



ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΘΕΣΣΑΛΙΑΣ
ΠΟΛΥΤΕΧΝΙΚΗ ΣΧΟΛΗ
ΤΜΗΜΑ ΠΟΛΙΤΙΚΩΝ ΜΗΧΑΝΙΚΩΝ

Διπλωματική Εργασία

ΥΓΡΑ ΙΑΤΡΙΚΑ ΑΠΟΒΛΗΤΑ ΚΑΙ ΤΡΟΠΟΙ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗΣ ΤΟΥΣ

ΠΑΝΑΓΙΩΤΑ ΛΙΝΑΡΔΑΤΟΥ



Υπεβλήθη για την εκπλήρωση μέρους των απαιτήσεων για την απόκτηση του
Διπλώματος Πολιτικού Μηχανικού

ΒΟΛΟΣ 2025

© 2025 Παναγιώτα Λιναρδάτου

Η έγκριση της διπλωματικής εργασίας από το Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών της Πολυτεχνικής Σχολής του Πανεπιστημίου Θεσσαλίας δεν υποδηλώνει αποδοχή των απόψεων του συγγραφέα (Ν. 5343/32 αρ. 202 παρ. 2).

Εγκρίθηκε από τα Μέλη της Τριμελούς Εξεταστικής Επιτροπής:

Πρώτος Εξεταστής [Δρ. Νικόλαος Μέλλιος](#)
(Επιβλέπων) [Ε.Δ.Ι.Π., Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας](#)

Δεύτερος Εξεταστής [Δρ. Χρυσή Λασπίδου](#)
[Καθηγήτρια, Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας](#)

Τρίτος Εξεταστής [Δρ. Μάριος – Ευστάθιος Σπηλιωτόπουλος](#)
[Ε.Δ.Ι.Π., Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας](#)

Ευχαριστίες

Πρώτα απ' όλα, θα ήθελα να εκφράσω την ειλικρινή μου ευγνωμοσύνη προς τον επιβλέποντα της διπλωματικής μου εργασίας, κ. Νικόλαο Μέλλιο, για την πολύτιμη καθοδήγηση, τη διαρκή υποστήριξη και τις ουσιαστικές του παρατηρήσεις καθ' όλη τη διάρκεια της εκπόνησης της εργασίας μου. Ευχαριστώ θερμά επίσης τα μέλη της εξεταστικής επιτροπής, την Καθηγήτρια Δρ. Χρύση Σ. Λασπιδού και τον Δρ. Μάριο–Ευστάθιο Σπηλιωτόπουλο, Ε.Δ.Ι.Π. του Τμήματος Πολιτικών Μηχανικών του Πανεπιστημίου Θεσσαλίας, για την προσεκτική ανάγνωση της εργασίας μου, τις πολύτιμες υποδείξεις και τη συμβολή τους στη βελτίωση του τελικού αποτελέσματος.

Θα ήθελα ακόμη να ευχαριστήσω τους φίλους, τις φίλες και τους συγγενείς μου για την ηθική υποστήριξη και την κατανόηση που έδειξαν, ιδιαίτερα κατά τη διάρκεια των τελευταίων μηνών αυτής της προσπάθειας. Πάνω απ' όλα, νιώθω βαθιά ευγνωμοσύνη προς τους γονείς μου, Θωμά και Σταυρούλα, για την αστείρευτη αγάπη, υπομονή και στήριξή τους σε κάθε μου βήμα. Αφιερώνω αυτή την εργασία στην οικογένειά μου.

Παναγιώτα Λιναρδάτου

ΥΓΡΑ ΙΑΤΡΙΚΑ ΑΠΟΒΛΗΤΑ ΚΑΙ ΤΡΟΠΟΙ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗΣ ΤΟΥΣ

Παναγιώτα Λιναρδάτου

Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών, 2025

Επιβλέπων Καθηγητής: Νικόλαος Μέλλιος, Ε.Δ.Ι.Π.

Περίληψη

Από τα συστήματα υγειονομικής περίθαλψης απελευθερώνονται σημαντικές ποσότητες αστικών και ιατρικών αποβλήτων που αποτελούνται από διάφορους τοξικούς περιβαλλοντικούς ρύπους, όπως φαρμακευτικά ενεργές ενώσεις, οργανικούς ρύπους, βαρέα μέταλλα, ραδιενεργά ισότοπα και παθογόνα μικρόβια. Ως εκ τούτου, η ανάπτυξη αποτελεσματικών τεχνολογιών επεξεργασίας είναι επείγουσα απαίτηση για την προστασία του περιβάλλοντος.

Η παρούσα εργασία συνοψίζει τους ρύπους που απορρίπτονται από εγκαταστάσεις υγειονομικής περίθαλψης, το υφιστάμενο νομικό πλαίσιο σε Ελλάδα και Ευρωπαϊκή Ένωση για τη διαχείριση των αποβλήτων αυτών και παρέχει μια ολοκληρωμένη εικόνα για τις συμβατικές και σύγχρονες τεχνολογίες για την αποτελεσματική επεξεργασία των υγρών ιατρικών αποβλήτων.

Τέλος συνοψίζονται τα συμπεράσματα της έρευνας, ενώ δίνονται κατευθύνσεις για τη μελλοντική έρευνα στον τομέα της διαχείρισης των υγρών ιατρικών αποβλήτων.

