

**ΣΧΟΛΗ ΘΕΤΙΚΩΝ ΕΠΙΣΤΗΜΩΝ ΚΑΙ ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑΣ
ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΟ ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΣΠΟΥΔΩΝ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗ
ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ**

**ΔΙΠΛΩΜΑΤΙΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ
«ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΕΣ ΓΙΑ ΤΗΝ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑ
ΣΤΡΑΓΓΙΣΜΑΤΩΝ- ΠΕΡΙΠΤΩΣΗ ΜΕΛΕΤΗΣ Χ.Υ.Τ.Α. ΣΤΗΝ
ΕΛΛΑΔΑ»**

ΕΥΔΟΚΙΑ ΚΑΡΥΠΙΔΟΥ

Α.Μ.: 167242

std167242@ac.eap.gr

ΟΝΟΜΑ ΕΠΙΒΛΕΠΟΝΤΩΝ

ΚΑΘΗΓΗΤΩΝ:

ΚΥΖΑΣ ΓΕΩΡΓΙΟΣ

ΛΑΜΠΡΟΠΟΥΛΟΥ ΔΗΜΗΤΡΟΥΛΑ



Θεσσαλονίκη, Μαΐος 2026

Αρ.	Τίτλος Κεφαλαίου / Παραγράφου	Σελίδα
-	ΠΕΡΙΛΗΨΗ	5
-	ABSTRACT	6
1	Στραγγίσματα	7
1.1	Η ιεραρχία της διαχείρισης στερεών αποβλήτων και ο ρόλος της υγειονομικής ταφής	7
1.2	Ρόλος της υγειονομικής ταφής	8
1.3	Η σημασία της ορθής διαχείρισης και επεξεργασίας στραγγισμάτων	9
1.4	Παράγοντες που επηρεάζουν τη σύσταση και παραγωγή στραγγισμάτων	10
1.5	Νομοθετικό πλαίσιο (Ευρωπαϊκό & Εθνικό)	10
2	ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ ΚΑΙ ΠΑΡΑΓΟΝΤΕΣ ΔΙΑΜΟΡΦΩΣΗΣ ΣΤΡΑΓΓΙΣΜΑΤΩΝ	15
2.1	Γένεση στραγγισμάτων	15
2.1.2	Το Υδατικό Ισόζυγιο	16
2.1.3	Παράγοντες Επίδρασης και Εντοπιότητα	17
2.2	Φυσικοχημικά χαρακτηριστικά	18
2.2.1	Οργανικό Φορτίο (COD και BOD)	18
2.2.2	Αμμωνιακό Άζωτο ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$)	18
2.3	Ποσοτικές διακυμάνσεις	18
2.3.1	Κλιματικές Συνθήκες και Εποχικότητα	18
2.3.2	Λειτουργικά Χαρακτηριστικά και Σχεδιασμός	19
2.3.3	Ηλικία και Βαθμός Αποικοδόμησης	19
2.3.4	Η "Υστέρηση" (Time Lag) και το Κλίμα της Θεσσαλονίκης	19
2.3.5	Συστήματα Στεγάνωσης και Περιβαλλοντική Ασφάλεια	20
2.4	Περιβαλλοντικές επιπτώσεις ανεπαρκούς επεξεργασίας στραγγισμάτων	21
2.4.1.	Μηχανισμοί Ρύπανσης Υπογείων Υδάτων και Υδρογεωλογική Υποβάθμιση	21
2.4.1.1	Βιογεωχημική Ζώνωση και Δυναμικό Redox	22
2.4.2	Οξεία και Χρόνια Τοξικότητα σε Επιφανειακούς Αποδέκτες	23
2.4.2.1	Φυτοτοξικότητα Στραγγισμάτων και Συσχέτιση με τον Δείκτη LPI	24
2.4.3	Αναδυόμενοι Ρύποι και Ξενοβιοτικές Ενώσεις (XOCs)	24
2.4.4	Βιοσυσσώρευση και Επιπτώσεις στον Άνθρωπο	25
3	ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΕΣ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΣΤΡΑΓΓΙΣΜΑΤΩΝ	25
3.1	Φυσικοχημικές μέθοδοι	28
3.1.1	Κατακρήμνιση – Κροκίδωση	29
3.1.2	Προσρόφηση σε ενεργό άνθρακα	29
3.1.2.1	Φυσικοχημικό Υπόβαθρο και Μηχανισμοί Ιεραρχικής Δομής	29
3.1.2.3	Η Διπλή Φύση της Προσρόφησης: Φυσικοχημικοί Μηχανισμοί και Αλληλεπιδράσεις	30

3.1.2.4	Τεκμηρίωση μέσω Κινητικών Μοντέλων και Ισοθέρων Προσρόφησης	31
3.1.3	Προηγμένες Οξειδωτικές Μέθοδοι (Advanced Oxidation Processes - AOPs)	31
3.1.3.1	Η Χημεία και οι Περιορισμοί της Μεθόδου Fenton	32
3.1.3.2	Σύζευξη AOPs με Ενεργό Άνθρακα (Synergistic Effect)	32
3.1.3.3	Οικονομικά Στοιχεία και Βιβλιογραφικές Αποδόσεις	33
3.2	Βιολογικές διεργασίες	34
3.2.1	Αερόβιες διεργασίες	34
3.2.1.1	Εξελιγμένες Μορφές ενεργού ιλύος: Βιοαντιδραστήρες Μεμβρανών (MBR)	37
3.2.1.2	Λειτουργικοί Περιορισμοί και Προκλήσεις	38
3.2.2	Αναερόβιας διεργασίες	40
3.2.2.1	Αντιδραστήρες UASB: Αντιδραστήρες Αναερόβιας Κλίνης Ανοδικής Ροής	42
3.3	Τεχνολογίες Μεμβρανών στην Επεξεργασία Στραγγισμάτων	44
3.3.1	Υπερδιήθηση (UF)	45
3.3.2	Νανοδιήθηση (NF)	46
3.3.3	Αντίστροφη όσμωση (RO)	47
3.3.4	Διαχείριση Συμπυκνώματος (Membrane Concentrate Management)	50
3.4	Ηλεκτροχημικές τεχνολογίες	51
3.4.1	Ηλεκτροοξείδωση	51
3.4.2	Ηλεκτροπύξη	52
3.4.3	Ηλεκτρο-Fenton	53
3.5	Τεχνητοί υγρότοποι	54
3.5.1	Ανάλυση Συστημάτων και Υδραυλικών Ροών	54
3.5.2	Ο Ρόλος των Μακροφύτων στην Επεξεργασία	55
3.5.3	Μηχανισμοί Απομάκρυνσης και Λειτουργικά Προβλήματα	56
3.5.4	Πλεονεκτήματα και Περιορισμοί των CWs	56
3.5.5	Μακροπρόθεσμη Διαχείριση μετά την Παύση Λειτουργίας (Post-closure)	57
4	ΠΡΟΗΓΜΕΝΕΣ ΚΑΙ ΣΥΝΔΥΑΣΤΙΚΕΣ ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΕΣ	57
4.1	Υβριδικά συστήματα επεξεργασίας	57
4.2	Συνδυασμός φυσικοχημικών, βιολογικών και μεμβρανικών διεργασιών	58
4.2.1	Συνέργεια Βιολογικών και Μεμβρανικών Συστημάτων	58
4.2.2	Ενσωμάτωση Φυσικοχημικών Διεργασιών και Κυκλικής Οικονομίας	59
4.2.3	Εναλλακτικές Διατάξεις Προεπεξεργασίας	60
4.2.4.1	Η χρήση της Σκουριάς Χαλυβουργίας ως Ενεργοποιητή	60
4.2.4.2	Συγκριτική Αξιολόγηση: Fenton vs Photo-Fenton	61
4.3	Στρατηγικές Ολοκληρωμένης Διαχείρισης και Ανάκτηση Πόρων	61

4.3.1	Συνεργιστικοί Μηχανισμοί και Τεχνολογική Υπεροχή	61
4.3.2	Η Λειτουργία των Αντιδραστικών Μεμβρανών (REMs)	61
4.3.3	Επίτευξη Μηδενικής Απόρριψης (Zero Liquid Discharge)	63
4.3.4	Τεχνοοικονομική Αξιολόγηση	64
4.3.4.1	Ανάλυση Ενεργειακής Αποδοτικότητας και Κινητικής Φορτίου	64
5	ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗ ΣΥΜΠΥΚΝΩΜΑΤΟΣ (CONCENTRATE MANAGEMENT)	66
5.1.1	Οργανικό Φορτίο και Βιοαποδομησιμότητα	66
5.1.2	Ανόργανα Συστατικά και Αλατότητα	67
5.1.3	Βαρέα Μέταλλα	67
5.2	Συμβατικές Μέθοδοι Διαχείρισης Συμπυκνώματος	68
5.3	Προηγμένες Τεχνολογίες και Υβριδικά Συστήματα	69
5.4	Η Μετάβαση στην Ανάκτηση Πόρων (Resource Recovery)	69
5.4.1	Προηγμένη Ανάκτηση Νερού με Φυσικές Διεργασίες	70
5.4.2	Ανάκτηση Χουμικών Ουσιών και Οργανικών Λιπασμάτων	70
5.4.3	Ανάκτηση Θρεπτικών Συστατικών και Ανόργανων Αλάτων	70
5.5	Ενεργειακή Αποδοτικότητα	70
6	ΜΕΛΕΤΗ ΠΕΡΙΠΤΩΣΗΣ: Χ.Υ.Τ.Α. ΜΑΥΡΟΡΑΧΗΣ	71
6.1	Γενικά στοιχεία και ιστορικό λειτουργίας	71
6.2	Παραγωγή στραγγισμάτων – ποσοτικά και ποιοτικά δεδομένα	71
6.3	Υφιστάμενες υποδομές επεξεργασίας	75
6.3.1	Σύστημα Συλλογής, Αντλιοστάσια και Λιμνοδεξαμενή (Lagoon)	76
6.3.2	Προαερισμός και Κλίνες Εσχάρωσης	77
6.3.3	Βιολογική Επεξεργασία: Αντιδραστήρες Διαλείποντος Έργου (SBR)	77
6.3.4	Προ-φίλτραση και Αντίστροφη Ωσμωση (Reverse Osmosis)	78
6.3.5	Σύστημα Ψηφιακού Ελέγχου (SCADA)	81
6.3.6	Ενεργειακή Αξιοποίηση Βιοαερίου	81
6.3.7	Ενεργειακό και Περιβαλλοντικό Αποτύπωμα της Υφιστάμενης Εγκατάστασης	81
6.4	Λειτουργικά προβλήματα και τεχνικές προκλήσεις	82
6.4.1	Ο «Λειτουργικός Γρίφος» και η Σκόπιμότητα της Βιολογικής Βαθμίδας	82
6.4.2	Μηχανισμοί Χαμηλής Παραγωγής Βιολογικής Ιλύος (Λάσπης)	83
6.4.3	Διαχείριση Άλμης, Νομικό Καθεστώς και Υγιεινή	83
6.4.4	Εργαστηριακός Έλεγχος και Μεθοδολογία Αναλύσεων	84
7	ΑΞΙΟΛΟΓΗΣΗ ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΚΩΝ ΛΥΣΕΩΝ & ΠΡΟΤΑΣΕΙΣ ΒΕΛΤΙΣΤΟΠΟΙΗΣΗΣ	85
7.1	Επιλογή κατάλληλων τεχνολογιών βάσει των ευρημάτων	86
7.2	Συνδυαστικές και υβριδικές λύσεις	86
7.2.1	Μηχανισμοί Ηλεκτροκαταλυτικής Δράσης στο Συμπύκνωμα της RO	86
7.3	Προτεινόμενο βέλτιστο σενάριο επεξεργασίας	87

8	ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ ΚΑΙ ΠΡΟΤΑΣΕΙΣ ΜΕΛΛΟΝΤΙΚΗΣ ΕΡΕΥΝΑΣ	88
8.1	Συνοπτική παρουσίαση των βασικών συμπερασμάτων	89
8.2	Τεχνικές, Περιβαλλοντικές και Επιχειρησιακές Προοπτικές	90
8.3	Πεδία για Περαιτέρω Έρευνα	90
8.3.1	Ενεργειακή Βελτιστοποίηση και Σύζευξη με ΑΠΕ	90
8.3.2	Νέες Ηλεκτροκαταλυτικές Μεμβράνες και Διάρκεια Ζωής	90
8.3.3	Μοντελοποίηση και Πρόβλεψη Παραγωγής Στραγγισμάτων	90
9	ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	91

Κατάλογος διαγραμμάτων:

Διάγραμμα 3.2: Διάγραμμα ροής συμβατικού συστήματος ενεργού ιλύος..... Σελ.39

Διάγραμμα 6.1 Απεικόνιση ιφιστάμενης κατάστασης στον Χ.Υ.Τ.Α.Μαυροράχης,σελ.76

Διάγραμμα 7.1: Ενσωμάτωση του Συστήματος FBER,σελ.87

Κατάλογος Πινάκων:

Πίνακας 2.1: Σύγκριση Χημικής Σύστασης Στραγγισμάτων ανά Φάση, Πηγή: Christensen et al., 2001..... σελ.20

Πίνακας 3.1: Συγκριτική αξιολόγηση κύριων κροκιδωτικών μέσων στην επεξεργασία στραγγισμάτων, (Πηγές: Ghafari et al., 2009, Aziz et al., 2007, Chen et al., 2024)...σελ.26

Πίνακας 3.2: Συγκριτικές Αποδόσεις Μεθόδων AOPs ,(Πηγές: Wiszniowski et al., 2006, Foo & Hameed, 2009, Norashiddin et al., 2019, Hupsel et al., 2025)..... Σελ. 32

Πίνακας 4.1: Σύγκριση ενεργειακής κατανάλωσης και απόδοσης διαφορετικών ανόδων στην επεξεργασία στραγγισμάτων, Πηγή: Προσαρμογή δεδομένων από Hui et al. (2025) βάσει συγκριτικής μελέτης ηλεκτροδίων σε σταθεροποιημένα στραγγίσματα, σελ.: 64

Πίνακας 6.1:Πρωτόκολλο εργαστηριακών αναλύσεων και εφαρμοζόμενες μεθοδολογίες ελέγχου στη μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων του Χ.Υ.Τ.Α. Μαυροράχης.....σελ.XX

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Η δραματική αύξηση της παραγωγής αστικών στερεών αποβλήτων, ως απόρροια της πληθυσμιακής και οικονομικής ανάπτυξης, έχει καταστήσει την ορθολογική διαχείρισή τους μία από τις σημαντικότερες περιβαλλοντικές προκλήσεις της σύγχρονης εποχής. Παρά την εφαρμογή της θεσμοθετημένης ιεράρχησης των αποβλήτων, η υγειονομική ταφή παραμένει μια αναγκαία πρακτική για τη διάθεση των

υπολειμμάτων. Η λειτουργία των Χώρων Υγειονομικής Ταφής Απορριμμάτων (Χ.Υ.Τ.Α.) συνεπάγεται την παραγωγή στραγγισμάτων, δηλαδή υγρών αποβλήτων με εξαιρετικά σύνθετη σύσταση, υψηλό οργανικό (COD, BOD₅) και ανόργανο φορτίο, καθώς και αυξημένες συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου και βαρέων μετάλλων, τα οποία συνιστούν διαρκή απειλή για τους υπόγειους και επιφανειακούς υδροφορείς. Αντικείμενο της παρούσας διπλωματικής εργασίας αποτελεί η διεξοδική ανάλυση και αξιολόγηση των διαθέσιμων τεχνολογιών επεξεργασίας στραγγισμάτων, με έμφαση στις σύγχρονες τάσεις και τις συνδυαστικές λύσεις. Στο πλαίσιο αυτό, εξετάζονται οι παραδοσιακές φυσικοχημικές και βιολογικές διεργασίες (όπως συστήματα SBR και UASB), οι τεχνολογίες μεμβρανών (υπερδιήθηση, νανοδιήθηση, αντίστροφη όσμωση), οι αναδυόμενες ηλεκτροχημικές μέθοδοι, καθώς και οι τεχνητοί υγρότοποι ως λύση χαμηλού ενεργειακού κόστους. Ιδιαίτερη έμφαση δίνεται στη διαχείριση και επεξεργασία του παραγόμενου συμπυκνώματος των μεμβρανών, καθώς και στη μετάβαση προς το πρότυπο της κυκλικής οικονομίας μέσω της ανάκτησης πόρων. Το εφαρμοσμένο σκέλος της εργασίας εστιάζει σε μία σημαντική μελέτη περίπτωσης του ελλαδικού χώρου: τον Χ.Υ.Τ.Α. Μαυροράχης στη Βόρεια Ελλάδα. Μέσα από την καταγραφή των ποσοτικών και ποιοτικών δεδομένων, την ανάλυση των υφιστάμενων υποδομών και τον εντοπισμό των λειτουργικών προβλημάτων, πραγματοποιείται μια αξιολόγηση των αναγκών του. Τέλος, βάσει των ευρημάτων, προτείνεται ένα βέλτιστο σενάριο συνδυαστικών και υβριδικών τεχνολογικών λύσεων με στόχο την τεχνική, περιβαλλοντική και οικονομική βελτιστοποίηση της διαχείρισης των στραγγισμάτων, διασφαλίζοντας την πλήρη εναρμόνιση με το σύγχρονο εθνικό και ευρωπαϊκό νομοθετικό πλαίσιο.

Ακολουθούν τα Συμπεράσματα και η Βιβλιογραφία.

Λέξεις – Κλειδιά:

Λέξεις–Κλειδιά: Στραγγίσματα Χ.Υ.Τ.Α., Υγειονομική Ταφή, Αντίστροφη Όσμωση, Προηγμένες Οξειδωτικές Μέθοδοι (AOPs), Διαχείριση Συμπυκνώματος, Υβριδικά Συστήματα, Ανάκτηση Πόρων.

ABSTRACT

The dramatic increase in municipal solid waste generation, driven by population growth and economic development, has rendered sustainable waste management one of the most critical environmental challenges of our time. Despite the implementation of the waste management hierarchy, landfilling remains an indispensable practice for residual waste disposal. The operation of Municipal Solid Waste (MSW) landfills generates leachate, a highly complex liquid waste characterized by heavy organic (COD, BOD₅) and inorganic loads, as well as high concentrations of ammonia nitrogen and heavy metals, posing a continuous threat to groundwater and surface water bodies. The objective of this master's thesis is to comprehensively analyze and evaluate

available landfill leachate treatment technologies, focusing on modern trends and integrated schemes. Within this framework, conventional physicochemical and biological processes (such as SBR and UASB systems) are examined, alongside membrane technologies (ultrafiltration, nanofiltration, reverse osmosis), emerging electrochemical methods, and constructed wetlands as low-energy alternatives. Particular attention is devoted to the management and treatment of membrane concentrate, as well as the transition towards the circular economy paradigm through resource recovery. The applied part of the thesis focuses on a major Greek case study: the Mavrorachis landfill in Northern Greece. Through the compilation of quantitative and qualitative data, the analysis of existing treatment infrastructures, and the identification of operational malfunctions, an evaluation of its needs is conducted. Finally, based on the findings, an optimal scenario of combined and hybrid technological solutions is proposed, aiming at the technical, environmental, and economic optimization of leachate management, ensuring full compliance with the current national and European legislative framework.

Keywords: Landfill Leachate, Solid Waste Landfilling, Reverse Osmosis, Advanced Oxidation Processes (AOPs), Membrane Concentrate Management, Hybrid Systems, Resource Recovery.

Κεφάλαιο 1 Στραγγίσματα

1.1 Η ιεραρχία της διαχείρισης στερεών αποβλήτων και ο ρόλος της υγειονομικής ταφής

1.1 Η Ιεραρχία της Διαχείρισης Στερεών Αποβλήτων

Η σύγχρονη στρατηγική διαχείρισης αποβλήτων δεν αντιμετωπίζει τα απορρίμματα ως «σκουπίδια» προς απόρριψη, αλλά ως δευτερογενείς πόρους που πρέπει να παραμείνουν στην οικονομία. Η Ιεραρχία των Αποβλήτων αποτελεί το θεμέλιο αυτής της προσέγγισης, επιβάλλοντας μια σειρά προτεραιοτήτων που αποσκοπούν στην ελαχιστοποίηση της περιβαλλοντικής επιβάρυνσης και τη μεγιστοποίηση της αποδοτικότητας των πόρων.

Νομοθετική και Επιστημονική Θεμελίωση

Η ιεραρχία των πέντε σταδίων θεσμοθετήθηκε επίσημα με την Οδηγία-Πλαίσιο 2008/98/EK της Ευρωπαϊκής Ένωσης (European Commission, 2008), η οποία υποχρεώνει τα κράτη-μέλη να ακολουθούν μια αυστηρή σειρά προτίμησης. Η μετάβαση αυτή σηματοδοτεί την εγκατάλειψη του γραμμικού μοντέλου «παραγωγή-κατανάλωση-απόρριψη» και την υιοθέτηση της Κυκλικής Οικονομίας. Όπως επισημαίνουν οι Kirchherr J. et al. (2017), η ιεραρχία αποτελεί το λειτουργικό εργαλείο για την υλοποίηση της κυκλικότητας, όπου η αξία των προϊόντων και των υλικών διατηρείται για το μέγιστο δυνατό χρόνο.

Τα Στάδια της Ιεραρχίας

Πρόληψη (Prevention): Βρίσκεται στην κορυφή της πυραμίδας και θεωρείται η πιο αποτελεσματική στρατηγική. Περιλαμβάνει τη μείωση της ποσότητας και της τοξικότητας των αποβλήτων πριν καν αυτά δημιουργηθούν. Οι Gertsakis J. Et al. (2017) τονίζουν ότι η πρόληψη επιτυγχάνεται μέσω του «Οικολογικού Σχεδιασμού» (Eco-design), όπου τα προϊόντα σχεδιάζονται με λιγότερα υλικά, μεγαλύτερη διάρκεια ζωής και χωρίς επικίνδυνες ουσίες.

Προετοιμασία για Επαναχρησιμοποίηση (Preparing for Re-use): Αφορά τον έλεγχο, τον καθαρισμό ή την επισκευή αντικειμένων που έχουν καταστεί απόβλητα, ώστε να χρησιμοποιηθούν ξανά χωρίς άλλη προεπεξεργασία. Έχει αποδειχτεί η επαναχρησιμοποίηση εξοικονομεί την ενέργεια που θα απαιτούνταν για την ανακύκλωση και την κατασκευή νέων προϊόντων από το μηδέν. (Tchobanoglous et al., 1993).

Ανακύκλωση (Recycling): Η διαδικασία ανάκτησης υλικών (όπως χαρτί, μέταλλο, γυαλί, πλαστικό) για τη μετατροπή τους σε νέα προϊόντα. Η ανακύκλωση μειώνει τη ζήτηση για πρωτογενείς πρώτες ύλες και την κατανάλωση ενέργειας, αν και παραμένει ενεργοβόρα σε σχέση με την επαναχρησιμοποίηση.

Άλλου είδους Ανάκτηση (Recovery - π.χ. Ενεργειακή Αξιοποίηση): Όταν η ανακύκλωση δεν είναι τεχνικά ή οικονομικά εφικτή, τα απόβλητα μπορούν να χρησιμοποιηθούν για την παραγωγή ενέργειας (Waste-to-Energy). Η μέθοδος αυτή (όπως π.χ. η αποτέφρωση με ανάκτηση θερμότητας) μειώνει δραστικά τον όγκο των αποβλήτων, αλλά βρίσκεται χαμηλά στην ιεραρχία λόγω των εκπομπών και της απώλειας των υλικών πόρων.

Διάθεση/Ταφή (Disposal): Αποτελεί την τελευταία και λιγότερο επιθυμητή λύση. Περιλαμβάνει την ταφή σε Χώρους Υγειονομικής Ταφής Απορριμμάτων (Χ.Υ.Τ.Α.).

1.2 Ρόλος της υγειονομικής ταφής:

Οι ιστορικοί έχουν διαπιστώσει ότι οι Αθηναίοι της αρχαίας Ελλάδας χρησιμοποιούσαν δημοτικές χωματερές ήδη από το 500 π.Χ. (United States Environmental Protection Agency, 2000) οι Αθηναίοι θέσπισαν έναν από τους πρώτους νόμους στον κόσμο για τα απορρίμματα. Ο νόμος όριζε ότι τα σκουπίδια πρέπει να μεταφέρονται και να απορρίπτονται σε απόσταση τουλάχιστον 1,5 χιλιομέτρων (ή 10 σταδίων) έξω από τα τείχη της πόλης για να διατηρείται η καθαριότητα και να προλαμβάνονται ασθένειες.

Ωστόσο παρά το γεγονός ότι οι αρχαίοι πολιτισμοί (όπως η Αθήνα) εφάρμοζαν από τόσο νωρίς οργανωμένη αποκομιδή, η μετάβαση στον συστηματικό υγειονομικό έλεγχο έλαβε χώρα πολύ αργότερα, ως απόκριση στα περιβαλλοντικά προβλήματα και την εξάπλωση των τρωκτικών. (Tchobanoglous et al., 1993)

Η εξέλιξη αυτή από τις άτυπες χωματερές προς τις οργανωμένες υποδομές δεν ήταν μόνο τεχνική, αλλά κυρίως κοινωνική επιταγή για την προστασία της δημόσιας υγείας. Όπως επισημαίνει ο Melosi M. V. (2000), η έννοια της "Υγειονομικής Πόλης" (Sanitary City) αναδύθηκε μέσα από την ανάγκη των αστικών κέντρων να διαχειριστούν τον τεράστιο όγκο αποβλήτων που παρήγαγε η βιομηχανική επανάσταση, μετατρέποντας τη διαχείριση απορριμμάτων από μια απλή πρακτική απομάκρυνσης σε μια σύνθετη περιβαλλοντική στρατηγική. Αυτή η αλλαγή νοοτροπίας οδήγησε τελικά στην εγκατάλειψη της

ανεξέλεγκτης καύσης και των ανοιχτών χωματερών, θέτοντας τις βάσεις για την υιοθέτηση επιστημονικών μεθόδων ταφής, με κύριο στόχο τον περιορισμό των εστιών μόλυνσης εντός του αστικού ιστού.

Η έννοια του Χώρου Υγειονομικής Ταφής Απορριμμάτων (landfill) με την σύγχρονη επιστημονική έννοια (στεγάνωση, κάλυψη, έλεγχος στραγγισμάτων) εμφανίστηκε στις Ηνωμένες Πολιτείες Αμερικής με το Fresno της Καλιφόρνιας να αποτελεί το 1937 τον πρώτο σύγχρονο Χ.Υ.Τ.Α. (U.S. EPA 2000). Εκεί εφαρμόστηκε για πρώτη φορά η μέθοδος "sanitary landfill" όπου τα απορρίμματα απλώνονταν σε στρώσεις, συμπίεζονταν και καλύπτονταν καθημερινά με χώμα για τον περιορισμό της δυσοσμίας, των εντόμων και των ανεξέλεγκτων καύσεων.

Η αναλυτική εφαρμογή της μεθόδου της "τάφρου" (trench method) και της "περιοχής" (area method) ανέδειξε το Fresno ως ορόσημο, καθώς για πρώτη φορά τα απορρίμματα δεν πετιούνται απλώς αλλά αντιμετωπίστηκαν μέσω μηχανικής συμπίεσης και περιοδικής επικάλυψης. (Tchobanoglous et al., 1993)

Παρά την τεχνική πρόοδο που σημειώθηκε με την υιοθέτηση της υγειονομικής ταφής, η κατανόηση της εσωτερικής λειτουργίας των Χ.Υ.Τ.Α. αναθεωρήθηκε ριζικά μέσα από το έργο των Rathje και Murphy (2001). Μέσω της "Αρχαιολογίας των Σκουπιδιών" (Garbage Project), οι ερευνητές απέδειξαν ότι οι σύγχρονοι, στεγανοποιημένοι Χ.Υ.Τ.Α. λειτουργούν περισσότερο ως χώροι "μουσειακής" αποθήκευσης παρά ως χώροι βιολογικής αποικοδόμησης. Η έρευνά τους αποκάλυψε ότι λόγω της έλλειψης οξυγόνου και ηλιακού φωτός, υλικά όπως οι εφημερίδες και τα οργανικά απόβλητα παραμένουν σχεδόν ανέπαφα για δεκαετίες, υπογραμμίζοντας έτσι την ανάγκη για αποτελεσματικότερη διαχείριση στην κορυφή της ιεραρχίας (πρόληψη και ανακύκλωση), καθώς η ταφή αποτελεί μια μακροχρόνια περιβαλλοντική δέσμευση.

1.3 Η σημασία της ορθής διαχείρισης και επεξεργασίας στραγγισμάτων

Η διαχείριση των στραγγισμάτων αποτελεί τη σημαντικότερη περιβαλλοντική πρόκληση στη λειτουργία των Χώρων Υγειονομικής Ταφής. Τα στραγγίσματα είναι το υγρό που παράγεται καθώς το νερό της βροχής διηθείται μέσα από τα απορρίμματα, συμπαρασύροντας διαλυμένα οργανικά και ανόργανα συστατικά, βαρέα μέταλλα και παθογόνους μικροοργανισμούς.

Η Διαχρονική Απειλή: Το Παράδειγμα της Ρωμαϊκής Αυτοκρατορίας

Η επικινδυνότητα των στραγγισμάτων δεν περιορίζεται στη διάρκεια ζωής ενός Χ.Υ.Τ.Α., αλλά εκτείνεται σε βάθος αιώνων. Είναι χαρακτηριστικό ότι ιστορικές έρευνες έχουν διαπιστώσει πως χώροι υγειονομικής ταφής που αναπτύχθηκαν από τη Ρωμαϊκή Αυτοκρατορία πριν από 2.000 χρόνια εξακολουθούν να παράγουν στραγγίσματα μέχρι σήμερα (U.S. EPA, 2000). Το γεγονός αυτό υπογραμμίζει ότι η ταφή των απορριμμάτων δημιουργεί μια "περιβαλλοντική κληρονομιά" με εξαιρετικά αργούς ρυθμούς σταθεροποίησης, καθιστώντας τον έλεγχο των εκροών επιτακτικό για την αποφυγή της μόλυνσης του υδροφόρου ορίζοντα.

Φυσικοχημική Σύσταση και Περιβαλλοντικές Επιπτώσεις

Σύμφωνα με τους Christensen et al. (2001), η σύσταση των στραγγισμάτων μεταβάλλεται ανάλογα με την "ηλικία" του Χ.Υ.Τ.Α.. Στα πρώτα στάδια (φάση οξείδωσης), τα στραγγίσματα έχουν υψηλό οργανικό φορτίο (BOD και COD) και χαμηλό pH, γεγονός που αυξάνει τη διαλυτότητα των βαρέων μετάλλων. Αντίθετα, σε παλαιότερους χώρους (μεθανογόνο φάση), το οργανικό φορτίο μειώνεται αλλά αυξάνεται η συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου, το οποίο είναι εξαιρετικά τοξικό για τους υδρόβιους οργανισμούς (Kjeldsen et al., 2002). Το πώς επηρεάζεται η σύσταση των στραγγισμάτων θα αναλυθεί εκτενέστερα στην επόμενη παράγραφο.

Τεχνολογίες Επεξεργασίας και Στεγάνωσης

Η σύγχρονη μηχανική επιστήμη, όπως αναλύεται από τους Tchobanoglous et al. (1993), επιβάλλει τη χρήση σύνθετων συστημάτων στεγάνωσης (composite liners) που αποτελούνται από γεωμεμβράνες (HDPE) και στρώσεις αργίλου. Η ορθή διαχείριση περιλαμβάνει τη συλλογή των στραγγισμάτων μέσω δικτύου διάτρητων σωλήνων στη βάση του Χ.Υ.Τ.Α. και εν συνεχεία την επεξεργασία αυτών με μεθόδους όπως η βιολογική επεξεργασία (ενεργός ιλύς), οι φυσικοχημικές διεργασίες (κατακρήμνιση, προσρόφηση σε ενεργό άνθρακα) και η χρήση μεμβρανών αντίστροφης ώσμωσης (RO).

Όπως επισημαίνουν οι Renou et al. (2008), λόγω της πολυπλοκότητας των στραγγισμάτων, η χρήση μιας μοναδικής μεθόδου είναι συχνά ανεπαρκής, απαιτώντας συνδυασμένες τεχνολογίες (multi-stage treatment) για την επίτευξη των αυστηρών ορίων διάθεσης στο περιβάλλον. Η αστοχία αυτών των συστημάτων μπορεί να οδηγήσει σε μη αναστρέψιμη ρύπανση των υπόγειων υδάτων, καθιστώντας τα στραγγίσματα την "αχίλλειο πτέρνα" της υγειονομικής ταφής.

1.4 Παράγοντες που επηρεάζουν την σύσταση και την παραγωγή των στραγγισμάτων

Η παραγωγή και η χημική σύσταση των στραγγισμάτων αποτελούν τη συνισταμένη μιας δυναμικής αλληλεπίδρασης μεταξύ φυσικών, χημικών και βιολογικών διεργασιών εντός του σώματος των απορριμμάτων. Σύμφωνα με την εκτενή ανασκόπηση των Kjeldsen et al. (2002), οι ρύποι των στραγγισμάτων ταξινομούνται σε τέσσερις κύριες ομάδες: διαλυμένη οργανική ύλη, ανόργανα μακροστοιχεία, βαρέα μέταλλα και ξενοβιοτικές οργανικές ενώσεις. Η συγκέντρωση αυτών των ομάδων, καθώς και ο συνολικός όγκος του παραγόμενου υγρού, καθορίζονται από ένα πλέγμα παραγόντων που καθιστούν κάθε Χ.Υ.Τ.Α. μια μοναδική περίπτωση (Renou et al., 2008).

Οι κυριότεροι παράγοντες που επηρεάζουν αυτές τις παραμέτρους συνοψίζονται παρακάτω:

Α)Κλιματικές Συνθήκες και Υδατικό Ισόζυγιο: Η βροχόπτωση αποτελεί τον κυρίαρχο παράγοντα παραγωγής. Η ποσότητα του στραγγίσματος εξαρτάται από τη διήθηση του

νερού, η οποία επηρεάζεται από την εξατμισοδιαπνοή και την επιφανειακή απορροή (Kjeldsen et al., 2002).

Β) Σύσταση και Υγρασία Απορριμμάτων: Το είδος των αποβλήτων καθορίζει το αρχικό ρυπαντικό φορτίο. Η υψηλή περιεκτικότητα σε οργανικό κλάσμα επιταχύνει τη βιολογική δραστηριότητα, ενώ η αρχική υγρασία των απορριμμάτων επηρεάζει τον χρόνο που απαιτείται για την έναρξη της στράγγισης.

Γ) Ηλικία και Στάδιο Αποικοδόμησης: Η πάροδος του χρόνου επιφέρει δραματικές αλλαγές στη σύσταση. Όπως επισημαίνουν οι Kjeldsen et al. (2002), -και αναφέρθηκε παραπάνω- τα στραγγίσματα μεταβαίνουν από την "φάση οξείδωσης" (υψηλό οργανικό φορτίο, χαμηλό pH) στη "μεθανογόνο φάση" (πιο σταθερή σύσταση, χαμηλός λόγος BOD/COD), επηρεάζοντας άμεσα τη διαλυτότητα των ρύπων.

Δ) Λειτουργικές Παράμετροι: Ο βαθμός συμπίεσης των απορριμμάτων και ο σχεδιασμός των υλικών κάλυψης επηρεάζουν τη διαπερατότητα και, κατά συνέπεια, τον ρυθμό έκπλυσης των συστατικών προς το σύστημα συλλογής (Renou et al., 2008).

Η κατανόηση της μεταβλητότητας αυτών των παραγόντων είναι θεμελιώδους σημασίας για την επιλογή της κατάλληλης τεχνολογίας επεξεργασίας, καθώς οι διακυμάνσεις στη ροή και τη χημική σύσταση αποτελούν τη μεγαλύτερη πρόκληση για τις μονάδες διαχείρισης.

1.5 Νομοθετικό πλαίσιο Διαχείρισης Στραγγισμάτων Χ.Υ.Τ.Α.

Όπως ήδη αναφέρθηκε η διαχείριση των στραγγισμάτων από Χώρους Υγειονομικής Ταφής Αποβλήτων (Χ.Υ.Τ.Α.) αποτελεί μια από τις κρισιμότερες παραμέτρους της περιβαλλοντικής μηχανικής, καθώς η σύνθεσή τους περιλαμβάνει υψηλά φορτία οργανικών ρύπων (COD, BOD), αμμωνιακό άζωτο, βαρέα μέταλλα και ξενοβιοτικές ενώσεις. Για την αποτροπή της ρύπανσης των υπόγειων και επιφανειακών υδάτων, έχει θεσπιστεί ένα αυστηρό ιεραρχικό πλαίσιο που εκτείνεται από το διεθνές και ευρωπαϊκό επίπεδο έως την εθνική νομοθεσία.

Διεθνές και Ευρωπαϊκό Πλαίσιο

Σε παγκόσμιο επίπεδο, η διαχείριση των στραγγισμάτων επηρεάζεται από διεθνείς συμβάσεις που στοχεύουν στον έλεγχο των επικίνδυνων ουσιών (Daniel et al., 2021). Η συμμετοχή των χωρών στις διεθνείς αυτές συνθήκες για τα απόβλητα και τους ρύπους είναι ευρύτατη, καθώς αποτελούν παγκόσμια δεσμευτικά κείμενα (Oakes & Shank, 1979,).

Η Σύμβαση της Βασιλείας αποτελεί μία από τις σημαντικότερες συνθήκες παγκοσμίως. Υπογράφηκε στις 22 Μαρτίου 1989 στη Βασιλεία της Ελβετίας και τέθηκε σε ισχύ το 1992 (Bergesen et al., 2018). Έχει υπογραφεί και επικυρωθεί από τη συντριπτική πλειοψηφία των χωρών παγκοσμίως (πάνω από 180 κράτη-μέλη). Η Νιγηρία αναφέρεται συγκεκριμένα στη βιβλιογραφία ως χώρα που καταβάλλει προσπάθειες για την εφαρμογή των όρων της (Amos T. et al., 2024), ενώ η σύμβαση επηρεάζει άμεσα τη νομοθεσία σε

χώρες όπως η Ελλάδα και τα υπόλοιπα κράτη-μέλη της Ευρωπαϊκής Ένωσης (Schiopu A. et al, 2010). Οι Ηνωμένες Πολιτείες Αμερικής έχουν υπογράψει τη συνθήκη αλλά δεν την έχουν επικυρώσει πλήρως (non-party), αν και εφαρμόζουν παρόμοιους εγχώριους κανόνες μέσω του νόμου RCRA (Hinds R., 2022). Η Σύμβαση της Βασιλείας ρυθμίζει τη διασυνοριακή μεταφορά επικίνδυνων αποβλήτων με στόχο την ασφαλή τους διαχείριση (Amos T. et al., 2024). Αν και το κύριο πεδίο εφαρμογής της αφορά επικίνδυνα στερεά απόβλητα, η αρχή της "ορθής διαχείρισης στην πηγή" (proximity principle) που πρεσβεύει, επηρεάζει καθοριστικά και τη διαχείριση υγρών αποβλήτων και στραγγισμάτων, ενθαρρύνοντας την ορθή διάθεσή τους εντός της χώρας παραγωγής.

Στην συνέχεια υπογράφηκε η Σύμβαση της Στοκχόλμης στις 22 Μαΐου 2001 στη Στοκχόλμη της Σουηδίας, η οποία τέθηκε σε ισχύ το 2004 (Pollutants, 2011). Περιλαμβάνει σχεδόν όλα τα κράτη-μέλη του ΟΗΕ (Omoto F, 2014). Χώρες όπως η Κίνα, η Ινδία, οι ΗΠΑ, η Μαλαισία και η Βραζιλία ηγούνται στην έρευνα και την εφαρμογή τεχνολογιών που συμμορφώνονται με τέτοιες διεθνείς απαιτήσεις (Wang J. et al., 2024). Η σύμβαση της Στοκχόλμης εστιάζει στους Έμμοιους Οργανικούς Ρύπους (POPs), που παραμένουν στο περιβάλλον για μεγάλο χρονικό διάστημα (Pollutants, 2011) και οι οποίοι ανιχνεύονται συχνά στα στραγγίσματα (π.χ. από παρασιτοκτόνα, βιομηχανικά χημικά), απαιτώντας εξειδικευμένη επεξεργασία λόγω της βιοσυσσωρευτικής τους (de Oliveira et al., 2020). Η παρουσία των εμμοιικών ρύπων στα στραγγίσματα καθιστά τη συγκεκριμένη σύμβαση κρίσιμη για τη ρύθμιση της επεξεργασίας τους (Omoto, 2014). Η Ελλάδα ως μέλος της Ευρωπαϊκής Ένωσης δεσμεύεται πλήρως από τη σύμβαση αυτή για τη διαχείριση των τοξικών ουσιών στους Χ.Υ.Τ.Α..

Ευρωπαϊκό Θεσμικό πλαίσιο: Οδηγία 1999/31/ΕΚ

Η Οδηγία 1999/31/ΕΚ του Συμβουλίου της 26ης Απριλίου 1999 αποτελεί το κεντρικό νομοθέτημα της Ευρωπαϊκής Ένωσης για την υγειονομική ταφή των αποβλήτων, θέτοντας αυστηρά επιχειρησιακά και τεχνικά πρότυπα (Directive 1999/31/EC). Ο κύριος στόχος της είναι η πρόληψη ή η μείωση των αρνητικών επιπτώσεων στο περιβάλλον, με ιδιαίτερη έμφαση στη ρύπανση των επιφανειακών και υπόγειων υδάτων, του εδάφους και της ατμόσφαιρας (Schiopu A. et al, 2010).

Η Οδηγία εφαρμόζεται δεσμευτικά σε όλα τα κράτη-μέλη της Ευρωπαϊκής Ένωσης, συμπεριλαμβανομένης της Ελλάδας, της Γερμανίας, της Γαλλίας και της Ιταλίας, ενώ έχει υιοθετηθεί ως πρότυπο και από χώρες που βρίσκονται σε διαδικασία ένταξης ή συνεργασίας με την ΕΕ (Bortolotti V. et al., 2021). Οι χώρες αυτές υποχρεούνται να εναρμονίσουν το εθνικό τους δίκαιο με τις διατάξεις της Οδηγίας, διασφαλίζοντας ότι μόνο επεξεργασμένα απόβλητα καταλήγουν στους Χ.Υ.Τ.Α. (Wang J. et al., 2024).

Βασικές Προβλέψεις για τα Στραγγίσματα: Σύμφωνα με το Παράρτημα I της Οδηγίας, επιβάλλονται συγκεκριμένα μέτρα για τον έλεγχο των υδάτων και τη διαχείριση των στραγγισμάτων. Καθίσταται υποχρεωτική η εγκατάσταση συστημάτων για τη συλλογή

των στραγγισμάτων και την αποθήκευσή τους σε στεγανές δεξαμενές πριν από την τελική τους επεξεργασία (Directive 1999/31/EC).

Για την στεγάνωση του πυθμένα προβλέπεται ο συνδυασμός γεωλογικού φραγμού (αργιλική στρώση) και τεχνητής στεγανωτικής μεμβράνης (γεωμεμβράνη) για την πλήρη απομόνωση του Χ.Υ.Τ.Α. από τον υδροφόρο ορίζοντα (Kjeldsen et al., 2002).

Η οδηγία τονίζει την σημασία της παρακολούθησης (Monitoring) της ποσότητας και της σύστασης των στραγγισμάτων. Τα κράτη-μέλη οφείλουν να διενεργούν δειγματοληψίες και αναλύσεις των στραγγισμάτων σε τακτά χρονικά διαστήματα κατά τη διάρκεια λειτουργίας του χώρου, αλλά και κατά τη μετα-λειτουργική φάση (Daniel et al., 2021).

Τέλος η Οδηγία στοχεύει στη μείωση των βιοαποδομήσιμων αποβλήτων καθώς θέτει ποσοτικούς στόχους για τον περιορισμό των οργανικών αποβλήτων που οδηγούνται σε ταφή, επηρεάζει άμεσα τη συγκέντρωση του COD και του αμμωνιακού αζώτου στα παραγόμενα στραγγίσματα.

Η μη συμμόρφωση με τις παραπάνω απαιτήσεις θεωρείται σοβαρή περιβαλλοντική παράβαση και μπορεί να οδηγήσει σε διοικητικές κυρώσεις και πρόστιμα από το Ευρωπαϊκό Δικαστήριο (Schiopu A. et al, 2010).

Συμπληρωματικό Ευρωπαϊκό Πλαίσιο: Οδηγίες Πλαίσιο για τα Ύδατα και τους Ρύπους

Πέραν της ειδικής Οδηγίας για την υγειονομική ταφή, η διαχείριση των στραγγισμάτων διέπεται από ένα ευρύτερο δίκτυο οδηγιών που καθορίζουν τα ποιοτικά χαρακτηριστικά των αποδεκτών (υδάτινων σωμάτων) στους οποίους καταλήγουν τα επεξεργασμένα υγρά απόβλητα.

Οδηγία Πλαίσιο για τα Ύδατα (2000/60/EK): Θέτει ως στόχο την επίτευξη «καλής κατάστασης» όλων των υδάτων της ΕΕ. Η οδηγία αυτή επιβάλλει τον έλεγχο των στραγγισμάτων ως δυνητικών πηγών ρύπανσης των υπόγειων υδροφορέων, απαιτώντας τη λήψη μέτρων πρόληψης της διείσδυσης τοξικών ουσιών (Kjeldsen et al., 2002).

Οδηγία για τις Βιομηχανικές Εκπομπές (2010/75/EE - IED): Αντικατέστησε την παλαιότερη οδηγία IPPC και ορίζει ότι οι μεγάλες εγκαταστάσεις διαχείρισης αποβλήτων (συμπεριλαμβανομένων των Χ.Υ.Τ.Α.) πρέπει να λειτουργούν βάσει των Βέλτιστων Διαθέσιμων Τεχνικών (BAT - Best Available Techniques). Οι τεχνικές αυτές αφορούν κυρίως την επεξεργασία των στραγγισμάτων επί τόπου (on-site) με προηγμένες μεθόδους όπως η αντίστροφη όσμωση και οι βιολογικοί αντιδραστήρες μεμβρανών (MBR) (Bortolotti V. et al., 2021).

