέση με την ιλύ από τα συμβατικά συστήματα, ενώ αυξάνεται και η ζήτηση οξυγόνου σε σύγκριση με τα HiCAS.



### 6.3 Προτάσεις για μελλοντική εργασία

- Περαιτέρω διερεύνηση της λειτουργίας με αναερόβιες συνθήκες στο σύστημα επαφής σταθεροποίησης.
- Προσθήκη κροκιδωτικού σε σύστημα HiCS
- Δοκιμή λειτουργίας των συστημάτων υψηλής φόρτισης με προσθήκη και άλλων κροκιδωτικών πέραν του σιδήρου ή/και συνδυασμό αυτών με ηλεκτρολύτες
- Προσθήκη του κροκιδωτικού σε άλλη θέση του πιλοτικού συστήματος. Ενδεχομένως, χρησιμοποίηση δεξαμενής ταχείας μίξης πριν την δεξαμενή τελικής καθίζησης για καλύτερη επαφή του χημικού με το ανάμικτο υγρό.
- Πειραματική διερεύνηση προσθήκης κροκιδωτικού σε πρωτοβάθμια καθίζηση και σύγκριση δόσεων μεταξύ τους.

## Βιβλιογραφία

- Aiyuk S., Amoako J., Raskin L., van Haandel A., Verstraete W., 2004. Removal of carbon and nutrients from domestic wastewater using a low investment, integrated treatment concept. *Water Res* 38 :3031–42
- Akanyeti, I., Temmink, H., Remy, M., Zwijnenburg, A., 2010. Feasibility of bioflocculation in a high-loaded membrane bioreactor for improved energy recovery from sewage. *Water Sci. Technol.* 61, 1433–1439. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.032>
- Aksu, Z., 2005. Application of biosorption for the removal of organic pollutants: a review. *Process Biochem.* 40, 997–1026. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.04.008>.
- Beccari, M., Dionisi, D., Giuliani, A., Majone, M., Ramadori, R., 2002. Effect of different carbon sources on aerobic storage by activated sludge. *Water Science & Technology*, 45(6), 157-168.
- Böhnke, B. (1994) Korrespondenz Abwasser 6/94, Jg 41, 900-907.
- Böhnke, B., Diering, B., and Zuckut, S. 1997 Cost-effective wastewater treatment process for removal of organics and nutrients. *Water Engineering & Management* 7, 30-35.
- Böhnke, B., Schulze-Rettmer, R., Zuckut, S.W., 1998. Cost-effective reduction of highstrength wastewater by adsorption-based activated sludge technology. *J. Water Eng. Manag.* 145, 31–34.
- Bowen, E.J., Dolfing, J., Davenport, R.J., Read, F.L., Curtis, T.P., 2014. Low-temperature limitation of bioreactor sludge in anaerobic treatment of domestic wastewater. *Water Sci. Technol.* 69 (5), 1004-1013.
- Bunch, B., Griffin Jr, D. 1987. Rapid removal of colloidal substrate from domestic wastewaters. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 957-963.
- Buswell, A.M., Long, H.L., 1923. Microbiology and theory of activated sludge. *J. Amer. Water Works Assoc.* 10 (2), 309-321.