Λέξεις Κλειδιά: Υγρά Ιατρικά Απόβλητα, Ρύποι, Έρευνα, Διαχείριση Υγρών Αποβλήτων, Νομοθετικό Πλαίσιο

LIQUID MEDICAL WASTE AND METHODS OF MANAGEMENT

Panagiota Linardatou

University of Thessaly, Department of Civil Engineering, 2025

Supervisor: Nikolaos Mellios, Laboratory Teaching Staff

Abstract

Healthcare systems release significant amounts of municipal and medical wastes consisting of various toxic environmental pollutants, such as pharmaceutical active compounds, organic pollutants, heavy metals, radioactive isotopes, and pathogenic microbes. Therefore, the development of effective treatment technologies is an urgent requirement for the global environmental protection.

This paper summarizes an overview of the pollutants discharged from healthcare facilities, the existing legal framework in Greece and the European Union for the management of these wastes and provides a comprehensive overview of conventional and modern technologies for the effective treatment of healthcare wastewater.

Finally, the conclusions of the research are summarized, while directions for future research in the field of liquid medical waste management are given.

Keywords: *Healthcare Wastewater, Pollutants, Research, Wastewater Management, Legislative Framework*

Πίνακας Περιεχομένων

Κεφάλαιο 1	Εισαγωγή	1
1.1	Κίνητρο και υπόβαθρο	3
1.2	Σκοπός της διπλωματικής εργασίας	4
1.3	Οργάνωση διπλωματικής εργασίας	4
Κεφάλαιο 2	Θεωρητικό Υπόβαθρο και Γενικές Έννοιες	6
2.1	Ορισμός υγρών ιατρικών αποβλήτων	7
2.2	Ιστορική εξέλιξη της διαχείρισης	8
2.3	Βασικά χαρακτηριστικά και σύγκριση με άλλες κατηγορίες αποβλήτων	10
Κεφάλαιο 3	Πηγές, Ποσότητα και Σύσταση Υγρών Ιατρικών Αποβλήτων	14
3.1	Πηγές και ποσότητα παραγωγής υγρών ιατρικών αποβλήτων	14
3.2	Χημικά συστατικά υγρών ιατρικών αποβλήτων	16
3.2.1	Αντιβιοτικά	17
3.2.2	Ιωδιούχα σκιαγραφικά μέσα (ICM)	17
3.2.3	Μη βιοαποδομήσιμες και ανθεκτικές ενώσεις	18
3.2.4	Οιστρογόνα	18
3.2.5	Ορμόνες	19
3.3	Βιολογικά συστατικά υγρών ιατρικών αποβλήτων	21
3.3.1	Βακτήρια	21
3.3.2	Ιοί	23
3.4	Συμπεράσματα κεφαλαίου	24
Κεφάλαιο 4	Νομοθετικό Πλαίσιο και Κανονισμοί	26
4.1	Ελληνική νομοθεσία	26
4.2	Ευρωπαϊκή και διεθνής νομοθεσία	30
4.3	Προβλήματα εφαρμογής και προτάσεις βελτίωσης	30

Κεφάλαιο 5	Περιβαλλοντικές και Υγειονομικές Επιπτώσεις	35
5.1	Κίνδυνοι για το οικοσύστημα	35
5.2	Κίνδυνοι για τη δημόσια υγεία	38
5.3	Σύνδεση με παγκόσμιες κρίσεις	40
Κεφάλαιο 6	Μέθοδοι Επεξεργασίας και Διαχείρισης Υγρών Ιατρικών Αποβλήτων	42
6.1	Συμβατικές μέθοδοι	43
6.1.1	Τεχνητοί Υγρότοποι (Constructed Wetlands)	43
6.1.2	Ενεργός Ιλύς (Activated Sludge)	49
6.1.3	Βιοαντιδραστήρες μεμβράνης (Membrane Bioreactors)	51
6.1.4	Βιοαντιδραστήρες μυκήτων	54
6.2	Προηγμένες τεχνολογίες	59
6.2.1	Οζονισμός	61
6.2.2	Οξείδωση Fenton και φωτο-Fenton	64
6.2.3	Φωτοκαταλυτική Οξείδωση	68
6.2.4	Ηλεκτροχημική Οξείδωση	72
6.2.5	Διαδικασίες υπεριώδους ακτινοβολίας /υπεροξειδίου του υδρογόνου (UV/H ₂ O ₂)	74
6.2.6	Ηχόλυση (Υπερηχογραφική ακτινοβολία (ΥΑ))	75
6.3	Συνδυασμός μεθόδων	80
6.4	Σύγκριση μεθόδων	81
Κεφάλαιο 7	Καλές Πρακτικές και Διαχείριση σε Διεθνές Επίπεδο	83
7.1	Παράδειγμα διαχείρισης σε άλλες χώρες	85
7.2	Προτεινόμενες πρακτικές για την Ελλάδα	86
7.3	Μελλοντικές προκλήσεις	87
Κεφάλαιο 8	Συμπεράσματα και Προτάσεις	89
8.1	Ανακεφαλαίωση βασικών ευρημάτων	89
8.2	Προτάσεις για πολιτικές και τεχνολογικές λύσεις	91
8.3	Κατευθύνσεις για μελλοντική έρευνα	92