Εθνικό Νομοθετικό Πλαίσιο. Η εναρμόνιση στην Ελλάδα.

Η ελληνική νομοθεσία έχει εναρμονιστεί πλήρως με τις ευρωπαϊκές επιταγές μέσω Κοινών Υπουργικών Αποφάσεων (ΚΥΑ) και Νόμων, οι οποίοι εξειδικεύουν τις τεχνικές

απαιτήσεις για τον ελλαδικό χώρο. Για το σκοπό αυτό παρατίθενται τα παρακάτω νομοθετήματα:

Α) Η ΚΥΑ 29407/3508/2002: Αποτελεί το βασικό εργαλείο εναρμόνισης της Οδηγίας 1999/31/ΕΚ στην Ελλάδα. Καθορίζει τις τεχνικές προδιαγραφές για τον σχεδιασμό, τη λειτουργία και την αποκατάσταση των Χ.Υ.Τ.Α., καθώς και τις τεχνικές προδιαγραφές για τα συστήματα συλλογής και επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων των Χ.Υ.Τ.Α., διασφαλίζοντας την προστασία των υπόγειων και επιφανειακών υδάτων από τη ρύπανση. Αποτελεί το βασικό τεχνικό κείμενο για τους Χ.Υ.Τ.Α. στην Ελλάδα. Ορίζει ρητά ότι απαγορεύεται η ανεπεξέργαστη διάθεση στραγγισμάτων σε υδάτινους αποδέκτες και καθορίζει την ανάγκη για στεγάνωση με αργιλική στρώση ή γεωμεμβράνη. Προβλέπει επίσης την ευθύνη διαχείρισης για τουλάχιστον 30 έτη μετά την παύση λειτουργίας.

Συγκεκριμένα για τα στραγγίσματα ισχύουν:

1)Την υποχρεωτική στεγανοποίηση με χρήση σύνθετου γεωλογικού φραγμού (πάχος αργίλου τουλάχιστον ενός μέτρου (m) και συντελεστής διαπερατότητας έως 10^{-9} m/s, σε συνδυασμό με τεχνητή γεωμεμβράνη HDPE (Schiopu A.et al, 2010).

2)Την αναγκαιότητα ύπαρξης μονάδας επεξεργασίας στραγγισμάτων (ΜΕΣ) εντός ή εκτός του χώρου, η οποία να εξασφαλίζει ότι το τελικό απόβλητο είναι σύμφωνο με τους περιβαλλοντικούς όρους της εγκατάστασης.

Β) Ο Νόμος 4819/2021 (ΦΕΚ Α' 129/2021), ο οποίος αποτελεί το σύγχρονο πλαίσιο για την ανακύκλωση και τη διαχείριση αποβλήτων και την κυκλική οικονομία θέτει τον φιλόδοξο στόχο της μείωσης των αποβλήτων προς ταφή σε ποσοστό κάτω του 10% έως το 2030, γεγονός που αναμένεται να μεταβάλει ποιοτικά και ποσοτικά τη μελλοντική παραγωγή στραγγισμάτων. Ο νόμος αυτός εκσυγχρονίζει το πλαίσιο διαχείρισης ενσωματώνοντας τις αρχές της κυκλικής οικονομίας. Προωθεί την εντατική διαλογή στην πηγή των οργανικών αποβλήτων (βιοαπόβλητα). Η μείωση του οργανικού κλάσματος που οδηγείται στους Χ.Υ.Τ.Α. οδηγεί μακροπρόθεσμα σε παραγωγή στραγγισμάτων με χαμηλότερο οργανικό φορτίο (BOD_5 , COD), αλλά συχνά με υψηλότερες συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου, γεγονός που απαιτεί αναπροσαρμογή των τεχνολογιών επεξεργασίας.

Γ)Οι Νόμοι 1650/1986 & 4014/2011, οι οποίοι καθορίζουν το πλαίσιο των περιβαλλοντικών αδειοδοτήσεων. Κάθε Χ.Υ.Τ.Α. στην Ελλάδα υποχρεούται να διαθέτει και λειτουργεί σύμφωνα με την Έγκριση Περιβαλλοντικών Όρων (ΑΕΠΟ), η οποία εξειδικεύει την τεχνολογία επεξεργασίας (π.χ. Αντίστροφη Όσμωση, Βιολογικός Καθαρισμός) και τα όρια εκπομπών ρύπων ανάλογα με τον τοπικό αποδέκτη διάθεσης των επεξεργασμένων στραγγισμάτων (π.χ. σε παρακείμενο χείμαρρο, στο δίκτυο αποχέτευσης ή για άρδευση), βασιζόμενη στην ΚΥΑ 5673/400/1997 για την επεξεργασία αστικών λυμάτων και τις ειδικές διατάξεις για τα βιομηχανικά απόβλητα (Daniel et al., 2021).

Όρια διάθεσης και ποιοτικά πρότυπα

Η συμμόρφωση με το νομοθετικό πλαίσιο προϋποθέτει την αυστηρή τήρηση συγκεκριμένων ποιοτικών ορίων πριν από την τελική διάθεση των επεξεργασμένων στραγγισμάτων στους αποδέκτες. Η ρύθμιση του pH εντός του εύρους 6,5 – 9,0 αποτελεί θεμελιώδη απαίτηση, καθώς ακραίες τιμές οξύτητας ή αλκαλικότητας μπορούν να διαταράξουν τη χημική ισορροπία του αποδέκτη και να επηρεάσουν τη βιοδιαθεσιμότητα άλλων ρύπων. Κεντρικό ρόλο στον έλεγχο της ρύπανσης παίζει η παρακολούθηση του οργανικού φορτίου, η οποία εκφράζεται μέσω των δεικτών BOD₅ (Βιοχημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο) και COD (Χημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο). Η απομάκρυνση του βιοαποδομήσιμου αλλά και του εμμονικού οργανικού κλάσματος είναι επιβεβλημένη για την αποφυγή της εξάντλησης του διαλυμένου οξυγόνου στα επιφανειακά ύδατα. Παράλληλα, η συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου (NH₄-N) αναδεικνύεται σε παράμετρο κρίσιμης σημασίας, δεδομένου ότι οι υψηλές τιμές του συνδέονται άμεσα με το φαινόμενο του ευτροφισμού και την τοξικότητα στα υδρόβια οικοσυστήματα. Τέλος, ιδιαίτερη έμφαση δίνεται στον περιορισμό των βαρέων μετάλλων, όπως ο μόλυβδος (Pb), το κάδμιο (Cd), το χρώμιο (Cr) και ο υδράργυρος (Hg). Η παρουσία τους στα στραγγίσματα, ακόμη και σε ίχνη, απαιτεί εξειδικευμένα συστήματα επεξεργασίας, καθώς η υψηλή τοξικότητά τους και η τάση για βιοσυσσώρευση στους ζωντανούς οργανισμούς εγκυμονούν μακροπρόθεσμους κινδύνους για τη δημόσια υγεία και την οικολογική σταθερότητα (de Oliveira et al., 2020).

Κεφάλαιο 2

Χαρακτηριστικά και Παράγοντες Διαμόρφωσης Στραγγισμάτων

2.1 Γένεση Στραγγισμάτων

Η διαχείριση των υγρών αποβλήτων που παράγονται εντός των Χώρων Υγειονομικής Ταφής Απορριμμάτων (Χ.Υ.Τ.Α.) αποτελεί, διαχρονικά, το κρισιμότερο περιβαλλοντικό ζήτημα κατά τη λειτουργία τους. Τα στραγγίσματα (leachate) ορίζονται ως εξαιρετικά τοξικά υγρά με ιδιαίτερα σύνθετη σύσταση και υψηλό ρυπαντικό φορτίο. Όπως επισημαίνουν οι Nath A. et al. (2022), η γένεσή τους είναι άρρηκτα συνδεδεμένη με τη βιολογική και χημική αποικοδόμηση του οργανικού κλάσματος των απορριμμάτων, σε συνδυασμό με τη διήθηση των υδάτων (κυρίως βροχοπτώσεων) που εισχωρούν στη μάζα των αποβλήτων.

Μηχανισμοί Δημιουργίας και Βιογεωχημικές Διεργασίες

Εμβαθύνοντας στον μηχανισμό αυτό, οι van Breukelen B. et al. (2003) επισημαίνουν ότι η γένεση και η τελική σύσταση του στραγγίσματος καθορίζονται από ένα πλέγμα βιογεωχημικών διεργασιών. Καθώς το νερό διηθείται, λαμβάνουν χώρα αντιδράσεις οξειδοαναγωγής (redox processes) και ανταλλαγής ιόντων, οι οποίες μεταβάλλουν τη χημική ταυτότητα του υγρού πριν αυτό εξέλθει από τον Χ.Υ.Τ.Α. Οι διεργασίες αυτές είναι δυναμικές και εξελίσσονται παράλληλα με τη σταδιακή αποικοδόμηση των

απορριμμάτων, μεταβάλλοντας συνεχώς τη χημική ταυτότητα του υγρού πριν αυτό εξέλθει από τον Χ.Υ.Τ.Α. ή διαφύγει στο περιβάλλον.

Παράγοντες Επίδρασης

Η ποσότητα και η ποιοτική σύσταση των παραγόμενων στραγγισμάτων δεν είναι σταθερές, αλλά επηρεάζονται άμεσα από τους εξής παράγοντες:

Τις κλιματικές συνθήκες: Η ένταση της βροχόπτωσης και η εξάτμιση καθορίζουν τον συνολικό όγκο του παραγόμενου υγρού.

Τα χαρακτηριστικά των απορριμμάτων: Ο βαθμός συμπίεσης και το ποσοστό του βιοαποδομήσιμου οργανικού φορτίου παίζουν καθοριστικό ρόλο στη σύσταση.

Τη Βιογεωχημική εξέλιξη: Σύμφωνα με τους van Breukelen B. et al. (2003), οι μεταβολές στις συνθήκες οξειδοαναγωγής εντός του Χ.Υ.Τ.Α., καθώς και η αλληλεπίδραση των στραγγισμάτων με το υποκείμενο υλικό (όπως το γεωπεριβαλλοντικό φράγμα/liner ή το έδαφος), επηρεάζουν άμεσα τη συγκέντρωση των διαλυμένων ουσιών και των παραγόμενων αερίων (π.χ. μεθάνιο).

Ως εκ τούτου, η βαθιά κατανόηση των μηχανισμών γένεσης κρίνεται απαραίτητη για τον ορθό σχεδιασμό αποτελεσματικών συστημάτων επεξεργασίας.

2.1.2 Το Υδατικό Ισοζύγιο

Η ποσότητα των παραγόμενων στραγγισμάτων μπορεί να προσεγγιστεί μέσω της ανάλυσης του υδατικού ισοζυγίου. Σύμφωνα με τον Bagchi A. (2004), ο όγκος του υγρού εξαρτάται από τη διαφορά μεταξύ των εισροών (βροχόπτωση, αρχική υγρασία απορριμμάτων) και των απωλειών (εξατμισοδιαπνοή, επιφανειακή απορροή, ικανότητα συγκράτησης υγρασίας από τα απόβλητα). Η κατανόηση αυτής της μαθηματικής σχέσης είναι απαραίτητη για τον σχεδιασμό των συστημάτων συλλογής και των μονάδων επεξεργασίας, ώστε να αποφεύγεται η υπερχειλίση ή η διαρροή προς τον υδροφόρο ορίζοντα.

Οι βασικές συνιστώσες που διαμορφώνουν και επιτείνουν την πολυπλοκότητα του υδατικού ισοζυγίου αναλύονται παρακάτω:

Α) Αρχική Υγρασία Απορριμμάτων

Ένα σημαντικό ποσοστό του στραγγίσματος προέρχεται από την ίδια την υγρασία της μάζας των απορριμμάτων. Στην Ελλάδα, το υψηλό ποσοστό οργανικών (βιοαποδομήσιμων) αποβλήτων συνεπάγεται υψηλή αρχική υγρασία. Όπως επισημαίνουν οι Tatsi & Zouboulis (2002), η απελευθέρωση των ενδοκυτταρικών υγρών κατά τη βιολογική αποικοδόμηση τροφοδοτεί συνεχώς την παραγωγή στραγγίσματος, ακόμη και κατά τη διάρκεια παρατεταμένων περιόδων ανομβρίας, καθιστώντας το υδατικό ισοζύγιο έναν σύνθετο γρίφο που απαιτεί συνεχή παρακολούθηση.

Β) Η επίδραση της καθημερινής επικάλυψης (Daily Cover)

Η πρακτική της καθημερινής επικάλυψης των απορριμμάτων με αδρανή υλικά (χώμα, περίσσεια εκσκαφών) είναι υποχρεωτική για τον έλεγχο των οσμών και των εντόμων, επιδρώντας με έναν ιδιαίτερο, διττό τρόπο στο υδατικό ισοζύγιο.

-Μείωση Διήθησης: Σύμφωνα με τον Bagchi A. (2004), ένα καλά συμπίεσμένο στρώμα εδαφικού καλύμματος λειτουργεί ως προσωρινό φράγμα. Αυτό αυξάνει την επιφανειακή απορροή των ομβρίων υδάτων προς τα εξωτερικά κανάλια αποστράγγισης, μειώνοντας την ποσότητα του νερού που καταφέρνει τελικά να εισέλθει στη μάζα των απορριμμάτων.

-Φαινόμενο Κατακράτησης και Επιβράδυνσης (Field Capacity): Αντιθέτως, όσον αφορά τον χρονικό ρυθμό εμφάνισης του υγρού, οι Tatsi και Zouboulis (2002) παρατήρησαν στην περίπτωση του ανενεργού Χ.Υ.Τ.Α. Ταγαράδων ότι αν το υλικό επικάλυψης παρουσιάζει υψηλό πορώδες ή αν δεν υπάρχει σωστή κλίση, το χώμα συγκρατεί προσωρινά ένα μέρος του νερού. Αυτό το κατακρατούμενο νερό διηθείται στη συνέχεια με πολύ αργό ρυθμό προς τα κάτω, με αποτέλεσμα να επιμηκύνεται χρονικά η περίοδος παραγωγής στραγγισμάτων για μεγάλο διάστημα μετά τη λήξη μιας βροχόπτωσης, έστω και με μειωμένη στιγμιαία παροχή.

Γ) Στρατηγική "Cells" (Κυψέλες): Η διαίρεση του Χ.Υ.Τ.Α. σε κυψέλες επιτρέπει τη λειτουργία μόνο ενός μικρού τμήματος της εγκατάστασης κάθε φορά. Όπως εξηγούν οι Mai et al. (2019), η οριστική στεγάνωση των ολοκληρωμένων κυψελών με γεωμεμβράνες (capping) είναι ο πιο αποτελεσματικός τρόπος για τη μείωση του όγκου των στραγγισμάτων, καθώς "απομονώνει" τα παλαιότερα απορρίμματα από τον υδρολογικό κύκλο.

2.1.3 Παράγοντες Επίδρασης και Εντοπιότητα

Η γένεση των στραγγισμάτων επηρεάζεται καθοριστικά από την ηλικία της εγκατάστασης και τις κλιματικές συνθήκες της περιοχής. Όπως παρατηρήθηκε από τους Mai et al. (2019) σε μελέτες που αφορούσαν Χ.Υ.Τ.Α. της Θεσσαλονίκης, ο ρυθμός γένεσης και η ρύπανση των στραγγισμάτων διαφοροποιούνται σημαντικά καθώς ο Χ.Υ.Τ.Α. "ωριμάζει", περνώντας από την φάση οξείδωσης στη μεθανογενή φάση αποικοδόμησης.

Επιπλέον, το ελληνικό κλίμα παίζει πρωταρχικό ρόλο. Οι έντονες εποχιακές διακυμάνσεις των βροχοπτώσεων, ιδιαίτερα στη Βόρεια Ελλάδα, οδηγούν σε περιόδους υψηλής παραγωγής στραγγισμάτων με ταυτόχρονη αραίωση του ρυπαντικού φορτίου, ενώ οι ξηρές περίοδοι ευνοούν τη δημιουργία πιο συμπυκνωμένων υγρών αποβλήτων (Tatsi & Zouboulis, 2002).

2.2 Φυσικοχημικά Χαρακτηριστικά

Η αξιολόγηση της ποιότητας των στραγγισμάτων πραγματοποιείται μέσω του προσδιορισμού συγκεκριμένων φυσικοχημικών παραμέτρων, οι οποίες αντικατοπτρίζουν το επίπεδο της οργανικής και ανόργανης ρύπανσης. Οι σημαντικότεροι δείκτες

περιλαμβάνουν το Χημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο (COD), το Βιοχημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο (BOD) και το Αμμωνιακό Άζωτο ($\text{NH}_4^+\text{-N}$). Η κατανόηση των βασικών αυτών τιμών είναι απαραίτητη για την αρχική εκτίμηση της επικινδυνότητας του αποβλήτου.

2.2.1 Οργανικό Φορτίο (COD και BOD)

Το οργανικό φορτίο των στραγγισμάτων παρουσιάζει εξαιρετικά υψηλές τιμές σε σύγκριση με τα τυπικά αστικά λύματα. Σύμφωνα με μελέτες που διεξήχθησαν σε εγκαταστάσεις της Θεσσαλονίκης, οι τιμές του COD μπορεί να κυμαίνονται από μερικές εκατοντάδες έως δεκάδες χιλιάδες mg/L.

Στα "νεαρά" στραγγίσματα οι τιμές του COD είναι ιδιαίτερα υψηλές, ενώ ο λόγος (δείκτης βιοαποδομησιμότητας) παραμένει επίσης υψηλός (άνω του 0.5), υποδεικνύοντας την παρουσία εύκολα βιοαποδομήσιμων οργανικών ενώσεων (Tatsi & Zouboulis (2002).

Με την πάροδο του χρόνου και την ωρίμανση του Χ.Υ.Τ.Α., οι τιμές του COD μειώνονται και το BOD πέφτει δραστικά, καθώς τα βιοαποδομήσιμα συστατικά καταναλώνονται, αφήνοντας πίσω ανθεκτικές ενώσεις όπως χουμικά (υψηλό μοριακό βάρος) και φουλβικά οξέα (χαμηλό μοριακό βάρος) (Mai et al., 2019).

2.2.2 Αμμωνιακό Άζωτο ($\text{NH}_4^+\text{-N}$)

Το αμμωνιακό άζωτο αποτελεί έναν από τους πιο προβληματικούς ρύπους στα στραγγίσματα των Χ.Υ.Τ.Α., καθώς παραμένει σε υψηλά επίπεδα ακόμα και όταν το οργανικό φορτίο αρχίζει να φθίνει. Όπως επισημαίνουν οι Mai et al. (2019), η αμμωνία προκύπτει κυρίως από τη βιολογική αποικοδόμηση των πρωτεϊνικών ενώσεων των απορριμμάτων. Στις μελέτες για τη Θεσσαλονίκη, έχει παρατηρηθεί ότι οι συγκεντρώσεις του αζώτου συχνά υπερβαίνουν τα 1000 mg/L, προκαλώντας έντονη τοξικότητα στους μικροοργανισμούς που χρησιμοποιούνται στις βιολογικές βαθμίδες επεξεργασίας και απαιτώντας εξειδικευμένες μεθόδους απομάκρυνσης (Tatsi & Zouboulis, 2002).

Η γνώση αυτών των παραμέτρων, όπως καταγράφονται στις τοπικές πηγές, επιβεβαιώνει ότι τα στραγγίσματα απαιτούν πολυσταδιακή επεξεργασία, καθώς η υψηλή συγκέντρωση αμμωνίας σε συνδυασμό με το μεταβαλλόμενο οργανικό φορτίο καθιστούν τη διαχείρισή τους ιδιαίτερα απαιτητική.

2.3 Ποσοτικές διακυμάνσεις και παράγοντες μεταβολής

Η ποσότητα των παραγόμενων στραγγισμάτων σε έναν Χ.Υ.Τ.Α. χαρακτηρίζεται από έντονη δυναμική, παρουσιάζοντας σημαντικές διακυμάνσεις τόσο σε βραχυπρόθεσμη (εποχιακή) όσο και σε μακροπρόθεσμη βάση. Η κατανόηση των παραγόντων που προκαλούν αυτές τις μεταβολές είναι κρίσιμη, καθώς καθορίζει τη χωρητικότητα των δεξαμενών αποθήκευσης και το μέγεθος της μονάδας επεξεργασίας.

2.3.1 Κλιματικές Συνθήκες και Εποχικότητα

Ο κυριότερος εξωγενής παράγοντας που επηρεάζει τον όγκο των στραγγισμάτων είναι οι ατμοσφαιρικές κατακρημνίσεις. Σύμφωνα με τον Bagchi A. (2004), υπάρχει μια άμεση, αν και χρονικά υστερημένη, συσχέτιση μεταξύ της έντασης των βροχοπτώσεων και της παροχής των στραγγισμάτων. Στην περίπτωση της Βόρειας Ελλάδας, οι Tatsi & Zouboulis (2002) παρατήρησαν ότι οι ποσοτικές διακυμάνσεις ακολουθούν το μεσογειακό κλίμα: κατά τους χειμερινούς μήνες, η παραγωγή στραγγισμάτων κορυφώνεται λόγω των αυξημένων βροχοπτώσεων και της περιορισμένης εξάτμισης.

Αντίθετα, όπως υπογραμμίζουν οι Renou et al. (2008), η υψηλή θερμοκρασία κατά τους θερινούς μήνες ενισχύει την εξατμισοδιαπνοή, μειώνοντας δραστικά το νερό που διηθείται στη μάζα των απορριμμάτων, γεγονός που μπορεί να οδηγήσει ακόμη και σε προσωρινή διακοπή της ροής σε μικρότερες εγκαταστάσεις.

2.3.2 Λειτουργικά Χαρακτηριστικά και Σχεδιασμός

Ο τρόπος λειτουργίας του Χ.Υ.Τ.Α. παίζει καθοριστικό ρόλο στον έλεγχο των ποσοτικών διακυμάνσεων. Η χρήση καθημερινού καλύμματος (daily cover) και η τελική στεγάνωση των ολοκληρωμένων τμημάτων (cells) στοχεύουν στον περιορισμό της εισόδου του νερού της βροχής. Όπως αναφέρει ο Bagchi A. (2004), αν το σύστημα αποστράγγισης της επιφανειακής απορροής δεν είναι αποτελεσματικό, μεγάλο μέρος των ομβρίων υδάτων θα καταλήξει στο εσωτερικό του Χ.Υ.Τ.Α., αυξάνοντας αδικαιολόγητα τον όγκο των προς επεξεργασία υγρών. Επιπλέον, ο βαθμός συμπίεσης των απορριμμάτων επηρεάζει την υδραυλική αγωγιμότητα της μάζας. Υψηλότερη συμπίεση μειώνει το κενό μεταξύ των απορριμμάτων, επιβραδύνοντας τη διήθηση αλλά αυξάνοντας τον χρόνο επαφής του νερού με τους ρύπους (Kjeldsen et al., 2002).

2.3.3 Ηλικία και Βαθμός Αποικοδόμησης

Η ποσότητα του στραγγίσματος μεταβάλλεται και με την πάροδο του χρόνου. Καθώς ένας Χ.Υ.Τ.Α. "γερνάει", η ικανότητα συγκράτησης υγρασίας των απορριμμάτων μεταβάλλεται λόγω της βιολογικής αποσύνθεσης και της φυσικής καθίζησης. Σύμφωνα με τους Kjeldsen et al. (2002), στα αρχικά στάδια λειτουργίας, η παραγωγή στραγγίσματος είναι υψηλή καθώς το σύστημα προσπαθεί να φτάσει στο σημείο κορεσμού (field capacity).

Σε μεταγενέστερα στάδια, η παραγωγή μπορεί να σταθεροποιηθεί, αλλά η χημική σύσταση μεταβάλλεται, όπως παρατηρήθηκε και στις μελέτες για τη Θεσσαλονίκη (Mai et al., 2019), όπου η μείωση της οργανικής ύλης επηρεάζει την ωσμωτική πίεση και τη ροή του υγρού μέσα από τη μάζα των αποβλήτων.

2.3.4 Η "Υστέρηση" (Time Lag) και το Κλίμα της Θεσσαλονίκης

Ένα κρίσιμο στοιχείο που πρέπει να λαμβάνεται υπόψη στον σχεδιασμό των μονάδων επεξεργασίας είναι η χρονική υστέρηση μεταξύ της βροχόπτωσης και της εμφάνισης του στραγγίσματος στη βάση του Χ.Υ.Τ.Α..

-Διαδρομή Διήθησης: Το νερό δεν εμφανίζεται αμέσως ως στράγγισμα. Πρέπει πρώτα να καλύψει την "ικανότητα συγκράτησης" (field capacity) των απορριμμάτων. Σύμφωνα με

τους Kjeldsen et al. (2002), αυτή η διαδικασία μπορεί να διαρκέσει από μερικές ημέρες έως εβδομάδες, ανάλογα με το ύψος του Χ.Υ.Τ.Α..

-Εποχιακή Αιχμή στη Βόρεια Ελλάδα: Με βάση τα δεδομένα των Tatsi & Zouboulis (2002) για την περιοχή της Θεσσαλονίκης, η μέγιστη παροχή στραγγισμάτων δεν συμπίπτει πάντα με την ημέρα της έντονης βροχόπτωσης, αλλά παρουσιάζει μια κορύφωση που διαρκεί καθ' όλη τη χειμερινή περίοδο. Αυτό συμβαίνει διότι το χαμηλό ποσοστό εξάτμισης τον χειμώνα επιτρέπει στο νερό να διαποτίζει τη μάζα των αποβλήτων σε βάθος.

-Αραίωση vs. Συμπύκνωση: Η ποσοτική αύξηση κατά τον χειμώνα οδηγεί σε αραίωση των ρύπων (χαμηλότερο COD), ενώ το καλοκαίρι, η μικρή ποσότητα παραγόμενου στραγγίσματος είναι εξαιρετικά συμπυκνωμένη και δύσκολη στην επεξεργασία (Renou et al., 2008).

2.3.5 Συστήματα Στεγάνωσης και Περιβαλλοντική Ασφάλεια

Η στεγάνωση αποτελεί την «τελευταία γραμμή άμυνας» ενός Χ.Υ.Τ.Α., λειτουργώντας ως ένας αδιαπέραστος φραγμός που εμποδίζει τη διαφυγή των στραγγισμάτων προς το υπέδαφος και τον υδροφόρο ορίζοντα.

Η επιλογή των υλικών στεγάνωσης επηρεάζει άμεσα τον όγκο των στραγγισμάτων που συλλέγονται και τη γενικότερη υδραυλική συμπεριφορά της εγκατάστασης. Σύμφωνα με τον Bagchi A. (2004), ένα σύγχρονο σύστημα στεγάνωσης είναι πολυστρωματικό και αποτελείται από φυσικά και συνθετικά υλικά, οργανωμένα σε διακριτές βαθμίδες:

A. Στεγάνωση Πυθμένα και Πρανών (Bottom Liner System): Σκοπός της είναι η πλήρης στεγάνωση της βάσης ώστε το στράγγισμα να οδηγείται μέσω κλίσεων στους αγωγούς συλλογής. Η χρήση γεωμεμβρανών από πολυαιθυλένιο υψηλής πυκνότητας (HDPE) είναι η πλέον διαδεδομένη μέθοδος. Όπως επισημαίνουν οι Tatsi & Zouboulis (2002), η στεγάνωση με HDPE εξασφαλίζει ότι το σύνολο των παραγόμενων υγρών θα οδηγηθεί στη μονάδα επεξεργασίας, εμποδίζοντας τη ρύπανση των υπόγειων υδάτων της περιοχής της Θεσσαλονίκης. Κάτω από τη γεωμεμβράνη τοποθετείται συνήθως ένα παχύ στρώμα συμπιεσμένης αργίλου, λειτουργώντας προστατευτικά σε περίπτωση τυχαίας διάτρησης.

B. Τελική Στεγάνωση / Κάλυψη (Final Capping)

Όταν μια κυψέλη (cell) συμπληρωθεί, σφραγίζεται οριστικά. Αυτή η διαδικασία είναι η σημαντικότερη για τη μείωση του όγκου των στραγγισμάτων μακροπρόθεσμα. Σύμφωνα με τους Renou et al. (2008), η τοποθέτηση τελικής στεγάνωσης μειώνει την παραγωγή στραγγισμάτων έως και 90%, καθώς το νερό της βροχής δεν έρχεται πλέον σε επαφή με τα απορρίμματα αλλά απομακρύνεται ως καθαρή επιφανειακή απορροή. Παράλληλα όπως αναφέρουν οι Mai et al. (2019), η σωστή κάλυψη επιτρέπει τη συλλογή του βιοαερίου, αποτρέποντας την εκτόνωσή του στην ατμόσφαιρα και μειώνοντας τις δευτερογενείς χημικές αντιδράσεις που θα μπορούσαν να αλλοιώσουν τη σύσταση των στραγγισμάτων.

Γ. Στρώσεις Αποστράγγισης (Drainage Layers)

Πάνω από τη στεγάνωση τοποθετείται μια στρώση από πλυμένο χαλίκι ή γεωσυνθετικά υλικά αποστράγγισης. Ο Bagchi A. (2004) τονίζει ότι το σύστημα αποστράγγισης πρέπει να είναι εξαιρετικά αποδοτικό για να αποφεύγεται η συσσώρευση υγρών (mounding) πάνω από τη μεμβράνη, η οποία αυξάνει την πίεση στη στεγάνωση και τον κίνδυνο διαρροής.

2.4 Περιβαλλοντικές επιπτώσεις ανεπαρκούς επεξεργασίας στραγγισμάτων

Η απελευθέρωση ανεπεξέργαστων ή πλημμελώς επεξεργασμένων στραγγισμάτων στο φυσικό περιβάλλον συνιστά μία από τις κρισιμότερες απειλές για την οικολογική ακεραιότητα και τη δημόσια υγεία. Λόγω της ετερογένειας και της υψηλής συγκέντρωσης τοξικών συστατικών, οι επιπτώσεις τους εκτείνονται σε πολλαπλά επίπεδα, επηρεάζοντας το έδαφος, τους υδάτινους πόρους και την τροφική αλυσίδα.

2.4.1 Μηχανισμοί Ρύπανσης Υπογείων Υδάτων και Υδρογεωλογική Υποβάθμιση

Η διείσδυση των στραγγισμάτων στον υδροφόρο ορίζοντα αποτελεί τη σημαντικότερη απειλή, καθώς η αποκατάσταση των υπόγειων υδάτων είναι εξαιρετικά δυσχερής και δαπανηρή. Σύμφωνα με τη θεμελιώδη μελέτη των Christensen κ.ά. (2001), η ρύπανση των υπόγειων υδάτων δεν είναι μια στατική κατάσταση, αλλά μια δυναμική βιογεωχημική διαδικασία που εξελίσσεται σε «ζώνες οξειδοαναγωγής» (Redox zones).

Η διαρροή στραγγισμάτων από μη στεγανούς Χ.Υ.Τ.Α. οδηγεί στον σχηματισμό «ρυπαντικών νεφών» (leachate plumes), τα οποία χαρακτηρίζονται από έντονη χωρική και χρονική μεταβλητότητα (Christensen κ.ά., 2001). Η δυναμική αυτών των νεφών εξαρτάται άμεσα από την υδρολογική αγωγιμότητα του εδάφους, επιτρέποντας σε βαρέα μέταλλα και αμμωνιακό άζωτο να μεταφέρονται σε αποστάσεις χιλιομέτρων από την πηγή ρύπανσης. Επιπλέον, η παρουσία των στραγγισμάτων μεταβάλλει τις συνθήκες οξειδοαναγωγής (redox) του υδροφόρου ορίζοντα, επηρεάζοντας τη διαλυτότητα των μετάλλων και την ισοτοπική σύσταση του νερού (Van Breukelen κ.ά., 2003).

-Ζώνες Οξειδοαναγωγής και Βιογεωχημική Δυναμική: Καθώς το στράγγισμα απομακρύνεται από τον Χ.Υ.Τ.Α., δημιουργείται μια διαδοχή φάσεων που καθορίζεται από το δυναμικό οξειδοαναγωγής (Eh). Στην περιοχή πλησίον της πηγής ρύπανσης επικρατούν έντονα αναγωγικές συνθήκες (μεθανογένεση και αναγωγή θεικών), όπου οι μικροοργανισμοί εξαντλούν τα διαθέσιμα οξειδωτικά μέσα και καταφεύγουν στη μεθανογένεση, παράγοντας μεθάνιο (CH_4) για να επιβιώσουν. Όσο αυξάνεται η απόσταση και η αραίωση, γίνεται σαφές πώς οι αναερόβιες συνθήκες δίνουν τη θέση τους σε ενδιάμεσες ζώνες (αναγωγή σιδήρου και μαγγανίου), απονιτροποίησης και τελικά στην αερόβια οξείδωση στην άκρη του νέφους (Christensen κ.ά., 2001). Αυτή η διαδοχή είναι κρίσιμη, καθώς καθορίζει τη βιοαποδόμηση των οργανικών ρύπων και τη διαλυτότητα των βαρέων μετάλλων.

-Ποσοτική Εξέλιξη Ρυπαντικού Φορτίου

Η επικινδυνότητα για τον υδροφόρο ορίζοντα μεταβάλλεται δραστικά με την «ηλικία» του Χ.Υ.Τ.Α. (Christensen κ.ά., 2001). Στην Όξινη Φάση (έτη 0-5) το ρυπαντικό φορτίο είναι στο μέγιστο επίπεδο, με τιμές COD που μπορούν να αγγίξουν τα 60.000 mg/L και

BOD₅ τα 30.000 mg/L και η υψηλή οξύτητα (pH 4.5 – 7.5) αυξάνει τη διαλυτότητα των μετάλλων, καθιστώντας τα στραγγίσματα εξαιρετικά τοξικά. Στη Μεθανογενή Φάση (μετά τα 10-15 έτη), ενώ το οργανικό φορτίο (COD) μειώνεται σημαντικά (έως και 90%, πέφτοντας κάτω από τα 5.000 mg/L), το αμμωνιακό άζωτο (NH₄⁺-N) παραμένει σε εξαιρετικά υψηλά επίπεδα, αγγίζοντας τα 2.000 mg/L (Christensen κ.ά., 2001).

Πίνακας 2.1: Σύγκριση Χημικής Σύστασης Στραγγισμάτων ανά Φάση

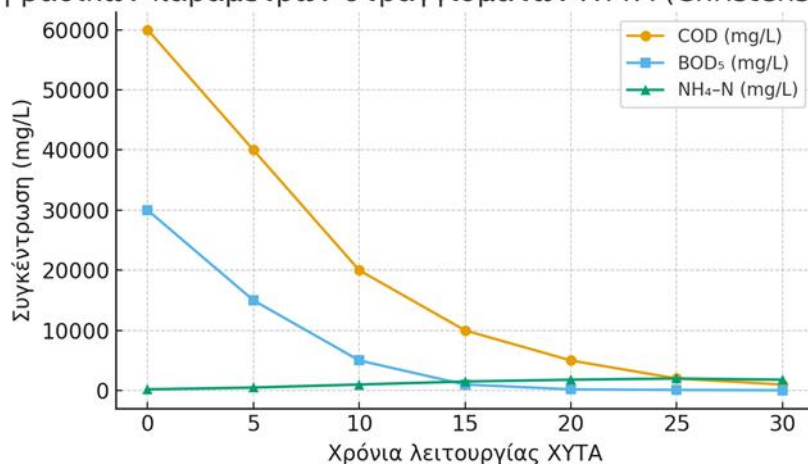
Παράμετρος	Μονάδες	Όξινη Φάση	Μεθανογενή Φάση	Παρατήρηση
pH	-	4.5 – 7.5	7.5 – 9.0	Αύξηση pH με την ωρίμανση
COD ₁₃	mg/L	6.000 – 60.000	500 – 4.500	Δραστική μείωση (>90%)
BOD ₅ /COD	λόγος	0.4 – 0.8	0.02 – 0.1	Δείκτης σταθεροποίησης
Αμμωνιακό N	mg/L	500 – 1.500	800 – 2.200	Παραμένει υψηλό / Επίμονος ρύπος
Θειικά (SO ₄ ²⁻)	mg/L	100 – 500	< 50	Μείωση λόγω αναγωγής θεικών

Πηγή: Christensen et al., 2001

2.4.1.1 Βιογεωχημική Ζώνωση και Δυναμικό Redox

Εκτός από τη χρονική εξέλιξη, η διεξόδωση του στραγγίσματος στον υδροφόρο ορίζοντα προκαλεί μια χωρική, διαδοχική σειρά αντιδράσεων οξειδοαναγωγής, οι οποίες δημιουργούν διακριτές ζώνες ρύπανσης γύρω από την εγκατάσταση. Καθώς το ρυπαντικό νέφος (leachate plume) κινείται στο υπέδαφος, υφίσταται φυσική εξασθένηση, με το BOD₅ να περιορίζεται ταχύτερα λόγω βιολογικής αποικοδόμησης, ενώ το αμμωνιακό άζωτο παραμένει ο πιο επίμονος ρύπος. Η ιεραρχία των βιογεωχημικών αυτών ζωνών, όπως τεκμηριώνεται από τους Christensen et al. (2001), ακολουθεί τη φθίνουσα σειρά

ελεύθερης ενέργειας και απεικονίζεται σχηματικά παρακάτω:
Εξέλιξη βασικών παραμέτρων στραγγισμάτων ΧΥΤΑ (Christensen et al., 2001)



Συμπεραίνεται, επομένως, ότι το στράγγισμα, καθώς απομακρύνεται από τη ζώνη της πηγής, υφίσταται φυσική εξασθένηση μέσω φυσικών, χημικών διεργασιών και βιολογικών. Κατά την επέκταση του ρυπαντικού νέφους (leachate plume) στον υδροφόρο ορίζοντα, το οργανικό φορτίο (BOD₅) περιορίζεται και αποικοδομείται με σημαντικά ταχύτερο ρυθμό, αφήνοντας το αμμωνιακό άζωτο να λειτουργεί ως ο πλέον επίμονος και μακροβιότερος ρύπος στο υδάτινο περιβάλλον. Η βιογεωχημική αυτή διαφοροποίηση ακολουθεί μια σαφή χωρική διαδοχή. Στην αναερόβια ζώνη μεθανογένεσης, η οποία εντοπίζεται στην περιοχή ακριβώς κάτω από την πηγή (Χ.Υ.Τ.Α.), οι συγκεντρώσεις του οργανικού φορτίου (COD και BOD₅) αγγίζουν τις μέγιστες τιμές τους. Λόγω αυτού του υπερβολικού ρυπαντικού φορτίου, οι ιθαγενείς μικροοργανισμοί εξαντλούν άμεσα όλα τα διαθέσιμα και ενεργειακά αποδοτικότερα οξειδωτικά μέσα (διαλυμένο οξυγόνο, νιτρικά και θειικά ιόντα), με αποτέλεσμα να αναγκάζονται να καταφύγουν στη μεθανογένεση παράγοντας μεθάνιο (CH₄) ως παραπροϊόν για την επιβίωσή τους. Καθώς το υγρό κινείται μακρύτερα από την πηγή ρύπανσης, διαπιστώνεται ότι οι έντονα αναγωγικές και αναερόβιες αυτές συνθήκες υποχωρούν σταδιακά, δίνοντας τη θέση τους σε ηπιότερες ενδιάμεσες ζώνες (αναγωγή σιδήρου και μαγγανίου, απονιτροποίηση), προτού το νέφος καταλήξει τελικά στην πλήρως αερόβια ζώνη (oxic zone) που αναπτύσσεται στις εξωτερικές του παρυφές.

Η επίδραση των συνθηκών Redox στη διαλυτότητα των ρύπων:

Όπως επισημαίνουν οι van Breukelen et al. (2003), το συγκεκριμένο πλέγμα των αντιδράσεων οξειδοαναγωγής καθορίζει άμεσα τη χημική ταυτότητα, τη διαλυτότητα και την τελική κινητικότητα των βαρέων μετάλλων στο υπέδαφος. Σε περιβάλλοντα με χαμηλό pH και έντονα αναγωγικές συνθήκες (χαρακτηριστικά γνωρίσματα της αρχικής όξινης φάσης ενός Χ.Υ.Τ.Α.), η κινητικότητα των βαρέων μετάλλων μεγιστοποιείται, καθιστώντας το στράγγισμα εξαιρετικά τοξικό για το μητρικό πέτρωμα και τον υδροφόρο ορίζοντα. Αντίθετα, κατά την ώριμη μεθανογενή φάση, η τιμή του pH μετατοπίζεται προς αλκαλικάτερα επίπεδα (7.5 – 9.0). Η μεταβολή αυτή ευνοεί την καθίζηση και τον χημικό εγκλωβισμό πολλών μετάλλων, σταθεροποιώντας τα εντός της εδαφικής μήτρας, αλλά διατηρεί το αμμωνιακό άζωτο σε ελεύθερη, ιδιαίτερα τοξική μορφή.

2.4.2 Οξεία και Χρόνια Τοξικότητα σε Επιφανειακούς Αποδέκτες

Εκτός από τα υπόγεια ύδατα, η ενδεχόμενη διοχέτευση ανεπεξέργαστων ή πλημμελώς επεξεργασμένων στραγγισμάτων σε επιφανειακούς αποδέκτες, όπως ποτάμια ή λίμνες, δύναται να προκαλέσει άμεση οικολογική κατάρρευση. Το αμμωνιακό άζωτο ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) αποτελεί τον κύριο παράγοντα οξείας τοξικότητας για την ιχθυοπανίδα, ακόμη και σε εξαιρετικά χαμηλές συγκεντρώσεις, καθώς η δράση του επηρεάζεται άμεσα από το pH και τη θερμοκρασία του υδάτινου αποδέκτη (Kjeldsen et al., 2002). Παράλληλα, οι εξαιρετικά υψηλές τιμές του Χημικά Απαιτούμενου Οξυγόνου (COD) προκαλούν ραγδαία εξάντληση του διαλυμένου οξυγόνου στα επιφανειακά ύδατα. Το φαινόμενο αυτό οδηγεί σε εκτεταμένες ανοξικές συνθήκες και αναπόφευκτο θάνατο των υδρόβιων οργανισμών. Η ανάγκη για μια σφαιρική και αξιόπιστη αποτίμηση αυτών των σύνθετων επιπτώσεων αναδεικνύει τη σημασία των βιολογικών παραμέτρων έναντι των απλών και μονοδιάστατων χημικών αναλύσεων.

2.4.2.1 Φυτοτοξικότητα Στραγγισμάτων και Συσχέτιση με τον Δείκτη LPI

Οι χημικές αναλύσεις από μόνες τους αδυνατούν να αποτυπώσουν τις συνεργιστικές ή ανταγωνιστικές αλληλεπιδράσεις μεταξύ των πολλαπλών ρύπων. Για τον λόγο αυτό, η χρήση βιολογικών δεικτών (bioindicators) και ειδικότερα η αξιολόγηση της φυτοτοξικότητας αποτελεί ένα απαραίτητο συμπληρωματικό εργαλείο για την ολοκληρωμένη περιβαλλοντική διαχείριση (Wdowczyk A. et al., 2021). Ο όρος φυτοτοξικότητα αναφέρεται στον βαθμό στον οποίο προκαλούνται δυσμενείς επιδράσεις στη φυσιολογία και την επιβίωση των ανώτερων φυτικών οργανισμών, μέσω τυποποιημένων βιοδοκιμών (bioassays) που υπολογίζουν τον δείκτη αναστολής ή τοξικότητας (EtL) (Isidori et al., 2003).

Τα στραγγίσματα των Χ.Υ.Τ.Α. παρουσιάζουν μια σύνθετη συμπεριφορά ανάλογα με τη συγκέντρωσή τους:

Σε υψηλές συγκεντρώσεις (ανεπεξέργαστα ή ελαφρώς αραιωμένα στραγγίσματα): Εκδηλώνεται ισχυρή τοξική δράση. Το υψηλό οργανικό φορτίο (κυρίως τα χουμικά και φουλβικά οξέα), οι αυξημένες συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου (το οποίο δρα ως κυτταρικός δηλητηριώδης παράγοντας σε υψηλό pH) και η παρουσία βαρέων μετάλλων όπως ο μόλυβδος (Pb), ο ψευδάργυρος (Zn), το χρώμιο (Cr), το νικέλιο (Ni), ο χαλκός (Cu) και το κάδμιο (Cd) προκαλούν κυτταρικές αλλοιώσεις. Οι αλλοιώσεις αυτές οδηγούν σε σοβαρή αναστολή της βλάστησης των σπόρων, νανισμό του ριζικού συστήματος και καταστροφή των φυσιολογικών μηχανισμών αναπνοής και φωτοσύνθεσης των φυτών (Kjeldsen et al., 2002; Wdowczyk A. et al., 2021).

Σε υψηλές αραιώσεις (6% έως 12%): Παρατηρείται το φαινόμενο της «ορμητικής» συμπεριφοράς (hormesis), όπου τα στραγγίσματα λειτουργούν προσωρινά ως πηγή θρεπτικών στοιχείων (άζωτο, φώσφορος, κάλιο), ενισχύοντας τη βλάστηση, αν και η μακροχρόνια έκθεση οδηγεί σε συσσώρευση τοξικών στοιχείων στους φυτικούς ιστούς.

Για τη μαθηματική αποτύπωση του ρυπαντικού δυναμικού χρησιμοποιείται ο Δείκτης Ρύπανσης Στραγγισμάτων (Leachate Pollution Index - LPI), ο οποίος ενσωματώνει 18

φυσικοχημικές παραμέτρους (Kumar D. Et al., 2005). Υφίσταται άμεση, γραμμική συσχέτιση μεταξύ των τιμών του δείκτη LPI και του επιπέδου φυτοτοξικότητας: όσο υψηλότερος εμφανίζεται ο LPI, τόσο εντονότερη είναι η αναστολή της ανάπτυξης των φυτικών ιστών (Wdowczyk A. et al., 2021). Η ελαχιστοποίηση του LPI και η πλήρης εξάλειψη της βιολογικής τοξικότητας αποτελεί τον πρωταρχικό στόχο των σύγχρονων συστημάτων επεξεργασίας (Renou et al., 2008).