- Cagnetta, C., D'Haese, A., Coma, M., Props, R., Buyschaert, B., Verliefde, A.R.D., Rabaey, K., 2017. Increased carboxylate production in high-rate activated A-sludge by forward osmosis thickening. *Chem. Eng. J.* 312, 68–78. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.11.119>.
- Cagnetta, C., Saerens, B., Meerburg, F. A., Decru, S. O., Broeders, E., Menkveld, W., Vandekerckhove, T. G. L., De Vrieze, J., Vlaeminck, S. E., Verliefde, A. R. D., De Gusseme, B., Weemaes, M., & Rabaey, K., 2019. High-rate activated sludge systems combined with dissolved air flotation enable effective organics removal and recovery. *Bioresource Technology*, 291(July 2019), 121833. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121833>
- Cao, S., Lu, D., Phua, K. M., Yan, W., Le, C., Tao, G., & Zhou, Y., 2020. Organics transformation and energy production potential in a high rate A-stage system: A demo-scale study. *Bioresource Technology*, 295(September 2019), 122300. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122300>
- Carucci, A., Dionisi, D., Majone, M., Rolle, E., Smurra, P., 2001. Aerobic storage by activated sludge on real wastewater. *Water Research*, 35(16), 3833-3844.
- Confer, D.R., Logan, B.E., 1997. Molecular weight distribution of hydrolysis products during biodegradation of model macromolecules in suspended and biofilm cultures I. Bovine serum albumin. *Water Research*, 31(9), 2127-2136.
- Coombs, J.A., 1922. Improvements in or Connected with the Treatment of Sewage and Other Impure Liquids.
- Chase, E. and Eddy, H., 1944 High-rate activated sludge treatment of sewage. *Sewage Works Journal* 16(5), 878-885.
- Dai W , Xu X , Yang F ., 2018. High-Rate Contact Stabilization Process-Coupled Membrane Bioreactor for Maximal Recovery of Organics from Municipal Wastewater. *Water* 10 .
- Demoulin G., 1998. Korrespondenz Abwasser 3/98, Jg 45, 478-491
- Diamantis, V., Melidis, P., Aivasidis, A., Verstraete, W., Vlaeminck, S.E., 2011. Efficiency and sustainability of urban wastewater treatment with maximum separation of the solid and liquid fraction. *Comprehensive Biotechnology*. Elsevier, pp. 507–515 <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-088504-9.00388-3>.
- Diamantis, V., Verstraete, W., Eftaxias, A., Bundervoet, B., Vlaeminck, S.E., Melidis, P., Aivasidis, A., 2013. Sewage pre-concentration for maximum recovery and

reuse at decentralized level. *Water Sci. Technol.* 67, 1188–1193. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.639>.

Diamantis V , Eftaxias A , Bundervoet B , Verstraete W., 2014. Performance of the biosorptive activated sludge (BAS) as pre-treatment to UF for decentralized wastewater reuse. *Bioresour Technol* 156 :314–21 .

De Feo G , De Gisi S , Galasso M ., 2008. Definition of a practical multi-criteria procedure for selecting the best coagulant in a chemically assisted primary sedimentation process for the treatment of urban wastewater. *Desalination* ; 230 :229–38 .

Degrémont., 2007. Water treatment handbook . 7 ed. France: *Lavoisier*

De Vrieze, J., De Lathouwer, L., Verstraete, W., Boon, N., 2013. High-rate iron-rich activated sludge as stabilizing agent for the anaerobic digestion of kitchen waste. *Water Res.* 47, 3732–3741. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.04.020>.

Eddy Metcalf, 2003. “Wastewater Engineering: Treatment and Reuse”, *McGrawHill*, NewYork.

Eliosov, B., Argaman, Y., 1995. Hydrolysis of particulate organics in activated sludge systems. *Water Research*, 29(1), 155-163.

Garrido, J.M., Fdz-Polanco, M., and Fdz-Polanco, F., 2013. Working with energy and mass balances: A conceptual framework to understand the limits of municipal wastewater treatment. *Water sci. Technol.* 67, 2294.

Ge, Huoqing, Damien J. Batstone, Morgan Mouiche, Shihu Hu, and Jurg Keller., 2017. “Nutrient Removal and Energy Recovery from High-Rate Activated Sludge Processes – Impact of Sludge Age” *Bioresource Technology* 245 (July): 1155–61.

Graaff, Marthe S. de, Tessa P.H. van den Brand, Kees Roest, Marcel H. Zandvoort, Olaf Duin, and Mark C.M. van Loosdrecht., 2016. “Full-Scale Highly-Loaded Wastewater Treatment Processes (A-Stage) to Increase Energy Production from Wastewater: Performance and Design Guidelines.” *Environmental Engineering Science* 33 (8): 571–77.

Grady Jr., C.P.L., Daigger, G.T., Love, N.G., Filipe, C.D., 2011. Biological Wastewater Treatment. *CRC Press, Boca Raton, FL*.