Κατάλογος Πινάκων

Πίνακας 1: Κύρια χημικά χαρακτηριστικά νοσοκομειακών εκροών (Pariante et al., 2022).....	13
Πίνακας 2: Αριθμός εσωτερικών ασθενών και υγρά απόβλητα που παράγονται καθημερινά από διαφορετικά νοσοκομεία σε όλο τον κόσμο (Majumder et al., 2021).....	16
Πίνακας 3: Εκτιμήσεις των επιπέδων διαφορετικών νοσοκομειακών ρύπων σε ιατρικά και οικιακά υγρά απόβλητα (Pauwels & Verstraete, 2006)	20
Πίνακας 4: Τα ποσοστά διάφορων διεργασιών επεξεργασίας των συμβατικών δεικτών ποιότητας νερού σχετικά με την απομάκρυνση φαρμάκων από τα υγρά ιατρικά απόβλητα (A. Liu et al., 2023)	81
Πίνακας 5: Πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα υποθετικών σεναρίων διαχείρισης υγρών ιατρικών αποβλήτων.....	84
Πίνακας 6: Μεθοδολογίες επεξεργασίας υγρών ιατρικών αποβλήτων σε διάφορες χώρες	86

Κατάλογος Εικόνων

Εικόνα 1: Διαδρομές φαρμακευτικά ενεργών ενώσεων, ανθεκτικών στα αντιβιοτικά μικροοργανισμών και ιών στα υγρά ιατρικά απόβλητα	22
Εικόνα 2: Χρονικός ορίζοντας εφαρμογής της Τριτοβάθμιας Επεξεργασίας.....	33
Εικόνα 3: Χρονικός ορίζοντας εφαρμογής της Τεταρτοβάθμιας Επεξεργασίας	33
Εικόνα 4: Το μονοπάτι μεταφοράς φαρμακευτικών και παθογόνων παραγόντων (Tyagi et al., 2020)	36
Εικόνα 5: Σχηματική απεικόνιση των υγρών ιατρικών αποβλήτων και των διαδικασιών επεξεργασίας τους (A. Liu et al., 2023).....	43
Εικόνα 6: Μηχανισμός απομάκρυνσης ρύπων σε έναν Τεχνητό Υγρότοπο (A. Liu et al., 2023)	44
Εικόνα 7: Σχηματική απεικόνιση διεργασίας ενεργού υλός	50
Εικόνα 8: Σχηματική απεικόνισης βιοαντιδραστήρων μεμβράνης	52
Εικόνα 9: Σχηματική απεικόνιση μονάδας επεξεργασίας υγρών ιατρικών αποβλήτων με τη βοήθεια μυκήτων (Akerman-Sanchez & Rojas-Jimenez, 2021)	55
Εικόνα 10: Οι Προηγμένες Διεργασίες Οξείδωσης.....	60
Εικόνα 11: Σχηματική απεικόνιση διεργασίας οζονισμού	63
Εικόνα 12: Σχηματική απεικόνιση οξείδωσης Fenton.....	66
Εικόνα 13: Φωτοκατάλυση σε ημιαγωγό (Philipporopoulos & Nikolaki, 2010)	71
Εικόνα 14: (α) Διεπαφή αερίου-υγρού πριν από την κατάρρευση της φυσαλίδας και (β) ηχώλυση βουτυρικού οξέος μετά την κατάρρευση της φυσαλίδας. (P, προϊόντα ή ενδιάμεσα προϊόντα)	77

Κεφάλαιο 1 Εισαγωγή

Η ρύπανση των υδάτων αποτελεί σήμερα μία από τις σοβαρότερες περιβαλλοντικές προκλήσεις σε παγκόσμιο επίπεδο. Ως άμεσο αποτέλεσμα της ανθρώπινης δραστηριότητας, το φαινόμενο έχει λάβει διαστάσεις παγκόσμιας κρίσης, επηρεάζοντας όχι μόνο την υγεία του ανθρώπινου πληθυσμού αλλά και την ισορροπία των φυσικών οικοσυστημάτων. Οι αιτίες της υδάτινης ρύπανσης είναι πολυπαραγοντικές και συνδέονται με πληθώρα ανθρωπογενών επεμβάσεων στο φυσικό περιβάλλον.

Ο όρος «ρύπανση των υδάτων» αναφέρεται στην επιμόλυνση των πηγών νερού από φυσικές ή τεχνητές ουσίες που καθιστούν το νερό ακατάλληλο για βασικές ανθρώπινες ανάγκες, όπως η πόση, η παρασκευή τροφίμων, ο καθαρισμός, η κολύμβηση και άλλες δραστηριότητες (Harvard School of Public Health, 2023). Τα είδη των ρύπων περιλαμβάνουν ευρύ φάσμα ουσιών, όπως χημικά προϊόντα, βιομηχανικά και αστικά απορρίμματα, παθογόνους μικροοργανισμούς, βακτήρια και παράσιτα. Όλες αυτές οι κατηγορίες ρύπων συγκλίνουν τελικά στο νερό, απειλώντας άμεσα τη δημόσια υγεία και το περιβάλλον.

Μεταξύ των βασικών ανθρωπογενών δραστηριοτήτων που συμβάλλουν στην υποβάθμιση της ποιότητας του νερού συγκαταλέγονται η βιομηχανική παραγωγή, η εντατική γεωργία, η εργαστηριακή έρευνα, η υπερβολική κατανάλωση φαρμακευτικών σκευασμάτων και, ιδιαίτερα, οι υπηρεσίες υγειονομικής περίθαλψης (Mackuľak et al., 2021). Τα νοσοκομεία και άλλες μονάδες υγειονομικής φροντίδας διαδραματίζουν διττό ρόλο: αφενός προάγουν την ανθρώπινη υγεία και αφετέρου αποτελούν σημαντικές σημειακές πηγές περιβαλλοντικής ρύπανσης.