2.4.3 Αναδυόμενοι Ρύποι και Ξενοβιοτικές Ενώσεις (XOCs)

Μια ιδιαίτερα ανησυχητική πτυχή είναι η παρουσία «Αναδυόμενων Ρύπων» (Emerging Pollutants), οι οποίοι συχνά διαφεύγουν από τις συμβατικές μονάδες επεξεργασίας. Στα στραγγίσματα ανιχνεύονται πλέον φαρμακευτικές ουσίες, πλαστικοποιητές (όπως οι φθαλικές ενώσεις) και επίμονοι οργανικοί ρύποι (POPs) (Abdel-Shafy et al., 2024). Η παρουσία τέτοιων ξενοβιοτικών ενώσεων στα στραγγίσματα των Χ.Υ.Τ.Α. της Βόρειας Ελλάδας υποδηλώνει ότι οι παραδοσιακές μέθοδοι επεξεργασίας ενδέχεται να είναι ανεπαρκείς (Mai et al., 2019). Ερευνητικά δεδομένα από συστήματα ενεργού ιλύος υψηλού φορτίου (HRAS) υπογραμμίζουν ότι η απομάκρυνση φαρμακευτικών ουσιών και ενδοκρινικών διαταρακτών είναι συχνά ανεπαρκής (<60%), με την προσρόφηση στην ιλύ να αποτελεί τον κύριο μηχανισμό κατακράτησης για ενώσεις όπως η bisphenol A (Δισφαινόλη Α) και η nonylphenol (Νονυλοφαινόλη) (Koumaki et al., 2021).

2.4.4 Βιοσυσσώρευση και Επιπτώσεις στον Άνθρωπο

Η μακροχρόνια έκθεση σε ρυπασμένα εδάφη και ύδατα οδηγεί στο φαινόμενο της βιομεγέθυνσης μέσω της τροφικής αλυσίδας. Μέταλλα όπως το κάδμιο (Cd), ο μόλυβδος (Pb) και το χρώμιο (Cr) συσσωρεύονται στους ιστούς των φυτών και των ζώων, με αποτέλεσμα η κατανάλωση ρυπασμένου νερού ή τροφίμων να συνδέεται με σοβαρούς κινδύνους για τη δημόσια υγεία, συμπεριλαμβανομένων καρκινογενέσεων και ηπατικών βλαβών (Tatsi & Zouboulis, 2003).

Η ανάγκη για αυστηρή τήρηση της νομοθεσίας είναι επιτακτική καθώς η στεγάνωση αποτελεί την «τελευταία γραμμή άμυνας» ενός Χ.Υ.Τ.Α., λειτουργώντας ως ένας αδιαπέραστος φραγμός που εμποδίζει τη διαφυγή των στραγγισμάτων προς το υπέδαφος και διασφαλίζει την περιβαλλοντική ακεραιότητα της περιοχής, σύμφωνα με τα πρότυπα προστασίας που θέτει η Ευρωπαϊκή Οδηγία 1999/31/EC (European Commission, 1999).

Κεφάλαιο 3

Τεχνολογίες Επεξεργασίας Στραγγισμάτων

3.1 Φυσικοχημικές μέθοδοι

Οι φυσικοχημικές διεργασίες αποτελούν έναν από τους βασικούς πυλώνες στη διαχείριση των υγρών αποβλήτων υγειονομικής ταφής, καθώς προσφέρουν αξιόπιστες λύσεις εκεί όπου οι συμβατικές βιολογικές μέθοδοι παρουσιάζουν λειτουργικούς περιορισμούς.

Χρησιμοποιούνται παραδοσιακά στην επεξεργασία στραγγισμάτων είτε ως στάδιο προεπεξεργασίας (pre-treatment) για την αφαίρεση αιωρούμενων στερεών, κολλοειδών και τοξικών ουσιών που θα μπορούσαν να αναστείλουν τη μικροβιακή δραστηριότητα, είτε ως τελικό στάδιο (polishing) για την απομάκρυνση του υπολειμματικού οργανικού φορτίου που ανθίσταται στη βιοαποικοδόμηση (Abdel-Shafy et al., 2024).

Η εφαρμογή τους κρίνεται συχνά επιβεβλημένη λόγω της χημικής φύσης των στραγγισμάτων. Στις περιπτώσεις «ώριμων» ή σταθεροποιημένων στραγγισμάτων (ηλικίας άνω των 10 ετών), η παρουσία μακρομοριακών οργανικών ενώσεων, όπως τα χουμικά και φουλβικά οξέα, καθιστά τη βιολογική επεξεργασία ανεπαρκή. Οι φυσικοχημικές μέθοδοι, δρώντας μέσω μηχανισμών μεταφοράς μάζας ή χημικών μετασχηματισμών, μπορούν να απομακρύνουν αποτελεσματικά το μη βιοαποικοδομήσιμο κλάσμα του COD, το χρώμα, καθώς και βαρέα μέταλλα που συχνά απαντώνται σε υψηλές συγκεντρώσεις (Tatsi et al., 2003).

Παρά το γεγονός ότι στη βιβλιογραφία οι όροι συχνά αναφέρονται ενιαία, η κροκίδωση και η χημική κατακρήμνιση αποτελούν διακριτές διεργασίες με διαφορετικούς μηχανισμούς, ανάλογα με τη φύση του στοχευόμενου ρύπου:

A)Κροκίδωση (Coagulation-Flocculation): Εστιάζει στην απομάκρυνση κολλοειδών σωματιδίων και μακρομοριακής οργανικής ύλης που βρίσκονται σε αιώρηση εντός των στραγγισμάτων. Τα σωματίδια αυτά φέρουν αρνητικό επιφανειακό φορτίο (δυναμικό ζ), το οποίο προκαλεί ισχυρές ηλεκτρικές απώσεις, εμποδίζοντας τη φυσική τους συσσωμάτωση. Η διεργασία βασίζεται στον μηχανισμό της εξουδετέρωσης του ηλεκτρικού φορτίου μέσω της προσθήκης κροκιδωτικών μέσων, οδηγώντας στη αποσταθεροποίηση των κολλοειδών. Παράλληλα, η προσθήκη συνθετικών ή φυσικών πολυμερών μακράς αλυσίδας (πολυηλεκτρολύτες) ενισχύει τη συνοχή των συσσωματωμάτων δημιουργώντας φυσικές «γέφυρες» μεταξύ τους (adsorption and bridging), επιτρέποντας τον σχηματισμό μεγαλύτερων μαζών (flocs) που καθιζάνουν λόγω βαρύτητας.

B)Χημική Κατακρήμνιση (Precipitation): Στοχεύει σε πλήρως διαλυμένες ανόργανες ουσίες, όπως ιόντα βαρέων μετάλλων, αμμωνία και φωσφορικά. Εδώ πραγματοποιείται καθαρή χημική αντίδραση: η προσθήκη ενός αντιδραστήριου μετατρέπει τον διαλυμένο ρύπο σε μια νέα, αδιάλυτη στερεή φάση (ίζημα).

Στην πρακτική εφαρμογή στα στραγγίσματα Χ.Υ.Τ.Α., οι δύο διεργασίες εξελίσσονται ταυτόχρονα και αλληλοσυμπληρώνονται μέσα στον ίδιο αντιδραστήρα (Chen κ.ά., 2024). Για παράδειγμα, κατά την απομάκρυνση βαρέων μετάλλων (Pb, Cu, Zn), η ρύθμιση του pH και η προσθήκη αλάτων σιδήρου (FeCl_3) οδηγούν στη χημική μετατροπή των μετάλλων σε αδιάλυτα υδροξείδια. Ταυτόχρονα, τα υδροξείδια αυτά λειτουργούν ως πυρήνες κροκίδωσης, οι οποίοι καθώς καθιζάνουν εγκλωβίζουν μηχανικά και άλλα αιωρούμενα σωματίδια μέσω του μηχανισμού «κροκίδωσης σάρωσης» (sweep flocculation) (Sletten et al., 1995).

Ιδιαίτερη εφαρμογή αποτελεί η **κατακρήμνιση Στρουβίτη (MAP Precipitation)**, η οποία αποτελεί την πλέον εξειδικευμένη μέθοδο για την αντιμετώπιση του αμμωνιακού αζώτου, όπου η απλή κροκίδωση παρουσιάζει χαμηλές αποδόσεις (< 40%) (Daud et al., 2012). Μέσω της προσθήκης αλάτων μαγνησίου και φωσφορικών σε ελεγχόμενες συνθήκες pH (συνήθως > 9.0), επιτυγχάνεται ο σχηματισμός κρυστάλλων φωσφορικού αμμωνιομαγνησίου ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), επιτρέποντας την απομάκρυνση της αμμωνίας σε ποσοστά άνω του 90% (Mojiri et al., 2021).

Η επιλογή του αντιδραστηρίου καθορίζει την αποδοτικότητα της μονάδας. Τα σιδηρούχα άλατα (π.χ. FeCl_3) προτιμώνται συχνά για σταθεροποιημένα στραγγίσματα, προσφέροντας υψηλή απομάκρυνση COD (έως 80%) και χρώματος (94-97%), αν και παρουσιάζουν μειονεκτήματα όπως ο κίνδυνος διάβρωσης του εξοπλισμού και η παραγωγή μεγάλης ποσότητας χημικής ιλύος. Τα αλουμινούχα άλατα, όπως το πολυαλουμίνιο (PACl), λειτουργούν σε ευρύτερο εύρος pH και απαιτούν μικρότερες δόσεις, αλλά η ιλύς που παράγουν είναι πιο ελαφριά και καθιζάνει δυσκολότερα. (Ghafari et al., 2009).

Η βελτιστοποίηση της διεργασίας είναι μια πολυπαραμετρική διαδικασία και απαιτεί ακριβή ρύθμιση του pH (ιδανικά μεταξύ 5.0 και 7.0 για τα περισσότερα κροκιδωτικά). Απαιτείται αρχικά ταχεία ανάδευση (100-300 rpm για 1-5 λεπτά) για την πλήρη διασπορά των χημικών και ακολούθως βραδεία ανάδευση (20-60 rpm για 10-30 λεπτά) ώστε να επιτραπεί η σύγκρουση και η ανάπτυξη των κροκίδων χωρίς αυτές να θρυμματιστούν.

Αν και η κατακρήμνιση-κροκίδωση αποτελεί μια καθιερωμένη και τεχνολογικά απλή μέθοδο, η εφαρμογή της ως αυτόνομης λύσης περιορίζεται δραστικά από την παραγωγή μεγάλων ποσοτήτων χημικής ιλύος. Η διαχείριση και η τελική διάθεση του υποπροϊόντος αυτού συνεπάγεται υψηλό λειτουργικό κόστος και σημαντικό περιβαλλοντικό αποτύπωμα, καθιστώντας απαραίτητη τη συνδυαστική της χρήση ως στάδιο προεπεξεργασίας (Alfaia et al., 2019, Chen et al., 2024).

Πίνακας 3.1: Συγκριτική αξιολόγηση κύριων κροκιδωτικών μέσων στην επεξεργασία στραγγισμάτων

Χημικό Μέσο	Τυπική Απόδοση (COD)	Τυπική Απόδοση (Χρώμα)	Βέλτιστο pH	Πλεονεκτήματα	Μειονεκτήματα
Χλωριούχος Σίδηρος (FeCl_3)	70% - 85%	90% - 97%	4.5 - 6.0	Υψηλή απόδοση σε ώριμα στραγγίσματα	Μεγάλη παραγωγή ιλύος, κίνδυνος διάβρωσης,

Χημικό Μέσο	Τυπική Απόδοση (COD)	Τυπική Απόδοση (Χρώμα)	Βέλτιστο pH	Πλεονεκτήματα	Μειονεκτήματα
				τα, χαμηλό κόστος.	έντονο χρώμα εκροής.
Θεικό Αργίλιο (Alum)	40% - 60%	70% - 85%	6.0 - 7.5	Εύκολη χρήση, αποτελεσματικό σε χαμηλές θολότητες.	Ευαισθησία στο pH, υπολειμματικό Al (τοξικότητα), μέτρια απόδοση COD.
Πολυαλουμίνιο (PACl)	50% - 70%	85% - 95%	5.5 - 8.0	Μικρότερη δόση, λειτουργία σε ευρύ pH, λιγότερη ιλύς.	Υψηλότερο κόστος προμήθειας σε σχέση με τα απλά άλατα.
Άλατα Τιτανίου (TiCl ₄)	75% - 85%	> 95%	3.0 - 5.0	Εξαιρετική απόδοση, δυνατότητα ανάκτησης TiO ₂ από την ιλύ.	Πολύ υψηλό κόστος, ανάγκη για πολύ όξινο pH.

(Πηγές: Ghafari et al., 2009, Chen et al., 2024)

Από τα δεδομένα του πίνακα 3.1 προκύπτει ότι ο χλωριούχος σίδηρος (FeCl₃) υπερτερεί στην απομάκρυνση του οργανικού φορτίου (COD) και του χρώματος στα σταθεροποιημένα στραγγίσματα, λόγω της ικανότητας των ιόντων σιδήρου να σχηματίζουν ισχυρά σύμπλοκα με τα χουμικά οξέα (Tatsi & Zouboulis, 2003).

Αντίθετα, το πολυαλουμίνιο (PACl) επιλέγεται όταν η διαχείριση της παραγόμενης ιλύος αποτελεί κρίσιμο παράγοντα κόστους, καθώς δημιουργεί πιο πυκνές κροκίδες με ηπιότερη επίδραση στο pH της εκροής. Η χρήση βοηθητικών κροκιδωτικών, όπως τα πολυηλεκτρολύτες (πολυακρυλαμίδιο - PAM), έρχεται να συμπληρώσει τη δράση των ανόργανων αλάτων. Η προσθήκη τους, ακόμη και σε πολύ μικρές συγκεντρώσεις (0.5 -

2 mg/L), μπορεί να βελτιώσει την ταχύτητα καθίζησης κατά 25–40%, μειώνοντας παράλληλα την απαιτούμενη δόση του κύριου κροκιδωτικού (Lee et al., 2012).

3.1.2 Προσρόφηση σε Ενεργό Άνθρακα (Activated Carbon Adsorption)

Η προσρόφηση σε ενεργό άνθρακα (Activated Carbon - AC) αναγνωρίζεται διεθνώς ως μια από τις πλέον υποσχόμενες και ευέλικτες φυσικοχημικές μεθόδους για την επεξεργασία των στραγγισμάτων Χ.Υ.Τ.Α.. λόγω της αποτελεσματικής απομάκρυνσης του ανθεκτικού οργανικού φορτίου (refractory COD). Πρόκειται για το κλάσμα εκείνο των ρύπων που περιλαμβάνει οργανικές ενώσεις υψηλού μοριακού βάρους, όπως τα χουμικά και φουλβικά οξέα, τα οποία λόγω της σύνθετης δομής τους ανθίστανται στη βιολογική αποδόμηση και διαφεύγουν από τις συμβατικές διεργασίες επεξεργασίας (Foo & Hameed, 2009).

3.1.2.1 Φυσικοχημικό Υπόβαθρο και Μηχανισμοί Ιεραρχικής Δομής

Η εξαιρετική αποτελεσματικότητα του ενεργού άνθρακα ως προσροφητικού μέσου πηγάζει άμεσα από την ιδιαίτερη μορφολογία του και την ιεραρχική δομή των πόρων του. Η ύπαρξη ενός ευρέος και πολυμορφικού δικτύου πόρων επιτρέπει στον ενεργό άνθρακα να λειτουργεί ως ένα «καθολικό» προσροφητικό μέσο, ικανό να διαχειριστεί το εξαιρετικά σύνθετο «κοκτέιλ» ρύπων που συνθέτουν τα στραγγίσματα. Η δομική αυτή πολυμορφία οργανώνεται σε τρεις διακριτές κλίμακες μεγέθους, καθεμία από τις οποίες επιτελεί έναν εξειδικευμένο ρόλο στη διεργασία του καθαρισμού:

- **Μακροπόροι (> 50 nm):** Οι πόροι αυτοί λειτουργούν ως «λεωφόροι» ταχείας διάχυσης. Παρόλο που δεν συνεισφέρουν σημαντικά στη συνολική προσροφητική ικανότητα, είναι απαραίτητοι για τη μεταφορά μάζας, καθώς επιτρέπουν στα ρυπαντικά μόρια να εισχωρήσουν ταχύτατα από την υγρή φάση στο εσωτερικό του κόκκου.
- **Μεσόποροι (2-50 nm):** Η παρουσία μεσόπορων είναι καθοριστικής σημασίας για την επεξεργασία των στραγγισμάτων. Σε αυτό το επίπεδο λαμβάνει χώρα η κατακράτηση των μεγαλομορίων (χουμικά και φουλβικά οξέα). Η ύπαρξη μεσόπορων αποτρέπει το φαινόμενο της έμφραξης (clogging) που θα συνέβαινε αν η δομή ήταν αποκλειστικά μικροπορώδης, επιτρέποντας στα μεγάλα οργανικά μόρια να προσδεθούν χωρίς να μπλοκάρουν την πρόσβαση στο εσωτερικό του υλικού (Hupsel et al., 2025).
- **Μικροπόροι (< 2 nm):** Αποτελούν το μεγαλύτερο μέρος του εσωτερικού δικτύου και είναι υπεύθυνοι για την παγίδευση μικρότερων μορίων, όπως οι φαινόλες, οι πτητικές οργανικές ενώσεις (VOCs) και τα ιόντα βαρέων μετάλλων.

3.1.2.2 Ειδική Επιφάνεια (SSA) και Ενεργά Κέντρα

Λόγω αυτού του δικτύου, η Ειδική Επιφάνεια (Specific Surface Area - SSA), υπολογιζόμενη μέσω της μεθόδου BET, υπερβαίνει συχνά τα 1000 έως 1500 m²/g. Η

επιφάνεια αυτή διαθέτει αναρίθμητα ενεργά κέντρα προσρόφησης, τα οποία διακρίνονται σε:

1. **Ασυνέχειες κρυσταλλικού πλέγματος:** Στις ακμές των στρωμάτων του άνθρακα εντοπίζονται ελεύθερα σθένη (unpaired electrons), τα οποία ασκούν ελκτικές δυνάμεις στα μόρια των ρύπων.
2. **Λειτουργικές Ομάδες:** Λόγω της διαδικασίας ενεργοποίησης, η επιφάνεια εμπλουτίζεται με ομάδες που περιέχουν οξυγόνο, όπως τα **καρβοξύλια (-COOH)**, τα **υδροξύλια (-OH)** και τα **καρβονύλια (C=O)**. Αυτές οι ομάδες λειτουργούν ως χημικές «άγκυρες», επιτρέποντας τη χημική προσρόφηση (chemisorption) τοξικών ρύπων και βαρέων μετάλλων (Pb, Cu, Cd) (Erabee et al., 2018).

Σύμφωνα με τους Hupsel et al. (2025), αυτή η μοναδική συνεργεία επιφάνειας και ενεργών ομάδων εξηγεί την ικανότητα ορισμένων τύπων άνθρακα (PAC) να απομακρύνουν έως και 753 mg χρώματος ανά γραμμάριο υλικού.

3.1.2.3 Η Διπλή Φύση της Προσρόφησης: Φυσικοχημικοί Μηχανισμοί και Αλληλεπιδράσεις

Η εξαιρετική ικανότητα του ενεργού άνθρακα να απομακρύνει ένα ευρύ φάσμα ρύπων από τα στραγγίσματα Χ.Υ.Τ.Α. βασίζεται στη «διπλή φύση» της διεργασίας προσρόφησης, η οποία προκύπτει από τη συνέργεια δύο διακριτών μηχανισμών.

Η φυσική προσρόφηση αποτελεί μια διεργασία σχετικά χαμηλής ενέργειας, η οποία βασίζεται στις δυνάμεις Van der Waals. Οι δυνάμεις αυτές είναι ασθενείς και δρουν σε σχετικά μεγάλες αποστάσεις, λειτουργώντας ως ένας γενικός μηχανισμός «παγίδευσης» για την πλειονότητα των οργανικών μορίων. Ένα θεμελιώδες χαρακτηριστικό της φυσικής προσρόφησης είναι η αντιστρεψιμότητά της. Το γεγονός αυτό είναι κρίσιμο για την αναγέννηση του άνθρακα, καθώς με την παροχή ήπιας θερμικής ενέργειας οι δεσμοί αυτοί σπάνε, επιτρέποντας την απελευθέρωση των ρύπων και την επαναχρησιμοποίηση του υλικού.

Η χημική προσρόφηση περιλαμβάνει τη δημιουργία ισχυρών ομοιοπολικών ή ηλεκτροστατικών δεσμών μεταξύ των ρύπων και της επιφάνειας του άνθρακα. Ο μηχανισμός αυτός είναι εξαιρετικά επιλεκτικός και λαμβάνει χώρα αποκλειστικά σε συγκεκριμένα ενεργά κέντρα. Η χημική προσρόφηση προσδίδει τη δέουσα σταθερότητα στην επεξεργασία, καθώς επιτρέπει στον άνθρακα να συγκρατεί ισχυρά τα τοξικά βαρέα μέταλλα, εμποδίζοντας την επαναέκπλυσή τους στο περιβάλλον.

Η επιφανειακή χημεία καθορίζεται από τις λειτουργικές ομάδες: τα καρβοξύλια (-COOH) και Φαινόλες (-OH) αποπρωτονιώνονται υπό κατάλληλο pH και αποκτούν αρνητικό φορτίο, έλκοντας τα θετικά φορτισμένα κατιόντα μετάλλων (Pb^{2+}), ο χαλκός (Cu^{2+}) και το κάδμιο (Cd^{2+}). Αντίστοιχα, τα καρβονύλια (C=O) διευκολύνουν την

προσρόφηση πολικών οργανικών ενώσεων μέσω αλληλεπιδράσεων π-π, κρίσιμων για τη δέσμευση των αρωματικών δακτυλίων των χουμικών οξέων.

Η συνολική απόδοση συναρτάται άμεσα από το pH και τη χημική τροποποίηση. Η βιβλιογραφία αναδεικνύει ότι η κατεργασία του άνθρακα με νιτρικό οξύ (HNO_3) προκαλεί δραστική αύξηση των όξινων επιφανειακών λειτουργικών ομάδων, ενισχύοντας τη χημική προσρόφηση και επιτρέποντας την επίτευξη ποσοστών απομάκρυνσης του COD έως και 88% (Erabee et al., 2018, Hupsel et al., 2025)

Το pH του στραγγίσματος αποτελεί την κρίσιμότερη παράμετρο λειτουργίας, καθώς καθορίζει ποιος από τους δύο βασικούς μηχανισμούς (φυσική ή χημική προσρόφηση) θα επικρατήσει στη διεπιφάνεια άνθρακα-υγρού.

A) Σε χαμηλές τιμές pH: Οι λειτουργικές ομάδες της επιφάνειας του άνθρακα εμφανίζονται πρωτονιωμένες, δηλαδή «κορεσμένες» από ιόντα υδρογόνου. Η κατάσταση αυτή περιορίζει σημαντικά τη δυνατότητα χημικής προσρόφησης των μετάλλων, καθώς παρεμποδίζεται η δημιουργία χημικών δεσμών με τους ρύπους.

B) Σε ουδέτερο εύρος pH (6,0 – 7,0): Η τιμή αυτή θεωρείται ιδανική, καθώς επιτυγχάνεται μια βέλτιστη ισορροπία μεταξύ των μηχανισμών (Erabee et al., 2018· Hupsel et al., 2025). Στο εύρος αυτό, οι λειτουργικές ομάδες αποπρωτονιώνονται και ενεργοποιούνται πλήρως για τη χημική δέσμευση των ρύπων, χωρίς ωστόσο να προκαλείται πρόωρη καθίζηση των συστατικών του στραγγίσματος πριν αυτά προλάβουν να προσροφηθούν. Ταυτόχρονα, οι φυσικές δυνάμεις Van der Waals συνεχίζουν να λειτουργούν αδιάλειπτα, εξασφαλίζοντας τη δέσμευση των οργανικών μορίων.

3.1.2.4 Τεκμηρίωση μέσω Κινητικών Μοντέλων και Ισοθέρμων Προσρόφησης

Η συνέργεια της φυσικής και χημικής προσρόφησης επιβεβαιώνεται από τη μαθηματική επεξεργασία των πειραματικών δεδομένων, η οποία επιτρέπει την κατανόηση του τρόπου δέσμευσης των ρύπων στην επιφάνεια του άνθρακα.

- **Ισόθερμη Langmuir:** Η συμφωνία της διεργασίας με το μοντέλο αυτό υποδηλώνει ότι η προσρόφηση είναι μονοστρωματική (monolayer adsorption), δηλαδή κάθε ενεργό κέντρο στην επιφάνεια του υλικού καταλαμβάνεται από ένα μόνο μόριο ρύπου. Σύμφωνα με τους Hupsel κ.ά. (2025), η μέγιστη ικανότητα προσρόφησης $q_{\max}$ μπορεί να αγγίξει τα 753 mg χρώματος ανά γραμμάριο άνθρακα.
- **Κινητική Ψευδο-δεύτερης Τάξης (Pseudo-second order):** Η επικράτηση αυτού του κινητικού μοντέλου αποτελεί σαφή ένδειξη ότι το στάδιο που καθορίζει την ταχύτητα (rate-limiting step) της επεξεργασίας είναι η χημική προσρόφηση (chemisorption). Αυτό σημαίνει ότι ο χρόνος καθαρισμού του στραγγίσματος εξαρτάται από την ταχύτητα δημιουργίας των χημικών δεσμών μεταξύ των ρύπων και των λειτουργικών ομάδων του άνθρακα, και όχι από την απλή φυσική μετακίνηση (διάχυση) των μορίων προς το εσωτερικό του πόρου.

- **Μοντέλο Freundlich:** Σε ορισμένες περιπτώσεις, η εφαρμογή του μοντέλου Freundlich υποδεικνύει την ύπαρξη ανομοιογενών επιφανειών με πόρους διαφορετικών ενεργειακών επιπέδων (Erabee κ.ά., 2018), γεγονός που συμβαδίζει με την ιεραρχική δομή του ενεργού άνθρακα.

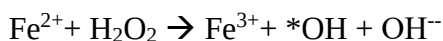
3.1.3 Προηγμένες Οξειδωτικές Μέθοδοι (Advanced Oxidation Processes - AOPs)

Οι Προηγμένες Οξειδωτικές Μέθοδοι (AOPs) αποτελούν την τεχνολογική αιχμή για την αντιμετώπιση του ανθεκτικού οργανικού φορτίου των στραγγισμάτων, καθώς δεν μεταφέρουν απλώς τους ρύπους από τη μία φάση στην άλλη, αλλά στοχεύουν αποδόμηση και ανοργανοποίησή τους. Αυτό επιτυγχάνεται μέσω της επιτόπιας (in situ) παραγωγής δραστικών ριζών υδροξυλίου (*OH). Οι ρίζες αυτές, με εξαιρετικά υψηλό οξειδωτικό δυναμικό (2.80 V), επιτίθενται αδιακρίτως στους αρωματικούς δακτυλίους των χουμικών οξέων και στις ξενοβιοτικές ουσίες, μετατρέποντάς τα τελικά σε CO₂ και H₂OH.

3.1.3.1 Η Χημεία και οι Περιορισμοί της Μεθόδου Fenton

Η μέθοδος Fenton είναι η πλέον διαδεδομένη προηγμένη οξειδωτική μέθοδος λόγω της απλότητας και του χαμηλού κόστους εγκατάστασης. Βασίζεται στην καταλυτική αποσύνθεση

του υπεροξειδίου του υδρογόνου (H₂O₂) από ιόντα δισθενούς σιδήρου (Fe²⁺) σε αυστηρά όξινο περιβάλλον:



Η αποτελεσματικότητα της μεθόδου Fenton διέπεται από αυστηρούς χημικούς περιορισμούς, με κυριότερο την κρίσιμη ρύθμιση του pH της διεργασίας. Σύμφωνα με τη βιβλιογραφία, η οξειδωτική δράση μεγιστοποιείται αποκλειστικά εντός του στενού εύρους τιμών pH 2.8 – 3.0. Η απόκλιση προς υψηλότερες τιμές (pH > 3.0) οδηγεί στην κατακρήμνιση των ιόντων σιδήρου υπό τη μορφή υδροξειδίου του σιδήρου (Fe(OH)₃), γεγονός που προκαλεί την οριστική παύση της παραγωγής δραστικών ριζών. Αντιστοίχως, σε περιβάλλον με pH < 2.8, παρατηρείται ο σχηματισμός σταθερών συμπλόκων που επιβραδύνουν σημαντικά την κινητική των αντιδράσεων και αναστέλλουν την οξειδωτική ικανότητα του συστήματος (Wiszniewski et al., 2006).

Παράλληλα, η μέθοδος Fenton χαρακτηρίζεται από μια ωφέλιμη διπλή δράση που συνδυάζει την οξείδωση με την κροκίδωση. Μετά την ολοκλήρωση της οξειδωτικής φάσης, η εσκεμμένη ρύθμιση του pH σε αλκαλικές τιμές προκαλεί την καθίζηση των αλάτων σιδήρου. Η διαδικασία αυτή λειτουργεί ως δευτερογενές στάδιο κροκίδωσης (sweep flocculation), επιτρέποντας τον εγκλωβισμό και την απομάκρυνση επιπρόσθετου οργανικού φορτίου που δεν οξειδώθηκε πλήρως.

Ωστόσο, η απόδοση της διεργασίας μπορεί να υποβαθμιστεί από φαινόμενα αυτο-αναστολής (scavenging). Συγκεκριμένα, η παρουσία πλεονάσματος υπεροξειδίου του

υδρογόνου (H_2O_2) ή ανιόντων όπως τα ανθρακικά (HCO_3^-) και χλωριούχα (Cl^-) δρα αρνητικά, καθώς το ίδιο το αντιδραστήριο λειτουργεί ως "παγίδα" για τις παραγόμενες ρίζες υδροξυλίου, μειώνοντας δραστικά τη συνολική οξειδωτική ισχύ της μεθόδου (Wiszniewski et al., 2006, Norashiddin et al., 2019)

3.1.3.2. Σύζευξη AOPs με Ενεργό Άνθρακα (Synergistic Effect)

Η στρατηγική σύζευξη των Προηγμένων Οξειδωτικών Μεθόδων (AOPs) με την προσρόφηση σε Ενεργό Άνθρακα (AC) δημιουργεί μια ισχυρή συνέργεια (Foo & Hameed, 2009, Hupsel et al., 2025), η οποία κρίνεται απαραίτητη για την ολιστική αντιμετώπιση των "ώριμων" στραγγισμάτων. Η συνέργεια αυτή εκδηλώνεται αρχικά μέσω της μοριακής "προετοιμασίας" του υποστρώματος, όπου οι ρίζες υδροξυλίου επιτίθενται στις μακρομοριακές αλυσίδες των χουμικών και φουλβικών οξέων, διασπώντας τες σε μικρότερα και πιο πολικά ενδιάμεσα προϊόντα. Η συγκεκριμένη αποδόμηση είναι δομικής σημασίας, καθώς επιτρέπει στα παραγόμενα μικρομόρια να διεισδύσουν βαθύτερα στο εσωτερικό μικροπορώδες του ενεργού άνθρακα, υπερπηδώντας τους περιορισμούς της στερεοχημικής παρεμπόδισης (molecular sieving effect) που θα καθιστούσαν τα αρχικά ογκώδη μόρια απροσπέλαστα (Foo & Hameed, 2009)

Επιπλέον, η προ - οξείδωση λειτουργεί προστατευτικά για το προσροφητικό μέσο, μειώνοντας το συνολικό ρυπαντικό φορτίο και παρατείνοντας σημαντικά τον χρόνο ζωής του, γεγονός που περιορίζει τη συχνότητα αναγέννησής του. Στο τελικό στάδιο της διεργασίας, ο ενεργός άνθρακας λειτουργεί ως ένα πολυστρωματικό φίλτρο ασφαλείας (polishing stage), απομακρύνοντας υπολειμματικά οξειδωτικά μέσα (H_2O_2) καθώς και τυχόν τοξικά παραπροϊόντα της οξείδωσης, διασφαλίζοντας με αυτόν τον τρόπο μια περιβαλλοντικά ασφαλή και διαυγή εκροή. Σύμφωνα με τα βιβλιογραφικά δεδομένα, ο συνδυασμός Fenton και Ενεργού Άνθρακα μπορεί να επιτύχει αποδόσεις COD της τάξης του 90% – 97% και σχεδόν πλήρη εξάλειψη του χρώματος (Foo & Hameed, 2009, Hupsel et al., 2025)

3.1.3.3 Οικονομικά Στοιχεία και Βιβλιογραφικές Αποδόσεις

Παρά την αποδεδειγμένη αποτελεσματικότητα των Προηγμένων Οξειδωτικών Μεθόδων (AOPs) στην αποδόμηση ανθεκτικών ρύπων, η εφαρμογή τους σε βιομηχανική κλίμακα περιορίζεται συχνά από το ιδιαίτερα υψηλό λειτουργικό κόστος (OPEX). Το κόστος αυτό αποδίδεται κυρίως στη συνεχή κατανάλωση χημικών αντιδραστηρίων (όπως το H_2O_2 και τα άλατα σιδήρου), καθώς και στις υψηλές ενεργειακές απαιτήσεις για τη λειτουργία λαμπτήρων UV ή γεννητριών όζοντος. Επιπλέον, η ανάγκη για αυστηρή ρύθμιση του pH και η διαχείριση της παραγόμενης χημικής ιλύος στην περίπτωση της μεθόδου Fenton επιβαρύνουν περαιτέρω τον οικονομικό προϋπολογισμό της επεξεργασίας.

Πίνακας 3.2: Συγκριτικές Αποδόσεις Μεθόδων AOPs

Μέθοδος Επεξεργασίας	Απόδοση COD (%)	Απόδοση Χρώματος (%)
Αντίδραση Fenton	60% – 85%	90% – 98%
Οζόνωση (O ₃)	30% – 50%	> 90%
Fenton + Ενεργός Άνθρακας	90% – 97%	~ 100%
Φωτο-Fenton (UV/Fenton)	70% – 90%	95% – 99%
GAC + PAC (Συνδυασμός)	89%	95%

(Πηγές: Wiszniowski et al., 2006, Foo & Hameed, 2009, Norashiddin et al., 2019, Hupsel et al., 2025)

Όπως προκύπτει από τα δεδομένα, η συνδυαστική δράση της οξείδωσης Fenton με την προσρόφηση σε ενεργό άνθρακα αποτελεί τη βέλτιστη διαθέσιμη τεχνική (BAT), επιτυγχάνοντας σχεδόν πλήρη εξάλειψη του οργανικού φορτίου και του χρώματος. Ωστόσο, η επιλογή της μεθόδου πρέπει να βασίζεται σε μια προσεκτική ισορροπία μεταξύ της απαιτούμενης ποιότητας εκροής και της οικονομικής βιωσιμότητας της μονάδας.

3.2 Βιολογικές διεργασίες

Οι βιολογικές διεργασίες αποτελούν μία οικονομικά αποδοτική προσέγγιση για την επεξεργασία στραγγισμάτων, ιδιαίτερα όταν αυτά προέρχονται από «νεαρούς» Χ.Υ.Τ.Α.. Η αποτελεσματικότητά τους βασίζεται στη μεταβολική δραστηριότητα μικροοργανισμών που αποδομούν το οργανικό φορτίο και απομακρύνουν το άζωτο (Kurniawan et al., 2010). Κρίσιμος παράγοντας σχεδιασμού αποτελεί ο λόγος BOD₅/COD, καθώς όταν αυτός υπερβαίνει το 0,5, οι βιολογικές μέθοδοι μπορούν να επιτύχουν απομάκρυνση του COD σε ποσοστά άνω του 90% (Renou et al., 2008). Ωστόσο, στα παλαιά στραγγίσματα, η παρουσία χουμικών ουσιών δρα ανασταλτικά στη μικροβιακή κινητική, καθιστώντας αναγκαία τη χρήση προηγμένων συστημάτων ή φυσικοχημικής προεπεξεργασίας (Talaaj et al., 2019).

3.2.1 Αερόβιες διεργασίες

Η αερόβια επεξεργασία στηρίζεται στην παροχή οξυγόνου για την οξείδωση των οργανικών ενώσεων και τη νιτροποίηση του αμμωνιακού αζώτου.

Α)Αεριζόμενες Λίμνες (AL): Οι αεριζόμενες λίμνες αποτελούν μια απλοποιημένη εκδοχή της μεθόδου της ενεργού ιλύος, όπου η οξυγόνωση επιτυγχάνεται μέσω μηχανικών αεριστήρων ή επιφανειακών συστημάτων. Απαιτούν εκτεταμένους υδραυλικούς χρόνους παραμονής (HRT) (μεταξύ 20 και 50 ημερών) για να επιτευχθεί σημαντική μείωση του φορτίου και λειτουργούν ως ρυθμιστικές δεξαμενές (Abbas et

al., 2009), απορροφώντας αποτελεσματικά τις διακυμάνσεις στην παροχή και τη συγκέντρωση των στραγγισμάτων. Είναι ιδιαίτερα αποτελεσματικές στην απομάκρυνση του BOD₅ (έως 90%), αλλά υστερούν στο άζωτο και τα αιωρούμενα στερεά (TSS) χωρίς επιπλέον στάδια καθίζησης (Kurniawan et al., 2010). Το κύριο μειονέκτημα των αεριζόμενων λιμνών παραμένει η ανάγκη για μεγάλες εκτάσεις γης και η χαμηλή απόδοση σε περιόδους με χαμηλές θερμοκρασίες, καθώς η μικροβιακή δραστηριότητα μειώνεται σημαντικά (Renou et al., 2008).

Μια σύγχρονη προσέγγιση για την υπέρβαση αυτών των περιορισμών, ιδιαίτερα σε ψυχρά κλίματα, αποτελεί η χρήση τεχνητών υδροβιοτόπων οριζόντιας υποεπιφανειακής ροής με ενσωματωμένο σύστημα εξαναγκασμένου αερισμού (Forced Bed Aeration). Η αποτελεσματικότητα αυτής της μεθόδου μελετήθηκε σε πενταετή βάση από τους Nivala κ.ά. (2007), οι οποίοι κατέδειξαν ότι η παροχή οξυγόνου μέσω αερισμού, σε συνδυασμό με κατάλληλη θερμική μόνωση από στρώμα εδαφοκάλυψης (mulch), επιτρέπει τη λειτουργία του συστήματος ακόμη και σε θερμοκρασίες έως -26°C. Με την ενσωμάτωση θαλάμου οξείδωσης για την προεπεξεργασία του σιδήρου (αποτροπή έμφραξης), η απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου αυξήθηκε από 14-40% σε επίπεδα άνω του 90%, ενώ η απομάκρυνση του BOD₅ άγγιξε το 97%, αποδεικνύοντας ότι ο αερισμός διασφαλίζει υψηλή νιτροποιητική ικανότητα και σταθερότητα στη διαχείριση του οργανικού φορτίου (Nivala κ.ά., 2007).

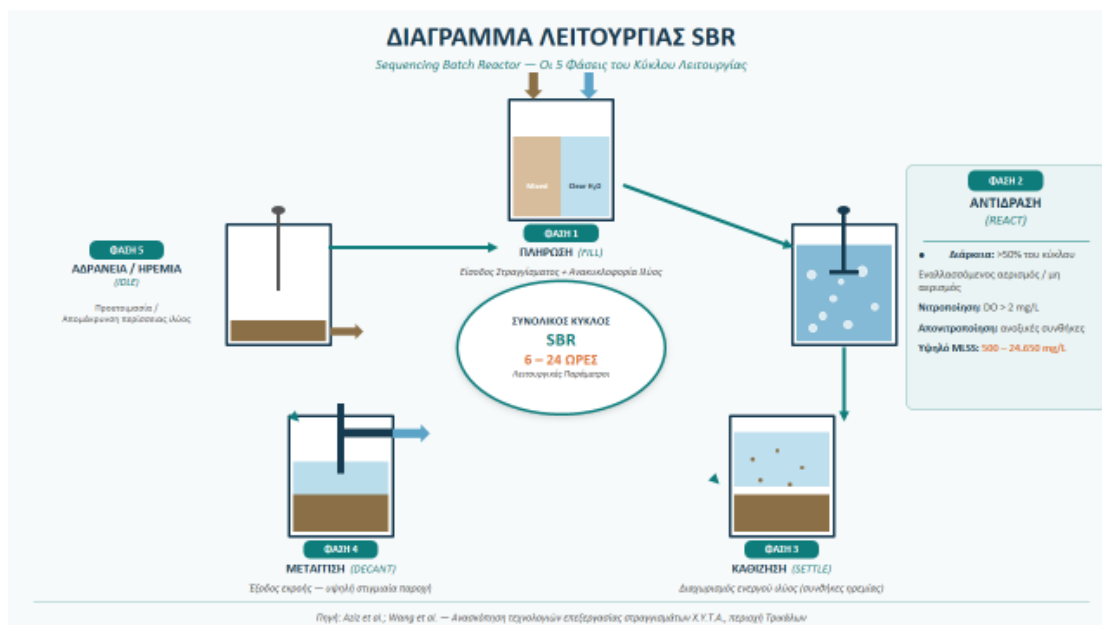
Β) Αντιδραστήρες Ακολουθιακής Παρτίδας (SBR):

Οι Αντιδραστήρες Ακολουθιακής Παρτίδας (Sequencing Batch Reactors – SBR) αποτελούν μια εξελιγμένη παραλλαγή ενεργού ιλύος. Η θεμελιώδης διαφορά τους από τα συμβατικά συστήματα συνεχούς ροής έγκειται στο ότι όλες οι φάσεις της βιολογικής επεξεργασίας και του διαχωρισμού των στερεών πραγματοποιούνται διαδοχικά μέσα στην ίδια δεξαμενή, καταργώντας την ανάγκη για ξεχωριστές δεξαμενές καθίζησης. Η λειτουργία του SBR είναι διαλείπουσα (batch) και βασίζεται σε έναν επαναλαμβανόμενο χρονικό κύκλο, ο οποίος δομείται αυστηρά σε πέντε διαδοχικές φάσεις: πλήρωση (fill), αντίδραση (react), καθίζηση (settle), μετάγγιση ή απομάκρυνση εκροής (decant) και αδράνεια ή ηρεμία (idle) (Aziz et al., 2013). Οι τυπικοί χρόνοι κύκλου κυμαίνονται μεταξύ 6 και 8 ωρών, αν και σε περιπτώσεις σύνθετων στραγγισμάτων ο χρόνος αυτός μπορεί να επεκταθεί έως και τις 24 ώρες για την επίτευξη των στόχων επεξεργασίας.

Η διάρκεια της φάσης της αντίδρασης είναι μεταβλητή και μπορεί να ρυθμιστεί ανάλογα με τη βιοαποδομησιμότητα του στραγγίσματος (Wang K. et al., 2018), καταλαμβάνοντας συνήθως πάνω από το 50% του συνολικού χρόνου του κύκλου. Περιλαμβάνει εναλλασσόμενες περιόδους αερισμού και μη αερισμού, επιτρέποντας τη διαδοχική νιτροποίηση και απονιτροποίηση στον ίδιο χώρο (Wang K. et al., 2018). Το σύστημα λειτουργεί με υψηλές συγκεντρώσεις βιομάζας (MLSS), οι οποίες μπορούν να κυμανθούν από 500 έως και την εξαιρετικά υψηλή τιμή των 24.650 mg/L, και ανθίσταται σε απότομες μεταβολές του φορτίου (shock loads). Επιτύγχάνουν

απομάκρυνση αμμωνιακού αζώτου σε ποσοστά άνω του 95-98% και COD άνω του 80% σε νεαρά στραγγίσματα με μέτρια βιοαποδομησιμότητα (Kurniawan et al., 2010). Ωστόσο, η απόδοση σε COD μπορεί να περιοριστεί σημαντικά (έως 20-30%) σε περιπτώσεις παλαιωμένων στραγγισμάτων με χαμηλό λόγο BOD_5/COD , γεγονός που υποδηλώνει την ανάγκη για συμπληρωματικές μεθόδους επεξεργασίας (Aziz et al., 2013). Επιπλέον, παρά τα πλεονεκτήματα του χαμηλού κεφαλαιουχικού κόστους και της απλής κατασκευής, το σύστημα απαιτεί υψηλό επίπεδο αυτοματισμού για τον έλεγχο των φάσεων. Ιδιαίτερη προσοχή απαιτείται στον σχεδιασμό των υποδομών εκκένωσης, καθώς ο συνολικός ημερήσιος όγκος αποβάλλεται απότομα κατά τη φάση της μετάγγισης (decant), η οποία προκαλεί υψηλή στιγμιαία παροχή στην έξοδο (Aziz et al., 2013).

Η σχηματική αναπαράσταση της διαδοχής αυτών των φάσεων, καθώς και οι κρίσιμες λειτουργικές παράμετροι που καθορίζουν την απόδοση του συστήματος, αποτυπώνονται ανάγλυφα στο Σχήμα 3.1



Σχήμα 3.1 Σχηματική αναπαράσταση των πέντε διαδοχικών φάσεων ενός πλήρους κύκλου επεξεργασίας σε αντιδραστήρα SBR. Πηγές: Aziz et al. (2013), Kurniawan et al. (2010), Tałałaj et al. (2019) και Wang K. et al. (2018). Ιδία επεξεργασία.

Γ) Συστήματα Ενεργού Ιλύος (Activated Sludge - AS)

Το σύστημα ενεργού ιλύος αποτελεί διαχρονικά τη συμβατική «ραχοκοκαλιά» των μονάδων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων και εφαρμόζεται ευρέως στα στραγγίσματα Χ.Υ.Τ.Α. ως η κύρια βιολογική διεργασία δευτεροβάθμιας επεξεργασίας. Η μέθοδος στηρίζεται στη δημιουργία μιας αιωρούμενης καλλιέργειας μικροοργανισμών (βιομάζα), η οποία υπό συνθήκες τεχνητού αερισμού αποδομεί το οργανικό φορτίο.