Gong, H., Wang, X., Zheng, M., Jin, Z., Wang, K., 2014. Direct sewage filtration for concentration of organic matters by dynamic membrane. *Water Sci. Technol.* 70, 1434–1440. <https://doi.org/10.2166/wst.2014.379>

- Guellil, F. Thomas, J.-C. Block, J.-L. Bersillon, P. Ginestet.,2001. “Transfer of organic matter between wastewater and activated sludge flocs”, *Water Res.* 35 (1) 143–150.
- Guan XH , Chen GH , Shang C., 2005 . *Re -use of water treatment works sludge to enhance particulate pollutant removal from sewage.* *Water Res* ; 39 :3433–40
- Guven, H., Dereli, R. K., Ozgun, H., Ersahin, M. E., & Ozturk, I., 2019. Towards sustainable and energy efficient municipal wastewater treatment by up-concentration of organics. *Progress in Energy and Combustion Science*, 70, 145–168. <https://doi.org/10.1016/j.peccs.2018.10.002>
- Goel, R., Mino, T., Satoh, H., Matsuo, T., 1998. Comparison of hydrolytic enzyme systems in pure culture and activated sludge under different electron acceptor conditions. *Water Science and Technology*, 37(4), 335-343.
- Gray, N.F., 2004. *Biology of wastewater treatment.* World Scientific.
- Gujer, W., Henze, M., Mino, T., van Loosdrecht, M., 1999. Activated sludge model no. 3. *Water Science & Technology*, 183-193.
- Haarhoff, J., 2008. Dissolved air flotation: progress and prospects for drinking water treatment. *J. Water Supply Res. Technol. AQUA* 57, 555–567. <https://doi.org/10.2166/ aqua.2008.046>.
- Heidrich ES, Curtis TP, Dolfing J.,2011. Determination of the internal chemical energy of wastewater. *Environ Sci Technol* ; 45 :827–32 .
- Henze, M., 2000. Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. *IWA publishing.*
- Hey T , Bajraktari N , Vogel J , Helix Nielsen C , la Cour Jansen J , Jonsson K ., 2017. The effects of physicochemical wastewater treatment operations on forward osmosis. *Environ Technol* 38 :2130–42 .
- Holler S , Trösch W., 2001. Treatment of urban wastewater in a membrane bioreactor at high loading rates. *J Biotechnol* 92 :95–101.
- Hulsen T , Barry EM , Lu Y , Puyol D , Keller J , Batstone DJ ., 2016. Domestic wastewater treatment with purple phototrophic bacteria using a novel continuous photo anaerobic membrane bioreactor. *Water Res* ; 100 :486–95 .
- Jetten, M.S.M., Horn, S.J., van Loosdrecht, M.C.M., 1997. Towards a more sustainable municipal wastewater treatment system. *Water Sci. Technol.* 35 (9), 171-180.

- Jimenez, B., Chavez, A., Leyva, A., Tchobanoglous, G., 2000. Sand and synthetic medium filtration of advanced primary treatment effluent from Mexico City. *Water Res.* 34, 473–480. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00180-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00180-3).
- Jimenez, J. A., La Motta, E. J., and Parker, D. S., 2005. Kinetics of removal of particulate chemical oxygen demand in the activated sludge process. *Water Environment Research* 77 (6), 437-446.
- Jimenez, J. A., La Motta, E. J., and Parker, D. S., 2007 “Impact of Operational Parameters on the Removal of Particulate Chemical Oxygen Demand in the Activated Sludge Process.” *Water Environment Research* 79 (9), 984-990.
- Jimenez, Jose, Charles Bott, Mark Miller, Sudhir Murthy, Andrew Randall, Thomas Nogaj, and Bernhard Wett., 2014. “High-Rate Activated Sludge System for Carbon Removal – Pilot Results and Crucial Process Parameters.” *Proceedings of the Water Environment Federation* 2013 (16): 2443–51.
- Jimenez, J., Miller, M., Bott, C., Murthy, S., De Clippeleir, H., & Wett, B., 2015. High-rate activated sludge system for carbon management - Evaluation of crucial process mechanisms and design parameters. *Water Research*, 87, 476–482. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.032>
- Jin,Z., Gong,H., Temmink,H., Nie,H., Wu,J., Zuo,J., Wang, K., 2016. Efficient sewage preconcentration with combined coagulation microfiltration for organic matter recovery.*Chem.Eng.J.*292,130–138. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.02.024>.
- Johir MA , Nguyen TT , Mahatheva K , Pradhan M , Ngo HH , Guo W , Vigneswaran S., 2016. Removal of phosphorus by a high rate membrane adsorption hybrid system. *Bioresour Technol* 201 :365–9 .
- Judd S , Judd C., 2011. The MBR Book: principles and applications of membrane bioreactors for water and wastewater treatment. Oxford, UK
- Kalogo Y , Verstraete W, 2000. Technical Feasibility of the Treatment of Domestic Wastewater by a CEPS-UASB System. *Environ Technol.*, 21 :55–65 .
- Khiewwijit, R., Temmink, H., Rijnaarts, H., Keesman, K.J., 2015. Energy and nutrient recovery for municipal wastewater treatment: how to design a feasible plant layout,*Environ.Model.Softw.*68,156165.<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.02.011>.
- Kimura K , Honoki D , Sato T., 2017. Effective physical cleaning and adequate membrane flux for direct membrane filtration (DMF) of municipal wastewater: Up-