Οι εγκαταστάσεις υγειονομικής περίθαλψης, και ειδικότερα τα νοσοκομεία, παρέχουν στους ασθενείς υπηρεσίες διάγνωσης, θεραπείας και υποστηρικτικής φροντίδας. Ωστόσο, στο πλαίσιο της καθημερινής τους λειτουργίας, τα νοσοκομειακά εργαστήρια, οι κλινικές μονάδες, οι διοικητικές υπηρεσίες και οι λοιποί υποστηρικτικοί χώροι παράγουν

σημαντικές ποσότητες υγρών αποβλήτων (Parida et al., 2022). Τα λύματα αυτά είναι ιδιαίτερα σύνθετα στη σύστασή τους και περιέχουν οργανικούς ρύπους, βαρέα μέταλλα, φαρμακευτικά κατάλοιπα, παθογόνους μικροοργανισμούς και ιούς (Rodríguez-Llorente et al., 2023).

Η συνεχιζόμενη παραγωγή νοσοκομειακών λυμάτων καθιστά τις υγειονομικές εγκαταστάσεις σημαντικές και διαρκείς πηγές ρύπανσης του υδάτινου περιβάλλοντος. Ειδικότερα, ενώσεις όπως τα φαρμακευτικά προϊόντα και οι διαγνωστικοί παράγοντες — μεταξύ αυτών και τα σκιαγραφικά μέσα — ανιχνεύονται στα επιφανειακά ύδατα, έστω και σε χαμηλές συγκεντρώσεις (Castillo Meza et al., 2020). Παρ' όλα αυτά, οι μακροπρόθεσμες επιδράσεις αυτών των μικρορρυπαντών στους υδρόβιους οργανισμούς και στα οικοσυστήματα παραμένουν σε μεγάλο βαθμό άγνωστες (Mackuřak et al., 2021).

Η πανδημία COVID-19 ανέδειξε περαιτέρω το πρόβλημα, καθώς οι περιορισμένοι ιατρικοί πόροι και η αυξημένη πίεση στα συστήματα υγείας οδήγησαν σε σημαντική αύξηση της ποσότητας των παραγόμενων νοσοκομειακών λυμάτων (Parida et al., 2022). Υπό τέτοιες συνθήκες, η ανάγκη για ασφαλή και αποτελεσματική επεξεργασία των νοσοκομειακών αποβλήτων γίνεται ακόμα πιο επιτακτική (A. Liu et al., 2023).

Οι ρύποι που καταλήγουν στο υδάτινο περιβάλλον ενδέχεται να προκαλέσουν σοβαρές ασθένειες ή και δηλητηριάσεις σε ανθρώπους και ζώα. Παθογόνοι μικροοργανισμοί από ανεπαρκώς επεξεργασμένα λύματα μπορούν να εισέλθουν στα αποθέματα πόσιμου νερού, προκαλώντας ασθένειες όπως η χολέρα και η διάρροια. Παράλληλα, επικίνδυνες χημικές ουσίες, όπως φυτοφάρμακα και βιομηχανικά απόβλητα, ενδέχεται να οδηγήσουν σε οξεία ή χρόνια τοξικότητα, προκαλώντας νευρολογικές διαταραχές ή και ανάπτυξη καρκινικών νοσημάτων. Οι ρύποι μπορούν να εισέλθουν στο ανθρώπινο σώμα μέσω της κατανάλωσης νερού ή τροφίμων, αλλά και μέσω της δερματικής επαφής με μολυσμένο νερό κατά το κολύμπι ή άλλες δραστηριότητες. Παρόμοιοι κίνδυνοι υφίστανται και για τα υδρόβια ζώα και φυτά, τα οποία είτε συσσωρεύουν τους ρύπους στους ιστούς τους είτε οδηγούνται σε αναπαραγωγικές δυσλειτουργίες και θάνατο (Harvard School of Public Health, 2023).

1.1 Κίνητρο και υπόβαθρο

Οι δραστηριότητες υγειονομικής περίθαλψης είναι ζωτικής σημασίας συστατικό της ανθρώπινης ευημερίας, της ιατρικής προόδου και της ανάπτυξης κάθε χώρας. Την τελευταία δεκαετία, το σύστημα υγειονομικής περίθαλψης έχει αναπτυχθεί εκθετικά λόγω των διαφόρων τεχνολογικών προόδων. Ωστόσο, αυτές οι δραστηριότητες έχουν επίσης ως αποτέλεσμα τη δημιουργία τεράστιων ποσοτήτων βιοϊατρικών αποβλήτων παγκοσμίως, καθιστώντας τη διάθεσή τους ένα τρομακτικό έργο (Bhandari et al., 2023).

Τα νοσοκομειακά λύματα αποτελούν μια σύνθετη μήτρα επιβλαβών ουσιών, περιλαμβάνοντας χημικούς, βιολογικούς και φαρμακευτικούς ρύπους. Η ανεπαρκής ή μη ορθολογική επεξεργασία αυτών των λυμάτων μπορεί να προκαλέσει σοβαρές περιβαλλοντικές και δημόσιες επιπτώσεις. Ως εκ τούτου, η ανάπτυξη αποδοτικών μεθόδων επεξεργασίας των υγρών ιατρικών αποβλήτων είναι κρίσιμη για την προστασία των υδάτινων σωμάτων και των οικοσυστημάτων.