Η διεργασία επιτυγχάνει την απομάκρυνση των διαλυμένων οργανικών ουσιών μέσω των μηχανισμών της προσρόφησης και της επακόλουθης οξείδωσής τους από τη βιομάζα, η οποία σχηματίζει συσσωματώματα (flocs). Για την απρόσκοπτη μεταβολική δραστηριότητα των μικροοργανισμών, απαιτείται μια σταθερή αναλογία θρεπτικών συστατικών άνθρακα, αζώτου και φωσφόρου (C:N:P), η οποία συνήθως ορίζεται στο 100:5:1. Ωστόσο, τα στραγγίσματα Χ.Υ.Τ.Α. χαρακτηρίζονται συχνά από έντονη ανισορροπία θρεπτικών, όντας ελλειμματικά σε φώσφορο. Η έλλειψη αυτή καθιστά την προσθήκη φωσφορικών αλάτων (όπως φωσφορικό οξύ, H_3PO_4 , ή φωσφορικό κάλιο, KH_2PO_4) επιβεβλημένη. Χωρίς αυτή την προσθήκη, αναπτύσσονται νηματοειδείς μικροοργανισμοί που προκαλούν το φαινόμενο της διόγκωσης της ιλύος (bulking), καταστρέφοντας την ικανότητα καθίζησης και την ποιότητα της εκροής (Wang et al., 2018).

Η αποτελεσματικότητα του συστήματος εξαρτάται άμεσα από την ηλικία των στραγγισμάτων. Σε «νεαρά» στραγγίσματα η ενεργός ιλύς μπορεί να επιτύχει απομάκρυνση του BOD_5 σε ποσοστά που υπερβαίνουν το 90%. Αντιθέτως, σε σταθεροποιημένα ή «ώριμα» στραγγίσματα, η παρουσία ανθεκτικών οργανικών ενώσεων (π.χ. χουμικά και φουλβικά οξέα) περιορίζει τη δράση των βακτηρίων, καθιστώντας απαραίτητη τη χρήση συνδυαστικών συστημάτων ή προηγμένων σταδίων επεξεργασίας (Xiang et al., 2025).

Στο πλαίσιο της εξέλιξης των συστημάτων ενεργού ιλύος, ιδιαίτερο ενδιαφέρον παρουσιάζουν οι διατάξεις υψηλού φορτίου (HRAS), οι οποίες διαφοροποιούνται από τη συμβατική ενεργό ιλύ (CAS) ως προς τους στόχους επεξεργασίας. Τα συστήματα HRAS πλεονεκτούν στην ενεργειακή βελτιστοποίηση μέσω της μεγιστοποίησης της παραγωγής βιομάζας για αναερόβια χώνευση, υστερούν όμως σημαντικά στους αναδυομενους ρύπους λόγω του χαμηλού χρόνου παραμονής της ιλύος (STR 0,25–1,1 ημέρες) (Koumaki et al., 2021).

Συνδυαστικές Προσεγγίσεις και Μετα-επεξεργασία

Λόγω της εξαιρετικά υψηλής συγκέντρωσης ρύπων στα στραγγίσματα, η ενεργός ιλύς συχνά εφαρμόζεται ως στάδιο μετα-επεξεργασίας μετά από αναερόβιες διεργασίες. Η έρευνα των Kheradmand et al. (2010) κατέδειξε ότι η χρήση μιας μονάδας ενεργού ιλύος (με HRT 5 ημερών) μετά από αναερόβια χώνευση, μπορεί να οδηγήσει σε συνολική μείωση του BOD_5 κατά 96% και του COD κατά 94%. Τα πειραματικά δεδομένα δείχνουν ότι η μονάδα AS μπορεί να επιτύχει απομάκρυνση αμμωνίας σε ποσοστά 48,6% έως 64,7%, σημειώνοντας εντπωσιακό αποτέλεσμα για αναερόβια μέθοδο (Kheradmand et al., 2010). Επιπλέον, η ενεργός ιλύς συμβάλλει στην κατακράτηση βαρέων μετάλλων μέσω της βιοπροσρόφησης και της καθίζησης. Σύμφωνα με τους Kheradmand et al. (2010), το σύστημα εμφανίζει εξαιρετικές αποδόσεις (άνω του 90%) στην απομάκρυνση μετάλλων όπως ο σίδηρος (Fe), ο χαλκός (Cu) και το μαγγάνιο (Mn), αν και η απόδοση σε στοιχεία όπως ο ψευδάργυρος (Zn) παραμένει χαμηλότερη (περίπου 50%).

3.2.1.1 Εξελιγμένες Μορφές ενεργού ιλύος: Βιοαντιδραστήρες Μεμβρανών (MBR)

Μια σημαντική τεχνολογική εξέλιξη αποτελεί η ενσωμάτωση μεμβρανών διήθησης, στη δεξαμενή αερισμού, αντικαθιστώντας τη δεξαμενή καθίζησης. Σύστημα MBR (Membrane Bioreactors).

Η τεχνολογική και λειτουργική υπεροχή των συστημάτων MBR έναντι των συμβατικών διεργασιών ενεργού ιλύος αναδεικνύεται στην ολοκληρωμένη ανασκόπηση των Ahmed F. et al. (2012). Όπως επισημαίνουν οι ερευνητές, η πλήρης κατακράτηση της βιομάζας μέσω των μεμβρανών επιτρέπει τη διατήρηση εξαιρετικά υψηλών συγκεντρώσεων μικροοργανισμών στον αντιδραστήρα, οδηγώντας σε ένα εξαιρετικά αποδοτικό σύστημα βιολογικής αποδόμησης. Οι αντιδραστήρες MBR επιτυγχάνουν εντυπωσιακές αποδόσεις απομάκρυνσης του βιοχημικά απαιτούμενου οξυγόνου (BOD_5) και του αμμωνιακού αζώτου (NH_4^+-N) έως και 90%, με σημαντικά μικρότερους υδραυλικούς χρόνους παραμονής (HRT) και υπό πολύ υψηλότερα οργανικά φορτία (OLR) σε σύγκριση με τα συμβατικά συστήματα ενεργού ιλύος (CAS). Επιπρόσθετα, η συγκεκριμένη διάταξη αποδεικνύεται ιδιαίτερα ανθεκτική ακόμη και στην επεξεργασία "ώριμων" ή σταθεροποιημένων στραγγισμάτων, εξασφαλίζοντας απομάκρυνση του COD σε ποσοστά άνω του 75% υπό βελτιστοποιημένες συνθήκες λειτουργίας (Ahmed F. et al., 2012).

Παράλληλα, η δυνατότητα λειτουργίας με σημαντικά υψηλότερους χρόνους παραμονής της ιλύος (SRT) καθιστά τα συστήματα MBR ανώτερα έναντι των συστημάτων υψηλού φορτίου (HRAS). Η ανάγκη για υψηλότερους SRT είναι επιτακτική για την απομάκρυνση των αναδύομενων ρύπων (ECs), καθώς οι ενώσεις αυτές συχνά διαφεύγουν από τα συστήματα HRAS λόγω των χαμηλών SRT (0,25–1,1 d) που εφαρμόζονται σε αυτά (Koumaki et al., 2021). Ο αυξημένος χρόνος SRT στους βιοαντιδραστήρες μεμβρανών αποτρέπει την έκπλυση ("wash out") των αυτότροφων νιτροποιητικών οργανισμών και των βραδέως αναπτυσσόμενων μικροοργανισμών, οι οποίοι διαθέτουν το απαραίτητο ενζυμικό οπλοστάσιο για τη βιομετατροπή ανθεκτικών φαρμακευτικών ουσιών και ενδοκρινικών διαταρακτών (Koumaki et al., 2021). Συνεπώς, η ενσωμάτωση μεμβρανών επιτρέπει την αποτελεσματικότερη διαχείριση του "κοκτέιλ" ρύπων που απαντάται στα στραγγίσματα, εξασφαλίζοντας υψηλότερη προστασία των υδάτινων αποδεκτών από επίμονες ξενοβιοτικές ενώσεις (Koumaki et al., 2021). Οι MBR προσφέρουν σχεδόν πλήρη διαύγαση της εκροής, συγκρατώντας ακόμη και τους παθογόνους μικροοργανισμούς, ενώ παράλληλα αυξάνουν τον χρόνο παραμονής της ιλύος (SRT), ευνοώντας την ανάπτυξη βραδέως αναπτυσσόμενων νιτροποιητικών βακτηρίων (Xiang et al., 2025). Αυτό έχει ως αποτέλεσμα την αυξημένη απομάκρυνση ανθεκτικών ρύπων και την παραγωγή εκροής υψηλής ποιότητας, έτοιμης για τελική διάθεση ή περαιτέρω επεξεργασία με μεμβράνες αντίστροφης όσμωσης.

Η κυριότερη λειτουργική πρόκληση των συστημάτων MBR είναι η έμφραξη των μεμβρανών (membrane fouling), το οποίο υποβαθμίζει τη διαπερατότητα, αυξάνει την ενεργειακή κατανάλωση και επιβάλλει συχνούς χημικούς καθαρισμούς (El Hachimi et al., 2025). Η ένταση του fouling εξαρτάται άμεσα από τη φύση και τον βαθμό σταθεροποίησης των στραγγισμάτων. Η συνολική αντίσταση έμφραξης κατά την

επεξεργασία «νεαρών» στραγγισμάτων είναι σχεδόν διπλάσια ($4 \cdot 10^{15} \text{ m}^{-1}$) σε σύγκριση με τα «ώριμα» στραγγίσματα ($2,1 \cdot 10^{15} \text{ m}^{-1}$), εξαιτίας των υψηλών συγκεντρώσεων πρωτεϊνών και υδατανθράκων που χαρακτηρίζουν τα πρώτα στάδια αποσύνθεσης των απορριμμάτων. Στα ώριμα στραγγίσματα, το fouling καθοδηγείται κυρίως από τις υδρόφοβες αλληλεπιδράσεις των ανθεκτικών χουμικών και φουλβικών οξέων, τα οποία επικάθονται στην επιφάνεια της μεμβράνης σχηματίζοντας ένα δυναμικό στρώμα (bio-cake) που ευθύνεται για το 70% έως 88% της ολικής αντίστασης. Επειδή το fouling αυτό είναι κατά βάση αντιστρεπτό, η ανάκτηση της διαπερατότητας αγγίζει το 99.5% μέσω φυσικών μεθόδων (χαλάρωση και ανάστροφη πλύση). Για τον περαιτέρω περιορισμό του φαινομένου, η σύγχρονη έρευνα στρέφεται σε προηγμένες στρατηγικές, όπως η ενσωμάτωση ηλεκτροδίων in-situ ηλεκτροκροκίδωσης (Electro-MBR) ή η τροποποίηση των μεμβρανών πολυαιθεροσουλφόνης (PES) με νανοϋλικά οξειδίου του γραφενίου (GO), οι οποίες ενισχύουν την υδροφιλία της μεμβράνης και αποτρέπουν την προσκόλληση των μακρομορίων (El Hachimi et al., 2025).

3.2.1.2 Λειτουργικοί Περιορισμοί και Προκλήσεις

Παρά την αποτελεσματικότητά της, η εφαρμογή της ενεργού ιλύος στα στραγγίσματα αντιμετωπίζει σοβαρές προκλήσεις:

Τοξικότητα: Υψηλές συγκεντρώσεις ελεύθερης αμμωνίας ή βαρέων μετάλλων μπορούν να δράσουν ανασταλτικά για τους μικροοργανισμούς, μειώνοντας δραματικά την απόδοση του συστήματος (Wang et al., 2018). Όπως αναλύουν οι El Hachimi et al. (2025), το πρόβλημα εντείνεται λόγω της ευαισθησίας των αυτότροφων νιτροποιητικών βακτηρίων (Ammonia Oxidizing Bacteria - AOB και Nitrite Oxidizing Bacteria - NOB). Σε υψηλά pH, η ισορροπία μετατοπίζεται προς την ελεύθερη αμμωνία (Free Ammonia - FA), ενώ σε χαμηλά pH προς το ελεύθερο νιτρώδες οξύ (Free Nitrous Acid - FNA). Και οι δύο αυτές χημικές μορφές λειτουργούν ως ισχυρά κυτταρικά δηλητήρια που προκαλούν κινητική αναστολή της νιτροποίησης, οδηγώντας σε συσσώρευση τοξικών νιτρωδών ιόντων (NO^-) στον αντιδραστήρα και σε κατάρρευση της διεργασίας (El Hachimi et al., 2025).

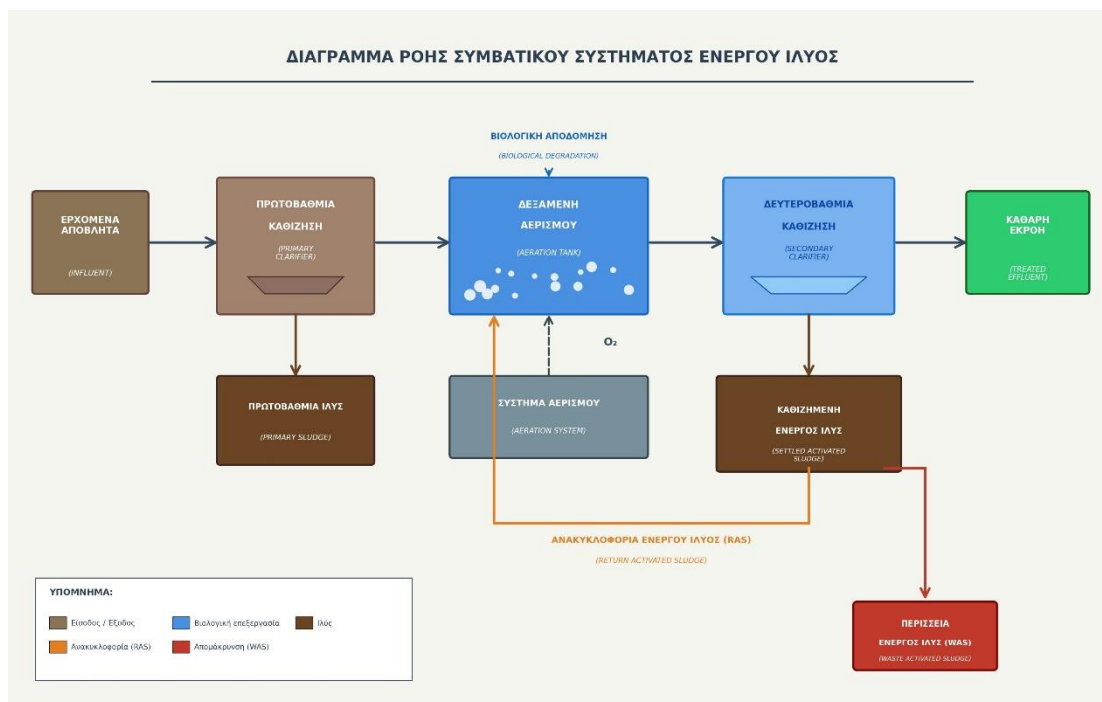
Κατανάλωση Αλκαλικότητας και Διακυμάνσεις pH: Η έντονη νιτροποίηση που λαμβάνει χώρα στην αερόβια δεξαμενή καταναλώνει σημαντικά ποσά αλκαλικότητας (μείωση 48,9% - 75,7%), γεγονός που μπορεί να οδηγήσει σε πτώση του pH και κατάρρευση της βιολογικής διεργασίας αν δεν υπάρξει εξωτερική ρύθμιση (Kheradmand et al., 2010). Θεωρητικά, για την οξείδωση κάθε γραμμαρίου αμμωνιακού αζώτου ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) απαιτούνται 7,14g αλκαλικότητας (ως CaCO_3). Δεδομένου ότι τα στραγγίσματα περιέχουν εξαιρετικά υψηλά φορτία αζώτου, η φυσική αλκαλικότητα του αποβλήτου σπάνια επαρκεί, καθιστώντας υποχρεωτική τη συνεχή, αυτοματοποιημένη δοσομέτρηση χημικών αντιδραστηρίων (όπως NaOH ή Ca(OH)_2) για τη διατήρηση του pH στο βέλτιστο εύρος 7,5–8,2 (Ahmed et al., 2012).

Συσσώρευση Ανόργανων Επικαθίσεων (Scaling): Η υψηλή σκληρότητα και η περιεκτικότητα σε μέταλλα των στραγγισμάτων προκαλούν συχνά ανόργανες επικαθίσεις στις επιφάνειες των αντιδραστήρων και των συστημάτων αερισμού, αυξάνοντας το κόστος συντήρησης και μειώνοντας τον χρόνο ζωής του εξοπλισμού (Kheradmand et al., 2010). Σύμφωνα με τους Ahmed F. et al. (2012), η ταυτόχρονη παρουσία υψηλών συγκεντρώσεων μαγνησίου (Mg^{2+}), αμμωνίου (NH_4^+) και φωσφορικών (PO_4^{3-}), σε συνδυασμό με την αλκαλοποίηση του περιβάλλοντος λόγω της έκλυσης CO_2 κατά τον αερισμό, οδηγεί στη χημική καθίζηση και κρυστάλλωση στρουβίτη ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$) και ανθρακικού ασβεστίου ($CaCO_3$). Αυτές οι σκληρές επικαθίσεις φράζουν τους πόρους των διαχυτών αερισμού (diffusers), μειώνοντας δραματικά την απόδοση μεταφοράς οξυγόνου και προκαλώντας μηχανικές βλάβες (Ahmed F. et al., 2012).

Παραγωγή και Διαχείριση Περίσσειας Ιλύος: Η βιολογική αποδόμηση των ρύπων συνοδεύεται από τη συνεχή παραγωγή νέας κυτταρικής βιομάζας. Στην περίπτωση των στραγγισμάτων, η παραγόμενη περίσσεια ιλύος (Waste Activated Sludge - WAS) παρουσιάζει συχνά φτωχή ικανότητα αφυδάτωσης λόγω της παρουσίας κολλοειδών και εξωκυτταρικών πολυμερών ουσιών (EPS) (El Hachimi et al., 2025). Επιπλέον, επειδή η ιλύς αυτή έχει βιοπροσροφήσει σημαντικές ποσότητες βαρέων μετάλλων και ανθεκτικών ξενοβιοτικών ενώσεων (Kheradmand et al., 2010), χαρακτηρίζεται ως επικίνδυνο απόβλητο, γεγονός που περιπλέκει τη διαχείρισή της και αυξάνει κατακόρυφα το κόστος τελικής διάθεσης ή αποτέφρωσής της.

Συμπερασματικά, η ενεργός ιλύς παραμένει μια απαραίτητη διεργασία για την οξείδωση του αζώτου και του βιοαποδομήσιμου οργανικού φορτίου, ωστόσο η επιτυχής ενσωμάτωσή της απαιτεί αυστηρό έλεγχο των λειτουργικών παραμέτρων και, συχνά, συνδυασμό με φυσικοχημικές ή αναερόβιες μεθόδους για την αντιμετώπιση των ανθεκτικών ρύπων και των τοξικών στοιχείων.

Διάγραμμα 3.2: Διάγραμμα ροής συμβατικού συστήματος ενεργού ιλύος. Το σύστημα περιλαμβάνει τη δεξαμενή αερισμού για τη βιολογική αποδόμηση και τη δευτεροβάθμια δεξαμενή καθίζησης για τον διαχωρισμό της ιλύος από την καθαρή εκροή, με παράλληλη ανακυκλοφορία της ενεργού ιλύος (RAS).



3.2.2 Αναερόβιες διεργασίες

Οι αναερόβιες μέθοδοι εφαρμόζονται ως στάδιο προεπεξεργασίας για στραγγίσματα υψηλής συγκέντρωσης (high-strength), καθώς επιτρέπουν την αποδόμηση σύνθετων οργανικών ενώσεων χωρίς την ανάγκη δαπανηρού αερισμού. Ωστόσο η αναερόβια χώνευση είναι ευαίσθητη σε υψηλές συγκεντρώσεις αμμωνίας (άνω των 3.000 mg/L), η οποία προκαλεί τοξικότητα στα μεθανογόνα αρχαία βακτήρια, απαιτώντας συχνά αραίωση του στραγγίσματος ή ρύθμιση του pH (Abbas et al., 2009).

Η Συμβολή των Μεθόδων Προεπεξεργασίας στην Αναερόβια Χώνευση Στραγγισμάτων. Η αναερόβια χώνευση (Anaerobic Digestion - AD) αποτελεί μια πολλά υποσχόμενη τεχνολογία βιομετατροπής για την επεξεργασία στραγγισμάτων, καθώς επιτρέπει την παραγωγή ανανεώσιμης και καθαρής ενέργειας (Anjum et al., 2023). Παρά τα πλεονεκτήματα αυτά, η εφαρμογή της παρουσιάζει σημαντικούς περιορισμούς λόγω της υψηλής τοξικότητας και της χαμηλής βιοαποδομησιμότητας των στραγγισμάτων, παράγοντες που καθιστούν απαραίτητη τη χρήση συμπληρωματικών τεχνικών. Στο πλαίσιο αυτό, οι τεχνολογίες προεπεξεργασίας στοχεύουν στην επιτάχυνση της αντίδρασης υδρόλυσης και στην ολοκληρωμένη διάσπαση των επιβλαβών οργανικών ενώσεων. Η διαδικασία αυτή διευκολύνει τη μετατροπή των αδιάλυτων οργανικών ουσιών σε διαλυμένο οργανικό άνθρακα (sCOD), επιτρέποντας στους μικροοργανισμούς να μεταβολίζουν τις ενώσεις αυτές πιο αποτελεσματικά. Μεταξύ των διαθέσιμων μεθόδων, η ηλεκτροχημική οξείδωση αναδεικνύεται ως μια εξαιρετικά προσαρμοστική προσέγγιση, καθώς επιτυγχάνει τη διάσπαση μεγαλομοριακών συστατικών σε μικρότερα χωρίς την προσθήκη χημικών, ενισχύοντας τη βιοαποδομησιμότητα του υποστρώματος. Αντίστοιχα, η χρήση υπερήχων (sonication) χαμηλής συχνότητας αξιοποιεί το φαινόμενο

της ακουστικής σπηλαίωσης για τη μείωση του μεγέθους των σωματιδίων και την αύξηση της διαλυτότητας της οργανικής ύλης (Anjum et al., 2023). Παράλληλα, η απογύμνωση αέρα (air stripping) παραμένει η πλέον διαδεδομένη μέθοδος για τη δραστική μείωση του αμμωνιακού αζώτου, η οποία μπορεί να φτάσει το 80%, βελτιώνοντας έτσι την αναλογία C:N και περιορίζοντας την αναστολή της μικροβιακής ανάπτυξης (Anjum et al., 2023). Επιπλέον, η φωτοκατάλυση μέσω ημιαγωγών, όπως το TiO_2 (διοξείδιο του τιτανίου), προσφέρει μια περιβαλλοντικά υπεύθυνη λύση για την αύξηση της επεξεργασιμότητας των στραγγισμάτων, καθώς παράγει ισχυρά οξειδωτικά μέσα που διαλύουν ανθεκτικές ενώσεις (Anjum et al., 2023).

Η ενσωμάτωση τέτοιων υβριδικών συστημάτων (προεπεξεργασία-AD) οδηγεί σε αυξημένη παραγωγή βιοαερίου και υψηλότερη συγκέντρωση μεθανίου (Anjum et al., 2023). Από οικονομικής απόψεως, η τεχνοοικονομική ανάλυση υποδηλώνει ότι η βιωσιμότητα των μονάδων αναερόβιας χώνευσης εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από τη διαμόρφωση του λειτουργικού κόστους και τις κρατικές επιδοτήσεις για την παραγωγή καθαρής ενέργειας. Ενδεικτικά, η χρήση φωτοκατάλυσης σε συνδυασμό με την AD μπορεί να μειώσει δραστικά την κατανάλωση ηλεκτρικής ενέργειας και χημικών, ειδικά όταν αξιοποιείται το ηλιακό φως αντί για πηγές υπεριώδους ακτινοβολίας. Παρόλο που το αρχικό κεφάλαιο επένδυσης παραμένει υψηλό, η παραγωγή βιοενέργειας και η εξοικονόμηση κόστους μέσω της βιώσιμης διαχείρισης των στραγγισμάτων καθιστούν αυτές τις ολοκληρωμένες τεχνολογίες οικονομικά ελκυστικές (Anjum et al., 2023).

Η αναγκαιότητα αυτής της προεπεξεργασίας επιβεβαιώνεται από τη σύγχρονη έρευνα, η οποία εστιάζει στη βελτιστοποίηση συγκεκριμένων μεθόδων για τη μεγιστοποίηση των συνεργιστικών αποτελεσμάτων κατά τη συγχώνευση (co-digestion) των στραγγισμάτων με άλλα οργανικά υποστρώματα. Η μελέτη των Abdeljaber et al. (2024) διερευνά τη βελτιστοποίηση των μεθόδων προεπεξεργασίας στραγγισμάτων μέσω υπερήχων και αλκαλοποίησης, με σκοπό την ενίσχυση της απόδοσης της αναερόβιας συγχώνευσης (anaerobic co-digestion) με οργανικά απόβλητα τροφίμων. Η έρευνα εστιάζει στον προσδιορισμό των βέλτιστων συνθηκών που μεγιστοποιούν τις συνεργιστικές επιδράσεις μεταξύ των υποστρωμάτων, επιδιώκοντας την υψηλότερη δυνατή παραγωγή βιομεθανίου και την ενεργειακή αποδοτικότητα της διεργασίας (Abdeljaber et al., 2024).

Σύμφωνα με τα αποτελέσματα της έρευνας, η εφαρμογή της προ - επεξεργασίας με υπερήχους (ultrasonication) και η προσθήκη αλκαλικών παραγόντων (alkalinization) οδήγησαν σε σημαντική αύξηση της απόδοσης μεθανίου, η οποία κυμάνθηκε μεταξύ 12% και 35% σε σύγκριση με τα μη προεπεξεργασμένα δείγματα (Abdeljaber et al., 2024). Η χρήση της μεθοδολογίας επιφάνειας απόκρισης (Response Surface Methodology - RSM) επέτρεψε στους ερευνητές να ταυτοποιήσουν τις ακριβείς παραμέτρους λειτουργίας που ευνοούν τη διάσπαση των σύνθετων οργανικών ενώσεων των στραγγισμάτων, καθιστώντας τα πιο προσβάσιμα στη μικροβιακή αποδόμηση κατά τη φάση της συγχώνευσης (Abdeljaber et al., 2024).

Ιδιαίτερη έμφαση δίνεται στο γεγονός ότι η προεπεξεργασία των στραγγισμάτων βελτίωσε τον συνεργισμό μεταξύ των συν-υποστρωμάτων (στραγγίσματα και απόβλητα τροφίμων) κατά 28% έως 36%, γεγονός που υποδηλώνει ότι η διαδικασία δεν δρα απλώς προσθετικά, αλλά ενισχύει τη συνολική σταθερότητα και απόδοση του αναερόβιου αντιδραστήρα (Abdeljaber et al., 2024). Επιπροσθέτως, η τεχνοοικονομική προσέγγιση της μελέτης κατέδειξε ότι η αλκαλοποίηση των στραγγισμάτων πριν την είσοδό τους στον χωνευτή αύξησε την καθαρή ενεργειακή απόδοση του συστήματος κατά 23%, καθιστώντας τη μέθοδο βιώσιμη για εφαρμογές μεγάλης κλίμακας σε μονάδες διαχείρισης απορριμμάτων (Abdeljaber et al., 2024).

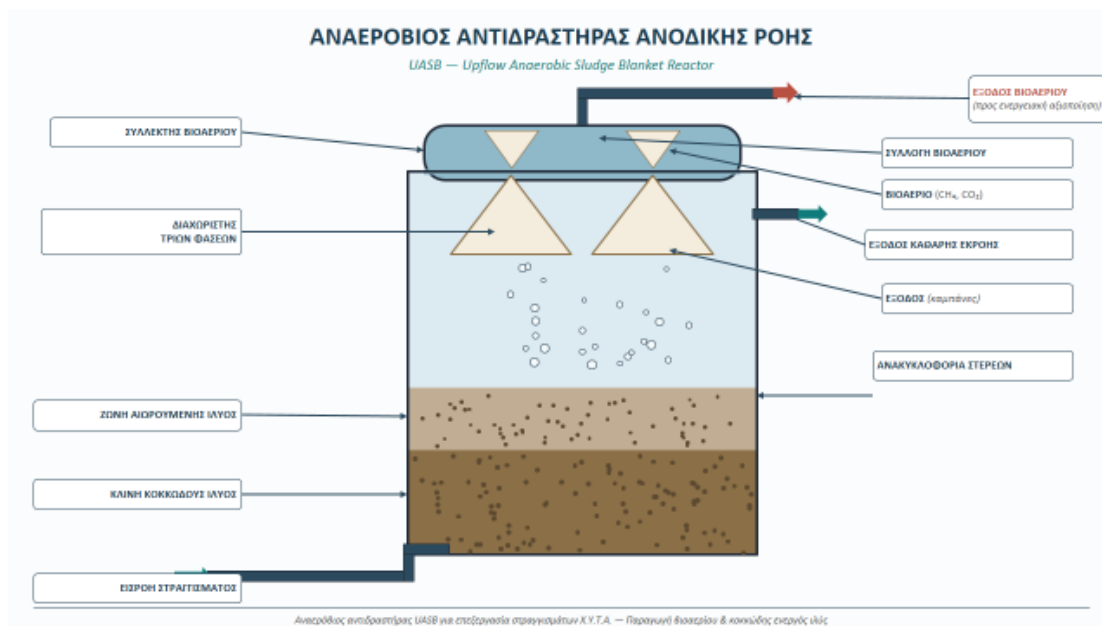
Συμπερασματικά, η εργασία τεκμηριώνει ότι ο συνδυασμός φυσικοχημικής προεπεξεργασίας και αναερόβιας συγχώνευσης αποτελεί μια αποτελεσματική στρατηγική για την αξιοποίηση των στραγγισμάτων, μετατρέποντας ένα περιβαλλοντικό φορτίο σε πηγή ενέργειας, ενώ παράλληλα βελτιώνει τις κινητικές της βιολογικής αποδόμησης και την ενεργειακή ανάκτηση από τα αστικά στερεά απόβλητα (Abdeljaber et al., 2024).

3.2.2.1 Αντιδραστήρες UASB: Αντιδραστήρες Αναερόβιας Κλίνης Ανοδικής Ροής

Η τεχνολογία των αντιδραστήρων Αναερόβιας Κλίνης Ανοδικής Ροής (Upflow Anaerobic Sludge Blanket – UASB) αποτελεί μία από τις πιο διαδεδομένες και αποτελεσματικές αναερόβιες μεθόδους για τη διαχείριση υγρών αποβλήτων με υψηλό οργανικό φορτίο. Η θεμελιώδης αρχή λειτουργίας της βασίζεται στη δημιουργία και διατήρηση μιας συμπαγούς, κοκκώδους ιλύος (granular sludge) στο κάτω μέρος του αντιδραστήρα. Το εισερχόμενο στράγγισμα αντλείται από τη βάση και ρέει με ανοδική φορά μέσα από αυτή την κλίνη βιομάζας (Abdeljaber et al., 2024). Η κοκκώδης ιλύς αποτελείται από πυκνά συσσωματώματα μικροοργανισμών (κυρίως οξυγονογόνων και μεθανογόνων βακτηρίων) που παρουσιάζουν εξαιρετική ικανότητα καθίζησης, αποτρέποντας την έκπλυση της βιομάζας ακόμη και σε υψηλές ταχύτητες ανοδικής ροής. Καθώς το υπόστρωμα έρχεται σε στενή επαφή με τη βιομάζα, λαμβάνει χώρα η αναερόβια αποδόμηση των οργανικών ενώσεων, η οποία οδηγεί στην παραγωγή βιοαερίου (κυρίως CH_4 και CO_2). Το παραγόμενο αέριο ανέρχεται προς την κορυφή, προκαλώντας μια ήπια, φυσική ανάδευση που ευνοεί τη μεταφορά μάζας. Στην κορυφή του αντιδραστήρα είναι εγκατεστημένος ένας ειδικός διαχωριστής τριών φάσεων (three-phase separator), ο οποίος απομονώνει το παραγόμενο βιοαέριο, συγκρατεί τα στερεά σωματίδια της ιλύος οδηγώντας τα πίσω στην κλίνη, και επιτρέπει στο διαυγασμένο επεξεργασμένο στράγγισμα να εξέλθει από το σύστημα (Renou et al., 2008).

Οι αντιδραστήρες UASB αποδίδουν βέλτιστα σε «νεαρά» (young) στραγγίσματα Χ.Υ.Τ.Α. ενώ σε «παλαιωμένα» ή ώριμα (mature) στραγγίσματα παρουσιάζουν εξαιρετικά χαμηλή αποδοτικότητα και κρίνεται ακατάλληλος ως αυτόνομη μέθοδος (Wiszniewski et al., 2006).

Σχήμα 3.3. Τυπική διάταξη των εσωτερικών ζωνών του αντιδραστήρα αντιδραστήρα αναερόβιας κλίνης ανοδικής ροής (UASB) για την επεξεργασία στραγγισμάτων, οι βασικές ζώνες λειτουργίας του και η κατεύθυνση των ροών.



Πηγή: Abdeljaber et al. (2024), Anjum et al. (2023) και Renou et al. (2008). Ιδία επεξεργασία.

Συμπερένεται ότι ένα από τα κύρια πλεονεκτήματα των αντιδραστήρων UASB είναι η ικανότητά τους να διατηρούν υψηλές συγκεντρώσεις βιομάζας παρά τους υψηλούς ρυθμούς οργανικής φόρτισης, γεγονός που επιτρέπει τη χρήση μικρότερων όγκων αντιδραστήρα σε σύγκριση με τις συμβατικές μεθόδους (Anjum et al., 2023). Ωστόσο, η αποτελεσματικότητα του UASB στα στραγγίσματα συχνά περιορίζεται από την παρουσία ανασταλτικών παραγόντων, όπως το αμμωνιακό άζωτο και τα βαρέα μέταλλα. Για τον λόγο αυτό, η σύγχρονη έρευνα προτείνει την εφαρμογή σταδίων προεπεξεργασίας, όπως η αλκαλοποίηση ή η χρήση υπερήχων, προκειμένου να βελτιωθεί η βιοαποδομησιμότητα του εισερχόμενου ρεύματος και να ενισχυθεί η παραγωγή μεθανίου (Abdeljaber et al., 2024).

Επιπλέον, η ενσωμάτωση του UASB σε υβριδικά συστήματα επεξεργασίας επιτρέπει την ανάκτηση ενέργειας, η οποία μπορεί να συμβάλει σημαντικά στη μείωση του λειτουργικού κόστους της μονάδας. Η τεχνοοικονομική αξιολόγηση τέτοιων συστημάτων δείχνει ότι, παρά το υψηλό αρχικό κεφάλαιο επένδυσης, η ενεργειακή αξιοποίηση του παραγόμενου βιοαερίου καθιστά τους αντιδραστήρες UASB μια βιώσιμη λύση για τη διαχείριση υγρών αποβλήτων με υψηλό ρυπαντικό φορτίο (Anjum et al., 2023). Η σταθερότητα της διεργασίας και η χαμηλή παραγωγή περίσσειας ιλύος καθιστούν τη συγκεκριμένη τεχνολογία κεντρικό πυλώνα στις σύγχρονες στρατηγικές αναερόβιας επεξεργασίας στραγγισμάτων.

3.3 Τεχνολογίες Μεμβρανών στην Επεξεργασία Στραγγισμάτων

Η χρήση τεχνολογιών μεμβρανών στην επεξεργασία των στραγγισμάτων των Χώρων Υγειονομικής Ταφής Απορριμμάτων (Χ.Υ.Τ.Α.) αποτελεί σήμερα την πιο αξιόπιστη προσέγγιση για την επίτευξη υψηλής ποιότητας εκροής, ικανής να ανταποκριθεί στις αυστηρές περιβαλλοντικές νομοθεσίες. Οι μεμβράνες λειτουργούν ως επιλεκτικοί φυσικοί φραγμοί, οι οποίοι επιτρέπουν το διαχωρισμό των ρυπαντών από την υγρή φάση βάσει του μεγέθους των σωματιδίων, του μοριακού τους βάρους ή του ηλεκτρικού τους φορτίου (Abbas et al., 2009). Σε αντίθεση με τις συμβατικές βιολογικές διεργασίες, οι οποίες συχνά επηρεάζονται από την τοξικότητα και τη μεταβλητότητα της σύστασης των στραγγισμάτων —ιδιαίτερα στα «ώριμα» στραγγίσματα με υψηλό κλάσμα μη βιοαποδομήσιμων οργανικών ενώσεων— οι μεμβράνες προσφέρουν σταθερή απόδοση και εξαιρετική απομάκρυνση του οργανικού φορτίου και των βαρέων μετάλλων (Torral E. Et al., 2022).

Η συστηματική κατάταξη των διεργασιών μεμβράνης καθορίζεται πρωτίστως από τη διάμετρο των πόρων και την ικανότητα επιλεκτικού διαχωρισμού συγκεκριμένων ρύπων, παράμετροι που ορίζουν και την απαιτούμενη πίεση λειτουργίας του συστήματος. Σύμφωνα με τον Maletskyi (2020), οι μεμβράνες που χρησιμοποιούνται στην επεξεργασία νερού και αποβλήτων ταξινομούνται σε τέσσερις κύριες κατηγορίες: τη μικροδιήθηση (MF), την υπερδιήθηση (UF), τη νανοδιήθηση (NF) και την αντίστροφη όσμωση (RO). Η μικροδιήθηση στοχεύει στον διαχωρισμό σωματιδίων διαμέτρου 0,1–10 μm , ενώ η υπερδιήθηση επεκτείνει το φάσμα κατακράτησης σε μακρομόρια και κολλοειδή μεγέθους 0,01–0,1 μm . Η νανοδιήθηση αποτελεί μια πιο εξειδικευμένη διεργασία για ενώσεις χαμηλού μοριακού βάρους και πολυδύναμα ιόντα (1–10 nm), ενώ η αντίστροφη όσμωση παρουσιάζει μια σχεδόν μη πορώδη δομή, επιτρέποντας τον διαχωρισμό ακόμη και μονοδύναμων ιόντων και μικρών οργανικών μορίων (Maletskyi, 2020). Στην επεξεργασία στραγγισμάτων, η επιλογή μεταξύ αυτών των τεχνολογιών εξαρτάται από το επιδιωκόμενο μοριακό βάρος διήθησης (MWCO), καθώς η μετάβαση από την UF προς την RO αυξάνει κατακόρυφα την ποιότητα της εκροής, αλλά ταυτόχρονα απαιτεί υψηλότερη κατανάλωση ενέργειας για την υπερνίκηση των αυξημένων αντιστάσεων και της οσμωτικής πίεσης (Maletskyi, 2020).

3.3.1 Υπερδιήθηση (Ultrafiltration - UF)

Η διεργασία της υπερδιήθησης αποτελεί μια τεχνολογία διαχωρισμού μέσω μεμβρανών που λειτουργεί υπό πίεση, χρησιμοποιώντας ημιπερατούς φραγμούς με μέγεθος πόρων που κυμαίνεται τυπικά μεταξύ 0,01 και 0,1 μm (10 έως 100 nm). Στην ιεραρχία των μεμβρανικών συστημάτων, η UF καταλαμβάνει τη θέση ανάμεσα στη μικροδιήθηση (MF) και τη νανοδιήθηση (NF), με τη διαχωριστική της ικανότητα να ορίζεται συχνά από το όριο μοριακού βάρους (Molecular Weight Cut-Off - MWCO). Για τις μεμβράνες υπερδιήθησης, το MWCO κυμαίνεται από 1.000 έως 500.000 Dalton, επιτρέποντας τη συγκράτηση μακρομορίων, κολλοειδών και μικροοργανισμών ενώ επιτρέπει τη διέλευση διαλυμένων αλάτων και οργανικών ενώσεων χαμηλού μοριακού βάρους (Saleh,

2022). Στο πλαίσιο μιας ολοκληρωμένης μονάδας επεξεργασίας στραγγισμάτων Χ.Υ.Τ.Α., η UF σπάνια εφαρμόζεται ως αυτόνομο στάδιο τελικής επεξεργασίας, καθώς η περιορισμένη ικανότητά της στην αφαλάτωση δεν επιτρέπει τη συμμόρφωση με τα αυστηρά όρια διάθεσης για το συνολικό οργανικό φορτίο. Ωστόσο, ο ρόλος της θεωρείται θεμελιώδης ως στάδιο προεπεξεργασίας για τις μεμβράνες υψηλής πίεσης, όπως η νανοδιήθηση και η αντίστροφη όσμωση. Μέσω αυτής της προκαταρκτικής διήθησης, επιτυγχάνεται η δραστική μείωση του δείκτη πυκνότητας ιλύος (Silt Density Index - SDI), γεγονός που θωρακίζει τις επόμενες βαθμίδες από την πρόωρη σωματιδιακή ρύπανση και τη μηχανική καταπόνηση (Zouboulis et al., 2004). Ιδιαίτερη βαρύτητα έχει η εφαρμογή της UF σε συστήματα Βιοαντιδραστήρων Μεμβράνης (MBR), όπου οι μεμβράνες αντικαθιστούν τη δευτεροβάθμια καθίζηση. Σε αυτή τη διάταξη, η μεμβράνη επιτρέπει τη διατήρηση πολύ υψηλών συγκεντρώσεων βιομάζας στη δεξαμενή αερισμού, εξασφαλίζοντας μια πλήρως διαυγή εκροή απαλλαγμένη από αιωρούμενα στερεά (TSS) και παρέχοντας ένα ιδανικό τροφοδοτικό ρεύμα για την αντίστροφη όσμωση (Tałała et al., 2019). Παρά τα λειτουργικά πλεονεκτήματα, η συσσώρευση οργανικών ουσιών, όπως οι πρωτεΐνες και οι πολυσακχαρίτες, στην επιφάνεια ή στο εσωτερικό των πόρων της μεμβράνης προκαλεί το φαινόμενο της οργανικής ρύπανσης (fouling). Η αντιμετώπιση αυτής της πρόκλησης απαιτεί τον αυστηρό έλεγχο της διατοιχωματικής πίεσης (TMP) και, κυρίως, τη βελτιστοποίηση της ταχύτητας διασταυρούμενης ροής (cross-flow velocity). Η ρύθμιση της ταχύτητας αυτής είναι κρίσιμη για τον περιορισμό της πτώσης της παροχής (flux decline), ενώ συμπληρώνεται από περιοδικούς χημικούς καθαρισμούς (Cleaning-In-Place - CIP) και συστήματα αυτόματης έκπλυσης (backwashing) για την αποκατάσταση της διαπερατότητας της μεμβράνης (Saleh, 2022).

Η ενσωμάτωση της υπερδιήθησης σε συστήματα βιολογικής επεξεργασίας, όπως οι βιοαντιδραστήρες MBR, επιτρέπει τη λειτουργία σε υψηλές συγκεντρώσεις MLSS (Mixed Liquor Suspended Solids), οι οποίες μπορεί να κυμαίνονται από 8.000 έως 15.000 mg/L. Η διάταξη αυτή, εκτός από την πλήρη κατακράτηση της βιομάζας, εξασφαλίζει τη σταθερή απομάκρυνση μικροοργανισμών και βακτηρίων, καθιστώντας την εκροή ιδανική για την τροφοδοσία μονάδων αντίστροφη όσμωσης (Ahmed & Lan, 2012). Παρόλα αυτά, η απόδοση της UF επηρεάζεται άμεσα από το ιξώδες του μείγματος και τη συγκέντρωση των εξωκυτταρικών πολυμερών ουσιών (EPS), οι οποίες αποτελούν τον κύριο παράγοντα ρύπανσης των πόρων (Renou et al., 2008).

3.3.2 Νανοδιήθηση (Nanofiltration - NF)

Η νανοδιήθηση αποτελεί μια προηγμένη διεργασία διαχωρισμού που τοποθετείται λειτουργικά ανάμεσα στην υπερδιήθηση και την αντίστροφη όσμωση, προσφέροντας μια εξαιρετικά ενδιαφέρουσα ενδιάμεση λύση για την επεξεργασία στραγγισμάτων. Οι μεμβράνες νανοδιήθησης χαρακτηρίζονται από μέγεθος πόρων που προσεγγίζει το 1 nm, ενώ το όριο μοριακού βάρους (MWCO) κυμαίνεται συνήθως από 200 έως 1.000 Dalton. Η ιδιαιτερότητα της NF έγκειται στο γεγονός ότι ο διαχωρισμός των ρύπων δεν επιτυγχάνεται μόνο μέσω του μηχανικού φιλτραρίσματος (στερεοχημική παρεμπόδιση), αλλά επηρεάζεται καθοριστικά από τις ηλεκτροστατικές αλληλεπιδράσεις μεταξύ της

επιφάνειας της μεμβράνης και των ιόντων του διαλύματος, φαινόμενο γνωστό ως απόθεση Donnan (Bade & Oh, 2016).

Στην πράξη, οι περισσότερες μεμβράνες νανοδιήθησης διαθέτουν αρνητικό επιφανειακό φορτίο λόγω της χημικής τους σύστασης (συνήθως σύνθετες μεμβράνες λεπτού υμενίου - TFC), γεγονός που τις καθιστά εξαιρετικά αποτελεσματικές στην απόρριψη πολυδύναμων ανιόντων, όπως τα θειικά (SO_4^{2-}) και τα ανθρακικά (CO_3^{2-}), καθώς και των αντίστοιχων κατιόντων όπως το ασβέστιο (Ca^{2+}) και το μαγνήσιο (Mg^{2+}). Αυτή η επιλεκτικότητα προσδίδει στη νανοδιήθηση ένα σημαντικό πλεονέκτημα καθώς μπορεί να λειτουργήσει ως σύστημα αποσκλήρυνσης και απομάκρυνσης του οργανικού φορτίου μεσαίου μοριακού βάρους, επιτρέποντας ταυτόχρονα τη μερική διέλευση μονοδύναμων αλάτων, όπως το χλωριούχο νάτριο (NaCl). Αυτό το χαρακτηριστικό μεταφράζεται σε σημαντικά χαμηλότερη ωσμωτική πίεση προς υπερνίκηση, επιτρέποντας τη λειτουργία του συστήματος σε πιέσεις από 5 έως 20 bar, γεγονός που μειώνει δραστικά την κατανάλωση ενέργειας σε σύγκριση με την αντίστροφη όσμωση (Kurniawan et al., 2006).