concentration of organic matter for efficient energy recovery. *Sep Purification Technol* 181 :37–43 .

- Kinyua, M.N., Miller, M.W., Wett, B., Murthy, S., Chandran, K., Bott, C.B., 2017b. Polyhydroxyalkanoates, triacylglycerides and glycogen in a high rate activated sludge A-stage system. *Chemical Engineering Journal*, 316, 350-360.
- Larsen, T.A., 2011. Redesigning wastewater infrastructure to improve resource efficiency. *Water Sci. Technol.* 63, 2535.
- Lateef, S.K., Soh, B.Z., Kimura, K., 2013. Direct membrane filtration of municipal wastewater with chemically enhanced backwash for recovery of organic matter. *Bioresour.Technol.* 150,149–155. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.09.111>.
- Lazarova V., Choo KH, Cornel P., 2012. Water-energy interactions in water reuse . London, UK: *IWA Publishing*.
- Li, X.Y., Yang, S.F., 2007. Influence of loosely bound extracellular polymeric substances (EPS) on the flocculation, sedimentation and dewaterability of activated sludge. *WaterRes.*41, 1022–1030. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.06.037>.
- Lim, C.-P., Zhang, S., Zhou, Y., Ng, W.J., 2015. Enhanced carbon capture biosorption through process manipulation. *Biochemical Engineering Journal*, 93, 128-136.
- Lim, C.-P., Neo, J.L., Mar'atusalihat, E., Zhou, Y., Ng, W.J., 2016. Biosorption for Carbon Capture on Acclimated Sludge-Process Kinetics and Microbial Community. *Biochemical Engineering Journal*.
- Lutchmiah K , Verliefe AR , Roest K , Rietveld LC , Cornelissen ER., 2014. Forward osmosis for application in wastewater treatment: a review. *Water Res* 58:179–97 .
- Magram, S.F., Azeem, M.M.A., 2008. Evaluation of the performance of dynamic sand filtration under real working conditions. *Res. J. Environ. Sci.* 2, 52–57. <https://doi.org/10.3923/rjes.2008.52.57>.
- Majone, M., Massanisso, P., Carucci, A., Lindrea, K., Tandoi, V., 1996. Influence of storage on kinetic selection to control aerobic filamentous bulking. *Water Science and Technology*, 34(5), 223-232.

- Majone, M., Dircks, K., Beim, J., 1999. Aerobic storage under dynamic conditions in activated sludge processes. The state of the art. *Water Science and Technology*, 39(1), 61-73.
- Mamais, D., Jenkins, D., and Pitt, P., 1993. A rapid physical-chemical method for determination of readily biodegradable soluble COD in municipal wastewater. *Water Res.*, 27(1), 195-197.
- Mamais, D., C. Noutsopoulos, A. Dimopoulou, A. Stasinakis, and T. D. Lekkas., 2015. “Wastewater Treatment Process Impact on Energy Savings and Greenhouse Gas Emissions.” *Water Science and Technology* 71 (2): 303–8.
- McCarty, Perry L., Jaeho Bae, and Jeonghwan Kim., 2011. “Domestic Wastewater Treatment as a Net Energy Producer-Can This Be Achieved?” *Environmental Science and Technology* 45 (17): 7100–7106.
- Meerburg, F. A., Boon, N., Van Winckel, T., Vercamer, J. A. R., Nopens, I., & Vlaeminck, S.E., 2015. Toward energy-neutral wastewater treatment: A high-rate contact stabilization process to maximally recover sewage organics. *Bioresour. Technol.*, 179, 373–381. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.018>
- Meerburg, F.A., Boon, N., Van Winckel, T., Pauwels, K.T.G., Vlaeminck, S.E., 2016. Live fast, die young: optimizing retention times in high-rate contact stabilization for maximal recovery of organics from wastewater. *Environ. Sci. Technol.* 50, 9781–9790. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01888>.
- Meijer, H. A., 1988. Rotterdam-Dokhaven Sewage Treatment Plant; a large sewage treatment plant in the midst of a developing residential quarter. *Water Science and Technology*, 20(4–5), 267–274. <https://doi.org/10.2166/wst.1988.0176>
- Meng F , Zhang S , Oh Y , Zhou Z , Shin HS , Chae SR, 2017 . Fouling in membrane bioreactors: An updated review. *Water Res.*, 114 :151–80 .
- Mezohegyi, G., Bilad, M.R., Vankelecom, I.F.J., 2012. Direct sewage up-concentration by submerged aerated and vibrated membranes. *Bioresour. Technol.* 118, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.05.022>.
- Miller, M.W., Bott, C.B., Boardman, G.D., Novak, J.T., Pruden, A.J., 2015. Optimizing Highrate Activated Sludge: Organic Substrate for Biological Nitrogen Removal and Energy Recovery. Modin, O., Persson, F., Wilén, B.M., Hermansson, M., 2016. Nonoxidative removal of organics in the activated sludge process. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 46, 635–672. <https://doi.org/10.1080/10643389.2016.1149903>.