Πολλά κράτη έχουν θέσει οδηγίες και κατευθυντήριες γραμμές που ρυθμίζουν τη δημιουργία και τη διάθεση των ρύπων στα υδάτινα σώματα. Ωστόσο, οι περισσότερες χώρες δεν έχουν θεσπίσει αυστηρούς κανονισμούς σχετικά με αυτές τις κατευθυντήριες γραμμές. Για την επιτόπια επεξεργασία των υγρών ιατρικών αποβλήτων, έχουν καθιερωθεί μια σειρά από φυσικοχημικές και βιολογικές μεθόδους επεξεργασίας. Οι συμβατικές μονάδες επεξεργασίας (ΜΕΥΑ) συνήθως δεν έχουν σχεδιαστεί για ειδική επεξεργασία διαφόρων αναδυόμενων μικρορύπων (M. T. Khan et al., 2021). Λόγω της ατελούς ανοργανοποίησης στις ΜΕΥΑ, σημαντικές ποσότητες αυτών των ρύπων παραμένουν σε ίχνη (μg/L έως ng/L) στο επεξεργασμένο νερό και έτσι ρυπαίνουν το φυσικό οικοσύστημα, προκαλώντας οικοτοξικότητα (Majumder et al., 2019).

Η σύνθετη φύση των νοσοκομειακών λυμάτων καθιστά την απολύμανσή τους ιδιαίτερα απαιτητική διαδικασία. Επιπλέον, η πανδημία COVID-19 και η συνακόλουθη αύξηση της ιατρικής δραστηριότητας ανέδειξαν νέες πτυχές του προβλήματος. Το μικροβιακό φορτίο, η αυξημένη ανθεκτικότητα μικροοργανισμών στα αντιβιοτικά και η παρουσία γονιδίων ανθεκτικότητας καθιστούν πλέον την ασφαλή διαχείριση των λυμάτων ακόμη πιο επιτακτική (Bhandari et al., 2023).

Το κίνητρο για την παρούσα εργασία αντλείται από την ανάγκη κατανόησης της σύνθεσης και της επικινδυνότητας των νοσοκομειακών λυμάτων, καθώς και από την επιτακτική ανάγκη ενίσχυσης των μεθόδων συλλογής, επεξεργασίας και διάθεσής τους. Η διερεύνηση και αξιολόγηση των υπαρχουσών στρατηγικών διαχείρισης, τόσο σε εθνικό όσο και σε διεθνές επίπεδο, κρίνεται απαραίτητη για την πρόληψη της περαιτέρω υποβάθμισης των υδατικών πόρων και τη διασφάλιση της βιώσιμης ανάπτυξης.

1.2 Σκοπός της διπλωματικής εργασίας

Σκοπός της παρούσας εργασίας είναι η συστηματική αποτύπωση του ρυπαντικού περιεχομένου των νοσοκομειακών υγρών αποβλήτων, η διερεύνηση του υφιστάμενου νομοθετικού πλαισίου που διέπει τη διαχείρισή τους, καθώς και η καταγραφή των μεθόδων επεξεργασίας που εφαρμόζονται διεθνώς, με έμφαση στις βέλτιστες πρακτικές. Μέσω της ανάλυσης αυτής, επιδιώκεται η αξιολόγηση πιθανών αδυναμιών και η διατύπωση προτάσεων για τη βελτιστοποίηση των υφιστάμενων μεθοδολογιών ή την εισαγωγή νέων, εξελιγμένων τεχνολογιών, με στόχο τη βελτίωση της απορρύπανσης και την αποτελεσματικότερη προστασία του περιβάλλοντος.

1.3 Οργάνωση διπλωματικής εργασίας

Προκειμένου να αναπτυχθεί σαφώς το θέμα της παρούσας εργασίας, αυτή έχει χωριστεί σε οχτώ κεφάλαια. Ειδικότερα η δομή τους είναι η ακόλουθη:

Κεφάλαιο 1: Δίνεται μια πρώτη εισαγωγή στο θέμα, και παρουσιάζεται τόσο το κίνητρο όσο και ο σκοπός υλοποίησής της.

Κεφάλαιο 2: Δίνεται μια πρώτη εικόνα των ορισμών και του υποβάθρου που διέπουν τα υγρά ιατρικά απόβλητα, μέσω βιβλιογραφικής ανασκόπησης.

Κεφάλαιο 3: Μέσω βιβλιογραφικής ανασκόπησης δίνονται οι βασικές πηγές, η ποσότητα και η σύσταση των περιεχόμενων ρύπων στα υγρά ιατρικά απόβλητα.

Κεφάλαιο 4: Στο κεφάλαιο αυτό παρουσιάζεται το Νομοθετικό Πλαίσιο, σε Ελλάδα και Ευρωπαϊκή Ένωση, αλλά και κάποιες συστάσεις για την βελτίωσή του οι οποίες έχουν γίνει το τελευταίο χρονικό διάστημα

Κεφάλαιο 5: Στο κεφάλαιο αυτό δίνονται αναλυτικά οι περιβαλλοντικές και υγειονομικές επιπτώσεις οι οποίες μπορούν να εμφανιστούν λόγω της αμελούς ή της μη διαχείρισης των υγρών ιατρικών αποβλήτων.

Κεφάλαιο 6: Στο κεφάλαιο αυτό παρουσιάζονται αναλυτικά οι μέθοδοι Επεξεργασίας Υγρών Ιατρικών Αποβλήτων, που χρησιμοποιούνται ευρέως μέχρι σήμερα.

Κεφάλαιο 7: Στο κεφάλαιο αυτό παρουσιάζονται καλές πρακτικές διαχείρισης των υγρών ιατρικών αποβλήτων σε διεθνές επίπεδο, αλλά και προτεινόμενες πρακτικές για την διαχείρισή τους στον ελληνικό χώρο.