Η εφαρμογή της νανοδιήθησης αναδεικνύεται ως ιδιαίτερα αποδοτική για την απομάκρυνση του κλάσματος των βαρέων μετάλλων από τα στραγγίσματα, καθώς η ηλεκτροστατική απόθεση Donnan απορρίπτει αποτελεσματικά δισθενή κατιόντα μολύβδου, καδμίου και χαλκού (Kurniawan et al., 2006). Σε σύγκριση με τις συμβατικές φυσικοχημικές μεθόδους (όπως η καθίζηση), η NF προσφέρει το πλεονέκτημα της ταυτόχρονης αφαίρεσης του χρώματος και των ανθεκτικών οργανικών ενώσεων, χωρίς την ανάγκη προσθήκης μεγάλων ποσοτήτων χημικών αντιδραστηρίων που αυξάνουν τον όγκο της παραγόμενης ιλύος (Zouboulis et al., 2004).

Σύμφωνα με δεδομένα από εφαρμογές ευρείας κλίμακας, η νανοδιήθηση επιτυγχάνει μέση απομάκρυνση του COD σε ποσοστό περίπου 81,6%, ενώ η αποδοτικότητά της στην απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου (NH_4^+-N) παραμένει περιορισμένη, κυμαινόμενη γύρω στο 22% (Chen et al., 2021). Παρά τον περιορισμό αυτό, η NF επιλέγεται συχνά σε συνδυασμό με την αντίστροφη όσμωση (NF+RO), μια διάταξη που επιτρέπει τη βελτιστοποίηση της ποιότητας της εκροής ενώ παράλληλα περιορίζει τις ενεργειακές απαιτήσεις σε σύγκριση με τα αμιγή συστήματα RO δύο σταδίων (Chen et al., 2021). Επιπροσθέτως, η χρήση της NF ως ενδιάμεσο στάδιο λειτουργεί προστατευτικά για τις μεμβράνες RO, καθώς απομακρύνει αποτελεσματικά τους παράγοντες που προκαλούν καθαλάτωση (scaling), μειώνοντας έτσι τη συχνότητα των χημικών καθαρισμών και αυξάνοντας τον χρόνο ζωής του εξοπλισμού (Chen et al., 2021, Βασιλόπουλος, 2022).

Στο πλαίσιο της διαχείρισης στραγγισμάτων, η NF χρησιμοποιείται συχνά για τη μετα-επεξεργασία εκροών από βιολογικά στάδια, επιτυγχάνοντας απομάκρυνση του Χημικά Απαιτούμενου Οξυγόνου (COD) που συχνά υπερβαίνει το 80%, ενώ παράλληλα εξαλείφει σχεδόν πλήρως το υπολειμματικό χρώμα και τα βαρέα μέταλλα (Zouboulis et al., 2004). Ωστόσο, η νανοδιήθηση παρουσιάζει περιορισμούς στην κατακράτηση πολύ μικρών μορίων και ιόντων, η απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου είναι συχνά ανεπαρκής, καθώς το μικρό μέγεθος του ιόντος και το φορτίο του επιτρέπουν να

διαπερνά τη μεμβρανική δομή. Επιπλέον, η NF είναι ευάλωτη σε φαινόμενα καθαλάτωσης (scaling), ιδιαίτερα όταν το στράγγισμα είναι κορεσμένο σε θειικά ή ανθρακικά άλατα, καθιστώντας απαραίτητη τη χρήση αντικαθαλατωτικών (antiscalants) ή τη ρύθμιση του pH του εισερχόμενου ρεύματος (Bade & Oh, 2016). Παρά τους περιορισμούς αυτούς, η ικανότητα της νανοδιήθησης να παράγει μια εκροή υψηλής ποιότητας με χαμηλότερο λειτουργικό κόστος την καθιστά μια από τις πλέον βιώσιμες τεχνολογίες για μονάδες που δεν απαιτούν την απόλυτη αφαλάτωση που προσφέρει η RO.

3.3.3 Αντίστροφη Όσμωση (Reverse Osmosis - RO)

Η Αντίστροφη Όσμωση αποτελεί την αιχμή του δόρατος στην τεχνολογία μεμβρανών για την επεξεργασία στραγγισμάτων, αποτελώντας την πλέον ολοκληρωμένη λύση για την παραγωγή εκροής που συμμορφώνεται με τα πιο αυστηρά περιβαλλοντικά όρια διάθεσης. Η φυσική αρχή της μεθόδου βασίζεται στην αντιστροφή της φυσικής τάσης του νερού να κινείται από διαλύματα χαμηλής συγκέντρωσης προς διαλύματα υψηλής συγκέντρωσης. Μέσω της εφαρμογής εξωτερικής πίεσης που υπερβαίνει την ωσμωτική πίεση του στραγγίσματος, το καθαρό νερό ωθείται μέσω μιας ημιπερατής, ουσιαστικά μη πορώδους μεμβράνης, ενώ η συντριπτική πλειοψηφία των διαλυμένων ουσιών παραμένει στο ρεύμα του συμπυκνώματος (Topal E. et al., 2022).

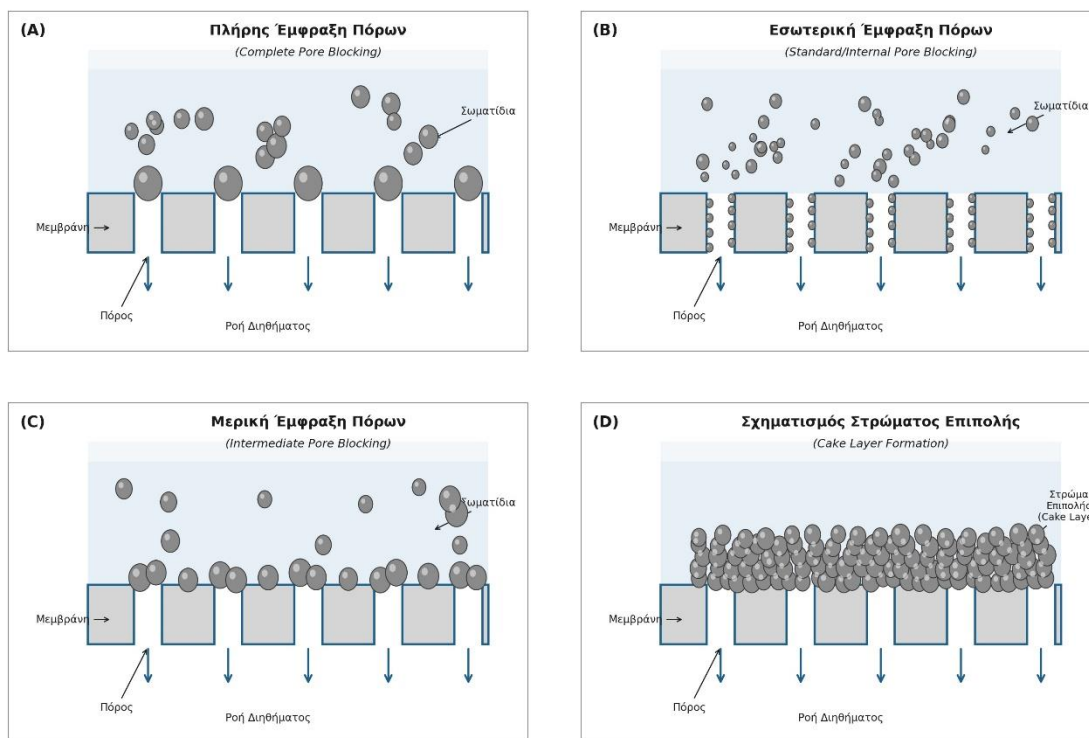
Η διαχωριστική ικανότητα της RO είναι εντυπωσιακή, καθώς επιτυγχάνει ποσοστά απόρριψης που κυμαίνονται από 98% έως και 99,5% για το σύνολο των διαλυμένων αλάτων (TDS), των βαρέων μετάλλων και των οργανικών ενώσεων, συμπεριλαμβανομένων των ανθεκτικών ρύπων που διαφεύγουν από τα προηγούμενα στάδια επεξεργασίας (Thörneby et al., 2003). Ειδικότερα για το αμμωνιακό άζωτο, η RO θεωρείται η μόνη μεμβρανική διεργασία ικανή να επιτύχει τόσο υψηλά επίπεδα απομάκρυνσης, αγγίζοντας συχνά το 99%. Η απόδοση αυτή όμως συνοδεύεται από υψηλές ενεργειακές απαιτήσεις. Οι πιέσεις λειτουργίας σε εγκαταστάσεις Χ.Υ.Τ.Α. ξεκινούν από τα 30-40 bar με το σύνηθες εύρος να κυμαίνεται στα 40-70 bar και μπορεί να φτάσουν έως και τα 120 bar, ειδικά σε συστήματα Disc Tube Reverse Osmosis (DTRO), τα οποία είναι σχεδιασμένα να διαχειρίζονται στραγγίσματα με εξαιρετικά υψηλό ρυπαντικό φορτίο και αυξημένη τάση για ρύπανση (Talaaj et al., 2019).

Για την αντιμετώπιση των ιδιαίτερα αυξημένων συγκεντρώσεων ρύπων στα στραγγίσματα, η τεχνολογία RO εφαρμόζεται συχνά μέσω τέτοιων συστημάτων μεμβρανών δισκοειδούς στήριξης (DTRO) καθώς η συγκεκριμένη διάταξη επιτρέπει στο στράγγισμα να ρέει πάνω από τις μεμβράνες με τρόπο που ελαχιστοποιεί τις νεκρές ζώνες, μειώνοντας δραστικά την εναπόθεση αλάτων (scaling) και επιτρέποντας τη λειτουργία σε πιέσεις έως και 120 bar για τη μέγιστη ανάκτηση νερού (Linde et al., 1995). Η απόδοση των συστημάτων αυτών στην επεξεργασία στραγγισμάτων έχει τεκμηριωθεί ως ανώτερη των συμβατικών σπειροειδών μεμβρανών (spiral wound), ειδικά σε περιπτώσεις όπου το εισερχόμενο φορτίο παρουσιάζει υψηλή αγωγιμότητα και συγκεντρώσεις χλωριόντων (Thörneby et al., 2003).

Η κύρια πρόκληση κατά την εφαρμογή της RO είναι η ρύπανση των μεμβρανών (fouling). Σύμφωνα με τον Maletskyi (2020), το fouling μπορεί να είναι οργανικής, ανόργανης (scaling) ή βιολογικής φύσης (biofouling), οδηγώντας σε σταδιακή αύξηση της διατοιχωματικής πίεσης και δραστική μείωση της παραγόμενης ροής (flux). Οι μηχανισμοί ρύπανσης περιλαμβάνουν την έμφραξη των πόρων (pore blocking), την προσρόφηση ρύπων στο εσωτερικό της μεμβράνης και τον σχηματισμό στρώματος επιπολής (cake layer), ο οποίος δρα ως πρόσθετη αντίσταση στη διήθηση (Maletskyi, 2020). Η εναπόθεση ρύπων στην επιφάνεια της μεμβράνης οδηγεί σε σταδιακή αύξηση της διατοιχωματικής πίεσης και μείωση της παραγόμενης ροής (flux), επιβαρύνοντας το ενεργειακό κόστος και απαιτώντας συχνούς χημικούς καθαρισμούς (CIP). Για τον περιορισμό αυτών των επιπτώσεων, η RO συνοδεύεται πάντα από ισχυρή προεπεξεργασία (όπως UF ή NF) και χρήση χημικών πρόσθετων. Επιπλέον, η παραγωγή του συμπυκνώματος (concentrate), το οποίο αποτελεί το 15-30% του όγκου τροφοδοσίας, παραμένει το κρίσιμο περιβαλλοντικό ζήτημα της μεθόδου. Αν και η ανακυκλοφορία του στον Χ.Υ.Τ.Α. είναι μια κοινή πρακτική, η συσσώρευση αλάτων που προκαλεί στο σύστημα καθιστά απαραίτητη την υιοθέτηση πιο προηγμένων στρατηγικών διαχείρισης, οι οποίες θα αναπτυχθούν διεξοδικά στο επόμενο κεφάλαιο (Almeida et al., 2023, Mota et al., 2024).

Σχήμα 3.4 Μηχανισμοί ρύπανσης των μεμβρανών: (a) πλήρης έμφραξη πόρων, (b) εσωτερική έμφραξη, (c) μερική έμφραξη και (d) σχηματισμός στρώματος επιπολής (cake layer)

ΣΧΗΜΑΤΙΚΗ ΑΝΑΠΑΡΑΣΤΑΣΗ ΤΩΝ ΤΕΣΣΑΡΩΝ ΜΗΧΑΝΙΣΜΩΝ ΡΥΠΑΝΣΗΣ ΜΕΜΒΡΑΝΗΣ
(ΠΡΟΣΑΡΜΟΓΗ ΑΠΟ HERMIA / MALETSKYI, 2020)



Προσαρμογή: Maletskyi, 2020

Πηγή: Maletskyi (2020). Ιδία επεξεργασία.

Η καθολική υπεροχή της αντίστροφης όσμωσης επιβεβαιώνεται από τη χρήση της σε περισσότερο από το 70% των μονάδων επεξεργασίας στραγγισμάτων που χρησιμοποιούν τεχνολογίες μεμβρανών. Ωστόσο, η ευρεία εφαρμογή της RO συνοδεύεται από σημαντικές οικονομικές προκλήσεις, με το λειτουργικό κόστος (OPEX) να επηρεάζεται άμεσα από τη διαχείριση του συμπυκνώματος και την κατανάλωση ενέργειας, η οποία για την τεχνολογία RO υπολογίζεται κατά μέσο όρο σε 7,0~USD/m³, έναντι 5,1~USD/m³ για τη νανοδιήθηση (Chen et al., 2021).

Η επιχειρησιακή εφαρμογή της αντίστροφης όσμωσης στην Ελλάδα τεκμηριώνεται χαρακτηριστικά στην περίπτωση του Χ.Υ.Τ.Α. Δυτικής Θεσσαλίας, όπου η μονάδα επεξεργασίας περιλαμβάνει στάδια βιολογικής επεξεργασίας (SBR) ακολουθούμενα από προηγμένα συστήματα μεμβρανών (Βασιλόπουλος, 2022). Στη συγκεκριμένη μονάδα, η χρήση μεμβρανών RO επιτρέπει τη διαχείριση στραγγισμάτων με υψηλό ρυπαντικό φορτίο, διασφαλίζοντας εκροή που πληροί τις προδιαγραφές για διάθεση ή περαιτέρω επεξεργασία, επιβεβαιώνοντας τη βιβλιογραφική υπεροχή της μεθόδου στην αφαίρεση του υπολειμματικού COD και των διαλυμένων αλάτων (Thörneby et al., 2003, Βασιλόπουλος, 2022).

Μια εναλλακτική στρατηγική διαχείρισης, η οποία εξετάζεται στην περιοχή των Τρικάλων, αφορά την συνεπεξεργασία (co-treatment) των στραγγισμάτων με αστικά λύματα στην υφιστάμενη ΕΕΛ (Βασιλόπουλος, 2022). Η προσέγγιση αυτή βασίζεται στην αραίωση του ισχυρού οργανικού φορτίου των στραγγισμάτων εντός του ρεύματος των αστικών λυμάτων, ωστόσο η αποτελεσματικότητά της εξαρτάται άμεσα από τη διατήρηση της αναλογίας των δύο ρευμάτων ώστε να μην προκληθεί αναστολή της βιολογικής δραστηριότητας των μικροοργανισμών (Βασιλόπουλος, 2022). Η μελέτη αναδεικνύει ότι ενώ η συνεπεξεργασία μειώνει το άμεσο κόστος κατασκευής αυτόνομων μονάδων, η παρουσία ανθεκτικών οργανικών ενώσεων καθιστά συχνά αναγκαία τη συμπληρωματική χρήση μεμβρανών για την τελική διαύγαση της εκροής (Renou et al., 2008, Βασιλόπουλος, 2022).

3.3.4 Διαχείριση Συμπυκνώματος (Membrane Concentrate Management)

Ένα από τα σημαντικότερα μειονεκτήματα των συστημάτων μεμβρανών, και ιδιαίτερα της RO, είναι η παραγωγή ενός υπολείμματος υψηλής συγκέντρωσης ρυπαντών, γνωστού ως συμπύκνωμα (concentrate). Το συμπύκνωμα αντιπροσωπεύει συνήθως το 15–30% του αρχικού όγκου του στραγγίσματος και περιέχει όλους τους ρύπους που απορρίφθηκαν από τη μεμβράνη σε πολύ υψηλές πυκνότητες (Almeida et al., 2023).

Στρατηγικές Διαχείρισης και Ανάκτησης Πόρων

Η παραδοσιακή μέθοδος επανεισαγωγής του συμπυκνώματος πίσω στον Χ.Υ.Τ.Α. είναι προβληματική, καθώς οδηγεί σε συσσώρευση ανθεκτικών ρύπων και αλάτων,

αυξάνοντας σταδιακά την τοξικότητα του παραγόμενου στραγγίσματος (Almeida et al., 2023). Οι σύγχρονες προσεγγίσεις εστιάζουν στην «κυκλική» διαχείριση:

- 1) Ανάκτηση Αμμωνίας: Μέσω απογύμνωσης αέρα (air stripping) ή κρυστάλλωσης στρουβίτη, το άζωτο μπορεί να ανακτηθεί και να χρησιμοποιηθεί ως λίπασμα.
- 2) Εξάτμιση και Κρυστάλλωση: Χρησιμοποιούνται για τη μείωση του όγκου του συμπυκνώματος σε στερεά μορφή, αν και είναι ενεργοβόρες διαδικασίες.
- 3) Προηγμένη Οξειδωση (AOPs): Εφαρμόζονται στο συμπύκνωμα για τη διάσπαση των ανθεκτικών οργανικών ενώσεων πριν από την τελική διάθεση.

Βιωσιμότητα και Καινοτομία: Αναζωογόνηση Μεμβρανών

Λόγω του υψηλού κόστους αντικατάστασης των μεμβρανών RO διερευνάται η επαναχρησιμοποίηση μεμβρανών που έχουν φτάσει στο τέλος της ζωής τους (end-of-life membranes) από άλλες βιομηχανίες, όπως η αφαλάτωση θαλασσινού νερού. Μετά από διαδικασίες «αναζωογόνησης» (rejuvenation) με χημικό καθαρισμό, αυτές οι μεμβράνες μπορούν να χρησιμοποιηθούν στην επεξεργασία στραγγισμάτων, μειώνοντας το περιβαλλοντικό αποτύπωμα και το κόστος της μονάδας (Mota et al., 2024).

Το βασικό συμπέρασμα είναι ότι καμία μεμονωμένη διεργασία δεν μπορεί να αντιμετωπίσει πλήρως την πολυπλοκότητα των στραγγισμάτων. Η βέλτιστη στρατηγική έγκειται στα υβριδικά/συνδυασμένα συστήματα (integrated systems), όπου οι βιολογικές μέθοδοι συνδυάζονται με φυσικοχημικές ή τεχνολογίες μεμβρανών για τη διασφάλιση της περιβαλλοντικής προστασίας (Abbas et al., 2009).

3.4 Ηλεκτροχημικές Τεχνολογίες

Οι ηλεκτροχημικές τεχνολογίες αποτελούν μια αναδυόμενη και εξαιρετικά υποσχόμενη κατηγορία Προηγμένων Οξειδωτικών Διεργασιών (Advanced Oxidation Processes – AOPs) οι οποίες χρησιμοποιούν την ηλεκτρική ενέργεια για την απομάκρυνση ρύπων από τα στραγγίσματα. Το κύριο πλεονέκτημά τους έγκειται στην "περιβαλλοντική συμβατότητα", καθώς χρησιμοποιούν το ηλεκτρόνιο ως καθαρό αντιδραστήριο, περιορίζοντας την ανάγκη για προσθήκη μεγάλων ποσοτήτων χημικών ουσιών (Jia et al., 2025). Οι τεχνολογίες αυτές παρουσιάζουν υψηλή ευελιξία και αποτελεσματικότητα, ιδιαίτερα σε "ώριμα" ή σταθεροποιημένα στραγγίσματα, όπου οι βιολογικές μέθοδοι υστερούν λόγω της παρουσίας μη βιοαποδομήσιμων πλούσιων σε χουμικές και φουλβικές ενώσεις με υψηλό μοριακό βάρος οργανικών ενώσεων (Wilk et al., 2022, Kurniawan et al., 2006).

3.4.1 Ηλεκτροοξείδωση (Electrochemical Oxidation – EO)

Η ηλεκτροοξείδωση αποτελεί μία από τις πιο διαδεδομένες ηλεκτροχημικές μεθόδους για την επεξεργασία υψηλού ρυπαντικού φορτίου, βασιζόμενη στην καταστροφή των ρύπων μέσω δύο κύριων, διακριτών μηχανισμών: της άμεσης και της έμμεσης οξείδωσης.

1. **Άμεση Ηλεκτροχημική Οξείδωση:** Οι οργανικοί ρύποι μεταφέρονται από τη μάζα του διαλύματος, προσροφώνται στην επιφάνεια της ανόδου (Μ) και οξειδώνονται μέσω απευθείας μεταφοράς ηλεκτρονίων προς το ηλεκτρόδιο. Η κινητική της συγκεκριμένης διεργασίας περιορίζεται σημαντικά από τον ρυθμό μεταφοράς μάζας των ρύπων προς την επιφάνεια του ηλεκτροδίου.
2. **Έμμεση Ηλεκτροχημική Οξείδωση:** Αποτελεί τον μηχανισμό με τη μεγαλύτερη απόδοση κατά την επεξεργασία στραγγισμάτων. Στην περίπτωση αυτή, η άνοδος οξειδώνει το νερό παράγοντας εξαιρετικά δραστικές ρίζες υδροξυλίου ($M\cdot(OH)$) ή οξειδώνει τα χλωριούχα ιόντα (Cl^-) που προϋπάρχουν στο στράγγισμα, οδηγώντας στην ηλεκτροπαραγωγή ενεργού χλωρίου (Cl_2 , $HClO$, ClO^-). Τα οξειδωτικά αυτά μέσα διαχέονται στο κύριο σώμα του διαλύματος (bulk solution), όπου επιτίθενται αδιακρίτως στους οργανικούς ρύπους και διασπούν το αμμωνιακό άζωτο (İskurt et al., 2022).

Η αποτελεσματικότητα της ηλεκτροοξείδωσης εξαρτάται καθοριστικά από το υλικό κατασκευής της ανόδου, οι οποίες ταξινομούνται σε δύο μεγάλες κατηγορίες:

- **«Ενεργές» άνοδοι (π.χ. όπως IrO_2 , RuO_2):** Παρουσιάζουν ισχυρή αλληλεπίδραση με τις παραγόμενες ρίζες υδροξυλίου, με αποτέλεσμα τον σχηματισμό ανώτερων οξειδίων και την επιλογή της μερικής οξείδωσης των οργανικών ενώσεων.
- **«Μη ενεργές» άνοδοι:** Με κορυφαίο παράδειγμα το ηλεκτρόδιο διαμαντιού με πρόσμιξη βορίου (Boron-Doped Diamond - BDD), τα υλικά αυτά παρουσιάζουν ασθενή αλληλεπίδραση με τις ρίζες υδροξυλίου. Αυτό τους επιτρέπει να παραμένουν ελεύθερες στην επιφανειακή ζώνη, επιτυγχάνοντας την πλήρη ανοργανοποίηση (ηλεκτροχημική καύση) των ανθεκτικών ρύπων σε διοξείδιο του άνθρακα (CO_2) και νερό (Brosler et al., 2023a).

Βάσει πειραματικών ερευνών, η χρήση ανόδων BDD μπορεί να επιτύχει εντυπωσιακά ποσοστά απομάκρυνσης του COD της τάξης του 90–95%, καθώς και πλήρη αποχρωματισμό των σταθεροποιημένων στραγγισμάτων (Hasnine et al., 2024) σε χρόνο επεξεργασίας μικρότερο των 6 ωρών (Wilk et al., 2022).

Η κρίσιμότερη παράμετρος λειτουργίας για τη βελτιστοποίηση της διεργασίας είναι η πυκνότητα ρεύματος. Για την περίπτωση των στραγγισμάτων Χ.Υ.Τ.Α., τιμές μεταξύ 40–60 mA/cm² κρίνονται ως βέλτιστες, καθώς εξασφαλίζουν την ιδανική ισορροπία μεταξύ της ταχύτητας αποικοδόμησης του οργανικού φορτίου και της ειδικής ενεργειακής κατανάλωσης (Wilk et al., 2022).

Παρά τα υψηλά ποσοστά απόδοσης, η εφαρμογή της ηλεκτροοξείδωσης σε πραγματική κλίμακα αντιμετωπίζει σημαντικές προκλήσεις. Οι κυριότερες από αυτές εστιάζονται στο αυξημένο ενεργειακό κόστος λειτουργίας, καθώς και στον κίνδυνο σχηματισμού τοξικών και ανθεκτικών παραπροϊόντων, όπως χλωρικών (ClO_3^-) και υπερχλωρικών (ClO_4^-)

ιόντων, λόγω των υψηλών αρχικών συγκεντρώσεων χλωριόντων στα στραγγίσματα (İskurt et al., 2022).

3.4.2 Ηλεκτροπήξη (Electrocoagulation – EC)

Η ηλεκτροπήξη είναι μια περίπλοκη διεργασία που περιλαμβάνει ηλεκτρολυτική διάλυση, πήξη και επίπλευση καθώς συνδυάζει τις αρχές της χημικής κροκίδωσης με την ηλεκτροχημεία. Στη διεργασία αυτή, χρησιμοποιούνται αναλώσιμες άνοδοι (συνήθως σιδήρου Fe ή αλουμινίου Al), οι οποίες διαλύονται ηλεκτρολυτικά απελευθερώνοντας κατιόντα μετάλλων στο διάλυμα. Τα κατιόντα αυτά δρουν ως πηκτικά μέσα, εξουδετερώνοντας τα επιφανειακά φορτία των ρύπων και σχηματίζοντας συσσωματώματα (flocs) που απομακρύνονται μέσω καθίζησης ή επίπλευσης (Kurniawan et al., 2006).

Σύμφωνα με τους Mollah et al. (2001), η καρδιά της μεθόδου είναι η in-situ παραγωγή πηκτικών μέσων:

Μηχανισμός: Κατά την ηλεκτρόλυση, το μέταλλο των θυσιαζόμενων ανόδων απελευθερώνουν κατιόντα μετάλλων:



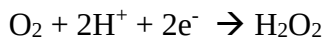
Εν συνεχεία τα παραγόμενα κατιόντα αντιδρούν με τα ιόντα OH⁻ που παράγονται στην κάθοδο, σχηματίζοντας μονομερή και πολυμερή υδροξείδια (π.χ. Al(OH)₃, Fe(OH)₃). Αυτά τα υδροξείδια αυτά δρουν ως μαγνήτες που εξουδετερώνουν το φορτίο των κολλοειδών σωματιδίων και τα συσσωματώνουν. Ταυτόχρονα οι φυσαλίδες αερίων (H₂ στην κάθοδο και O₂ στην άνοδο) παρασύρουν τα συσσωματώματα στην επιφάνεια (ηλεκτροεπίπλευση), διευκολύνοντας την απομάκρυνσή τους (Mollah et al., 2001).

Η απόδοση της EC επηρεάζεται σημαντικά από την απόσταση μεταξύ των ηλεκτροδίων, όπου μια μικρή απόσταση μειώνει την ηλεκτρική αντίσταση του συστήματος και συνεπώς την κατανάλωση ενέργειας, ενώ η διάταξη των ηλεκτροδίων (μονοπολική ή διπολική σύνδεση) καθορίζει τη συνολική λειτουργική πολυπλοκότητα (Mollah et al., 2001).

Η ηλεκτροπήξη είναι ιδιαίτερα αποτελεσματική για την απομάκρυνση αιωρούμενων στερεών, κολλοειδών σωματιδίων, βαρέων μετάλλων και μέρους του οργανικού φορτίου (του κολλοειδούς μέρους του COD). Σε σύγκριση με τη συμβατική χημική πήξη, η EC παράγει λιγότερη ιλύ, απαιτεί μικρότερο χώρο εγκατάστασης και δεν αυξάνει την αλατότητα του επεξεργασμένου νερού (Jia et al., 2025). Στα στραγγίσματα, η απόδοση απομάκρυνσης COD κυμαίνεται συνήθως μεταξύ 50% και 65%, γεγονός που την καθιστά ιδανική ως προ-επεξεργασία για την προστασία των μεμβρανών της Αντίστροφης Όσμωσης από την έμφραξη (fouling).

3.4.3 Ηλεκτρο-Fenton (Electro-Fenton – EF)

Η μέθοδος Ηλεκτρο-Fenton αποτελεί μια εξελιγμένη μορφή της κλασικής αντίδρασης Fenton, μέσω της ηλεκτροχημείας. Η βασική διαφορά είναι ότι το υπεροξείδιο του υδρογόνου (H_2O_2) δεν προστίθεται εξωγενώς, αλλά παράγεται συνεχώς στην κάθοδο μέσω της αναγωγής του οξυγόνου:



Τα κύρια αντιδραστήρια (Fe^{2+} και H_2O_2) επομένως παράγονται ή αναγεννώνται *in situ* μέσω ηλεκτροχημικών αντιδράσεων., ενώ τα ιόντα σιδήρου Fe^{2+} αναγεννώνται συνεχώς, (τα ιόντα Fe^{3+} που παράγονται από την αντίδραση Fenton ανακυκλώνονται πίσω σε Fe^{2+} στην κάθοδο, επιτρέποντας τη χρήση καταλυτικών (πολύ μικρών) ποσοτήτων σιδήρου, οδηγώντας στην ουσία στην αναγέννηση του καταλύτη της αντίδρασης. Τέλος η διεργασία αυτή μειώνει δραστικά την ανάγκη προσθήκης χημικών και την παραγωγή σιδηρούχας ιλύος (Jia et al., 2025) καθώς λόγω των μικρών δόσεων σιδήρου, η παραγωγή χημικής ιλύος είναι σημαντικά μικρότερη (Zhang et al., 2013).

Η τεχνολογία Ηλεκτρο-Fenton υπερέχει στη διάσπαση εξαιρετικά ανθεκτικών οργανικών ρύπων, καθώς η συνεχής παραγωγή ριζών υδροξυλίου ($\bullet\text{OH}$) εξασφαλίζει υψηλούς ρυθμούς οξείδωσης, αυξάνοντας τη βιοαποδομησιμότητα του αποβλήτου. Αυτό καθιστά την EF μια εξαιρετική επιλογή για την προετοιμασία των στραγγισμάτων πριν από μια δευτεροβάθμια βιολογική επεξεργασία (Zhang et al., 2012). Παραλλαγές της μεθόδου, όπως η φωτο-ηλεκτρο-Fenton (Photo-electro-Fenton), ενισχύουν περαιτέρω την απόδοση μέσω της χρήσης UV ακτινοβολίας, η οποία επιταχύνει την αναγέννηση του καταλύτη και την παραγωγή επιπλέον ριζών. Παρά την υψηλή αποδοτικότητα, η ανάγκη για αυστηρό έλεγχο του pH (συνήθως γύρω στο 3.0) και η διαχείριση της ενέργειας αποτελούν τους κύριους περιορισμούς για την εφαρμογή σε μεγάλη κλίμακα.

3.5 Τεχνητοί Υγρότοποι (Constructed Wetlands – CWs)

Οι Τεχνητοί Υγρότοποι (CWs) αποτελούν ολοκληρωμένα βιοτεχνολογικά συστήματα που προσομοιώνουν τις λειτουργίες των φυσικών υγροτόπων κάτω από ελεγχόμενες συνθήκες. Η εφαρμογή τους στα στραγγίσματα Χ.Υ.Τ.Α. βασίζεται στην πολυλειτουργικότητα του οικοσυστήματος, όπου το υπόστρωμα, η βλάστηση και οι μικροβιακοί πληθυσμοί δρουν συνεργιστικά για την αδρανοποίηση και απομάκρυνση ρύπων. Η τεχνολογία αυτή χαρακτηρίζεται από χαμηλή κατανάλωση ενέργειας και ελάχιστες απαιτήσεις σε χημικά, καθιστώντας την βιώσιμη εναλλακτική για την μακροχρόνια διαχείριση Χ.Υ.Τ.Α., ειδικά μετά τη φάση παύσης λειτουργίας τους (Bakhshoodeh et al., 2020).

3.5.1 Ανάλυση Συστημάτων και Υδραυλικών Ροών

Η επιλογή του κατάλληλου τύπου υγροτόπου είναι κρίσιμη για την αντιμετώπιση του υψηλού οργανικού φορτίου.

Στους υγροτόπους Επιφανειακής Ροής (Free Water Surface – FWS), το νερό είναι ορατό, σαν μια ρηχή λίμνη με φυτά, το στράγγισμα ρέει πάνω από το έδαφος και εκτίθεται άμεσα στην ατμόσφαιρα. Η επεξεργασία βασίζεται κυρίως στην καθίζηση των αιωρούμενων στερεών και στη φωτοχημική αποικοδόμηση ορισμένων οργανικών ενώσεων. Όπως αναδεικνύεται από τη μελέτη στο Örebro της Σουηδίας, οι λίμνες FWS είναι εξαιρετικά αποτελεσματικές ως τελικό στάδιο καθαρισμού, επιτυγχάνοντας απομάκρυνση των ολικών αιωρούμενων στερεών σε ποσοστό 98% και του BOD σε 91%, υπό την προϋπόθεση ότι έχει προηγηθεί επαρκής αερισμός (Wojciechowska et al., 2010).

Στους υγροτόπους Υποεπιφανειακής Ροής (Subsurface Flow - SSF) το νερό δεν φαίνεται, καθώς ρέει κάτω από την επιφάνεια και το στράγγισμα διέρχεται μέσα από το πορώδες υπόστρωμα αποτελούμενο από χαλίκι ή άμμο. Αυτή η κατηγορία χωρίζεται σε δύο υποτύπους ανάλογα με την κατεύθυνση της ροής: Υγρότοπος Οριζόντιας Ροής (HSSF) στον οποίο το νερό μπαίνει από τη μία πλευρά και βγαίνει από την άλλη οριζόντια, κυριαρχούν οι ανοξικές και αναερόβιες συνθήκες, οι οποίες είναι απαραίτητες για τη διεργασία της αποπονιτροποίησης (μετατροπή νιτρικών σε αέριο άζωτο). Τέλος οι υγρότοποι Κάθετης Ροής (VSSF) στους οποίους το νερό ψεκάζεται στην επιφάνεια και στραγγίζει κάθετα προς τα κάτω. Αυτό «τραβάει» οξυγόνο μέσα στο χώμα, δημιουργώντας αερόβιο περιβάλλον που ευνοεί τη νιτροποίηση του αμμωνιακού αζώτου. Τα συστήματα VSSF παρουσιάζουν υψηλότερη ικανότητα οξυγόνωσης (έως 28 g O₂/m² * d), γεγονός που τα καθιστά ικανά να διαχειριστούν υψηλότερα φορτία αμμωνίας (Bakhshoodeh et al., 2020).

3.5.2 Ο Ρόλος των Μακροφύτων στην Επεξεργασία

Τα μακρόφυτα (υδρόβια φυτά) αποτελούν το πλέον ορατό και λειτουργικό στοιχείο των υγροτόπων. Η συμβολή τους στην επεξεργασία στραγγισμάτων δεν περιορίζεται μόνο στην πρόσληψη θρεπτικών, αλλά επεκτείνεται σε μια σειρά φυσικοχημικών επιδράσεων. Η επιλογή των κατάλληλων φυτικών ειδών στους τεχνητούς υγροτόπους δεν είναι μόνο θέμα αισθητικής, αλλά μια κρίσιμη τεχνική απόφαση που καθορίζει τη μακροζωία του συστήματος. Αυτό συμβαίνει διότι τα φυτά καλούνται να επιβιώσουν σε ένα ιδιαίτερα εχθρικό περιβάλλον, χαρακτηριζόμενο από υψηλή αλατότητα (υψηλή ηλεκτρική αγωγιμότητα) και από την έντονη τοξικότητα του αμμωνιακού αζώτου. Παρά το γεγονός ότι η αμμωνία σε υψηλές συγκεντρώσεις είναι φυτοτοξική, συγκεκριμένα μακρόφυτα έχουν αναπτύξει μηχανισμούς ανοχής που τους επιτρέπουν να παραμένουν λειτουργικά (Kumar D. Et al., 2005).

Σύμφωνα με τους Kumar D. Et al., (2005), τα μακρόφυτα λειτουργούν ως "βιολογικοί κινητήρες" που διευκολύνουν την απομάκρυνση των ρύπων μέσω πολλαπλών οδών.

Αρχικά βοηθούν στην μεταφορά οξυγόνου στη ριζόσφαιρα. Τα φυτά διαθέτουν εξειδικευμένους ιστούς (αερέγχυμα) που επιτρέπουν τη μεταφορά οξυγόνου από τα φύλλα προς το ριζικό σύστημα. Ένα μέρος αυτού του οξυγόνου διαχέεται στο περιβάλλον υπόστρωμα, δημιουργώντας αερόβιες "μικροζώνες" σε ένα κατά τα άλλα αναερόβιο

περιβάλλον. Αυτή η ετερογένεια επιτρέπει την ταυτόχρονη ύπαρξη νιτροποιητικών και απονιτροποιητικών βακτηρίων (Bakhshoodeh et al., 2020).

Επιπροσθέτως η παρουσία μακρόφυτων επιτυγχάνει την φυτοεξυγίανση (Phytoremediation) και την απομάκρυνση των βαρέων μετάλλων μέσω της φυτοεκχύλισης (αποθήκευση στους ιστούς) και της φυτοσταθεροποίησης (συγκράτηση στη ριζόσφαιρα). Είδη όπως το *Phragmites australis* (κοινό καλάμι) και το *Typha latifolia* (ψαθί) έχουν αποδείξει υψηλή ανεκτικότητα στις τοξικές συγκεντρώσεις των στραγγισμάτων, συσσωρεύοντας μέταλλα όπως Zn, Cu και Pb (Wojciechowska et al., 2010).

Τέλος ενισχύουν την υποστήριξη του μικροβιακού βιοφίλμ καθώς οι ρίζες των φυτών παρέχουν την απαραίτητη επιφάνεια για την ανάπτυξη βιοφίλμ. Η μικροβιακή αποικοδόμηση είναι ο κύριος μηχανισμός απομάκρυνσης του οργανικού φορτίου (COD/BOD). Επιπλέον, τα φυτά εκκρίνουν οργανικές ουσίες (εξιδρώματα ριζών) που χρησιμεύουν ως πηγή άνθρακα για τους μικροοργανισμούς, ενισχύοντας τη μεταβολική τους δραστηριότητα (Bakhshoodeh et al., 2020). Τέλος τα μακρόφυτα ωφελούν στη διατήρηση της υδραυλικής αγωγιμότητας όλου του συστήματος καθώς η ανάπτυξη και η κίνηση των ριζών βοηθούν στη διατήρηση του πορώδους του υποστρώματος, αποτρέποντας εν μέρει το φαινόμενο της έμφραξης (clogging), το οποίο αποτελεί το κύριο λειτουργικό πρόβλημα των υγροτόπων (Wojciechowska et al., 2010).

3.5.3 Μηχανισμοί Απομάκρυνσης και Λειτουργικά Προβλήματα

Πέραν των μεμονωμένων τύπων υγροτόπων, η συνδυαστική χρήση τους σε υβριδικά συστήματα (VSSF και HSSF) επιτυγχάνει τις καλύτερες αποδόσεις. Η επεξεργασία στους τεχνητούς υγροτόπους είναι μια δυναμική διεργασία που επηρεάζεται από τη θερμοκρασία και τον υδραυλικό χρόνο παραμονής (HRT). Σύμφωνα με τα αποτελέσματα της έρευνας των Bakhshoodeh et al. (2020), τα υβριδικά συστήματα επιτυγχάνουν τις καλύτερες αποδόσεις στο ολικό άζωτο, καθώς συνδυάζουν τις απαραίτητες αερόβιες και αναερόβιες φάσεις. Ενώ η αποτελεσματικότητα των υγροτόπων εξαρτάται από τον σχεδιασμό και τον υδραυλικό χρόνο παραμονής (Bakhshoodeh et al., 2020), η μακροπρόθεσμη λειτουργικότητά τους υπονομεύεται συχνά από την έμφραξη (clogging). Η εισαγωγή αντιδραστικών φίλτρων με υλικά όπως ο μηδενικού σθένους σίδηρος (ZVI) και ο ζεόλιθος δρα υποστηρικτικά, απομακρύνοντας τα μέταλλα στην πηγή και μειώνοντας δραστικά την καταπόνηση των κλινών (Bilardi et al., 2018)

Ωστόσο, η έμφραξη (clogging) παραμένει η "αχίλλειος πτέρνα" των συστημάτων υποεπιφανειακής ροής, περιορίζοντας τη διάρκεια ζωής και την απόδοσή τους. Χαρακτηριστικό παράδειγμα αποτελεί η περίπτωση του συστήματος Szadólki στην Πολωνία, όπου η απευθείας διάθεση στραγγισμάτων χωρίς κατάλληλη προ-επεξεργασία είχε ως αποτέλεσμα τη συσσώρευση αδιάλυτων οξειδίων του σιδήρου και οργανικής ιλύος, προκαλώντας τελικά υπερχειλίση των κλινών (Wojciechowska et al., 2010). Τέτοια περιστατικά αναδεικνύουν την κρισιμότητα της εφαρμογής τεχνολογιών προ-

επεξεργασίας, όπως τα αντιδραστικά φίλτρα, για τη θωράκιση των συστημάτων αυτών (Bilardi et al., 2018)

3.5.4 Πλεονεκτήματα και Περιορισμοί των CWs

Η χρήση τεχνητών υγροτόπων (CWs) προσφέρει μια σειρά από στρατηγικά πλεονεκτήματα, καθιστώντας τους μια ελκυστική εναλλακτική έναντι των συμβατικών μεθόδων επεξεργασίας. Κατ' αρχάς προσφέρουν οικονομική βιωσιμότητα. Το κόστος κατασκευής υπολογίζεται 50-90% χαμηλότερο από τις συμβατικές μονάδες, ενώ το λειτουργικό κόστος παραμένει ελάχιστο λόγω της απουσίας μηχανικών μερών και της μειωμένης ανάγκης για χημικά πρόσθετα (Kumar D. Et al., 2005). Επίσης οι τεχνητοί υγρότοποι εξασφαλίζουν λειτουργική αυτονομία καθώς λειτουργούν ως ενεργοί «βιοαντιδραστήρες» που βασίζονται στη φυσική ηλιακή ενέργεια και στις βιολογικές διεργασίες. Δεν απαιτούν συνεχή ανθρώπινη επίβλεψη, προσφέροντας ένα αυτοσυντηρούμενο σύστημα με μηδενική εξωτερική ενέργεια. Τέλος παρουσιάζει θετικό περιβαλλοντικό αποτύπωμα. Η εγκατάσταση λειτουργεί ως αυτόνομο οικοσύστημα και καταφύγιο άγριας ζωής, ενισχύοντας τη βιοποικιλότητα της περιοχής.

3.5.5 Μακροπρόθεσμη Διαχείριση μετά την Παύση Λειτουργίας (Post-closure)

Στο πλαίσιο της μακροπρόθεσμης διαχείρισης, οι τεχνητοί υγρότοποι αναδεικνύονται ως η πλέον ενδεδειγμένη λύση για την περίοδο μετά την παύση λειτουργίας των Χ.Υ.Τ.Α.. Καθώς ένας χώρος ταφής "γηράσκει", η παραγωγή στραγγισμάτων συνεχίζεται για δεκαετίες, αλλά με μειωμένη παροχή και υψηλότερη συγκέντρωση ανθεκτικών οργανικών ενώσεων (όπως τα χουμικά και φουλβικά οξέα). Σε αυτή τη φάση, οι ενεργοβόρες μηχανικές μονάδες καθίστανται οικονομικά ασύμφορες.

Αντιθέτως, οι υγρότοποι είναι ιδανικοί για τη διαχείριση αυτού του "ώριμου" φορτίου με φυσικό τρόπο. Η ενσωμάτωσή τους στο τοπίο του κλειστού Χ.Υ.Τ.Α. διασφαλίζει τη συνεχή προστασία των υπογείων υδάτων, ενώ συμβάλλει καθοριστικά στην αισθητική αποκατάσταση του χώρου. Με αυτόν τον τρόπο, μια βιομηχανική υποδομή μετατρέπεται σε ένα λειτουργικό οικοσύστημα, προσφέροντας μια βιώσιμη λύση για την τελική φάση του κύκλου ζωής των απορριμμάτων (Kumar D. Et al., 2005).

Κεφάλαιο 4

Προηγμένες και Συνδυαστικές Τεχνολογίες

4.1 Υβριδικά Συστήματα και Ηλεκτροχημικές Τεχνολογίες

Η αποτελεσματικότητα ενός υβριδικού συστήματος επεξεργασίας στραγγισμάτων Χ.Υ.Τ.Α. δεν αποτελεί απλώς το γραμμικό άθροισμα των μεμονωμένων αποδόσεων, αλλά το αποτέλεσμα της συνεργιστικής δράσης των επιμέρους διεργασιών. Όπως αναλύθηκε στο Κεφάλαιο 3.4.1, η ηλεκτροοξειδωση με άνοδο BDD εξασφαλίζει σχεδόν πλήρη ανοργανοποίηση του COD (έως 95%), αποφεύγοντας παράλληλα τα προβλήματα

δευτερογενούς ρύπανσης (έκλυση ιόντων) που παρουσιάζουν συμβατικές άνοδοι, όπως το PbO_2 (Brosler et al., 2023b, 2024).

Για τη διασφάλιση της οικονομικής και λειτουργικής βιωσιμότητας της μονάδας, η ηλεκτροπηξία (Κεφάλαιο 3.4.2) αναδεικνύεται ως κρίσιμο στάδιο προ-επεξεργασίας. Μέσω της αποσταθεροποίησης των κolloειδών και της απομάκρυνσης των αιωρούμενων στερεών, μειώνεται δραστικά το φορτίο που καταλήγει στην άνοδο BDD. Η διεργασία αυτή προλαμβάνει το φαινόμενο της ρύπανσης (fouling) των ηλεκτροδίων και παρατείνει τη διάρκεια ζωής του εξοπλισμού (Jia et al., 2025).