- Modin, O., Alam, S.S., Persson, F., Wilén, B.-M., 2015. Sorption and Release of Organics by Primary, Anaerobic, and Aerobic Activated Sludge Mixed with Raw Municipal Wastewater. *PloS one*, 10(3), 0119371.
- Modin, O., Persson, F., Wilén, B.-M., Hermansson, M., 2016. Nonoxidative removal of organics in the activated sludge process. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 46(7), 635-672.
- Morgenroth, E., Kommedal, R., Harremos, P., 2002. Processes and modeling of hydrolysis of particulate organic matter in aerobic wastewater treatment-a review. *Water Science & Technology*, 45(6), 25-40.
- Mouri G , Takizawa S , Fukushi K , Oki T., 2013. Estimation of the effects of chemical- ly-enhanced treatment of urban sewage system based on life-cycle manage- ment. *Sustainable Cities Soc*, 9 :23–31 .
- Ng HY , Hermanowicz SW., 2005. Membrane bioreactor operation at short solids retention times: performance and biomass characteristics. *Water Res*, 39 :981–92 .
- Ng ANL , Kim AS., 2007. A mini-review of modeling studies on membrane bioreactor (MBR) treatment for municipal wastewaters. *Desalination* 212 :261–81.
- Orhon, D., Çokgör, E.U., Sözen, S., 1998. Dual hydrolysis model of the slowly biodegradable substrate in activated sludge systems. *Biotechnology techniques*, 12(10), 737-741.
- Pasveer, A., 1954. “Research on Activated Sludge.IV. Purification with Intense Aeration” *Sew. And Ind. Wastes*, 26(2):149
- Rahman, A., Wadhawan, T., Khan, E., Riffat, R., Takács, I., De Clippeleir, H., Wett, B., Jimenez, J.A., Al-Omari, A., Murthy, S., 2014. Characterizing and quantifying flocculated and adsorbed chemical oxygen demand fractions in high-rate processes. Glob. challenges Sustain. *Wastewater Treat. Resour. Recover. IWA Spec. Conf.*
- Rahman, A., Meerburg, F.A., Ravadagundhi, S., Wett, B., Jimenez, J., Bott, C., Al Omari, A., Riffat, R., Murthy, S., De Clippeleir, H., 2016. Bioflocculation management through high-rate contact-stabilization: a promising technology to recover organic carbon from low-strength wastewater. *Water Res.* 104, 485–496. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.08.047>.
- Rahman, A., De Clippeleir, H., Thomas, W., Jimenez, J. A., Wett, B., Al-Omari, A., Murthy, S., Riffat, R., & Bott, C., 2019. A-stage and high-rate contact-stabilization performance comparison for carbon and nutrient redirection from

high-strength municipal wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 357(August 2018), 737–749. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.09.206>