Κεφάλαιο 8: Στο τελευταίο κεφάλαιο δίνονται τα συμπεράσματα από την εργασία αυτή, και γίνονται προτάσεις αναφορικά με τη μελλοντική έρευνα που θα πρέπει να υλοποιηθεί στον επιστημονικό αυτό τομέα.

Κεφάλαιο 2 Θεωρητικό Υπόβαθρο και Γενικές Έννοιες

Η διαχείριση των ιατρικών, υγρών αλλά και στερεών, αποβλήτων αποτελεί μια από τις πλέον περίπλοκες και απαιτητικές προκλήσεις που καλείται να αντιμετωπίσει η ανθρωπότητα, δεδομένου ότι υπάρχει συνεχής αύξηση του παγκόσμιου πληθυσμού και, κατ' επέκταση, αύξηση της ζήτησης για ιατρικές υπηρεσίες (Windfeld & Brooks, 2015).

Τα υγρά απόβλητα που απελευθερώνονται από τα νοσηλευτικά ιδρύματα (γενικά νοσοκομεία, εξειδικευμένα νοσοκομεία, καθώς και άλλα είδη), τόσο ιατρικά όσο και μη, στο φυσικό περιβάλλον ή στο αστικό δίκτυο συλλογής, αναφέρονται ως «νοσοκομειακά υγρά απόβλητα». Η ποιότητα του νερού ποικίλλει ανάλογα με τη φύση, το μέγεθος και την τοποθεσία κάθε νοσοκομείου ή ιατρικής μονάδας. Κάθε τμήμα σε ένα νοσοκομείο έχει το δικό του σύνολο λειτουργιών, εγκαταστάσεων και ανθρώπινου δυναμικού. Τα υγρά ιατρικά απόβλητα αποτελούν ένα παράδειγμα ανθρωπογενών ρύπων, τα οποία αποτελούνται από σύνθετους συνδυασμούς χημικών και βιολογικών συστατικών οι οποίοι απελευθερώνονται σε τακτική χρονική βάση (Net Sol Water Solutions, 2022).

Τις τελευταίες δύο δεκαετίες, τα νοσοκομειακά υγρά απόβλητα έχουν κερδίσει το ενδιαφέρον της επιστημονικής κοινότητας, λόγω του υψηλού δυνητικού κινδύνου που μπορούν να προκαλέσουν στο περιβάλλον και λόγω της ειδικής τους σύνθεσης που περιλαμβάνει υψηλές συγκεντρώσεις φαρμακευτικών ενεργών ενώσεων (PhAC), σκιαγραφικών μέσων ακτινών Χ, προσροφήσιμων οργανικών αλογονιδίων (Adsorbable Organic Halides – AOX) καθώς και την παρουσία παθογόνων μικροοργανισμών (Carraro et al., 2016). Λόγω αυτών των χαρακτηριστικών, γίνεται συχνά η υπόθεση ότι τα υγρά ιατρικά απόβλητα μειώνουν την απόδοση απομάκρυνσης των μονάδων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων (WWTP) (Oliveira et al., 2017).

2.1 Ορισμός υγρών ιατρικών αποβλήτων

Ως υγρά απόβλητα νοείται «κάθε ποσότητα νερού, του οποίου η ποιότητα έχει υποβαθμιστεί από ανθρώπινες δραστηριότητες. Στην ουσία περιλαμβάνει υγρά απόβλητα που απορρίπτονται από οικίες, γεωργικούς, εμπορικούς και βιομηχανικούς τομείς, φαρμακευτικούς τομείς καθώς και νοσοκομεία» (Carraro et al., 2017).

Ο όρος «ιατρικά απόβλητα ή απόβλητα υγειονομικής περίθαλψης», περιλαμβάνει «το σύνολο των αποβλήτων που παράγονται σε εγκαταστάσεις υγειονομικής περίθαλψης, ερευνητικά κέντρα και εργαστήρια που σχετίζονται με ιατρικές διαδικασίες». Στις προαναφερθείσες κατηγορίες περιλαμβάνονται και τα απόβλητα που προκύπτουν από διάσπαρτες και δευτερεύουσες πηγές, μεταξύ των οποίων και τα απόβλητα που παράγονται κατά τη διάρκεια της κατ' οίκον υγειονομικής περίθαλψης (π.χ. κατ' οίκον αιμοκάθαρση, αυτοχορήγηση ινσουλίνης, ιατρικές θεραπείες) (Prüss et al., 2014).

Τα νοσοκομειακά υγρά απόβλητα (Hospital Wastewater - HWW) μπορεί να περιέχουν επικίνδυνες ουσίες, όπως φαρμακευτικά υπολείμματα, χημικές επικίνδυνες ουσίες, παθογόνα και ραδιοϊσότοπα. Λόγω αυτών των ουσιών, τα νοσοκομειακά υγρά απόβλητα μπορεί να αποτελούν χημικό, βιολογικό και φυσικό κίνδυνο για τη δημόσια και περιβαλλοντική υγεία. Ωστόσο, πολύ συχνά το 75% - 90% των απόβλητων που προέρχονται από το σύνολο των μονάδων υγειονομικής περίθαλψης (νοσοκομεία, κέντρα υγείας κ.ά.) είναι συγκρίσιμα με τα απλά υγρά απόβλητα. Η παραγωγή των παραπάνω αποβλήτων είναι, ως επί τω πλείστων, αποτέλεσμα των λειτουργιών μιας νοσοκομειακής μονάδας, μεταξύ των οποίων οι διοικητικές (τουαλέτα, πλύση) και οι επισιτιστικές λειτουργίες (μαγείρεμα), καθώς και ο καθαρισμός των νοσηλευτικών εγκαταστάσεων. Στις παραπάνω περιπτώσεις, τα απόβλητα αυτά δεν περιέχουν φαρμακευτικές ουσίες, επομένως στην πλειοψηφία των περιπτώσεων, μπορούν να χαρακτηριστούν ως «μη επικίνδυνα» ή «γενικά απόβλητα υγειονομικής περίθαλψης» (Prüss et al., 2014).