Επιπλέον, η εφαρμογή αυτών των τεχνολογιών στην επεξεργασία του συμπυκνώματος (concentrate) από μονάδες νανοδιήθησης και αντίστροφης όσμωσης προσφέρει μια ολιστική λύση. Η παρουσία χλωριούχων ιόντων στο συμπύκνωμα ευνοεί την ηλεκτροπαραγωγή ενεργού χλωρίου, το οποίο δρα ως οξειδωτικός διαμεσολαβητής στην κύρια μάζα του διαλύματος (İskurt et al., 2022). Αυτός ο μηχανισμός έμμεσης οξείδωσης, όπως επισημαίνεται στη διεθνή βιβλιογραφία, δρα καταλυτικά στην αποδόμηση της αμμωνίας και του οργανικού φορτίου, μετατρέποντας τους ρύπους σε αβλαβή παραπροϊόντα (Anand et al., 2022).

4.2 Συνδυασμός φυσικοχημικών, βιολογικών και μεμβρανικών διεργασιών

Η επεξεργασία των στραγγισμάτων Χ.Υ.Τ.Α. αποτελεί ένα από τα πιο δυσεπίλυτα προβλήματα στη διαχείριση αποβλήτων, κυρίως λόγω του υψηλού οργανικού και ανόργανου φορτίου και της έντονης ανθεκτικότητας πολλών ρύπων στη βιοαποδόμηση (Bohdziewicz et al., 2001). Η πολυπλοκότητα αυτή εντείνεται από την παρουσία ξενοβιοτικών ενώσεων, όπως φαρμακευτικά κατάλοιπα και φυτοφάρμακα, τα οποία παρουσιάζουν υψηλή τοξικότητα και απαιτούν εξειδικευμένες προσεγγίσεις για την πλήρη εξάλειψή τους (Wang J. et al., 2024).

Η εμπειρία έχει δείξει ότι η εφαρμογή μίας και μόνο μεθόδου επεξεργασίας σπάνια επαρκεί για τη συμμόρφωση με τα αυστηρά νομοθετικά όρια και την προστασία των υπόγειων υδάτων. Αυτό ισχύει ιδιαίτερα στα «ώριμα» ή σταθεροποιημένα στραγγίσματα, τα οποία είναι εξαιρετικά ανθεκτικά στις συμβατικές βιολογικές μεθόδους (Poblete et al., 2025). Για τον λόγο αυτό, η σύγχρονη τεχνολογία στρέφεται σε ολοκληρωμένα υβριδικά σχήματα που συνδυάζουν τη βιολογική αποδόμηση με προηγμένες φυσικοχημικές και μεμβρανικές τεχνικές (Tałaaj et al., 2019). Τέτοιες λύσεις επιτρέπουν την ταυτόχρονη αντιμετώπιση του οργανικού φορτίου, των βαρέων μετάλλων και των αλάτων, διασφαλίζοντας την περιβαλλοντική προστασία και τη συμμόρφωση με τα διεθνή πρότυπα (Wang J. et al., 2024).

4.2.1 Συνέργεια Βιολογικών και Μεμβρανικών Συστημάτων

Ο συνδυασμός βιολογικής προεπεξεργασίας με τη μέθοδο της Αντίστροφης Όσμωσης (Reverse Osmosis - RO) θεωρείται σήμερα μία από τις πιο αποδοτικές προσεγγίσεις. Η βιολογική βαθμίδα (π.χ. ενεργός ιλύς ή MBR) στοχεύει στην απομάκρυνση του εύκολα

βιοαποδομήσιμου κλάσματος και των αζωτούχων ενώσεων, μειώνοντας το φορτίο που δέχονται οι μεμβράνες (Tałałaj et al., 2019). Η αποτελεσματικότητα αυτής της συνέργειας ενισχύεται όταν το βιολογικό στάδιο έπεται μιας ισχυρής οξειδωτικής προεπεξεργασίας, η οποία μετατρέπει τις ανθεκτικές ενώσεις σε βιοδιασπώμενες (Poblete et al., 2025).

Στη συνέχεια, η εφαρμογή μεμβρανών υπό πίεση, όπως η Υπερδιήθηση (UF) και η Αντίστροφη Όσμωση (RO), εξασφαλίζει την απομάκρυνση των ανθεκτικών οργανικών ενώσεων και των διαλυμένων αλάτων. Η χρήση αυτών των ολοκληρωμένων συστημάτων επιτρέπει όχι μόνο τον καθαρισμό αλλά και τη δυνατότητα ανάκτησης πολύτιμων πόρων, όπως το νερό, συμβάλλοντας στη βιωσιμότητα της διαχείρισης (Wang J. et al., 2024).

Σε πειραματικές διατάξεις έχει διαπιστωθεί ότι η σειρά των διεργασιών παίζει καθοριστικό ρόλο. Για παράδειγμα, η χρήση διεργασιών υπερδιήθησης ως ενδιάμεσου σταδίου μεταξύ βιολογικής επεξεργασίας και αντίστροφης όσμωσης λειτουργεί ως προστατευτικό φίλτρο, απομακρύνοντας τα αιωρούμενα στερεά και τα μακρομόρια που θα μπορούσαν να προκαλέσουν ρύπανση (fouling) στις μεμβράνες αντίστροφης όσμωσης (Bohdziewicz et al., 2001). Τέτοια συστήματα έχουν επιτύχει εντυπωσιακά ποσοστά απομάκρυνσης του COD, τα οποία αγγίζουν το 97-99% (Bohdziewicz et al., 2001, Tałałaj et al., 2019).

Η αποτελεσματικότητα των υβριδικών διατάξεων έχει επιβεβαιωθεί σε εφαρμογές πλήρους κλίμακας, όπως στην πόλη Changsha, όπου ο συνδυασμός μεμβρανικών βιοαντιδραστήρων (MBR) με νανοδιήθηση (NF) και αντίστροφη όσμωση (RO) εξασφάλισε την πλήρη απομάκρυνση των ρύπων και τη σταθερή ποιότητα της εκροής (Wang J. et al., 2024).

4.2.2 Ενσωμάτωση Φυσικοχημικών Διεργασιών και Κυκλικής Οικονομίας

Πέρα από τις μεμβράνες, ο συνδυασμός με Προηγμένες Μεθόδους Οξείδωσης (AOPs) είναι κρίσιμος για την αποικοδόμηση των πολύπλοκων και ανθεκτικών οργανικών μορίων, ενισχύοντας της συνολική αποδοτικότητα της επεξεργασίας. Μια καινοτόμος κατεύθυνση είναι η αξιοποίηση βιομηχανικών αποβλήτων ως καταλυτών, προωθώντας τις αρχές της κυκλικής οικονομίας.

Α) Καταλύτες από Μεταλλευτικά Κατάλοιπα: Η χρήση μεταλλευτικών καταλοίπων (mine tailings) ως καταλυτών σε διεργασίες ηχο-φωτοκατάλυσης (sonophotocatalysis) αυξάνει σημαντικά τη βιοαποδομησιμότητα των στραγγισμάτων, διευκολύνοντας την επακόλουθη βιολογική επεξεργασία (Poblete et al., 2025). Η συγκεκριμένη μέθοδος αξιοποιεί τη συνέργεια της υπεριώδους ακτινοβολίας (UV) και των υπερήχων (US) για την παραγωγή ριζών υδροξυλίου, επιτυγχάνοντας μείωση του συνολικού οργανικού άνθρακα (TOC) έως και 84,9% (Poblete et al., 2025). Επιπλέον, μέσω της δοκιμής Zahn-Wellens, αποδείχθηκε ότι η επεξεργασμένη εκροή καθίσταται βιοαποδομήσιμη σε

ποσοστό άνω του 90% εντός 28 ημερών, γεγονός που καθιστά τα μεταλλευτικά κατάλοιπα έναν βιώσιμο και χαμηλού κόστους καταλύτη (Poblete et al., 2025).

Β) Χρήση Σιδηροπυρίτιο (Steel Scale): Το σιδηροπυρίτιο, παραπροϊόν της χαλυβουργίας, μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως ετερογενής καταλύτης σε αντιδράσεις τύπου Fenton. Η μέθοδος αυτή επιτυγχάνει απομάκρυνση του οργανικού φορτίου έως και 75%, μετατρέποντας ένα απόβλητο σε πολύτιμο εργαλείο καθαρισμού (Hussain et al., 2021).

Γ) Σκουριά Μετατροπέα Χάλυβα (Steel Converter Slag- SCS): Η αξιοποίηση της SCS σε τρισδιάστατα ηλεκτροχημικά συστήματα τύπου Electro-Fenton (3D-EF) αποτελεί μια από τις πιο εξελιγμένες προσεγγίσεις. Η μέθοδος αυτή χρησιμοποιεί σωματίδια SCS ως διπολικά ηλεκτρόδια, αυξάνοντας δραστικά την επιφάνεια αντίδρασης και την παραγωγή δραστικών ριζών (Yu et al., 2023). Συστήματα 3D-EF με τροποποιημένους καταλύτες σκουριάς έχουν επιδείξει ικανότητα απομάκρυνσης του COD σε ποσοστό 82% σε πραγματικά, σταθεροποιημένα στραγγίσματα, ενώ ταυτόχρονα συμβάλλουν στην εξάλειψη του αμμωνιακού αζώτου μέσω έμμεσης οξείδωσης (Yu et al., 2023).

Η υιοθέτηση αυτών των τεχνολογιών υποστηρίζει τη μετάβαση από το παραδοσιακό γραμμικό μοντέλο της επεξεργασίας και διάθεσης σε ένα κυκλικό μοντέλο ανάκτησης και επαναχρησιμοποίησης, μειώνοντας δραστικά το περιβαλλοντικό αποτύπωμα των Χ.Υ.Τ.Α. (Wang J. et al., 2024).

4.2.3 Εναλλακτικές Διατάξεις Προεπεξεργασίας

Σε περιπτώσεις ημι-αερόβιων στραγγισμάτων ή στραγγισμάτων μέσης ηλικίας, ο συνδυασμός κροκίδωσης (coagulation) με την επίπλευση διαλυμένου αέρα (Dissolved Air Flotation - DAF) αποτελεί μια αποτελεσματική φυσικοχημική προεπεξεργασία. Αυτού του είδους οι προκαταρκτικές διεργασίες είναι απαραίτητες για τη μείωση της θολότητας και των αιωρούμενων στερεών, διασφαλίζοντας ότι οι φωτοχημικές αντιδράσεις (όπως η φωτοκατάλυση) δεν θα παρεμποδίζονται από το φαινόμενο της σκίασης που προκαλούν τα σωματίδια (Poblete et al., 2025).

Επιπρόσθετα, η χρήση ηλεκτροχημικών μεθόδων προεπεξεργασίας επιτρέπει την επιτόπου (in-situ) αναγέννηση των καταλυτών, όπως συμβαίνει με τα ιόντα σιδήρου στα συστήματα ηλεκτρο-Fenton, μειώνοντας τις απαιτήσεις σε συνεχή τροφοδοσία χημικών και περιορίζοντας την παραγωγή χημικής ιλύος (Yu et al., 2023). Η βελτιστοποίηση αυτών των παραμέτρων μέσω μεθοδολογιών όπως η RSM (Response Surface Methodology) επιτρέπει τη μέγιστη απομάκρυνση ρύπων πριν από το κύριο στάδιο επεξεργασίας (Adlan et al., 2011). Τελικά, η επιλογή της κατάλληλης διάταξης απαιτεί μια δυναμική προσέγγιση που λαμβάνει υπόψη την ηλικία του Χ.Υ.Τ.Α. και τη μεταβαλλόμενη σύσταση των στραγγισμάτων (Wang J. et al., 2024).

4.2.4 Προηγμένες Μέθοδοι Οξείδωσης (AOPs) και Φωτοχημικές Διεργασίες

Η εξέλιξη των Προηγμένων Οξειδωτικών Διεργασιών (AOPs) στρέφεται πλέον προς τη χρήση του υπερθεϊκού άλατος, το οποίο παρουσιάζει σημαντικά πλεονεκτήματα έναντι του παραδοσιακού αντιδραστηρίου Fenton (H_2O_2). Οι διεργασίες που βασίζονται στο υπερθεϊκό άλας (PS-AOPs) πλεονεκτούν λόγω της υψηλότερης σταθερότητας του υπερθεϊκού άλατος, της ευκολότερης μεταφοράς του και, κυρίως, της ικανότητάς του να απομακρύνει ταυτόχρονα το οργανικό φορτίο (COD) και το αμμωνιακό άζωτο (NH_4^+ -N), το οποίο αποτελεί το κύριο πρόβλημα των μεθόδων Fenton (Clemente et al., 2024).

4.2.4.1 Η χρήση της Σκουριάς Χαλυβουργίας ως Ενεργοποιητή

Η αποτελεσματικότητα του υπερθεϊκού άλατος (PS) εξαρτάται άμεσα από την ενεργοποίησή του για την παραγωγή ριζών θεικού άλατος οι οποίες έχουν υψηλό οξειδωτικό δυναμικό (2.5–3.1 V). Στο πλαίσιο της κυκλικής οικονομίας, η χρήση της σκουριάς χαλυβουργίας (steel slag - SS) ως ετερογενούς ενεργοποιητή έχει δείξει εξαιρετικά αποτελέσματα. Η σκουριά, πλούσια σε οξείδια του σιδήρου (Fe_2O_3 , FeO), δρα ως καταλύτης που προωθεί την αποσύνθεση του PS. Πειραματικά δεδομένα δείχνουν ότι με δόση καταλύτη - σκουριάς χαλυβουργίας (SS) ίση με 3 g/L και λόγο PS/COD ίσο με 3, επιτυγχάνεται απομάκρυνση του COD σε ποσοστό 72% μέσα σε 120 λεπτά, σε ακατέργαστα στραγγίσματα (Soubh, 2019). Η μέθοδος αυτή είναι ιδιαίτερα ελκυστική καθώς η σκουριά λειτουργεί αποτελεσματικά σε ευρύ φάσμα pH, μειώνοντας την ανάγκη για συνεχή οξίνιση του αποβλήτου, ενισχύοντας παράλληλα τον βιώσιμο χαρακτήρα της μονάδας (Soubh, 2019).

4.2.4.2 Συγκριτική Αξιολόγηση: Fenton vs Photo-Fenton

Η αποτελεσματικότητα των φωτοχημικών διεργασιών ενισχύεται σημαντικά με τη χρήση ηλιακής ακτινοβολίας. Η μέθοδος Solar Photo-Fenton αποτελεί μια από τις πλέον βιώσιμες λύσεις, αν και παρουσιάζει περιορισμούς στην απομάκρυνση της αμμωνίας (Clemente et al., 2024).

Η σύγκριση μεταξύ ομογενούς και ετερογενούς photo-Fenton για την επεξεργασία ώριμων στραγγισμάτων αναδεικνύει τη σημασία της προ-επεξεργασίας. Η χρήση χλωριούχου σιδήρου (FeCl_3) ως κροκιδωτικού σε όξινο περιβάλλον επιτυγχάνει απομάκρυνση του COD άνω του 65%, προετοιμάζοντας ιδανικά το απόβλητο για το στάδιο της φωτοκατάλυσης. Η ομογενής διεργασία photo-Fenton επιτυγχάνει ταχύτερη αποχρωμάτωση και οξείδωση, ωστόσο η ετερογενής κατάλυση με χρήση στερεών υποστρωμάτων σιδήρου προσφέρει το πλεονέκτημα της ευκολότερης ανάκτησης του καταλύτη και της ελαχιστοποίησης της παραγωγής δευτερογενούς χημικής ιλύος (Tejera et al., 2019).

4.3 Στρατηγικές Ολοκληρωμένης Διαχείρισης και Ανάκτηση Πόρων

4.3.1 Συνεργιστικοί Μηχανισμοί και Τεχνολογική Υπεροχή

Η σύγχρονη έρευνα υπογραμμίζει ότι η αποτελεσματική διαχείριση των στραγγισμάτων απαιτεί τη μετάβαση από μεμονωμένες διεργασίες σε ολοκληρωμένα υβριδικά συστήματα. Η κεντρική ιδέα βασίζεται στη συνέργεια της πήξης (coagulation), της ηλεκτροκατάλυσης και της νανοδιήθησης. Σύμφωνα με τους Hui et al. (2025), η ενσωμάτωση ενός αντιδραστήρα σταθερής κλίνης ηλεκτροκαταλυτικής οξείδωσης (FBER) λειτουργεί ως ο συνδετικός κρίκος που επιτρέπει την πλήρη αποδόμηση του ανθεκτικού οργανικού φορτίου.

Στο σύστημα αυτό, η πήξη με χρήση θεικού σιδήρου δρα ως κρίσιμη προ-επεξεργασία, απομακρύνοντας το 42,2% του COD και το 29,4% της αμμωνίας, προετοιμάζοντας το διάλυμα για το επόμενο στάδιο (Hui et al., 2025). Η χρήση προηγμένων ηλεκτροδίων, όπως η ανθρακική μεμβράνη επικαλυμμένη με νανο-άνθη διοξειδίου του μαγγανίου, επιδεικνύει ανώτερη ηλεκτροχημική συμπεριφορά σε σύγκριση με τα συμβατικά υλικά. Η μορφολογία "νανο-ανθών" αυξάνει την ενεργό επιφάνεια, μειώνοντας την αντίσταση μεταφοράς φορτίου και διευκολύνοντας την ταχεία οξείδωση-αναγωγή μεταξύ των καταστάσεων Mn(III) και Mn(IV) (Hui et al., 2025).

4.3.2 Η Λειτουργία των Αντιδραστικών Μεμβρανών (REMs)

Μια από τις πιο υποσχόμενες εξελίξεις στον τομέα των Προχωρημένων Διεργασιών Οξείδωσης (AOPs) για τη διαχείριση σταθεροποιημένων στραγγισμάτων είναι οι αντιδραστικές ηλεκτροχημικές μεμβράνες (REMs). Σύμφωνα με πρόσφατη έρευνα (Martinez V., 2025), οι REMs λειτουργούν ταυτόχρονα ως αγωγίμα ηλεκτρόδια και ως φίλτρα διαχωρισμού, δημιουργώντας ένα ολοκληρωμένο σύστημα "one-pot". Η αρχιτεκτονική αυτή επιτρέπει τη λειτουργία σε κατάσταση "flow-through" (διέλευσης), η οποία εξαλείφει τους περιορισμούς μεταφοράς μάζας που χαρακτηρίζουν τους συμβατικούς δισδιάστατους (2D) ηλεκτροχημικούς αντιδραστήρες.

Οι θεμελιώδεις μηχανισμοί που λαμβάνουν χώρα κατά τη διέλευση του στραγγίσματος εντός των REMs ταξινομούνται σε τρεις άξονες (Martinez V., 2025):

1. Άμεση Ηλεκτροχημική Οξείδωση (Direct Electrochemical Oxidation)

Οι ρύποι μεταφέρονται στην επιφάνεια της πορώδους μεμβράνης, όπου λαμβάνει χώρα απευθείας μεταφορά ηλεκτρονίων από τα οργανικά μόρια προς την άνοδο (ηλεκτρο-οξείδωση), δηλαδή από τον ρύπο στο ηλεκτρόδιο, χωρίς να απαιτείται τη μεσολάβηση χημικών αντιδραστηρίων. Η διεργασία αυτή, που χαρακτηρίζεται από την άμεση μεταφορά ηλεκτρονίων (Direct Electron Transfer - DET), επιτρέπει την οξείδωση οργανικών ρύπων που προσροφούνται στα ενεργά κέντρα της μεμβράνης, όπως περιγράφεται από την ακόλουθη στοιχειομετρική ακολουθία



2. Έμμεση Ηλεκτροχημική Οξείδωση (Indirect Electrochemical Oxidation)

Στα ενεργά κέντρα της μεμβράνης επιτυγχάνεται η ηλεκτρολυτική διάσπαση του νερού με παραγωγή ριζών υδροξυλίου ($M(^*OH)$). Παρουσία χλωριούχων ή θεικών αλάτων στο στράγγισμα, παράγονται δευτερογενείς οξειδωτικοί παράγοντες (όπως ενεργό χλώριο ή ρίζες θειικού άλατος), οι οποίοι διαχέονται στη μάζα του διαλύματος και επιτίθενται αδιακρίτως στους ανθεκτικούς ρύπους (Martinez V., 2025). Οι βασικές αντιδράσεις παραγωγής των ριζών είναι:



3. Ενισχυμένη Μεταφορά Μάζας (Enhanced Mass Transport)

Λόγω της πορώδους δομής των REMs (συνήθως μεμβράνες από υποξείδια του τιτανίου (Ti_nO_{2n-1}) ή κεραμικά υλικά επικαλυμμένα με υποστοιχειομετρικό TiO_2 , η ροή του στραγγίσματος εξαναγκάζεται να διέλθει από τους πόρους του ηλεκτροενεργού υποστρώματος (Martinez V., 2025). Με τον τρόπο αυτό, το πάχος του οριακού στρώματος διάχυσης (diffusion boundary layer, δ) μειώνεται δραστικά από 100-200 μm των συμβατικών αντιδραστήρων, σε επίπεδα μικρότερα των 10 μm εντός των πόρων.

Η σχέση που περιγράφει την πυκνότητα ρεύματος περιορισμού μεταφοράς μάζας (j_L) αναδεικνύει την επίδραση της μείωσης του δ :

$$j_L = (n \cdot F \cdot D \cdot C_b) / \delta$$

Όπου n ο αριθμός των μεταφερόμενων ηλεκτρονίων, F η σταθερά Faraday, D ο συντελεστής διάχυσης και C_b η συγκέντρωση του ρύπου.

Η ελαχιστοποίηση του δ μεγιστοποιεί το j_L , επιτρέποντας την καθολική αποδόμηση αναδιδόμενων ρύπων (Emerging Contaminants - ECs), όπως η σουλφαμεθοξαζόλη και η καρβαμαζεπίνη, οι οποίοι παρουσιάζουν έντονη ανθεκτικότητα και δεν απομακρύνονται από τις συμβατικές βιολογικές βαθμίδες (Martinez V., 2025).

4.3.3 Επίτευξη Μηδενικής Απόρριψης (Zero Liquid Discharge)

Η τελική φάση του προτεινόμενου υβριδικού συστήματος εστιάζει στην πλήρη εξάλειψη των υγρών αποβλήτων μέσω της ενσωμάτωσης μιας μονάδας Νανοδιήθησης (Nanofiltration - NF). Η μεμβράνη NF λειτουργεί ως τελικό φράγμα, συγκρατώντας πολυασθενή ιόντα, βαρέα μέταλλα και υπολειμματικό κλάσμα οργανικού φορτίου χαμηλού μοριακού βάρους, παράγοντας ένα διαυγές, άχρωμο διήθημα (permeate) υψηλής ποιότητας που συμμορφώνεται πλήρως με τα αυστηρότερα διεθνή πρότυπα για επαναχρησιμοποίηση ή ασφαλή περιβαλλοντική διάθεση (Hui et al., 2025).

Το κλειδί για τη βιωσιμότητα

του συστήματος ZLD έγκειται στην ολιστική διαχείριση του παραγόμενου συμπυκνώματος (concentrate) της NF, η οποία βασίζεται σε δύο πυλώνες:

1. Ελεγχόμενη Ανακύκλωση (Reflux): Το πλούσιο σε άλατα και οργανικά ιχνοστοιχεία συμπύκνωμα δεν απορρίπτεται, αλλά επιστρέφει στην κεφαλή της διεργασίας (π.χ. στο στάδιο της χημικής πήξης/κροκίδωσης ή στην είσοδο των REMs). Η ανακύκλωση αυτή αυξάνει τον χρόνο παραμονής των ανθεκτικών ρύπων στο σύστημα, επιτρέποντας την περαιτέρω καταστροφή τους και αποτρέποντας τη συσσώρευση υγρών αποβλήτων (Hui et al., 2025).

2. Ανάκτηση Πόρων και Κυκλική Οικονομία: Η χημική ύλη που προκύπτει από τη φάση της πήξης-καθίζησης (εμπλουτισμένη με τα συστατικά που επιστρέφουν από το συμπύκνωμα της NF) υποβάλλεται σε αφυδάτωση και σταθεροποίηση. Λόγω της υψηλής περιεκτικότητάς της σε πυριτικά και αργιλοπυριτικά συστατικά, μπορεί να ενσωματωθεί ως πρώτη ύλη (filler) στην παραγωγή τσιμεντοειδών μιγμάτων, τούβλων ή άλλων δομικών υλικών, κλείνοντας αποτελεσματικά τον κύκλο διαχείρισης του αποβλήτου (Hui et al., 2025).

4.3.4 Τεχνοοικονομική Αξιολόγηση

Η μετάβαση από την εργαστηριακή κλίμακα στη βιομηχανική εφαρμογή απαιτεί ενδελεχή οικονομική τεκμηρίωση καθώς η οικονομική βιωσιμότητα αποτελεί καθοριστικό παράγοντα επιλογής. Το συνολικό κόστος επεξεργασίας για το ολοκληρωμένο υβριδικό σύστημα (REMs - NF - ZLD) υπολογίζεται προσεγγιστικά στα **15,04 €/m³** κατεργασμένου στραγγίσματος (Hui et al., 2025). Το κόστος αυτό αναλύεται διεξοδικά ως εξής:

• **Κόστος Κεφαλαιοποίησης/Κατασκευής (CAPEX):** Περίπου 8,65 €/m³, που αφορά τα υλικά των ηλεκτροδίων (TiO_{2n-1}), τις μεμβράνες NF, αντλίες υψηλής πίεσης, τα συστήματα αυτοματισμού και τις δεξαμενές. (Hui et al., 2025).

• **Κόστος Λειτουργίας και συντήρησης (OPEX):** Περίπου 6,39 €/m³ το οποίο περιλαμβάνει την κατανάλωση ηλεκτρικής ενέργειας (ηλεκτρόλυση και άντληση), και τα χημικά αντιδραστήρια (κροκιδωτικά, διορθωτικά pH) (Hui et al., 2025).

Σημείωση Βιωσιμότητας: Αν και το κόστος των 15,04 €/m³ εμφανίζεται αυξημένο σε σχέση με τις παραδοσιακές βιολογικές μεθόδους (οι οποίες κυμαίνονται στα 3,5–6,0 €/m³), κρίνεται απόλυτα ανταγωνιστικό και οικονομικά βιώσιμο αν συνυπολογιστούν:

- i) Η πλήρης εξάλειψη του κόστους μεταφοράς και εξωτερικής διάθεσης του συμπυκνώματος (που σε συμβατικά συστήματα RO/NF μπορεί να ξεπεράσει το 30% του συνολικού OPEX).
- ii) Η αποφυγή προστίμων μη συμμόρφωσης με τη νομοθεσία περί αναδυόμενων ρύπων.
- iii) Τα έσοδα και οφέλη από την ανάκτηση πόρων για δομικά υλικά (Hui et al., 2025).

Είναι αξιοσημείωτο ότι το κόστος των 15,04 €/m³ αντιπροσωπεύει μόλις το 1/3 του κόστους των συμβατικών εμπορικών τεχνολογιών ZLD (όπως ο συνδυασμός θερμικής συμπύκνωσης και εξάτμισης πολλαπλών βαθμίδων, που συχνά ξεπερνά τα 40–45 €/m³). Αυτό καθιστά το υβριδικό σύστημα Coagulation-FBER-NF (Πήξη - Ηλεκτροχημικός Αντιδραστήρας Διήθησης - Νανοδιήθηση) μια εξαιρετικά ανταγωνιστική λύση για εφαρμογή σε βιομηχανική κλίμακα (Hui et al., 2025).

4.3.4.1 Ανάλυση Ενεργειακής Αποδοτικότητας και Κινητικής Φορτίου

Η οικονομική βιωσιμότητα του προτεινόμενου συστήματος αναδεικνύεται μέσω της σύγκρισης της ειδικής ενεργειακής κατανάλωσης με άλλες καθιερωμένες ηλεκτροχημικές τεχνολογίες. Η ειδική κατανάλωση ενέργειας ανά κιλό απομακρυνόμενου χημικά απαιτούμενου οξυγόνου (SEC_{COD}, σε kWh/kg COD) υπολογίζεται βάσει της σχέσης:

$$SEC_{COD} = (U * I * t) / (\Delta COD * V * 10^{-3})$$

Όπου U η τάση του κυττάρου (V), I η ένταση του ρεύματος (A), t ο χρόνος κατεργασίας (h), V ο όγκος του στραγγίσματος (L) και ΔCOD η μεταβολή της συγκέντρωσης του COD (mg/L).

Ενώ οι παραδοσιακές δισδιάστατες (2D) άνοδοι όπως το αδαμαντοειδές ηλεκτρόδιο με προσμίξεις βορίου (BDD) ή οι άνοδοι μεικτών οξειδίων μετάλλων (Ti/RuO₂) απαιτούν σημαντικά ποσά ενέργειας που αγγίζουν έως και 230 kWh/kg COD, ο αντιδραστήρας διήθησης FBER περιορίζει την κατανάλωση στο εντυπωσιακό μέγεθος των 2,49 kWh/kg COD, προσφέροντας μια εξαιρετικά ανταγωνιστική λύση για βιομηχανική εφαρμογή (Hui et al., 2025).

Πίνακας 4.1: Σύγκριση ενεργειακής κατανάλωσης και απόδοσης διαφορετικών ανόδων στην επεξεργασία στραγγισμάτων

Τύπος Ανόδου	Αρχικό COD (mg/L)	Αρχικό NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	% Μείωση COD	% Μείωση NH ₄ ⁺ -N	Ενεργειακή Κατανάλωση (kWh/kg COD)
BDD	3.608	2.069	97,0	62,0	230
Ti/RuO ₂	3.540	1.197	93,0	98,0	30
Ti/Pt/SnO ₂ -Sb ₂ O ₄	35.000	25.000	91,0	72,0	60

MnO ₂ /CM (FBER)	3.675	1.380	94,6	90,3	2,49
--------------------------------	-------	-------	------	------	------

Πηγή: Προσαρμογή δεδομένων από Hui et al. (2025) βάσει συγκριτικής μελέτης ηλεκτροδίων σε σταθεροποιημένα στραγγίσματα.

Μηχανιστική Ερμηνεία της Ενεργειακής Υπεροχής του FBER:

Η εξαιρετικά χαμηλή κατανάλωση του αντιδραστήρα FBER (2,49 kWh/kg COD) σε σχέση με τα υπόλοιπα ηλεκτροδιακά υλικά δεν είναι τυχαία, αλλά αποδίδεται σε δύο κύριους παράγοντες:

A) Τρισδιάστατη (3D) Δομή και Ενισχυμένη Διήθηση: Στις συμβατικές επίπεδες ανόδους (π.χ. BDD), η αντίδραση περιορίζεται από τη μεταφορά μάζας στην επιφάνεια του ηλεκτροδίου. Αυτό αναγκάζει το σύστημα να λειτουργεί σε υψηλές τάσεις για να διατηρήσει την απόδοση, σπαταλώντας ενέργεια στην παραπλεύρως λαμβάνουσα χώρα αντίδραση έκλυσης οξυγόνου (OER) και στην ηλεκτρολυση νερού. Αντίθετα, η εξαναγκασμένη ροή του αποβλήτου μέσω των πόρων της καταλυτικής μεμβράνης (MnO₂/CM) εκμηδενίζει το οριακό στρώμα, εξασφαλίζοντας τη συνεχή, άμεση επαφή των οργανικών μορίων με τα ηλεκτροενεργά κέντρα του καταλύτη και ελαχιστοποιώντας τις ωμικές απώλειες.

B) Καταλυτική Εκλεκτικότητα του MnO₂: Το MnO₂ παρουσιάζει εξαιρετική ηλεκτροκαταλυτική ενεργητικότητα για την έμμεση οξείδωση μέσω παραγωγής ενεργού χλωρίου και ριζών, επιτρέποντας την ταυτόχρονη αποτελεσματική απομάκρυνση του COD (94,6%) και του αμμωνιακού αζώτου (90,3%) χωρίς την ανάγκη εφαρμογής ακραία υψηλών δυναμικών κυψέλης.

Ενώ το BDD επιτυγχάνει οριακά υψηλότερη απομάκρυνση COD (97,0%), η ενεργειακή του απαίτηση είναι σχεδόν 100 φορές μεγαλύτερη (230 kWh/kg COD), καθιστώντας το απαγορευτικό για πραγματικές βιομηχανικές εγκαταστάσεις λόγω του δυσβάσταχτου λειτουργικού κόστους.

Επιπροσθέτως, η ικανότητα του συστήματος FBER να εξαλείφει το άζωτο σε ποσοστό 90,3% είναι απόλυτα συγκρίσιμη με πολυδάπανες μεθόδους που χρησιμοποιούν ευγενή μέταλλα (όπως Pt, Ru, Ir). Η ταυτόχρονη απομάκρυνση οργανικού και αζωτούχου φορτίου με ένα ελάχιστο κλάσμα του κόστους των συμβατικών τεχνολογιών υπογραμμίζει τη σημασία του υβριδικού αυτού σχήματος ως μια ολιστική, ενεργειακά αποδοτική και χαμηλού άνθρακα λύση για τα σταθεροποιημένα στραγγίσματα (Hui et al., 2025).

Κεφάλαιο 5

Διαχείριση Συμπυκνώματος Στραγγισμάτων (LLMC)

5.1.1 Οργανικό Φορτίο και Βιοαποδομησιμότητα

Το συμπύκνωμα των μεμβρανών αποτελεί ένα ρεύμα όπου οι ρύποι του αρχικού στραγγίσματος βρίσκονται σε υψηλότερο βαθμό συγκέντρωσης, καθώς οι μεμβράνες Αντίστροφης Όσμωσης (RO) και Νανοδιήθησης (NF) συγκρατούν το μεγαλύτερο μέρος του οργανικού και ανόργανου φορτίου (Almeida et al., 2023).

Το ρεύμα αυτό χαρακτηρίζεται από εξαιρετικά υψηλές τιμές χημικά απαιτούμενου οξυγόνου (COD), οι οποίες ανάλογα με την ηλικία του Χ.Υ.Τ.Α. και τον βαθμό ανάκτησης του συστήματος μπορούν να κυμανθούν από τα 1.281 mg/L έως και τα 49.521 mg/L. Το 61,7% - 69,2% αυτού του φορτίου αποτελείται από χουμικές ουσίες (Humic Substances), οι οποίες είναι, μακρομόρια με υψηλό μοριακό βάρος έντονα πολυμερισμένα και εξαιρετικά ανθεκτικά στη βιολογική αποδόμηση. Ως εκ τούτου, ο λόγος BOD₅/COD στο συμπύκνωμα είναι συνήθως εξαιρετικά χαμηλός, κυμαινόμενος μεταξύ 0,002 και 0,34, καθιστώντας τις συμβατικές βιολογικές μεθόδους επεξεργασίας εντελώς ακατάλληλες για αυτό το ρεύμα (Zhang et al., 2013, Almeida et al., 2023).

5.1.2 Ανόργανα Συστατικά και Αλατότητα

Η παρουσία των ανόργανων συστατικών και η επακόλουθη αύξηση της αλατότητας αποτελούν τις πλέον καθοριστικές παραμέτρους που δυσχεραίνουν τη διαχείριση του συμπυκνώματος (Almeida et al., 2023). Όπως επισημάνθηκε από τις θεμελιώδεις πιλοτικές μελέτες (Chianese et al., 1999), η απόρριψη των ρύπων στις μεμβράνες RO εξαρτάται άμεσα από την εφαρμοσμένη πίεση και τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά του στραγγίσματος. Λόγω της εκλεκτικής συγκράτησης των ιόντων από τις ημιπερατές μεμβράνες, παρατηρείται μια έντονη συσσώρευση η οποία εκτοξεύει την ηλεκτρική αγωγιμότητα του διαλύματος σε επίπεδα πολλαπλάσια του αρχικού στραγγίσματος, με τιμές που συχνά κυμαίνονται μεταξύ 50 και 100 mS/cm ή και υψηλότερα, ανάλογα με τον βαθμό ανάκτησης και τον τύπο του συστήματος (Chianese et al., 1999).

Στο χημικό προφίλ του συμπυκνώματος κυριαρχούν τα ιόντα νατρίου (Na⁺), χλωρίου (Cl⁻) και καλίου (K⁺), με τα χλωριόντα να κατέχουν κρίσιμο ρόλο (Almeida et al., 2023). Οι εξαιρετικά υψηλές συγκεντρώσεις χλωριόντων, που σε ορισμένες περιπτώσεις αγγίζουν τα 30.000 mg/L, προκαλούν έντονη διάβρωση στον μεταλλικό εξοπλισμό των θερμικών μονάδων επεξεργασίας, όπως οι εξατμιστήρες και οι μονάδες συμπίεσης ατμών (Almeida et al., 2023). Παράλληλα, το αμμωνιακό άζωτο παραμένει σε εξαιρετικά υψηλά επίπεδα, φτάνοντας σε ορισμένες περιπτώσεις τα 5.000 mg/L ή και περισσότερο, γεγονός που καθιστά το συμπύκνωμα ιδιαίτερα τοξικό (Chen et al., 2021). Επιπλέον, η παρουσία άλλων ανόργανων συστατικών, όπως το ασβέστιο (Ca²⁺) και τα θειικά άλατα (SO₄²⁻), εντείνει τα προβλήματα καθαλατώσεων (scaling) στις επιφάνειες των μεμβρανών και των εναλλακτών θερμότητας, μειώνοντας δραστικά την υδραυλική διαπερατότητα των συστημάτων.

5.1.3 Βαρέα Μέταλλα

Η συσσώρευση βαρέων μετάλλων στο συμπύκνωμα των μεμβρανών αποτελεί έναν από τους κρισιμότερους περιβαλλοντικούς κινδύνους. Οι τεχνολογίες Αντίστροφης Όσμωσης και Νανοδιήθησης παρουσιάζουν εξαιρετικά υψηλά ποσοστά απόρριψης για τα πολυδύναμα ιόντα, οδηγώντας σε συγκεντρώσεις που υπερβαίνουν κατά πολύ τα επιτρεπτά όρια ασφαλούς διάθεσης (Almeida et al., 2023). Στο ρεύμα αυτό καταλήγουν σε ιδιαίτερα επιβαρυνμένες τιμές μέταλλα όπως ο ψευδάργυρος (Zn), ο μόλυβδος (Pb), το νικέλιο (Ni), το κάδμιο (Cd), το χρώμιο (Cr), ο χαλκός (Cu) και το μαγγάνιο (Mn), η παρουσία των οποίων συνδέεται άμεσα με την ετερογένεια των απορριμμάτων που εναποτίθενται στους Χ.Υ.Τ.Α. (Zhang et al., 2013).

Η τοξικότητα του συμπυκνώματος εντείνεται από το γεγονός ότι πολλά από αυτά τα μέταλλα δεν βρίσκονται μόνο σε ελεύθερη ιοντική μορφή, αλλά συχνά σχηματίζουν σταθερά σύμπλοκα με το πλούσιο κλάσμα των χουμικών και φουλβικών οξέων που συνθέτουν το οργανικό φορτίο του LLMC, γεγονός που περιπλέκει την απομάκρυνσή τους (Almeida et al., 2023). Οι συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων στο συμπύκνωμα μπορεί να είναι έως και δέκα φορές υψηλότερες σε σχέση με το ανεπεξέργαστο στραγγίσμα, καθιστώντας υποχρεωτική την εφαρμογή εξειδικευμένων φυσικοχημικών μεθόδων όπως η χημική κατακρήμνιση, η προσρόφηση σε ενεργό άνθρακα ή η σταθεροποίηση/στερεοποίηση σε τσιμεντοειδή μήτρα πριν από οποιαδήποτε προσπάθεια τελικής διάθεσης ή περαιτέρω επεξεργασίας (Zhang et al., 2013).

5.2 Συμβατικές Μέθοδοι Διαχείρισης Συμπυκνώματος

Στο πλαίσιο των συμβατικών μεθόδων διαχείρισης, η επανακυκλοφορία του συμπυκνώματος (recirculation) εντός του σώματος του Χ.Υ.Τ.Α. αποτελεί την πιο διαδεδομένη πρακτική διεθνώς, κυρίως λόγω του ελάχιστου κεφαλαιουχικού και λειτουργικού κόστους που απαιτεί (Chianese et al., 1999). Η μέθοδος αυτή βασίζεται στην ικανότητα της μάζας των απορριμμάτων να λειτουργεί ως ρυθμιστικός όγκος (buffer), απορροφώντας το υγρό φορτίο και επιτρέποντας τη βιολογική αποδόμηση μέρους των οργανικών ρύπων.

Ωστόσο, η συστηματική εφαρμογή αυτής της στρατηγικής οδηγεί σε έναν φαύλο κύκλο συσσώρευσης ανθεκτικών ρύπων (Almeida et al., 2023). Συγκεκριμένα, παρατηρείται σταδιακή και έντονη αύξηση της αλατότητας και της συγκέντρωσης χλωριόντων στα παραγόμενα στραγγίσματα, γεγονός που μεταβάλλει τη χημική ισορροπία του Χ.Υ.Τ.Α. και επιταχύνει το φαινόμενο της ρύπανσης (fouling) των μεμβρανών, αυξάνοντας παράλληλα την οσμωτική πίεση. Επιπλέον, η επιστροφή υψηλών συγκεντρώσεων αμμωνιακού αζώτου και βαρέων μετάλλων δρά ανασταλτικά για τη μεθανογένεση, οδηγώντας σε σημαντική μείωση της παραγωγής βιοαερίου και επιβράδυνση της σταθεροποίησης των απορριμμάτων (Calabrò et al., 2010, Chianese et al., 1999).

Ως εναλλακτική λύση για τον δραστικό περιορισμό του όγκου, οι θερμικές μέθοδοι επεξεργασίας, με κυριότερη την εξάτμιση (evaporation), στοχεύουν στον πλήρη διαχωρισμό του ύδατος από το ρυπαντικό φορτίο, επιδιώκοντας τη στρατηγική της

Μηδενικής Υγρής Απόρριψης (Zero Liquid Discharge - ZLD). Η διαδικασία αυτή επιτρέπει την ανάκτηση αποστάγματος υψηλής ποιότητας, ενώ το εναπομείναν συμπύκνωμα μετατρέπεται σε μια ημιστερεή μάζα ή κρυστάλλους αλάτων που διατίθενται ευκολότερα (Almeida et al., 2023). Παρά την υψηλή αποδοτικότητα της στην απομάκρυνση πτητικών οργανικών ενώσεων και αλάτων, η εξάτμιση παρουσιάζει σοβαρά μειονεκτήματα, με κυριότερο την εξαιρετικά υψηλή κατανάλωση ενέργειας, η οποία για προηγμένα συστήματα μπορεί να προσεγγίσει τα $10,43 \text{ kWh/m}^3$ (Almeida et al., 2023). Επιπλέον, οι υψηλές θερμοκρασίες σε συνδυασμό με την παρουσία χλωριόντων στο συμπύκνωμα δημιουργούν ένα έντονα διαβρωτικό περιβάλλον για τον εξοπλισμό, απαιτώντας τη χρήση ακριβών κραμάτων μετάλλων, ενώ η ανάγκη για συχνούς καθαρισμούς λόγω καθυστερήσεων (scaling) αυξάνει περαιτέρω το λειτουργικό κόστος (Chianese et al., 1999).

5.3 Προηγμένες Τεχνολογίες και Υβριδικά Συστήματα

Η σύγχρονη επιστημονική προσέγγιση επικεντρώνεται στην εφαρμογή Προχωρημένων Οξειδωτικών Διεργασιών (Advanced Oxidation Processes - AOPs) και τεχνολογιών σταθεροποίησης.

Οι AOPs κατέχουν κεντρικό ρόλο, καθώς βασίζονται στην παραγωγή δραστικών ριζών υδροξυλίου ($\bullet\text{OH}$), οι οποίες διαθέτουν πολύ υψηλό οξειδωτικό δυναμικό ικανό να αποδομήσει μη βιοαποδομήσιμους ρύπους (Chianese et al., 1999, Deng Y. et.al., 2006). Μέθοδοι όπως η οξείδωση Fenton, η φωτο-Fenton, η οζόνωση (O_3) και η ηλεκτροχημική οξείδωση χρησιμοποιούνται στοχευμένα για τη θραύση των μακρομορίων, όπως οι χουμικές και φουλβικές ουσίες, μετατρέποντάς τις σε απλούστερες οργανικές ενώσεις χαμηλότερου μοριακού βάρους. Η διεργασία Fenton, συγκεκριμένα, έχει αποδειχθεί ιδιαίτερα αποτελεσματική στη μείωση του Χημικά Απαιτούμενου Οξυγόνου (COD) και στη βελτίωση του δείκτη βιοαποδομησιμότητας (BOD_5/COD), καθιστώντας το συμπύκνωμα πιο διαχειρίσιμο για επόμενα στάδια επεξεργασίας (Deng Y. et.al., 2006).

Παράλληλα, η τεχνολογία της Στερεοποίησης και Σταθεροποίησης (Solidification/Stabilization-S/S) αποτελεί μια κρίσιμη λύση για την τελική διαχείριση του LLMC, ειδικά όταν απαιτείται η απομόνωση τοξικών συστατικών όπως τα βαρέα μέταλλα (Almeida et al., 2023). Η διεργασία αυτή περιλαμβάνει τη φυσική και χημική δέσμευση των ρύπων εντός μιας συμπαγούς στερεής μήτρας, η οποία δημιουργείται με την προσθήκη συνδετικών υλικών όπως το τσιμέντο Portland, η ιπτάμενη τέφρα, ο μπετονίτης ή ο ασβέστης (Schiopu et al., 2012).

Η σταθεροποίηση επιτυγχάνεται μέσω χημικών αντιδράσεων που μειώνουν τη διαλυτότητα των τοξικών στοιχείων, ενώ η στερεοποίηση μετατρέπει το υγρό συμπύκνωμα σε ένα στερεό σώμα με χαμηλή υδραυλική διαπερατότητα, ελαχιστοποιώντας τον κίνδυνο έκπλυσης (leaching) των ρύπων στο περιβάλλον (Hunee et al., 2012). Πρόσφατες μελέτες εξετάζουν τη χρήση αποβλήτων, όπως θραύσματα

τούβλων ή βιομάζα, ως πρόσθετα στη διαδικασία S/S για τη βελτίωση των μηχανικών ιδιοτήτων του τελικού προϊόντος (Kallel et al., 2017).