- Ravazzini AM , van Nieuwenhuijzen AF , van der Graaf JHMJ., 2005. Direct ultrafiltration of municipal wastewater: comparison between filtration of raw sewage and primary clarifier effluent. *Desalination* 178 :51–62 .
- Riffat, R., Dague, R.R., 1995. Laboratory studies on the anaerobic biosorption process. *Water environment research*, 67(7), 1104-1110.
- Rosso, D., Stenstrom, M.K., 2005. Comparative economic analysis of the impacts of mean cell retention time and denitrification on aeration systems. *Water research*, 39(16), 3773-3780.
- Saby, S., Djafer, M., Chen, G.H., 2003. Effect of low ORP in anoxic sludge zone on excess sludge production in oxic-settling-anoxic activated sludge process. *Water Res.* 37, 11–20. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00253-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00253-1).
- Sancho,I., Lopez-Palau,S., Arespachaga,N.,&Cortina,J. L., 2019. New concepts on carbon redirection in wastewater treatment plants:A review. *Science of the Total Environment*,647,1373-1384.<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.070>
- Sarparastzadeh H., Saeedi M., Naeimpoor F., Aminzadeh B., 2007. Pretreatment of Municipal Wastewater by Enhanced Chemical Coagulation. *Int J Environ Res*,1 :104–13 .
- Schaubroeck, T., De Clippeleir, H., Weissenbacher, N., Dewulf, J., Boeckx, P., Vlaeminck, S.E., Wett, B., 2015. Environmental sustainability of an energy self-sufficient sewage treatment plant: improvements through DEMON and codigestion. *Water Res.* 74, 166–179. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.013>.
- Schulze-Rettmer, R.; Zuckut, S.W., 1998. Treatment of textile dyeing wastewater by adsorption/bio-oxidation process. *Textile Chemist and Colorist*, 30 (5):19-23.
- Sheng ALK , Bilad MR , Osman NB , Arahman N., 2017. Sequencing batch membrane photobioreactor for real secondary effluent polishing using native microalgae: Process performance and full-scale projection. *J Cleaner Prod*, 168 :708–15
- Shizas, I., Bagley, D., 2004. Experimental determination of energy content of unknown organics in municipal wastewater streams. *J. Energy Eng.* 130 (2), 45-53.

- Smith AL , Stadler LB , Love NG , Skerlos SJ , Raskin L., 2012. Perspectives on anaero- bic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater: a critical review. *Bioresour Technol* 122 :149–59 .
- Smith, A.L., Stadler, L.B., Cao, L., Love, N.G., Raskin, L., Skerlos, S.J., 2014. Navigating wastewater energy recovery strategies: a life cycle comparison of anaerobic membrane bioreactor and conventional treatment systems with anaerobic digestion. *Environ. Sci. Technol.* 48, 5972–5981. <https://doi.org/10.1021/es5006169>.
- Smitshuijzen, J., Pérez, J., Duin, O., van Loosdrecht, M.C.M., 2016. A simple model to describe the performance of highly-loaded aerobic COD removal reactors. *Biochem. Eng. J.* 112, 94–102. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2016.04.004>.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th Edition, *American Public Health Association*, Washington D.C. (1999).
- Taboada-Santos, A., Rivadulla, E. , Paredes, L., Carballa, M., Romalde, J., & Lema, J. M., 2020. Comprehensive comparison of chemically enhanced primary treatment and high-rate activated sludge in novel wastewater treatment plant configurations. *WaterResearch*,169,115258.<https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115258>
- Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, H.D., 2003. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. McGraw-Hill, Boston.
- Trzcinski, A.P., Ganda, L., Kunacheva, C., Zhang, D.Q., Lin, L.L., Tao, G., Lee, Y., Ng, W.J., 2016. Characterization and biodegradability of sludge from a high rate A-stage contact tank and B-stage membrane bioreactor of a pilot-scale AB system treating municipal wastewaters. *Water Sci. Technol.* 74, 1716–1725.
- Ullrich, A.H., Smith, M.W., 1951. The biosorption process of sewage and waste treatment. *Proc. Water Environ. Fed.* 23, 1248–1253.
- Van Loosdrecht, M.C.M., Kuba, T., van Veldhuizen, H.M., Brandse, F.A., Heijnen, J.J., 1997. Environmental impacts of nutrient removal processes: case study. *J. Environ. Eng.* 123 (1), 33-40.
- Van Loosdrecht, M.C.M., and Brdjanovic, D., 2014. Anticipating the next century of wastewater treatment. *Science.* 344, 1452.