Η παραπάνω διαφοροποίηση έγκειται στο γεγονός πως υφίστανται ειδικές νομικές απαιτήσεις για την επεξεργασία νοσοκομειακών υγρών απόβλητων πριν από την απόρριψή τους στον δημοτικό συλλέκτη ή απευθείας στα επιφανειακά ύδατα μετά από προεπεξεργασία (Carraro et al., 2017), λόγω του ιδιαίτερου, και συχνά επικίνδυνου, περιεχομένου τους.

2.2 Ιστορική εξέλιξη της διαχείρισης

Σε όλη την ιστορία, η διαχείριση των υγρών αποβλήτων, έχει συσχετιστεί με ανθρώπους και κυβερνήσεις με εκτεταμένες τεχνικές και πολιτικές προκλήσεις. Η ιστορία της διαχείρισης των αποβλήτων είναι ταυτόχρονα μια ιστορία ανθρώπινης εφευρετικότητας και ανθρώπινης αδυναμίας. Ορισμένα βασικά γεγονότα καθόρισαν την ταχύτητα με την οποία εξελίχθηκε η περιβαλλοντική διαχείριση ανά τους αιώνες. Μερικά από αυτά τα γεγονότα ήταν επιστημονικά, όπως τα μοντέλα καθαρισμού ρεμάτων, ενώ άλλα ήταν κοινωνικοοικονομικά, όπως οι δύο Παγκόσμιοι Πόλεμοι. Ωστόσο, σύμφωνα με την πρόσφατη Έκθεση για την Ανθρώπινη Ανάπτυξη (2006), το δίδαγμα από το παρελθόν είναι ότι η πρόοδος στη διαχείριση και την αποχέτευση των λυμάτων οδηγήθηκε πάνω από όλα από πολιτικούς συνασπισμούς που ενώνουν βιομήχανους, δήμους και κοινωνικούς μεταρρυθμιστές. Αυτό σημαίνει ότι εάν από τη μία πλευρά απαιτείται ανάπτυξη νέων τεχνολογιών καθώς και κατάλληλες στρατηγικές για τη διαχείριση των λυμάτων, από την άλλη πλευρά πρέπει να υπάρχει επείγουσα ανάγκη να ξεπεραστεί το στίγμα ενός ρυπασμένου περιβάλλοντος (Lofrano & Brown, 2010).

Ειδικότερα η πρώτη απόδειξη της διαχείρισης, και δη επαναχρησιμοποίησης, των υγρών αποβλήτων, χρονολογείται 5.000 χρόνια πριν, κατά την Εποχή του Χαλκού από τους Μινωίτες στην Κρήτη και τους πολιτισμούς της Κοιλιάδας του Ινδού ποταμού (Angelakis et al., 2018). Στην πρώτη περίπτωση αναπτύχθηκαν προηγμένα συστήματα αποχέτευσης για τη διάθεση των λυμάτων σε ποτάμια (π.χ. στο ανάκτορο της Κνωσού) ή στη θάλασσα (π.χ. στο ανάκτορο της Ζάκρου) ή/και σε γεωργική γη (π.χ. στο ανάκτορο της Φαιστού και της Αγίας Τριάδας). (Angelakis et al., 2023).

Δευτερευόντως στην κοιλάδα του Ινδού ποταμού, γεωγραφικά στο σημερινό Πακιστάν, χρησιμοποιήθηκαν παρόμοια προηγμένα συστήματα αποχέτευσης από το 2.600 π.Χ., με κάθε σπίτι να είναι συνδεδεμένο με τον κεντρικό αποχετευτικό αγωγό, ο οποίος διέθετε σύστημα επιθεώρησης για την εύρυθμη λειτουργία του (Angelakis et al., 2018).

Κατά την Κλασική περίοδο, οι αρχαίοι Έλληνες απομακρύναν τα λύματα των δημόσιων τουαλετών και των κατοικιών, μαζί με τα όμβρια ύδατα, χρησιμοποιώντας συνδυασμένα συστήματα αποχέτευσης σε στενά ή σε παράδρομους μεταξύ των σπιτιών. Τέτοια συστήματα ανακαλύφθηκαν νοτιοανατολικά της Ακρόπολης, ενώ η μεγάλη

αποχέτευση στην αρχαία Αγορά της Αθήνας παρέδιδε όμβρια ύδατα και λύματα σε λεκάνη συλλογής (G. Antoniou et al., 2016), τα οποία κατέληγαν στην περιοχή του σημερινού Ελαιώνα (Yannopoulos et al., 2015).

Κατά τη διάρκεια του Μεσαίωνα, στην Ευρώπη, η τεχνολογία και η γνώση της υγειονομικής μηχανικής παρέμειναν στάσιμες. Η έννοια της υγιεινής, πρωτόγονα επίπεδα, ιδίως στα αστικά κέντρα, με αποτέλεσμα, τον αποδεκατισμό, τουλάχιστον του 25% του πληθυσμού, από επιδημίες όπως η χολέρα και η πανώλη (Angelakis et al., 2018).