5.4 Η Μετάβαση στην Ανάκτηση Πόρων (Resource Recovery)

Η σύγχρονη στρατηγική διαχείρισης των στραγγισμάτων μετατοπίζεται προς το πρότυπο της κυκλικής οικονομίας και της ανάκτησης πόρων (resource recovery), επιδιώκοντας το πλήρες «κλείσιμο του βρόχου» (closing the treatment loop) στην επεξεργασία των αποβλήτων (Almeida et al., 2023). Στο πλαίσιο αυτό, προτείνεται η υιοθέτηση ενός ολοκληρωμένου «τρένου ανάκτησης» (recovery train) που μετατρέπει το συμπύκνωμα από απόβλητο σε πηγή πρώτων υλών.

5.4.1 Προηγμένη Ανάκτηση Νερού με Φυσικές Διεργασίες

Η ανάκτηση καθαρού ύδατος από το συμπύκνωμα αποτελεί την πρώτη προτεραιότητα για τη μείωση του τελικού όγκου των αποβλήτων. Ενώ η Αντίστροφη Όσμωση (RO) είναι η καθιερωμένη μέθοδος, η Προωθητική Όσμωση (Forward Osmosis - FO) αναδεικνύεται ως μια εξαιρετικά υποσχόμενη εναλλακτική λόγω της ικανότητάς της να λειτουργεί με χαμηλότερη υδραυλική πίεση, παρουσιάζοντας έτσι σημαντικά μικρότερη ευαισθησία στη ρύπανση (fouling) και στις καθαλατώσεις (scaling) (Almeida et al., 2023). Η εφαρμογή της FO μπορεί να αυξήσει δραστικά τα ποσοστά ανάκτησης νερού από το τυπικό 50-50% σε επίπεδα άνω του 80-85%, μειώνοντας παράλληλα το ενεργειακό αποτύπωμα της μονάδας (Almeida et al., 2023). Το ανακτημένο νερό μπορεί να επαναχρησιμοποιηθεί για βιομηχανικές διεργασίες εντός του Χ.Υ.Τ.Α. ή για άρδευση, συμβάλλοντας στην αειφόρο διαχείριση των υδατικών πόρων.

5.4.2 Ανάκτηση Χουμικών Ουσιών και Οργανικών Λιπασμάτων

Το συμπύκνωμα των μεμβρανών είναι ιδιαίτερα πλούσιο σε χουμικές και φουλβικές ουσίες (Humic Substances - HS), οι οποίες αποτελούν το 61,7% έως 69,2% του συνολικού οργανικού του φορτίου (Almeida et al., 2023). Η απομόνωση αυτών των ουσιών μέσω «χαλαρής» νανοδιήθησης (loose NF) ή υπερδιήθησης (UF) επιτρέπει την παραγωγή υγρών οργανικών λιπασμάτων υψηλής ποιότητας, τα οποία μπορούν να χρησιμοποιηθούν στην αποκατάσταση εδαφών ή στη γεωργία. Η ανάκτηση των HS δεν προσφέρει μόνο περιβαλλοντικό όφελος μέσω της απομάκρυνσης ανθεκτικών ρύπων, αλλά και σημαντικό οικονομικό όφελος, καθώς το κόστος επεξεργασίας μπορεί να αντισταθμιστεί από την εμπορική αξία του ανακτημένου προϊόντος (Almeida et al., 2023, Chianese et al., 1999).

5.4.3 Ανάκτηση Θρεπτικών Συστατικών και Ανόργανων Αλάτων

Η υψηλή συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου (έως 5.000 mg/L) στο συμπύκνωμα επιτρέπει την ανάκτησή του μέσω τεχνολογιών απογύμνωσης (ammonia stripping) ή μέσω της χημικής κατακρήμνισης στρουβίτη ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$). Ο στρουβίτης αποτελεί ένα λίπασμα βραδείας αποδέσμευσης εξαιρετικής αξίας για την αγροτική

παραγωγή (Almeida et al., 2023). Παράλληλα, η εφαρμογή μεθόδων όπως η κρυστάλλωση επιτρέπει τον διαχωρισμό και την ανάκτηση καθαρών ανόργανων αλάτων, όπως το χλωριούχο νάτριο (NaCl) και το θειικό νάτριο (Na_2SO_4), τα οποία μπορούν να επαναχρησιμοποιηθούν στη χημική βιομηχανία.

5.5 Ενεργειακή Αποδοτικότητα

Η ενεργειακή κατανάλωση συνιστά έναν από τους πλέον καθοριστικούς παράγοντες για την τεχνοοικονομική βιωσιμότητα των μονάδων επεξεργασίας στραγγισμάτων, καθώς το λειτουργικό κόστος επηρεάζεται άμεσα από τις απαιτήσεις των συστημάτων υψηλής πίεσης. Στην περίπτωση της συμβατικής Αντίστροφης Όσμωσης (RO), η τυπική ενεργειακή κατανάλωση κυμαίνεται μεταξύ 1,5 και 4 kWh/m^3 , ωστόσο, όταν επιδιώκονται στρατηγικές Μηδενικής Υγρής Απόρριψης (ZLD) μέσω συνδυασμού μεμβρανών και θερμικών μεθόδων, οι απαιτήσεις αυτές εκτοξεύονται, αγγίζοντας τα 10,43 kWh/m^3 (Almeida et al., 2023, Chianese et al., 1999). Για τον μετριασμό αυτού του κόστους, η σύγχρονη έρευνα εστιάζει στην ανάπτυξη και εφαρμογή μεμβρανών επόμενης γενιάς, οι οποίες διαθέτουν αυξημένη υδροφιλικότητα μέσω της ενσωμάτωσης νανοσωματιδίων, μειώνοντας την αντίσταση στη ροή. (Chianese et al., 1999).

Παράλληλα, η ενσωμάτωση νέων «έξυπνων» συστημάτων ελέγχου (smart control systems) επιτρέπει τη δυναμική προσαρμογή των παραμέτρων λειτουργίας, όπως η πίεση τροφοδοσίας και ο ρυθμός ανακυκλοφορίας, σε πραγματικό χρόνο ανάλογα με τη μεταβλητή σύσταση των στραγγισμάτων, βελτιστοποιώντας έτσι την ειδική κατανάλωση ενέργειας (Chianese et al., 1999).

6. Μελέτη Περίπτωσης: Χ.Υ.Τ.Α. Μαυροράχης

6.1 Γενικά Στοιχεία και Ιστορικό Λειτουργίας

Όπως αναλύθηκε διεξοδικά στα προηγούμενα κεφάλαια, η διαχείριση των παραγόμενων υγρών αποβλήτων (στραγγισμάτων) στους Χώρους Υγειονομικής Ταφής Απορριμμάτων (Χ.Υ.Τ.Α.) συνιστά ένα από τα πλέον σύνθετα περιβαλλοντικά και μηχανικά προβλήματα σε διεθνές επίπεδο. Ο Χ.Υ.Τ.Α. Μαυροράχης, ο οποίος εξυπηρετεί το πολεοδομικό συγκρότημα της Θεσσαλονίκης, βρίσκεται σε συνεχή λειτουργία από το έτος 2008.

Λόγω της μακροχρόνιας λειτουργικής του ηλικίας, η εγκατάσταση αντιμετωπίζει σήμερα τις έντονες προκλήσεις που σχετίζονται με την παραγωγή ενός «ώριμου», σταθεροποιημένου και χημικά ανθεκτικού στραγγίσματος. Καθώς ένας Χ.Υ.Τ.Α. γηράσκει, τα ποσοτικά και ποιοτικά χαρακτηριστικά των εκροών μεταβάλλονται δυναμικά, ως αποτέλεσμα της σταδιακής κυριαρχίας αυστηρά αναερόβιων μεθανογόνων συνθηκών στο εσωτερικό της μάζας των αποβλήτων.

Για την αντιμετώπιση του ρυπαντικού αυτού φορτίου, στον Χ.Υ.Τ.Α. Μαυροράχης λειτουργεί μια ολοκληρωμένη και πολυσταδιακή Μονάδα Επεξεργασίας Στραγγισμάτων

(ΜΕΣ), η οποία συνδυάζει βιολογικές διεργασίες και προηγμένο φυσικοχημικό διαχωρισμό μέσω μεμβρανών, διασφαλίζοντας την πλήρη εναρμόνιση με τους αυστηρούς εγκεκριμένους Περιβαλλοντικούς Όρους (ΑΕΠΟ) της εγκατάστασης.

6.2 Παραγωγή Στραγγισμάτων – Ποσοτικά και Ποιοτικά Δεδομένα

Το ακατέργαστο υγρό απόβλητο του Χ.Υ.Τ.Α. Μαυροράχης εμφανίζει ιδιαίτερα επιβαρυμένα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά, τα οποία καθιστούν την απευθείας διάθεσή του σε φυσικούς αποδέκτες αδύνατη. Με βάση τις συστηματικές εργαστηριακές αναλύσεις, τα κύρια ποιοτικά και ποιοτικά γνωρίσματα του στραγγίσματος συνοψίζονται στα ακόλουθα:

- **Υψηλό Φορτίο COD και Οριακός Λόγος BOD/COD:** Το Χημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο (COD) εμφανίζει εξαιρετικά υψηλές τιμές. Λόγω της προχωρημένης ηλικίας του χώρου ταφής, το εναπομένον οργανικό κλάσμα αποτελείται κυρίως από μη βιοδιασπάσιμες (ανθεκτικές) ενώσεις, με αποτέλεσμα το Βιοχημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο (BOD_5) να κινείται σε πολύ χαμηλά επίπεδα. Ο εξαιρετικά χαμηλός αυτός λόγος ($BOD_5/COD < 0,1$) αποτελεί το κύριο χαρακτηριστικό του ώριμου σταδίου, καθιστώντας τη συμβατική βιολογική αποδόμηση δυσχερή.
- **Υψηλή Συγκέντρωση Αμμωνιακού Αζώτου (NH_4^+-N):** Το αμμωνιακό φορτίο αποτελεί το κύριο χαρακτηριστικό του ώριμου σταδίου, καθιστώντας τη συμβατική βιολογική αποδόμηση δυσχερή.
- **Αυξημένη Ηλεκτρική Αγωγιμότητα και Άλατα:** Το στράγγισμα παρουσιάζει εξαιρετικά υψηλές συγκεντρώσεις διαλυμένων ανόργανων αλάτων και χλωριόντων, προσεγγίζοντας χημικά τη δομή της άλμης, ενώ παράλληλα διατηρεί ένα έντονο, σκοτεινό (μαύρο) χρώμα λόγω των συμπλόκων των χουμικών οξέων.
- **Έντονη Τάση Αφρισμού:** Κατά την υδραυλική ροή και τη μηχανική ανάδευση, το ακατέργαστο στράγγισμα εμφανίζει έντονη τάση παραγωγής πυκνού λευκού αφρού, γεγονός που αποτελεί μακροσκοπικό δείκτη της παρουσίας επιφανειοδραστικών ουσιών, λιπαρών οξέων και διαλυμένων οργανικών μακρομορίων.



Η συνολική ημερήσια παροχή εισόδου στη ΜΕΣ ανέρχεται περίπου σε $762 \text{ m}^3/24\text{h}$.

Για τις ανάγκες της παρούσας μελέτης περίπτωσης, διατέθηκαν και αναλύθηκαν τα πρωτογενή δεδομένα του συστηματικού εργαστηριακού ελέγχου που διεξήχθη στον Χ.Υ.Τ.Α. Μαυροράχης καθ' όλη τη διάρκεια του έτους 2025. Η στατιστική επεξεργασία και η αξιολόγηση των εν λόγω φυσικοχημικών παραμέτρων προσφέρουν μια σαφή και αξιόπιστη αποτύπωση της υφιστάμενης κατάστασης, επιβεβαιώνοντας πλήρως τους μηχανισμούς και τις θεωρητικές αρχές που αναλύθηκαν στα προηγούμενα κεφάλαια σχετικά με τη συμπεριφορά των «ώριμων» και «σταθεροποιημένων» στραγγισμάτων.

Τα αποτελέσματα των εργαστηριακών προσδιορισμών για τις κρίσιμες παραμέτρους ρύπανσης, τόσο στην είσοδο της Μονάδας Επεξεργασίας Στραγγισμάτων (ακατέργαστο υγρό από τα αντλιοστάσια συλλογής και τη λιμνοδεξαμενή) όσο και στην έξοδο (καθαρό διήθημα - ΔΚ), συγκεντρώνονται και παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.1.

Πίνακας 6.1: Φυσικοχημικά χαρακτηριστικά ακατέργαστου στραγγίσματος και καθαρής εκροής ΜΕΣ Χ.Υ.Τ.Α. Μαυροράχης με βάση τα εργαστηριακά δεδομένα του έτους 2025

Παράμετρος Ρύπανσης	Μονάδα Μέτρησης	Ακατέργαστο Στράγγισμα (Είσοδος ΜΕΣ / Α/Σ)	Καθαρό Διήθημα Εκροής (ΔΚ)	Μέσο Ποσοστό Απομάκρυνσης (%)
pH(21°C)	-	8,14–8,16	7,09	-
Ηλεκτρική Αγωγιμότητα (Cond)	μS/cm	34.300-35.500	32,4	> 99,9%
Χημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο (COD)	mg/L	5.960-6.700	5,25	> 99,9%
Βιοχημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο (BOD ₅)	mg/L	562-812	4,3	99,2%
Αμμωνιακό Αζωτο (NH ₄ ⁺ N)	mg/L	2.571-2.832	1,54	99,9%
Ολικό Αζωτο (TN)	mg/L	2.657-2.805	3,2	99,8%
Χλωριούχα (Cl ⁻)	mg/L	5.682-5.909	-	-

Παράμετρος Ρύπανσης	Μονάδα Μέτρησης	Ακατέργαστο Στράγγισμα (Είσοδος ΜΕΣ / Α/Σ)	Καθαρό Διήθημα Εκροής (ΔΚ)	Μέσο Ποσοστό Απομάκρυνσης (%)
Χρώμα	PtCo	8.650-8.746	< 2	περίπου 100%

Με βάση τη συστηματική επεξεργασία των ανωτέρω εργαστηριακών ευρημάτων, εξάγονται τα ακόλουθα κρίσιμα συμπεράσματα, τα οποία διασυνδέουν τα πειραματικά δεδομένα με το θεωρητικό υπόβαθρο της περιβαλλοντικής μηχανικής:

Α)Επαλήθευση του Δείκτη Βιοαποδομησιμότητας (BOD₅/COD): Τα δεδομένα του 2025 καταγράφουν μέσες τιμές COD από 5.960 έως 6.700 mg/L, ενώ το BOD₅ περιορίζεται αυστηρά μεταξύ 562 και 812mg/L. Ο υπολογιζόμενος λόγος βιοαποδομησιμότητας διαμορφώνεται στο εξαιρετικά χαμηλό εύρος:

BOD₅/COD περίπου 0,094 –0,12

Το εύρημα αυτό αποτελεί αδιαμφισβήτητη πειραματική απόδειξη ότι ο Χ.Υ.Τ.Α. Μαυροράχης λειτουργεί στη μεθανογόνο φάση ωριμότητας. Το εύκολα βιοαποδομήσιμο οργανικό κλάσμα έχει καταναλωθεί προ πολλού, αφήνοντας πίσω του εμμονικές, recalcitrant μακρομοριακές ενώσεις (χουμικά και φουλβικά οξέα), γεγονός που εξηγεί και τον «Λειτουργικό Γρίφο» (Κεφάλαιο 6.4.1) της χαμηλής απόδοσης της βιολογικής βαθμίδας SBR ως προς την απομάκρυνση του άνθρακα.

Β)Ακραίο Φορτίο Αμμωνιακού Αζώτου και Τοξικότητα: Οι συγκεντρώσεις του NH₄⁺N που προσδιορίστηκαν στην είσοδο της μονάδας (2.571–2.832mg/L) είναι εξαιρετικά υψηλές και τυπικές για σταθεροποιημένους χώρους ταφής, όπου η συνεχιζόμενη υδρόλυση των πρωτεϊνικών κλασμάτων των απορριμμάτων απελευθερώνει συνεχώς αμμώνιο. Το φορτίο αυτό επιβάλλει τη διατήρηση της λειτουργίας των SBR αποκλειστικά για τη βιολογική διεργασία της νιτροποίησης, καθώς η απευθείας τροφοδοσία τέτοιων συγκεντρώσεων στις μεμβράνες θα προκαλούσε ακαριαία χημική καταπόνηση.

Γ)Δομή Άλμης και Υψηλή Ηλεκτρική Αγωγιμότητα: Η ηλεκτρική αγωγιμότητα του ακατέργαστου στραγγίσματος εκτοξεύεται σε τιμές άνω των 35.000 μS/cm, οι οποίες συσχετίζονται άμεσα με τις υψηλές συγκεντρώσεις χλωριούχων ιόντων (5.682–5.909 mg/L) και διαλυμένων ανόργανων στερεών. Το στοιχείο αυτό δικαιολογεί απόλυτα τον χημικό χαρακτηρισμό του αποβλήτου ως «άλμης» και υποστηρίζει την ανάγκη εφαρμογής της Αντίστροφης Ώσμωσης ως μοναδικής μεθόδου ικανής για αφαλάτωση.

Ταυτόχρονα τεκμηριώνει την πρόταση καινοτομίας (Κεφάλαιο 7), καθώς η αφθονία των Cl^- προσφέρει τον απαραίτητο φυσικό ηλεκτρολύτη για τη λειτουργία του αντιδραστήρα FBER.

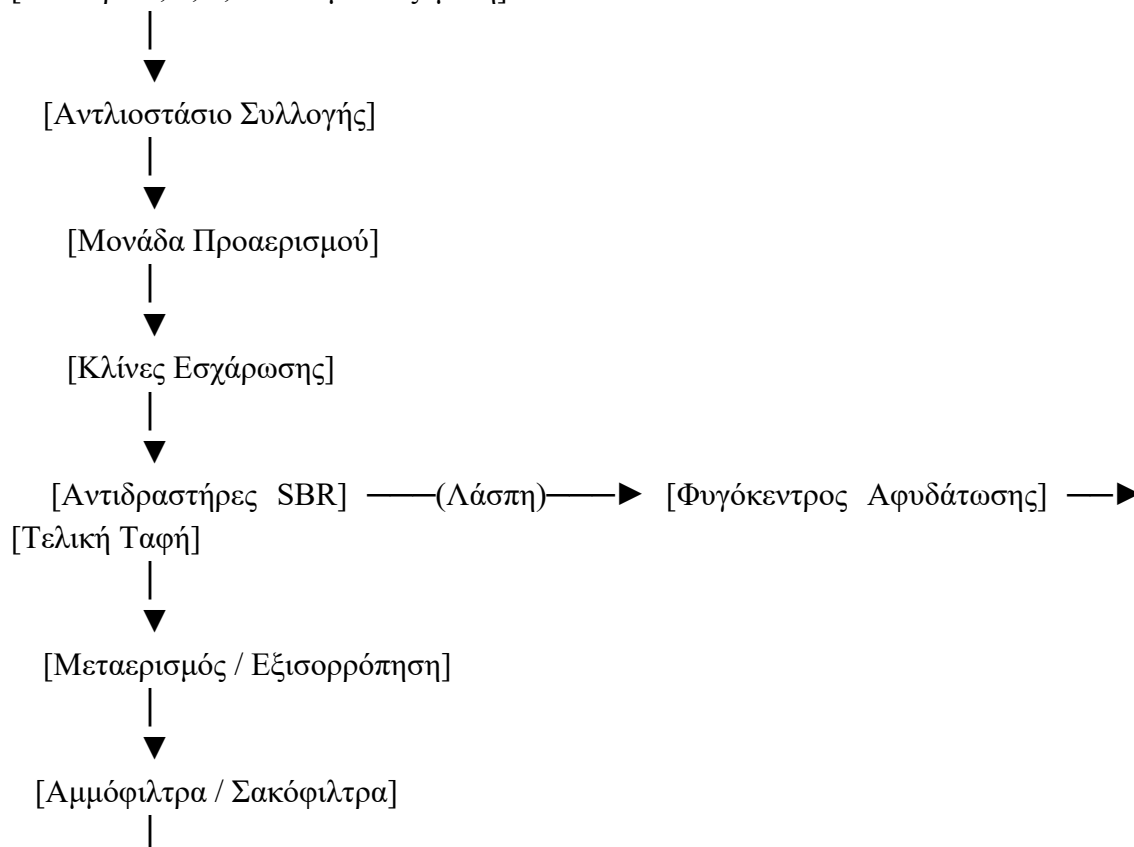
Δ)Μακροσκοπικοί Δείκτες και Χρωματικό Φορτίο: Οι τιμές χρώματος που αγγίζουν τις 8.746\ PtCo επιβεβαιώνουν επιστημονικά την έντονη σκοτεινή (μαύρη) εμφάνιση του υγρού, η οποία οφείλεται στη σκέδαση του φωτός από τα συμπλεγμένα μακρομόρια των χουμικών οξέων.

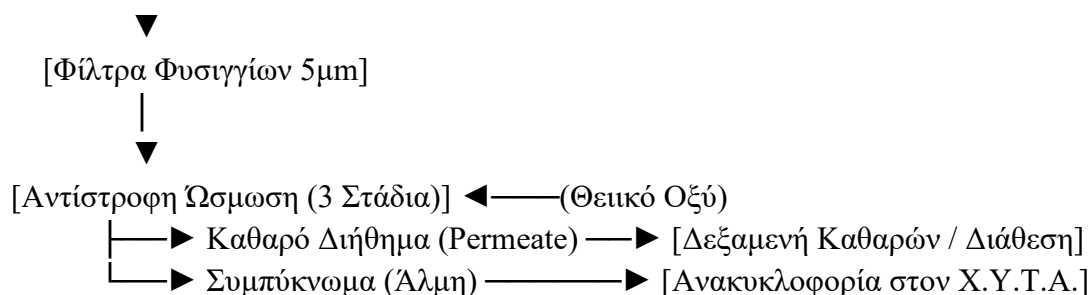
Όσον αφορά την αποδοτικότητα της υφιστάμενης διάταξης, τα δεδομένα της εκροής (ΔΚ) αποδεικνύουν την υψηλή πιστότητα του συστήματος Αντίστροφης Ωσμωσης, καθώς η αγωγιμότητα μειώνεται στα 32,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (ποσοστό απόρριψης αλάτων >99,9%), το COD περιορίζεται στα 5,25 mg/L και το αμμωνιακό άζωτο στα 1,54 mg/L, αποδίδοντας ένα διήθημα εξαιρετικής ποιότητας, πλήρως εναρμονισμένο με τα αυστηρότερα όρια διάθεσης.

6.3 Υφιστάμενες Υποδομές Επεξεργασίας

Η επεξεργασία του στραγγίσματος ακολουθεί μια αυστηρά καθορισμένη πορεία μέσα από επιμέρους τεχνικές μονάδες, η οποία αποτυπώνεται σχηματικά στο ακόλουθο διάγραμμα ροής:

Διάγραμμα 6.1 απεικόνιση υφιστάμενης κατάστασης στον Χ.Υ.Τ.Α.Μαυροράχης
[Κύτταρα 1, 2, 3, 4 & Λιμνοδεξαμενή]





6.3.1 Σύστημα Συλλογής, Αντλιοστάσια και Λιμνοδεξαμενή (Lagoon)

Το στράγγισμα παράγεται στον πυθμένα των κυττάρων υγειονομικής ταφής μέσω της διήθησης των ομβρίων. Τα Κύτταρα 1 και 2 διαθέτουν δίκτυο συλλογής με σωληνώσεις πολυαιθυλενίου υψηλής πυκνότητας (HDPE) βαρέος τύπου, οι οποίες οδηγούν το υγρό μέσω υποβρύχιων αντλιών προς τη μονάδα. Για τα μεταγενέστερα Κύτταρα 3 και 4, λειτουργούν δύο ανεξάρτητα αντλιοστάσια εκατέρωθεν πλακοσκεπούς οχετού, τα οποία προωθούν τις παροχές στην είσοδο του συστήματος.

Σημαντικό ρόλο στην απόσβεση των υδραυλικών αιχμών και στην ομογενοποίηση του φορτίου παίζει η ανοικτή Λιμνοδεξαμενή (Lagoon), η οποία προέκυψε από τη διαμόρφωση του αρχικού δανειοθαλάμου γαιών, χωρητικότητας 25.000 m³, η οποία λειτουργεί ως δεξαμενή προσωρινής αποθήκευσης, καθίσταται δε κρίσιμη ως ασφαλιστική δικλείδα σε περιπτώσεις έντονων βροχοπτώσεων.

6.3.2 Προαερισμός και Κλίνες Εσχάρωσης

Πριν από τη βιολογική βαθμίδα, τα στραγγίσματα οδηγούνται σε δεξαμενή προαερισμού (χωροθετημένη ανατολικά της εγκατάστασης). Ο προαερισμός εξασφαλίζει την οξυγόνωση του αποβλήτου και αποτρέπει την ανάπτυξη αναερόβιων συνθηκών, περιορίζοντας δραστικά τις εκλύσεις δύσοσμων πτητικών ενώσεων (κυρίως μερκαπτανών). Στη συνέχεια, το υγρό διέρχεται από κλίνες εσχάρωσης ελεγχόμενες από δύο θυροφράγματα, όπου κατακρατούνται τα αδρά αιωρούμενα στερεά και η άμμος, προστατεύοντας τα κινούμενα μέρη των αντλιών και των αναδευτών των επόμενων σταδίων.

6.3.3 Βιολογική Επεξεργασία: Αντιδραστήρες Διαλείποντος Έργου (SBR)

Η καρδιά της βιολογικής επεξεργασίας αποτελείται από τέσσερις (4) αντιδραστήρες SBR (Sequencing Batch Reactors), με χωρητικότητα 2.400 m³ ανά δεξαμενή.



Η λειτουργία τους βασίζεται σε έναν επαναλαμβανόμενο οκτάωρο κύκλο (3 πλήρεις κύκλοι ανά εικοσιτετράωρο), τις εξής διαδοχικές φάσεις:

- **Φάση Τροφοδοσίας:** Ελεγχόμενη εισροή του προαερισμένου στραγγίσματος στη δεξαμενή.
- **Αναερόβια / Ανοξική Φάση (Διάρκεια: 3 ώρες):** Διακόπτεται πλήρως η παροχή αέρα και ενεργοποιούνται οι υποβρύχιοι πλευρικοί αναδευτήρες. Υπό την απουσία διαλυμένου οξυγόνου, οι ετερότροφοι μικροοργανισμοί χρησιμοποιούν τα νιτρικά ιόντα ως δέκτες ηλεκτρονίων, επιτυγχάνοντας απονιτροποίηση (αναγωγή των νιτρικών ριζών NO_3^- σε αέριο άζωτο N_2).



- **Αερόβια Φάση (Διάρκεια: 3 ώρες):** Οι βιομηχανικοί φυσητήρες διοχετεύουν αέρα στον πυθμένα της δεξαμενής μέσω δικτύου διαχυτών λεπτής φυσαλίδας. Εδώ λαμβάνει χώρα η οξείδωση του εναπομείναντος βιοδιασπάσιμου οργανικού φορτίου και η βιολογική νιτροποίηση, κατά την οποία το αμμωνιακό άζωτο μετατρέπεται σε νιτρικά από αυτότροφα βακτήρια.
- **Φάση Ηρεμίας / Καθίζησης (Διάρκεια: 1 ώρα):** Παύση κάθε μηχανικής ανάδευσης και αερισμού, επιτρέποντας τη βαρυτική διαχωριστική καθίζηση της βιολογικής ιλύος από το υγρό.
- **Φάση Εκκένωσης (Διάρκεια: 1 ώρα):** Μηχανική απομάκρυνση του διαυγασμένου υπερκείμενου υγρού προς τη δεξαμενή μεταερισμού.

6.3.4 Προ-φίλτραση και Αντίστροφη Ώσμωση (Reverse Osmosis)

Για την προστασία των μεμβρανών από τη σωματιδιακή και ανόργανη έμφραξη (fouling και scaling), εφαρμόζεται μια αυστηρή σειρά προεπεξεργασίας:

1. **Αμμόφιλτρα & Σακόφιλτρα:** Κατακράτηση αδρών στερεών σωματιδίων και εναπομένουσας λάσπης που διέφυγε από τη φάση καθίζησης του SBR.



2. **Φίλτρα Φυσιγγίων (Cartridge Filters):** Μηχανική διήθηση μέσω πόρων μεγέθους 5 μm για τη συγκράτηση λεπτόκοκκων κολλοειδών (αντικατάσταση σε εβδομαδιαία βάση).

3. **Προσθήκη Θευκού Οξέος (H_2SO_4):** Δοσομέτρηση για τη ρύθμιση του pH σε ελαφρώς όξινο εύρος, αποτρέποντας τη χημική καθίζηση ανθρακικού ασβεστίου ($CaCO_3$) και άλλων αλάτων σκληρότητας στην επιφάνεια των μεμβρανών.

Η κύρια επεξεργασία διαχωρισμού πραγματοποιείται σε τρεις (3) παράλληλες μονάδες Αντίστροφης Ωσμωσης (μία ιδιόκτητη Wehrle και δύο μεταχειρισμένες). Το πρώτο στάδιο περιλαμβάνει 40 μεμβράνες καταναμημένες σε 8 μεμβρανοδοχεία υψηλής πίεσης (5 μεμβράνες ανά δοχείο). Η συνολική δυναμικότητα επεξεργασίας ανέρχεται σε περίπου **150 m³/d ανά γραμμή**, διαχωρίζοντας το υγρό σε δύο διακριτά ρεύματα:



- **Καθαρό Διήθημα (Permeate):** Υγρό εξαιρετικά υψηλής διαύγειας, με πολύ χαμηλή ηλεκτρική αγωγιμότητα, οι ιδιότητες του οποίου προσεγγίζουν εκείνες του απιονισμένου νερού και χρησιμοποιείται για εσωτερικές ανάγκες άρδευσης και πλύσης του Χ.Υ.Τ.Α.



- **Συμπύκνωμα (Άλμη / Concentrate):** Εξαιρετικά επιβαρυνμένο υγρό που συμπυκνώνει το σύνολο των κατακρατηθέντων ανόργανων ιόντων και του ανθεκτικού COD.

6.3.5 Σύστημα Ψηφιακού Ελέγχου (SCADA)

Η ΜΕΣ λειτουργεί σε 24ωρη βάση υπό την αυτοματοποιημένη παρακολούθηση κεντρικού ψηφιακού συστήματος SCADA. Στην οθόνη ελέγχου, η κατάσταση λειτουργίας των αντιδραστήρων SBR απεικονίζεται με δυναμικό χρωματικό κώδικα: **Γκρι** (Αναερόβια/Ανοξική φάση ανάδευσης), **Μπλε** (Αερόβια φάση αερισμού) και **Πράσινο** (Φάση εκκένωσης καθαρού υγρού), επιτρέποντας την άμεση διάγνωση λειτουργικών αστοχιών.

6.3.6 Ενεργειακή Αξιοποίηση Βιοαερίου

Από το έτος 2018, στον χώρο του Χ.Υ.Τ.Α. λειτουργεί ολοκληρωμένη Μονάδα Ενεργειακής Αξιοποίησης του παραγόμενου βιοαερίου (μεθάνιο CH_4 και διοξείδιο του άνθρακα CO_2). Η συλλογή και η καύση του βιοαερίου μέσω μηχανών εσωτερικής καύσης για την παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας γίνεται για λογαριασμό του ΦΟΣΔΑ Κεντρικής Μακεδονίας από την ιδιωτική εταιρεία ΗΛΕΚΤΩΡ Α.Ε.. Ο Σύνδεσμος ΦΟΣΔΑ Κεντρικής Μακεδονίας, χωρίς αρχική οικονομική επένδυση, εισπράττει ως καθαρό έσοδο ένα σταθερό ποσοστό της τάξης του 12% επί των συνολικών κερδών από τη διάθεση της ηλεκτρικής ενέργειας στο δίκτυο του ΔΕΔΔΗΕ.

6.3.7 Ενεργειακό και Περιβαλλοντικό Αποτύπωμα της Υφιστάμενης Εγκατάστασης

Σύμφωνα με την τεχνικοοικονομική αξιολόγηση της υφιστάμενης πλήρους κλίμακας διάταξης (SBR-RO-MVR), η συνολική κατανάλωση ενέργειας ανέρχεται στην ιδιαίτερα υψηλή ειδική κατανάλωση των 35,3kWh ανά m^3 κατεργασμένου στραγγίσματος (Tsompanoglou et al., 2023).

Η κατανομή της ενέργειας ανά στάδιο επεξεργασίας αναδεικνύει τις θερμικές μεθόδους ως τον κύριο παράγοντα κόστους:

- **Πρωτοβάθμια Καθίζηση / Προκατεργασία:** 5,5% (1,7 kWh / m^3)
- **Βιολογική Βαθμίδα SBR:** 16,7% (5,1 kWh / m^3) , με κύριο καταναλωτή τους φυσητήρες αερισμού (11,3%).
- **Αντίστροφη Ώσμωση (RO):** 13,8% (4,2 kWh / m^3).
- **Εξάτμιση MVR:** 60,5% (απαιτώντας 54,1 kWh/ m^3 κατεργαζόμενου συμπυκνώματος), με την αντλία κενού τύπου roots blower να απορροφά το 44,2% της συνολικής ισχύος της ΜΕΣ.

Παράλληλα, οι συνολικές εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου της μονάδας αγγίζουν τα 9.687 kg CO₂/ημέρα (27,7 kg CO₂/ m^3 στραγγίσματος). Η βιολογική διεργασία SBR (κυρίως λόγω της αποσύνθεσης της βιομάζας) ευθύνεται για το 45,7% των εκπομπών, ενώ η εξάτμιση MVR για το 44,1%, επιβεβαιώνοντας το βαρύ περιβαλλοντικό αποτύπωμα των υφιστάμενων ενεργοβόρων λύσεων.

6.4 Λειτουργικά Προβλήματα και Τεχνικές Προκλήσεις

6.4.1 Ο «Λειτουργικός Γρίφος» και η Σκόπιμότητα της Βιολογικής Βαθμίδας

Στην επιχειρησιακή πρακτική της μονάδας, διαπιστώνεται συχνά η ανάγκη μερικής ή ολικής παράκαμψης (bypass) της βιολογικής βαθμίδας (SBR) και η απευθείας τροφοδοσία της Αντίστροφης Ώσμωσης από τη λιμνοδεξαμενή εξισορρόπησης. Το φαινόμενο αυτό, αν και αποκλίνει από τον αρχικό ονομαστικό σχεδιασμό, τεκμηριώνεται μηχανικά από το γεγονός ότι το ώριμο στράγγισμα στερείται βιοδιασπάσιμου φορτίου (έλλειψη εύκολα διασπάσιμου άνθρακα), καθιστώντας τη λειτουργία του SBR για την αφαίρεση άνθρακα εξαιρετικά δυσχερή και ενεργοβόρα, απαιτώντας τη συνεχή τεχνητή προσθήκη εξωτερικής πηγής άνθρακα (γλυκερίνη).

Ωστόσο, η διατήρηση των SBR σε λειτουργία κρίνεται απαραίτητη για δύο συγκεκριμένους μηχανικούς λόγους:

1. **Το Φράγμα του Αμμωνιακού Αζώτου:** Ο SBR, μέσω των αυτότροφων νιτροποιητών βακτηρίων, οξειδώνει την τοξική αμμωνία σε νιτρικά ιόντα (NO_3^-):



Η βιολογική αυτή νιτροποίηση πραγματοποιείται σε δύο στάδια:

$\text{NH}_4^{4+} + 1.5\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_2^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$ όπου αρχικά η αμμωνία οξειδώνεται σε νιτρώδη και έπειτα τα νιτρώδη οξειδώνονται σε νιτρικά:



Τα νιτρικά ιόντα απομακρύνονται πολύ πιο εύκολα από τις μεμβράνες RO. Χωρίς αυτή τη μετατροπή, η RO θα απαιτούσε ακραία και κοστοβόρα προσθήκη θειικού οξέος (H_2SO_4) για να κρατήσει το pH χαμηλά, ώστε το άζωτο να μην μετατραπεί στην αέρια μορφή της ελεύθερης αμμωνίας (NH_3) που διαπερνά τις μεμβράνες (Metcalf & Eddy, 2014).

2. Έλεγχος του Bio-fouling (Βιολογική Έμφραξη): Ο SBR λειτουργεί ως βαθμίδα βιολογικής σταθεροποίησης. Αν παρακαμφθεί πλήρως, το μη σταθεροποιημένο οργανικό και μικροβιακό φορτίο της λιμνοδεξαμενής προκαλεί την ακαριαία ανάπτυξη βιοϋμενίου (biofilm) στην επιφάνεια των μεμβρανών, μειώνοντας δραματικά τη διαπερατότητα και τον χρόνο ζωής τους (Kurniawan et al., 2006).

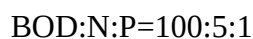
6.4.2 Μηχανισμοί Χαμηλής Παραγωγής Βιολογικής Ιλύος (Λάσπης)

Σε αντίθεση με τους σταθμούς επεξεργασίας αστικών λυμάτων (π.χ. ΒΙΟΠΑ Σίνδου), όπου η παραγωγή λάσπης είναι τεράστια, η επεξεργασία των στραγγισμάτων στον Χ.Υ.Τ.Α. Μαυροράχης παράγει ελάχιστη ποσότητα βιολογικής ιλύος, με αποτέλεσμα η εγκατεστημένη μονάδα φυγόκεντρης αφυδάτωσης να υπολειτουργεί. Το φαινόμενο αυτό εξηγείται μέσω τεσσάρων μηχανισμών της Περιβαλλοντικής Μηχανικής:

Α)Περιορισμός Βιοδιασπάσιμου Υποστρώματος (Χαμηλός Λόγος BOD/COD): Το υγρό περιέχει κυρίως ανθεκτικές (recalcitrant) οργανικές ενώσεις υψηλού μοριακού βάρους (χουμικά και φουλβικά οξέα). Λόγω της έντονης έλλειψης διαθέσιμου βιοδιασπάσιμου άνθρακα (BOD), οι μικροοργανισμοί βρίσκονται σε συνθήκες παρατεταμένου περιορισμού υποστρώματος (substrate limitation), με αποτέλεσμα ο ρυθμός ανάπτυξής τους να ελαχιστοποιείται και να μην παράγεται νέα κυτταρική βιομάζα (Renou et al., 2008, Kargi & Pamukoglu, 2003).

Β)Επικράτηση Ενδογενούς Αναπνοής και Κυτταρικής Λύσης (Αυτοκατανάλωση): Εξαιτίας της έλλειψης τροφής, τα βακτήρια εισέρχονται σε φάση ενδογενούς αναπνοής (endogenous respiration phase), όπου καταναλώνουν τις δικές τους κυτταρικές αποθήκες ή μεταβολίζουν τα προϊόντα της κυτταρικής λύσης νεκρών μικροοργανισμών. Αυτή η βιολογική «αυτοκατανάλωση» διατηρεί τον τελικό συντελεστή παραγωγής βιομάζας (Yobs) σε μηδαμινά επίπεδα (Metcalf & Eddy, 2014, Henze et al., 2008).

Γ)Χημική ανισορροπία Θρεπτικών Συστατικών και Τοξικότητα: Η ιδανική αναλογία θρεπτικών συστατικών για την ανάπτυξη βιομάζας περιγράφεται από τον λόγο:



Στη Μαυροράχη, το άζωτο (N) είναι υπερβολικά υψηλό και το BOD₅ ελάχιστο. Αυτή η έντονη χημική ανισορροπία, σε συνδυασμό με την υψηλή αλατότητα, αναγκάζει τους μικροοργανισμούς να δαπανούν το σύνολο της ενέργειάς τους για λόγους κυτταρικής συντήρησης και ωσμωρύθμισης, και όχι για αναπαραγωγή.

Δ)Κινητική των Αυτότροφων Νιτροποιητών Βακτηρίων: Τα υπεύθυνα βακτήρια για τη νιτροποίηση (Ammonia Oxidizing Bacteria - AOB και Nitrite Oxidizing Bacteria - NOB) είναι αυτότροφα και χαρακτηρίζονται εκ φύσεως από εξαιρετικά χαμηλό συντελεστή παραγωγής βιομάζας (Y περίπου 0,05 – 0,1 g VSS/g N) σε σχέση με τα ετερότροφα βακτήρια των αστικών λυμάτων (Henze et al., 2008).

6.4.3 Διαχείριση Άλμης, Νομικό Καθεστώς και Υγιεινή

- I. **Ο Κλειστός Βρόχος της Άλμης:** Λόγω των λειτουργικών περιορισμών της μονάδας εξάτμισης,, το συμπύκνωμα της RO οδηγείται συχνά πίσω με ανακυκλοφορία στο σώμα του Χ.Υ.Τ.Α. Η πρακτική αυτή δημιουργεί έναν κλειστό βρόχο που αυξάνει μακροπρόθεσμα την αγωγιμότητα και τη συγκέντρωση των ρύπων στα ακατέργαστα στραγγίσματα, επιτείνοντας το φαινόμενο έμφραξης των μεμβρανών.
- II. **Νομικό Καθεστώς Ιδιοπαραγόμενων Αποβλήτων:** Η παραγόμενη βιολογική ιλύς και τα κορεσμένα φίλτρα φυσιγγίων κατηγοριοποιούνται ως επικίνδυνα απόβλητα. Ωστόσο, επειδή παράγονται εντός της εγκατάστασης (ιδιοπαραγόμενα κατάλοιπα), ο Χ.Υ.Τ.Α. βάσει των ΑΕΠΟ έχει το νόμιμο δικαίωμα να τα διαθέτει επιτόπου προς υγειονομική ταφή στο ενεργό μέτωπο του κυττάρου («ταβάνι»).
- III. **Υγιεινή και Ασφάλεια:** Η προσθήκη θεικού οξέος σε αναερόβιο περιβάλλον ενέχει τον κίνδυνο παραγωγής υδροθείου (H₂S, οσμή κλούβιου αυγού), το οποίο μαζί με τις αναθυμιάσεις της αμμωνίας (NH₃) συνιστά κίνδυνο για το αναπνευστικό σύστημα των εργαζομένων. Παρά την ύπαρξη απαερωτή (degasser) και Μέσων Ατομικής Προστασίας (μάσκες ενεργού άνθρακα), η θερμική καταπόνηση κατά τους θερινούς μήνες δυσχεραίνει τη συνεχή χρήση τους από τους χειριστές.
- IV. **Τρωτότητα Ηλεκτρικής Ενέργειας:** Λόγω του μεγάλου υδραυλικού φορτίου, πιθανή διακοπή ρεύματος από το κεντρικό δίκτυο ενέχει άμεσο κίνδυνο υπερχειλίσσης της λιμνοδεξαμενής. Για την αντιμετώπιση αυτού του κινδύνου, στην εγκατάσταση λειτουργεί αυτόνομη εφεδρική γεννήτρια (H/Z) μεγάλης ισχύος με σύστημα αυτόματης μεταγωγής/εκκίνησης.

6.4.4 Εργαστηριακός Έλεγχος και Μεθοδολογία Αναλύσεων

Η παρακολούθηση της αποδοτικότητας των διεργασιών πραγματοποιείται στο πιστοποιημένο εργαστήριο του Χ.Υ.Τ.Α. Μαυροράχης, το οποίο λειτουργεί ως ο κεντρικός πυλώνας ελέγχου της ποιότητας των επεξεργασμένων εκροών. Ο εργαστηριακός εξοπλισμός περιλαμβάνει σύγχρονα συστήματα φασματοφωτομετρίας για τον προσδιορισμό του οργανικού φορτίου (COD) και του αζώτου, καθώς και ειδικούς θαλάμους ελεγχόμενης θερμοκρασίας για τις μετρήσεις BOD₅. Η ακρίβεια των

μετρήσεων διασφαλίζεται μέσω της αυστηρής εφαρμογής των Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2023).

Πίνακας 6.1: Πρωτόκολλο εργαστηριακών αναλύσεων και εφαρμοζόμενες μεθοδολογίες ελέγχου στη μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων του Χ.Υ.Τ.Α. Μαυροράχης

Παράμετρος Ανάλυσης	Τύπος Δείγματος	Μεθοδολογία / Συσκευή Εργαστηρίου
COD, Ολικό Άζωτο, Φώσφορος	Αρχικό (Ακατέργαστο) Δείγμα	Θερμική & χημική αποδόμηση σε συσκευή Πένης → Ψύξη → Μέτρηση σε Φασματοφωτόμετρο
BOD ₅	Αρχικό Δείγμα	Επώαση για 5 ημέρες σε ειδικό θάλαμο BOD → Μέτρηση κατανάλωσης διαλυμένου οξυγόνου
Χρώμα & Θολότητα	Δείγμα από Διήθημα	Απευθείας μέτρηση φιλτραρισμένου δείγματος στο φωτόμετρο / θολοσίμετρο
Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (TSS)	Δείγμα Φίλτρου	Διήθηση γνωστού όγκου → Ξήρανση σε φούρνο στους 105°C → Ψύξη 10' σε ξηραντήρα → Ζύγιση
Πτητικά Αιωρούμενα Στερεά (VSS)	Δείγμα Φίλτρου	Αποξηραμένο φίλτρο σε υψικάμινο στους 550°C για 25' (αποτέφρωση οργανικού κλάσματος) → Ψύξη 10' → Τελική ζύγιση

Πηγή: Χημείο του ΧΥΤΑ Μαυροράχης, ΦοΔΣΑ Κ.Μακεδονίας.