- Van Winkel, T., 2014. Development of high -rate activated sludge processes for energy-efficient wastewater treatment. *Gent University, Master*, 132.
- Verstraete, W., Van de Caveye, P., Diamantis, V., 2009. Maximum use of resources present in domestic “used water”. *Bioresour. Technol.* 100, 5537–5545. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.05.047>.
- Verstraete, W., Vlaeminck, S.E., 2011. ZeroWasteWater: short-cycling of wastewater resources for sustainable cities of the future. *Int. J. Sust. Dev. World* 18, 253–264. <https://doi.org/10.1080/13504509.2011.570804>.
- Wan, J., Gu, J., Zhao, Q., Liu, Y., 2016. COD capture: a feasible option towards energy self-sufficient domestic wastewater treatment. *Sci. Rep.* 6, 1–9. <https://doi.org/10.1038/srep25054>.
- Wang Z , Zheng J , Tang J , Wang X , Wu Z . 2016. A pilot-scale forward osmosis membrane system for concentrating low-strength municipal wastewater: performance and implications. *Sci Rep* 6 :21653 .
- Wang L , Liu H , Zhang W , Yu T , Jin Q , Fu B , Liu H ., 2018. Recovery of organic matters in wastewater by self-forming dynamic membrane bioreactor: Performance and membrane fouling. *Chemosphere* 203 :123–31 .
- Wett, B. 2006. Solved upscaling problems for implementing deammonification of rejection water. *Water Science & Technology*, 53/12, 121-128
- Wett, B. and Dengg, J. 2006. Process- and operation optimization exemplified by case study WWTP Strass (in German). *Wiener Mitteilungen*, 195, 253-288
- Wett, B., Buchauer, K., Fimml, C., 2007. Energy self-sufficiency as a feasible concept for wastewater treatment systems. *Proc. IWA Lead. Edge Technol. Conf*, pp. 21–24.
- Wett, B., Hell, M., Andersen, M., Welly, M., Fukuzaki, Y., Aichinger, P., Jimenez, J., Takacs, I., Bott, C., Murthy, S., Cao, Y., Tao, G., 2015. Operational and structural Astage improvements for high-rate carbon removal. *Water Science and Technology* (Submitted for publication in *Water Science and Technology*. Pending approval).
- Wetzel Robert, “Limnology: Lake and River Ecosystems”, *Gulf Professional Publishing* (2001)

- Wingen et al., 1987. Elimination in the A-stage: Implementation multi-parameter-checks. *GWA Band 98*.
- Winkler, H., and Widmann, W., 1994. Comparison of single-stage and two-stage activated sludge process for the expansion of the Innsbruck WWTP. *Wat. Sci. Tech.*, 29(12), 69-79.
- Yagci N , Konuk M , Sozen S , MeriçS , Orhon D., 2015. Chemically enhanced membrane process—towards a novel sewage treatment concept to potentially replace biological processes. *Desalination Water Treat* :1–12 .
- Zhao, W., Ting, Y.P., Chen, J.P., Xing, C.H., Shi, S.Q., 2000. Advanced primary treatment of waste water using a bioflocculation adsorption sedimentation process. *Acta biotechnologica*, 20(1), 53-64.
- Ασλανίδου, Σ., 2007. Πτυχιακή Εργασία «Τριχλωριούχος σίδηρος (FeCl<sub>3</sub>) σαν ρυθμιστικός παράγοντας για την απομάκρυνση υδρόθειου (H<sub>2</sub>S) από ανεπεξέργαστα υγρά απόβλητα», *Τεχνολογικό Εκπαιδευτικό Ίδρυμα Χανίων, Χανιά*
- Δημοπούλου, Α., 2011. Μεταπτυχιακή Διατριβή «Συγκριτική Αξιολόγηση Ενεργειακής κατανάλωσης και εκπομπών αερίων θερμοκηπίου σε Εγκαταστάσεις Επεξεργασίας Λυμάτων (ΕΕΛ)», *Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο, Αθήνα*
- Καρατσώκης, Γ., 2019. Μεταπτυχιακή Διατριβή «Παρακολούθηση και βελτιστοποίηση πιλοτικών συστημάτων επεξεργασίας λυμάτων υψηλής οργανικής φόρτισης», *Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο, Αθήνα*