7. Αξιολόγηση Τεχνολογικών Λύσεων & Προτάσεις Βελτιστοποίησης

7.1 Επιλογή Κατάλληλων Τεχνολογιών Βάσει των Ευρημάτων

Με βάση την τεχνική και λειτουργική αξιολόγηση της υφιστάμενης κατάστασης στον Χ.Υ.Τ.Α. Μαυροράχης (Κεφάλαιο 6) διαπιστώνεται ότι η υφιστάμενη Μονάδα Επεξεργασίας Στραγγισμάτων (ΜΕΣ) επιτυγχάνει μεν υψηλή καθαρότητα στο τελικό νερό (Permeate), αλλά πάσχει από δύο δομικά, συστημικά προβλήματα που απειλούν τη μακροπρόθεσμη βιωσιμότητά της:

Α) Ενεργειακή Ασύμφορη Λειτουργία της Βιολογικής Βαθμίδας: Λόγω της προχωρημένης ηλικίας του Χ.Υ.Τ.Α. (έτος έναρξης 2008), τα στραγγίσματα είναι πλήρως σταθεροποιημένα και στερούνται εύκολα βιοδιασπάσιμου οργανικού άνθρακα ($BOD_5/COD < 0,1$). Η διατήρηση της διεργασίας SBR αποκλειστικά για την αφαίρεση άνθρακα καθίσταται ενεργοβόρα και απαιτεί τη συνεχή, κοστοβόρα προσθήκη εξωτερικού υποστρώματος (γλυκερίνης).

Β) Ο Φαύλος Κύκλος της Ανακυκλοφορίας της Άλμης: Η μονάδα εξάτμισης μηχανικής συμπίεσης ατμών (MVR), αν και αποτελεί μέρος του ονομαστικού

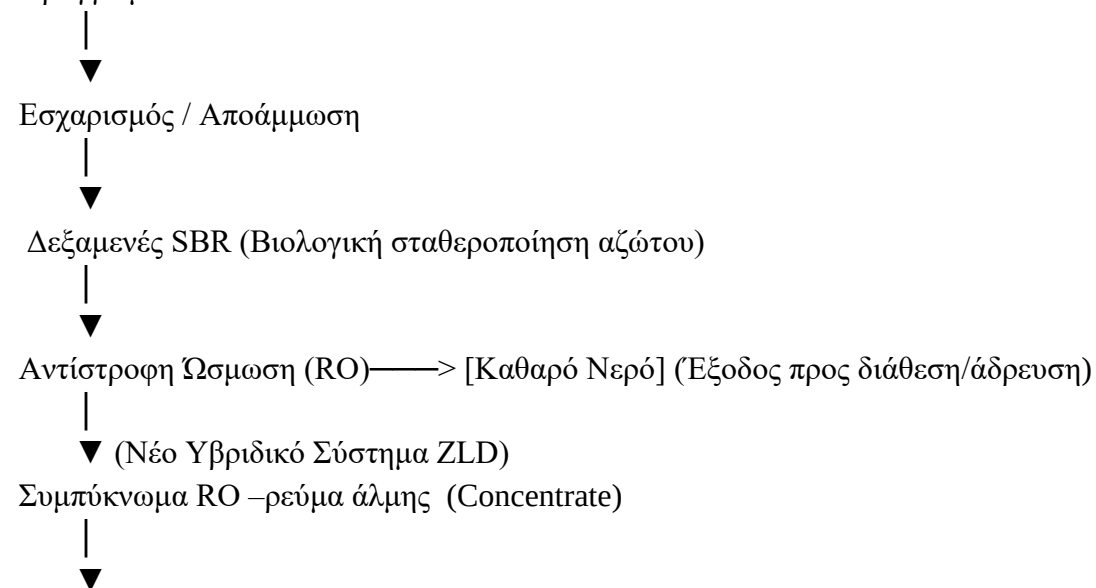
σχεδιασμού, παρουσιάζει απαγορευτικό λειτουργικό κόστος, καθώς απορροφά το 60,5% της συνολικής ηλεκτρικής ενέργειας της ΜΕΣ (54,1kWh/m³ κατεργαζόμενου συμπυκνώματος). Ως εκ τούτου, η άλμη της Αντίστροφης Όσμωσης (RO Concentrate) επανεισάγεται συστηματικά στο σώμα του Χ.Υ.Τ.Α. Η πρακτική αυτή δημιουργεί έναν καταστροφικό κλειστό βρόχο, ο οποίος εκτοξεύει την ηλεκτρική αγωγιμότητα και τη συγκέντρωση των ανθεκτικών ρύπων στα ακατέργαστα στραγγίσματα, επιτείνοντας την έμφραξη (*fouling*) των μεμβρανών (Tsompanoglou et al., 2023).

Η εύρεση μιας βιώσιμης τεχνολογίας αιχμής τύπου «End-of-Pipe» για τη διαχείριση του συμπυκνώματος των μεμβρανών (LLMC) αποτελεί την κρισιμότερη περιβαλλοντική πρόκληση. Απαιτείται μια διάταξη ικανή να καταστρέψει το ανθεκτικό οργανικό φορτίο (χουμικές και φουλβικές ενώσεις) και το αμμωνιακό άζωτο απευθείας από το ρεύμα της άλμης, οδηγώντας την εγκατάσταση σε καθεστώς πραγματικής Μηδενικής Απόρριψης Υγρών (Zero Liquid Discharge – ZLD), χωρίς τη χρήση ενεργοβόρων θερμικών φάσεων (Radjenovic & Sedlak, 2015).

7.2 Συνδυαστικές και Υβριδικές Λύσεις: Ενσωμάτωση του Συστήματος FBER

Για την επίλυση του σύνθετου λειτουργικού αυτού γρίφου, προτείνεται η στρατηγική ενσωμάτωση ενός πρωτοποριακού ηλεκτροχημικού αντιδραστήρα διήθησης σταθερής κλίνης FBER (Flow-Through Bulk Electrochemical Reactor) με τρισδιάστατη (3D) άνοδο διοξειδίου του μαγγανίου επικαλυμμένου με άνθρακα (MnO₂/CM). Ο αντιδραστήρας FBER χωροθετείται αποκλειστικά για την κατεργασία του ρεύματος της άλμης που εκρέει από την Αντίστροφη Όσμωση, αντικαθιστώντας τους ενεργοβόρους εξατμιστές και διακόπτοντας την ανακυκλοφορία στον Χ.Υ.Τ.Α. Η νέα προτεινόμενη διάταξη του υβριδικού συστήματος ZLD αποτυπώνεται στο ακόλουθο λειτουργικό διάγραμμα ροής (διάγραμμα 7.1):

Στραγγίσματα ΧΥΤΑ



Σύστημα FBER (MnO_2/CM) $\longrightarrow$ Ηλεκτροχημική καταστροφή ανθεκτικού COD & Αμμωνίας NH_4^+-N



Τελική Καθίζηση / Διαχωρισμός Ιλύος $\longrightarrow$ Ανάκτηση Πόρων / Ενσωμάτωση σε Δομικά Υλικά

7.2.1 Μηχανισμοί Ηλεκτροκαταλυτικής Δράσης στο Συμπύκνωμα της RO

Οι βασικοί μηχανισμοί άμεσης και έμμεσης ηλεκτροχημικής οξείδωσης, καθώς και τα φαινόμενα ενισχυμένης μεταφοράς μάζας εντός των πόρων της αντιδραστικής μεμβράνης, έχουν αναλυθεί λεπτομερώς στο Κεφάλαιο 4.3.2. Στην περίπτωση του συμπυκνώματος της Μαυροράχης, η υψηλή συγκέντρωση χλωριούχων αλάτων στην άλμη λειτουργεί ως φυσικός ηλεκτρολύτης, διευκολύνοντας την in-situ παραγωγή ενεργού χλωρίου (Martinez-Huitle et al., 2015). Η έμμεση αυτή οξειδωτική δράση επιτίθεται αδιακρίτως στο ανθεκτικό οργανικό φορτίο και στα ιόντα αμμωνίου, επιτυγχάνοντας απομακρύνσεις της τάξης του 94,6% για το COD και 90,3% για το NH_4^+-N , αντίστοιχα (Hui et al., 2025).

7.3 Προτεινόμενο Βέλτιστο Σενάριο: Προσομοίωση Πιλοτικής Εφαρμογής FBER

Για την αξιολόγηση της πρακτικής εφαρμοσιμότητας στην Ελλάδα και συγκεκριμένα στον Χ.Υ.Τ.Α. Μαυροράχης, εξετάζεται η μοντελοποίηση μιας αυτόνομης modular πιλοτικής μονάδας FBER (pilot-scale), στεγασμένος σε ISO-Container, σχεδιασμένης για τον έλεγχο παροχής 1,0 m³/ημέρα (1.000 kg/day) από το ρεύμα της άλμης της υφιστάμενης RO.

Διαστασιολόγηση και Ενεργειακές Απαιτήσεις

Με βάση τα επιχειρησιακά και πειραματικά δεδομένα (Hui et al., 2025, Villanueva Martinez, 2025), για ένα τυπικό αρχικό COD εισόδου της άλμης στον αντιδραστήρα ίσο με 3.675 mg/L (ή 3,675 kg/m³), η ημερήσια μάζα του προς απομάκρυνση COD (οργανικό φορτίο προς ηλεκτροχημική οξείδωση) υπολογίζεται ως εξής:

$$\text{Μάζα COD} = 1,0 \text{ m}^3/\text{ημέρα} \times 3,675 \text{ kg/m}^3 = 3,675 \text{ kg COD}/\text{ημέρα}$$

Όπως τεκμηριώθηκε στο Κεφάλαιο 4.3.4.1, η ειδική ενεργειακή κατανάλωση του αντιδραστήρα FBER με άνοδο MnO_2/CM περιορίζεται στο εξαιρετικά χαμηλό μέγεθος των 2,49 kWh/kg COD λόγω της τρισδιάστατης δομής του, η οποία εκμηδενίζει το οριακό στρώμα διάχυσης (Hui et al., 2025). Η απαιτούμενη ηλεκτρική ενέργεια για τη λειτουργία του κυττάρου οξείδωσης ανέρχεται σε:

$$\text{Ημερήσια Ενέργεια} = 3,675 \text{ kg COD} \times 2,49 \text{ kWh/kg COD} \approx 9,15 \text{ kWh}/\text{ημέρα}$$

Θεωρώντας έναν βέλτιστο υδραυλικό χρόνο παραμονής $HRT = 4h$ για την ολοκλήρωση των αντιδράσεων, ο απαιτούμενος ενεργός όγκος (V_r) του αντιδραστήρα FBER υπολογίζεται ως:

$$V_r = Q * HRT = (1,0 \text{ m}^3 / 24h) * 4 \text{ h} \approx 0,167 \text{ m}^3 \text{ (δηλαδή όγκος 167 λίτρων (L))}.$$

Η διαστασιολόγηση αυτή ευθυγραμμίζεται με τις αρχές σχεδιασμού μονάδων REM που προτείνονται στη βιβλιογραφία για την ελαχιστοποίηση των "νεκρών ζωνών" και τη βελτιστοποίηση της υδραυλικής απόδοσης (Villanueva Martinez, 2025).

Πλεονεκτήματα της Εφαρμογής στη Μαυροράχη

- **Modular Σχεδιασμός & Compact Footprint:** Λόγω του χαμηλού ενεργού όγκου που απαιτείται (167L), ολόκληρο το σύστημα επεξεργασίας και με τις αντλίες και τους πίνακες αυτοματισμού στεγάζεται σε ένα container 20 ποδιών (20ft ISO container), εκμηδενίζοντας τα κόστη πολιτικού μηχανικού καθώς δεν χρειάζονται καθόλου δαπανηρές και χρονοβόρες κατασκευές από μπετόν και οικοδομικά υλικά στο έδαφος για να στηθεί η μονάδα.
- **Χαμηλό Λειτουργικό Κόστος (OPEX):** Με ημερήσια κατανάλωση $\approx 9,15 \text{ kWh}$ για το FBER και επιπλέον 3–4 kWh για τις βοηθητικές αντλίες, το ενεργειακό κόστος είναι αμελητέο (λιγότερο από 2 €/ημέρα), καθιστώντας τη λύση οικονομικά αποδοτικότερη από τη θερμική εξάτμιση, η οποία απαιτεί 54,1 kWh/m³ (Tsompanoglou et al., 2023).
- **Οριστική Εξάλειψη Δευτερογενούς Ρύπανσης:** Το σύστημα διακόπτει οριστικά τον φαύλο κύκλο της ανακυκλοφορίας της άλμης. Η ελάχιστη αδρανής χημική ιλύς που προκύπτει μετά την καθίζηση του FBER, λόγω της υψηλής περιεκτικότητάς της σε πυριτικά και αργιλοπυριτικά συστατικά, μπορεί να ενσωματωθεί ως πρώτη ύλη στην παραγωγή τσιμεντοειδών μιγμάτων ή τούβλων, κλείνοντας αποτελεσματικά τον κύκλο διαχείρισης του αποβλήτου σύμφωνα με τις αρχές της κυκλικής οικονομίας (Hui et al., 2025).

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 8: Συμπεράσματα και Προτάσεις Μελλοντικής Έρευνας

8.1 Συνοπτική Παρουσίαση των Βασικών Συμπερασμάτων

Η παρούσα διπλωματική εργασία επικεντρώθηκε στη διεξοδική αξιολόγηση των σύγχρονων τεχνολογιών διαχείρισης στραγγισμάτων Χ.Υ.Τ.Α., με παράλληλη εμβάθυνση σε μια πραγματική μελέτη περίπτωσης πλήρους κλίμακας: τη Μονάδα Επεξεργασίας Στραγγισμάτων (ΜΕΣ) του Χ.Υ.Τ.Α. Μαυροράχης. Η στατιστική ανάλυση και η αποτίμηση των εργαστηριακών δεδομένων παρακολούθησης για όλο το έτος 2025 οδήγησαν σε κρίσιμα περιβαλλοντικά και τεχνολογικά συμπεράσματα:

- **Επιβεβαίωση της Φάσης Σταθεροποίησης του Χ.Υ.Τ.Α.:** Οι μετρήσεις του οργανικού φορτίου στην είσοδο της ΜΕΣ (COD: 5.960–6.700mg/L και BOD₅: 562–812mg/L) τεκμηρίωσαν πειραματικά έναν εξαιρετικά χαμηλό λόγο βιοαποδομησιμότητας

(BOD₅/COD περίπου ίσο με 0,094–0,12). Το εύρημα αυτό επαληθεύει τη θεωρητική υπόσταση των «ώριμων» στραγγισμάτων, όπου το εύκολα διασπάσιμο οργανικό φορτίο έχει αποικοδομηθεί, αφήνοντας ανθεκτικά μακρομόρια (χουμικά και φουλβικά οξέα) που ανθίστανται στη βιολογική οξείδωση.

- **Αποτίμηση της Υφιστάμενης Διάταξης:** Η υφιστάμενη γραμμή επεξεργασίας (SBR \RO) επιδεικνύει εξαιρετική πιστότητα ως προς την καθαρότητα του τελικού αποδέκτη, πετυχαίνοντας εντυπωσιακά ποσοστά απομάκρυνσης (>99,9%) για το COD (5,25mg/L) και την ηλεκτρική αγωγιμότητα (32,4 S/cm). Ωστόσο, η βιολογική βαθμίδα SBR λειτουργεί υπό συνθήκες έντονου περιορισμού υποστρώματος (*substrate limitation*), καθιστώντας την αφαίρεση άνθρακα μη αποδοτική και απαιτώντας τη συνεχή, δαπανηρή προσθήκη εξωτερικής πηγής (γλυκερίνης). Η λειτουργία του SBR κρίνεται παρόλα αυτά μηχανικά απαραίτητη, καθώς λειτουργεί ως σταθεροποιητής για την αποφυγή ακαριαίου βιολογικού *fouling* στις μεμβράνες και ως φράγμα για την οξείδωση του ακραίου φορτίου αμμωνιακού αζώτου (2.571–2.832mg/L).
- **Η Αδυναμία των Συμβατικών Μεθόδων Διαχείρισης Συμπυκνώματος:** Η παραγωγή του ρεύματος της άλμης (retentate) από την Αντίστροφη Όσμωση αποτελεί το σημαντικότερο περιβαλλοντικό ζήτημα της εγκατάστασης. Η υφιστάμενη μονάδα εξάτμισης μηχανικής συμπίεσης ατμών (MVR), αν και είναι ικανή να οδηγήσει σε καθεστώς Μηδενικής Υγρής Απόρριψης (ZLD), παρουσιάζει απαγορευτικό λειτουργικό κόστος, απορροφώντας το 60,5% της συνολικής ηλεκτρικής ενέργειας της ΜΕΣ (54,1kWh/m³). Η εναλλακτική πρακτική της συνεχούς ανακυκλοφορίας της άλμης πίσω στα κύτταρα ταφής δημιουργεί έναν καταστροφικό κλειστό βρόχο, ο οποίος εκτοξεύει την αλατότητα του ακατέργαστου στραγγίσματος (αγωγιμότητα εισόδου >35.000S/cm) και επιτείνει την έμφραξη των μεμβρανών, καθιστώντας τη μέθοδο μακροπρόθεσμα μη βιώσιμη.

8.2 Τεχνικές, Περιβαλλοντικές και Επιχειρησιακές Προοπτικές

Για την άρση των ανωτέρω λειτουργικών περιορισμών, η εργασία αυτή πρότεινε μια καινοτόμο, υβριδική λύση «End-of-Pipe» μέσω της ενσωμάτωσης ενός ηλεκτροχημικού αντιδραστήρα διήθησης σταθερής κλίνης **FBER** με τρισδιάστατη άνοδο MnO₂/CM. Η τεχνοοικονομική προσομοίωση και η κινητική μοντελοποίηση μιας modular πιλοτικής μονάδας (παροχής 1,0m³/d) απέδειξε τη σκοπιμότητα της μετάβασης προς βιώσιμα πρότυπα διαχείρισης:

- **Ενεργειακή και Οικονομική Βιωσιμότητα:** Λόγω της τρισδιάστατης πορώδους δομής της καταλυτικής μεμβράνης, η οποία εκμηδενίζει το οριακό στρώμα διάχυσης, η ειδική κατανάλωση ενέργειας περιορίζεται στα 2,49 kWh/kg COD}. Για τη διαχείριση του οργανικού φορτίου της άλμης, η απαιτούμενη ενέργεια ανέρχεται σε μόλις 9,15 kWh/ημέρα (λειτουργικό κόστος κάτω από 2€/ ημέρα), μέγεθος που αντιπροσωπεύει μόλις το 1/3 του κόστους των συμβατικών θερμικών τεχνολογιών εξάτμισης.
- **Προώθηση της Κυκλικής Οικονομίας:** Η ηλεκτροχημική επεξεργασία αξιοποιεί τα υψηλά χλωριούχα ανιόντα της άλμης (5.682 –5.909mg/L) ως φυσικό ηλεκτρολύτη για την *in-situ* παραγωγή ενεργού χλωρίου, πετυχαίνοντας ταυτόχρονη καταστροφή του

COD (94,6%) και μετατροπή του αμμωνιακού αζώτου (90,3%) σε αβλαβές αέριο άζωτο (N_2). Παράλληλα, η αδρανής χημική ιλύς που προκύπτει από την τελική καθίζηση, απαλλαγμένη από τοξικό φορτίο, μπορεί να αξιοποιηθεί ως filler σε τσιμεντοειδή μίγματα, επιτυγχάνοντας πλήρη Μηδενική Απόρριψης Υγρών (ZLD) και σταθεροποίηση των ρύπων.

Η επιχειρησιακή υλοποίηση προτείνεται να ακολουθήσει μια ιεραρχική πορεία τριών σταδίων:

1. **Εργαστηριακή Κλίμακα (Bench-scale):** Δοκιμές σε μικρά κύτταρα για την επαλήθευση των πυκνοτήτων ρεύματος ($40\text{--}60\text{mA/cm}^2$) με πραγματικό Retentate της Μαυροράχης.
2. **Modular Πιλοτική Μονάδα (Pilot-scale):** Εγκατάσταση της μονάδας των 167L εντός ISO-Container 20ft για την επιτόπου αξιολόγηση της αντοχής της μεμβράνης σε συνθήκες συνεχούς ροής.
3. **Βιομηχανική Κλίμακα (Full-scale Scale-up):** Σχεδιασμός και κατασκευή της τελικής μονάδας για τη διαχείριση του συνόλου των παραγόμενων συμπυκνωμάτων της άλμης (περίπου $250\text{m}^3/\text{ημέρα}$ βάσει του υδατικού ισοζυγίου της εγκατάστασης).

8.3 Πεδία για Περαιτέρω Έρευνα

Παρόλο που η σκοπιμότητα του συστήματος Coagulation-FBER-NF τεκμηριώθηκε τεχνοοικονομικά, η μετάβαση σε πλήρη βιομηχανική κλίμακα ανοίγει νέα πεδία για μελλοντική επιστημονική έρευνα:

8.3.1 Ενεργειακή Βελτιστοποίηση και Σύζευξη με ΑΠΕ

Η μελλοντική έρευνα πρέπει να εστιάσει στην πλήρη ενεργειακή αυτονόμηση της modular μονάδας FBER μέσω της απευθείας διασύνδεσής της με αυτόνομα συστήματα ανανεώσιμων πηγών ενέργειας (φωτοβολταϊκά πάνελ εγκατεστημένα στις αποκατεστημένες κυψέλες του Χ.Υ.Τ.Α. ή αξιοποίηση της ηλεκτρικής ενέργειας που παράγεται από τη Μονάδα Καύσης Βιοαερίου της ΕΛΕΚΤΩΡ). Η μελέτη της δυναμικής απόκρισης του αντιδραστήρα σε μεταβαλλόμενες τάσεις τροφοδοσίας θα επιτρέψει τη βέλτιστη διαχείριση των ωμικών αντιστάσεων.

8.3.2 Νέες Ηλεκτροκαταλυτικές Μεμβράνες και Διάρκεια Ζωής

Κρίσιμο πεδίο έρευνας αποτελεί η μακροχρόνια σταθερότητα της ανόδου MnO_2/CM έναντι των φαινομένων καθαλάτωσης (*scaling*) από δισθενή κατιόντα (Ca^{2+} , Mg^{2+}) που αφθονούν στην άλμη. Απαιτείται η διερεύνηση προηγμένων μεθόδων περιοδικής αναστροφής της πολικότητας (*electro-bromination* ή *acid washing*) για την in-situ απομάκρυνση των ανόργανων επικαθίσεων, καθώς και η ανάπτυξη νέων νανοδομημένων REMs με βάση υποστοιχειομετρικά οξείδια του τιτανίου (Ti_nO_{2n-1}) τροποποιημένα με ευγενή μέταλλα για την επιμήκυνση του χρόνου ζωής του εξοπλισμού.

8.3.3 Μοντελοποίηση και Πρόβλεψη Παραγωγής Στραγγισμάτων

Λόγω της έντονης κλιματικής μεταβλητότητας και της εποχικότητας που καταγράφηκε στη Βόρεια Ελλάδα, είναι απαραίτητη η ανάπτυξη προηγμένων υπολογιστικών μοντέλων (π.χ. μεθόδων μηχανικής μάθησης ή του μοντέλου HELP - Hydrologic Evaluation of Landfill Performance). Η ακριβής πρόβλεψη των ποσοτικών διακυμάνσεων της παροχής των στραγγισμάτων σε ορίζοντα εικοσαετίας θα επιτρέψει τη δυναμική διαστασιολόγηση των δεξαμενών εξισορρόπησης, διασφαλίζοντας ότι η ΜΕΣ δεν θα υπερβαίνει ποτέ την ονομαστική της χωρητικότητα ($900\text{m}^3/\text{d}$) κατά τη διάρκεια ακραίων μετεωρολογικών φαινομένων.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 9: Βιβλιογραφία

- Abbas, A. A., Jingsong, G., Ping, L. Z., Ya, P. Y., & Al-Rekabi, W. S. (2009). Review on landfill leachate treatments. *American Journal of Applied Sciences*, 6(4), 672-684.
- Abdeljaber, A., Abdallah, M., Arab, M., & El Badawy, A. (2024). Optimization of ultrasonication and alkalization as pretreatment methods for leachate co-digested with food waste toward maximum synergistic effects. *Chemosphere*, 362, 142634.
- Abdel-Shafy, H. I., Ibrahim, A. M., Al-Sulaiman, A. M., & Okasha, R. A. (2024). Landfill leachate: Sources, nature, organic composition, and treatment: An environmental overview. *Ain Shams Engineering Journal*, 15(4), 102293. <https://doi.org/10.1016/j.asej.2023.102293>
- Adlan, M. N., Palaniandy, P., & Aziz, H. A. (2011). Optimization of coagulation and dissolved air flotation (DAF) treatment of semi-aerobic landfill leachate using response surface methodology (RSM). *Desalination*, 277(1-3), 74-82.
- Ahmed, F. N., & Lan, C. Q. (2012). Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review. *Desalination*, 287, 41-54.
- Alfaia, R. G. S. M., Nascimento, M. M. P., Bila, D. M., & Campos, J. C. (2019). Coagulation/flocculation as a pretreatment of landfill leachate for minimizing fouling in membrane processes. *Desalination and Water Treatment*, 159, 53-59. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24280>
- Almeida, R., Porto, R. F., Quintaes, B. R., Bila, D. M., Lavagnolo, M. C., & Campos, J. C. (2023). Management of landfill leachate concentrate: A review of recent treatment technologies and resource recovery strategies. *Waste Management & Research*, 41(2), 264-284. <https://doi.org/10.1177/0734242X221116212> ΝΑ ΣΒΗΣΩ ΜΕΡΙΚΕΣ ΦΟΡΕΣ

- Amos, T., et al. (2024). Investigation of efforts and problems in implementing the Basel convention in Nigeria. *Asian Journal of Geographical Research*, 7, 69-84.
<https://doi.org/10.9734/ajgr/2024/v7i1216>
- Anand, N., Sankar Ganesh, P., Pathak, P., & Siva Prasad, B. (2022). Electrochemical oxidation for landfill leachate treatment. In P. Pathak & S. G. Palani (Eds.), *Circular Economy in Municipal Solid Waste Landfilling* (pp. 119–137). Springer, Cham.
https://doi.org/10.1007/978-3-031-07785-2_6
- Anjum, M., Anees, M., Qadeer, S., Khalid, A., Kumar, R., & Barakat, M. A. (2023). A recent progress in the leachate pretreatment methods coupled with anaerobic digestion for enhanced biogas production. *International Journal of Molecular Sciences*, 24(1), 763.
<https://doi.org/10.3390/ijms24010763>
- Aziz, S. Q., Aziz, H. A., Mojiri, A., Bashir, M. J. K., & Abu Amr, S. S. (2013). Landfill leachate treatment using sequencing batch reactor (SBR) process: Limitation of operational parameters and performance. *International Journal of Scientific Research in Knowledge*, 1(3), 34–43.
- Bade, R., & Oh, S. (2016). Fate of emerging contaminants during membrane filtration. *Current Pollution Reports*, 2(1), 38-48.
- Bagchi, A. (2004). *Design of Landfills and Integrated Solid Waste Management* (3rd ed.). John Wiley & Sons.
- Bakhshoodeh, R., Alavi, N., Paydary, P., Napolitano, B., Mohammadi, A., & Villarini, M. (2020). Constructed wetlands for landfill leachate treatment: A review. *Ecological Engineering*, 146, 105725. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105725>
- Bergesen, H. O., et al. (2018). *Yearbook of International Co-operation on Environment and Development*. Routledge.
- Bilardi, S., Calabrò, P. S., Greco, R., & Moraci, N. (2018). Selective removal of heavy metals from landfill leachate by reactive granular filters. *Science of the Total Environment*, 644, 335-341. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.353>
- Bohdziewicz, J., Bodzek, M., & Górka, J. (2001). Application of pressure-driven membrane techniques to biological treatment of landfill leachate. *Process Biochemistry*, 36(7), 641–646. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(00\)00259-4](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(00)00259-4)
- Bortolotti, V., et al. (2021). European legislation on landfilling: A review of current status and future perspectives. *Waste Management & Research*, 39(10), 1250-1262.
- Brosler, M., Jia, C., & Wilk, M. (2023a). Comparative study of boron-doped diamond (BDD) and lead dioxide (PbO₂) anodes for the total mineralization of recalcitrant organic matter in landfill leachate concentrate. *Electrochimica Acta*, 442, 141920.
- Brosler, P., Girão, A. V., Silva, R. F., Tedim, J., & Oliveira, F. J. (2023b). In-house vs. commercial boron-doped diamond electrodes for electrochemical degradation of water

pollutants: A critical review. *Frontiers in Materials*, 10, DOI:10.3389/fmats.2023.1020649

Calabrò, P. S., Sbaffoni, S., Orsi, S., Gentili, E., & Meoni, C. (2010). The landfill reinjection of concentrated leachate: Findings from a monitoring study at an Italian site. *Journal of Hazardous Materials*, 181(1-3), 962–968. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.05.107

Chen, H., et al. (2024). Treatment of landfill leachate by coagulation: A review. *Science of the Total Environment*, 912, 169294. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169294>

Chen, W., Gu, Z., Ran, G., & Li, Q. (2021). Application of membrane separation technology in the treatment of leachate in China: A review. *Waste Management*, 121, 127-140. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.12.012>

Chianese, A., Ranauro R., Verdone, N. (1999). Treatment of landfill leachate by reverse osmosis: A pilot-scale study. *Water Research*, 33(10), 2320–2330. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00240-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00240-1)

Christensen, T. H., Kjeldsen P., Bjerg P., Jensen D., Christensen J., Baun A., Hans, Albrechtsen J., Heron G. et al. (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, 16(7-8), 659-718. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(00\)00082-2](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(00)00082-2)

Clemente, E., Domingues, E., Quinta-Ferreira, R.M., Leitão, A., & Martins, R.C. (2024). Solar photo-Fenton and persulphate-based processes for landfill leachate treatment: A critical review. *Science of the Total Environment*, 912, 169471. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169471>

Comninellis, C. (1994). Electrocatalysis in the electrochemical conversion/combustion of organic pollutants for waste water treatment. *Electrochimica Acta*, 39(11-12), 1857-1862. [10.1016/0013-4686\(94\)85175-1](https://doi.org/10.1016/0013-4686(94)85175-1)

Daniel, A. N., et al. (2021). Review on effect of dumpsite leachate to the environmental and public health implication. *GSC Advanced Research and Reviews*, 7, 051-060. DOI:10.30574/gscarr.2021.7.2.0097

Daud, N. M., et al. (2012). Treatment of Leachate by Coagulation-Flocculation using different Coagulants and Polymer: A Review. *International Journal on Advanced Science, Engineering and Information Technology*, 2(2).

de Oliveira, M., et al. (2020). Pharmaceuticals residues and xenobiotics contaminants: occurrence and analytical techniques. *Science of the Total Environment*, 705, 135568. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135568>

Deng, Y., & Englehardt, J. D. (2006). Treatment of landfill leachate by the Fenton process. *Water Research*, 40(20), 3683–3694. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.08.009>

Directive 1999/31/EC. Council Directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste. *Official Journal of the European Communities*. <http://data.europa.eu/eli/dir/1999/31/oj>

El Hachimi, O., et al. (2025). Advances in membrane bioreactor for landfill leachate treatment: A review of characterization, challenges, and novel configurations. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 13(1), 116653. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.116653>

Erabee, I. K., et al. (2018). Modified activated carbon for the removal of organic and inorganic pollutants from landfill leachate. *Journal of Water Process Engineering*, 22, 139-145. DOI:10.1007/s12205-017-1430-z

European Commission. (2008). Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council on waste. *Official Journal of the European Union*. <http://data.europa.eu/eli/dir/2008/98/oj>

Foo, K. Y., & Hameed, B. H. (2009). An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process. *Journal of Hazardous Materials*, 171(1-3), 54-60. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.06.038>

Gertsakis, J., & Lewis, H. (2017). Design + environment: A global guide to designing greener goods *Design for Environment, Centre for Design at RMIT*, 10.4324/9781351282208

Ghafari, S., et al. (2009). Application of response surface methodology (RSM) to optimize coagulation-flocculation treatment of leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 163, 650-656. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.07.090>

Hasnine, T., Lumbaue, E. C., & Yuan, Q. (2024). Optimisation of electrochemical oxidation process with boron doped diamond (BDD) for removing COD, colour, ammonium, and phosphate in landfill leachate. *Environmental Technology*, 45(16), 3141-3154. DOI: 10.1080/09593330.2023.2210769

Henze, M., van Loosdrecht, M. C. M., Ekama, G. A., & Brdjanovic, D. (2008). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780401867>

Hinds, R. D. (2022). RCRA and the Basel Convention: A Comparative Analysis. *Environmental Law Reporter*.

Hui, H., Wang, Y., Huang, C., Wang, C., Yang, T., Mo, J., Li, X., Wang, Y., Pei, H., Zhang, L., Shi, D., Wang, J., Qi, Y., & Zhang, Y. (2025). Treatment of landfill leachate concentrate using an integrated coagulation-fixed-bed electrocatalytic reactor-nanofiltration system. *Separation and Purification Technology*, 366, 132814. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2025.132814>

Hunce, S. Y., Akgul, D., Demir, G., & Marti, N. S. (2012). Solidification/stabilization of landfill leachate concentrate using different aggregate materials. *Waste Management*, 32(7), 1394–1400. DOI:10.1016/j.wasman.2012.03.010

Hupsel, J., et al. (2025). Optimization of landfill leachate treatment by activated carbon adsorption and chemical regeneration. *Science of the Total Environment*, 950, 175240. [10.1007/s11356-025-36625-8](https://doi.org/10.1007/s11356-025-36625-8)

Hussain, S., Aneggi, E., Maschio, S., Contin, M., & Goi, D. (2021). Steel Scale Waste as a Heterogeneous Fenton-like Catalyst for the Treatment of Landfill Leachate. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 60(32), 11715–11724. [DOI:10.1021/acs.iecr.1c01901](https://doi.org/10.1021/acs.iecr.1c01901)

İskurt, M., Aliyev, E., Gengec, E., Kobya, M., & Khataee, A. (2022). Electrochemical oxidation of pretreated landfill leachate nanofiltration concentrate in terms of pollutants removal and formation of by-products. *Chemosphere*, 307, 135954. [DOI:10.1016/j.chemosphere.2022.135954](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135954)

Isidori, M., et al. (2003). Toxicity identification evaluation of leachates from municipal solid waste landfills: A multispecies approach. *Chemosphere*, 52(1), 85–94. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00298-4](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00298-4)

Jia, M., Guo, Y., Xuan, K., Lu, B., & Sadia, S. (2025). A review on the application strategies of electrooxidation technology for landfill leachate treatment. *International Journal of Electrochemical Science*, 20, 101078. <https://doi.org/10.1016/j.ijoes.2025.101078>

Kallel, A., Ellouze, M., & Trabelsi, I. (2017). Co-management of landfill leachate concentrate with brick waste by solidification/stabilization treatment. *Arabian Journal of Geosciences*, 10(4), 81. [DOI:10.1007/s12517-017-2871-x](https://doi.org/10.1007/s12517-017-2871-x)

Kargı, F., & Pamukoglu, M. Y. (2004). Adsorbent supplemented biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation. *Bioresource Technology*, 94(3), 285–291.

Kheradmand, S., Karimi-Jashni, A., & Sartaj, M. (2010). Treatment of municipal landfill leachate using a combined anaerobic digester and activated sludge system. *Waste Management*, 30(6), 1025-1031. [10.1016/j.wasman.2010.01.021](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.01.021)

Kirchherr, J., Reike, D., & Hekkert, M. (2017). Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation and Recycling*, 127, 221-232. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.005>

Kjeldsen, P., et al. (2002). Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4), 297-336. [DOI:10.1080/10643380290813462](https://doi.org/10.1080/10643380290813462)

Koumaki, E., et al. (2021). The fate of pharmaceuticals and endocrine disrupting compounds in high-rate activated sludge systems. *Journal of Hazardous Materials*, 416, 125920. <https://doi.org/10.3390/ijerph18020400>

Kumar, D., & Alappat, B. J. (2005). Analysis of leachate pollution index and formulation of sub-leachate pollution indices. *Waste Management & Research*, 23(3), 230–239. <https://doi.org/10.1177/0734242X05054875>

Kurniawan, T. A., Lo, W. H., & Chan, G. Y. S. (2010). Biological processes for treatment of landfill leachate. *Journal of Environmental Monitoring*, 12(10), 1848–1860. <https://doi.org/10.1039/C0EM00076K>

KYA 29407/3508/2002. Μέτρα και όροι για την υγειονομική ταφή των αποβλήτων. *ΦΕΚ* 1572/B/17-12-2002.

Lee, C. S., et al. (2012). Application of plant-based coagulants to achieve sustainable wastewater treatment: A review. *Chemical Engineering Journal*, 210, 313-330.

Linde, K., Jönsson, A. S., & Wimmerstedt, R. (1995). Treatment of three types of landfill leachate with reverse osmosis. *Desalination*, 101(1), 21-30. [10.1016/0011-9164\(95\)00004-L](https://doi.org/10.1016/0011-9164(95)00004-L)

Mai, S., Barampouti, E. M., Koumalas, A., & Dounavis, A. (2019). Leachates from landfill sites in Thessaloniki, Greece: Effect of aging. *Environmental Research, Engineering and Management*, 75(4), 30–39

Maletskyi, Z. (2020). *Advances in Membrane Materials and Processes for Water and Wastewater Treatment*, Norwegian University of Life Sciences (NMBU)

Martinez-Huitle, C. A., Rodrigo, M. A., Sirés, I., & Brillas, E. (2015). Single and coupled electrochemical processes and technologies for the treatment of fungal ecosystem and wastewater: a review. *Chemical Reviews*, 115(24), 13362-13407. [DOI:10.1021/acs.chemrev.5b00361](https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.5b00361)

Melosi, M. V., T. Lemon T.j., (2000). *The Sanitary City: Urban Infrastructure in America from Colonial Times to the Present*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. [DOI:10.2307/2651437](https://doi.org/10.2307/2651437)

Metcalf & Eddy, Inc. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery* (5th ed.). McGraw-Hill Education, New York.

Mojiri, A., et al. (2021). A review on landfill leachate treatment with a focus on magnetic adsorption and magnetic-assisted technologies. *Journal of Environmental Management*, 280, 111781.

Mollah, M. Y., Schennach, R., Parga, J. R., & Cocke, D. L. (2001). Electrocoagulation (EC) — science and applications. *Journal of Hazardous Materials*, 84(1), 29-41. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(01\)00176-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(01)00176-5)

Mota, F. B., et al. (2024). Rejuvenated end-of-life reverse osmosis membranes for landfill leachate treatment and reuse water reclamation. *Journal of Water Process Engineering*, 66, 105963. [DOI:10.1016/j.jwpe.2024.105963](https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105963)

Nath, A., & Debnath, A. (2022). A short review on landfill leachate treatment technologies. *Materials Today: Proceedings*, 67, 1290–1297. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.09.109>

Nivala, J., et al. (2007). Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. *Science of the Total Environment*, 380(1-3), 19-27. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.030>

Norashiddin, F. A., Kamaruddin, M. A., Emmanuel, I. M., & Pakir, M. F. (2019). Activated carbon for landfill leachate treatment: A review. *International Journal of Development and Sustainability*, 8(1), 19–29.

Νόμος 4819/2021. Πλαίσιο για τη διαχείριση των αποβλήτων - Ενσωμάτωση Οδηγιών 2018/851 και 2018/852. *ΦΕΚ* 129/Α/23-7-2021.

Oakes, T. W., & Shank, K. E. (1979). *Radioactive waste disposal areas and associated environmental surveillance data*. Oak Ridge National Laboratory.

Omoto, F. O. (2014). *National implementation plan for the Stockholm convention on persistent organic pollutants*. UNEP Report.

Poblete, R., Salinas, V., & Maldonado, M.I. (2025). Proposing a circular economy for mine tailings: using them as catalysts in the treatment of landfill leachate. *Minerals Engineering*, 234, 109782. [10.1016/j.mineng.2025.109782](https://doi.org/10.1016/j.mineng.2025.109782)

Pollutants, P. O. (2011). *The Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants*. UNEP Documents.

Radjenovic, J., & Sedlak, D. L. (2015). Challenges and opportunities for electrochemical processes as next-generation technologies for the treatment of contaminated water. *Environmental Science & Technology*, 49(19), 11292-11302. [DOI: 10.1021/acs.est.5b02414](https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02414)

Rathje, W. L., & Murphy, C. (2001). *Rubbish: The Archaeology of Garbage*. University of Arizona Press, Tucson.

Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirasswouan, F., & Moulin, P. (2008). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, 150(3), 468-493. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>

Saleh, S. S. (2022). Application of Membrane Technology in Landfill Leachate Treatment. *International Journal of Chemical Engineering*, 2022, 6543210. [DOI:10.1016/j.wasman.2020.12.002](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.12.002)

Schiopu, A. M., & Gavrilescu, M. (2010). Options for the Treatment and Management of Municipal Landfill Leachate. *Environmental Engineering and Management Journal*, 9(8). <https://doi.org/10.1002/clen.200900184>

Schiopu, A. M., Piuleac, C. G., Cojocar, C., & Gavrilescu, M. (2012). Reducing environmental risk of landfills: Leachate treatment by reverse osmosis. *Environmental Engineering and Management Journal*, 11(11), 2319–2331. [DOI:10.30638/eemj.2012.286](https://doi.org/10.30638/eemj.2012.286)

Sletten, R. S., et al. (1995). Physical-chemical treatment of landfill leachate for metals removal. *Water Research*, 29(10), σσ. 2376-2386

Soubh, A.M. (2019). Assessment of Steel Slag as a Persulfate Activator for Treatment of Landfill Leachate. *OAJ Waste Manage. Xenobiotics*, 2(3). DOI:10.23880/oajwx-16000125

Tałałaj, I. A., Biedka, P., & Bartkowska, I. (2019). Treatment of landfill leachates with biological pretreatments and reverse osmosis. *Environmental Chemistry Letters*, 17(2), 1109-1125. <https://doi.org/10.1007/s10311-019-00860-6>

Tatsi, A. A., & Zouboulis, A. I. (2002). A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in Thessaloniki, Greece. *Advances in Environmental Research*, 6(3), 207-219. [https://doi.org/10.1016/S1093-0191\(01\)00052-1](https://doi.org/10.1016/S1093-0191(01)00052-1)

Tatsi, A. A., & Zouboulis, A. I. (2003). Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. *Chemosphere*, 53, 737-744. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00513-7](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00513-7)

Tchobanoglous, G., et al. (1993). *Integrated solid waste management: Engineering principles and management issues*. McGraw-Hill.

Tejera, J., Miranda, R., Hermosilla, D., Urrea, I., Negro, C., & Blanco, Á. (2019). Treatment of a Mature Landfill Leachate: Comparison between Homogeneous and Heterogeneous Photo-Fenton with Different Pretreatments. *Water*, 11, 1849. <https://doi.org/10.3390/w11091849>

Thörneby, L., Hogland, W., Stenis, J., Mathiasson, L., & Somogyi, P. (2003). Design of a reverse osmosis plant for leachate treatment aiming for safe disposal. *Waste Management & Research*, 21(5), 424-435. [10.1177/0734242X0302100505](https://doi.org/10.1177/0734242X0302100505)

Topal, E., & Atasoy, A.D. (2022). A review on landfill leachate treatment by membrane processes: Challenges and future perspectives. *Water Science and Technology*, 85(11), 3154-3175. <https://doi.org/10.3390/app15073878>

Tsompanoglou, K., et al. (2023). *Evaluating the Operation of a Full-Scale Sequencing Batch Reactor–Reverse Osmosis–Evaporation System Used to Treat Landfill Leachates: Removal of Pollutants, Energy Consumption and Greenhouse Gas Emissions*, <https://doi.org/10.3390/en16196872>

United States Environmental Protection Agency (EPA). (2000). *History of solid waste management*. Washington, D.C., 5.

Van Breukelen, B. M., et al. (2003). Biogeochemical and isotope geochemical monitoring of a landfill leachate plume. *Journal of Contaminant Hydrology*, 64(3-4), 245-268. [10.1016/S0169-7722\(03\)00003-2](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(03)00003-2)

Βασιλόπουλος, Θ. (2022). *Ανασκόπηση τεχνολογιών για την επεξεργασία στραγγισμάτων Χ.Υ.Τ.Α. Η περίπτωση της συνεπεξεργασίας με αστικά λύματα στην περιοχή Τρικάλων* (Διπλωματική Εργασία). Ελληνικό Ανοικτό Πανεπιστήμιο, Πάτρα.

Wang, J., & Qiao, Z. (2024). A comprehensive review of landfill leachate treatment technologies. *Frontiers in Environmental Science*, 12, 1439128. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1439128>

Wang, K., Li, L., Tan, F., & Wu, D. (2018). Treatment of landfill leachate using activated sludge technology: A review. *Archaea*, 2018, 1039453. <https://doi.org/10.1155/2018/1039453>

Wdowczyk, A., & Szymańska-Pulikowska, A. (2021). Comparison of landfill leachate properties by LPI and phytotoxicity. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 693112. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.693112>

Wilk, B., et al. (2022). Electrochemical oxidation of landfill leachate using boron-doped diamond electrodes: Influence of operating parameters and energy consumption. *Journal of Environmental Management*. [10.1007/s11356-022-19915-3](https://doi.org/10.1007/s11356-022-19915-3)

Wiszniowski, J., Robert, D., Surmacz-Gorska, J., Miksch, K., & Weber, J. V. (2006). Landfill leachate treatment: Review and novelty. *International Journal of Green Energy*, 3(3), 267-288. [DOI:10.1007/s10311-005-0016-z](https://doi.org/10.1007/s10311-005-0016-z)

Wojciechowska, E., Gajewska, M., & Obarska-Pempkowiak, H. (2010). Treatment of landfill leachate by constructed wetlands: three case studies. *Polish Journal of Environmental Studies*, 19(3), 643-650.

Yu, Q., Zhang, Y., Tang, M., Liu, G., & Li, L. (2023). Insight into the steel converter slag composite supported three-dimensional electro-Fenton remediation of landfill leachate. *Journal of Water Process Engineering*, 53, 103603. [10.1016/j.jwpe.2023.103603](https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103603)

Zhang, Q. Q., Tian, B. H., Zhang, X., Bin, H. U., & Li, R. J. (2013). Investigation on characteristics of leachate and concentrated leachate in three landfill leachate treatment plants. *Waste Management*, 33(11), 2277–2286. [10.1016/j.wasman.2013.07.021](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.07.021)

Zouboulis, A. I., Chai, X. L., & Katsoyianni, I. A. (2004). The application of bioflocculant for the removal of humic acids from stabilized landfill leachates. *Journal of Environmental Management* 70 (2004) 35–41, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2003.10.003>