Από τα μέσα του 19^{ου} αιώνα, και σε συνέχεια των σοβαρών προαναφερόμενων επιδημιών, έκαναν εκ νέου την εμφάνισή τους οι υγειονομικές πρακτικές, σε πλήθος περιοχών παγκοσμίως, με στόχο την προστασία της δημόσιας υγείας και τον έλεγχο της υδάτινης ρύπανσης (Angelakis et al., 2018).

Ειδικότερα το 1869, ο Sir Edward Frankland ξεκίνησε την πρωτοποριακή του μελέτη για την απόδοση της διήθησης στα ακατέργαστα λύματα του Λονδίνου, αποδεικνύοντας ότι η διαλείπουσα διήθηση με άμμο, είναι μια αποτελεσματική επεξεργασία για τα λύματα.

Το 1882, ο Άγγλος χημικός, Robert Warrington, εισήγαγε την ιδέα ότι οι μικροοργανισμοί που περιέχονται στα λύματα θα μπορούσαν να χρησιμοποιηθούν εύκολα για την επεξεργασία. Ο William Dibdin, μηχανικός της δημοτικής περιφέρειας του Λονδίνου (το 1885), αναγνώρισε ξεκάθαρα τη σημασία της χρήσης μικροοργανισμών για την επεξεργασία αστικών λυμάτων.

Το 1886, η ανάπτυξη προτύπων για την επεξεργασία των λυμάτων ξεκίνησε με την ίδρυση του πειραματικού σταθμού Lawrence του Κρατικού Συμβουλίου Υγείας της Μασαχουσέτης στις Ηνωμένες Πολιτείες. Το 1887, η πρώτη επίσημη μονάδα βιολογικής επεξεργασίας αποβλήτων, μια διαλείπουσα άμμο, δοκιμάστηκε στο Medford της Μασαχουσέτης (Eslamian, 2014).

Ο 20^{ος} αιώνας αποτέλεσε την αφετηρία πλήθους καίριων τεχνολογικών και επιστημονικών καινοτομιών, ταυτόχρονα με την ευρεία ανάπτυξη των μονάδων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων (ΜΕΥΑ), οι οποίες έχουν τη δυνατότητα επεξεργασίας μεγάλων όγκων υγρών αποβλήτων με άμεση απόρριψη σε υδάτινα περιβάλλοντα. Οι μονάδες αυτές υιοθετήθηκαν παγκοσμίως από τα περισσότερα μεγάλα αστικά κέντρα, λόγω

της μικρή απαιτούμενης έκτασης και του συμπαγούς σχεδιασμού τους (Jimenez & Asano, 2015; Lazarova et al., 2013; Metcalf & Eddy, 2018).

Η πρώτη σύγχρονη μονάδα αυτής της λογικής, ήταν η μονάδα στο Bubenec (Τσεχία), με δυναμικότητα 700.000 κατοίκους. Κατασκευάστηκε το 1900 – 1906 ως μέρος του νέου συστήματος αποχέτευσης και διέθετε μόνο καθίζηση. Το 1926 κατασκευάστηκε στο Jones Island του Milwaukee, η πρώτη μεγάλης κλίμακας μονάδα βιολογικού καθαρισμού (ΜΕΥΑ) στις ΗΠΑ, η οποία απέρριπτε τα υγρά απόβλητα στη λίμνη Μίτσιγκαν (από όπου γίνεται άντληση του πόσιμου νερού της πόλης), ενώ τα βιοστερεά, πωλούνταν ως επώνυμο λίπασμα (Angelakis et al., 2023).

Δυστυχώς, και οι δύο Παγκόσμιοι Πόλεμοι καθυστέρησαν την ανάπτυξη της επεξεργασίας των λυμάτων και οδήγησαν σε αυξανόμενη ρύπανση των υδάτινων οδών. Μετά το τέλος του Β' Παγκοσμίου Πολέμου, σημειώθηκε ταχεία πρόοδος στην επεξεργασία των λυμάτων, ιδίως στο Ηνωμένο Βασίλειο και στις Ηνωμένες Πολιτείες (ACUA, 2022).

2.3 Βασικά χαρακτηριστικά και σύγκριση με άλλες κατηγορίες αποβλήτων

Φαρμακευτικά προϊόντα, ορμόνες, σκιαγραφικά μέσα, νόμιμα και παράνομα φαρμακευτικά σκευάσματα, καθώς και οι μεταβολίτες τους, ανιχνεύονται συχνά στα υγρά απόβλητα εγκαταστάσεων υγειονομικής περίθαλψης, συχνά σε σημαντικές συγκεντρώσεις (Aydin et al., 2019). Με εξαίρεση τη Δανία, όπου έχουν θεσπιστεί συγκεκριμένα όρια απορρίψεων, η πλειονότητα των χωρών δεν διαθέτει ειδικούς κανονισμούς που να διέπουν τη διάθεση των υγρών αποβλήτων από υγειονομικές μονάδες (Yilmaz et al., 2017).

Η περιβαλλοντική συμπεριφορά και ο τελικός προορισμός αυτών των ενώσεων παραμένουν σε μεγάλο βαθμό άγνωστα, καθώς οι περισσότερες δημοσιευμένες μελέτες εστιάζουν κυρίως στην παρακολούθηση της παρουσίας τους σε λύματα και επιφανειακά ύδατα, παρά στη μακροπρόθεσμη μοίρα τους (Ngigi et al., 2020). Επιπλέον, παρά το εξειδικευμένο ρυπαντικό φορτίο των νοσοκομειακών λυμάτων, οι τιμές βασικών παραμέτρων, όπως το COD και το αμμωνιακό άζωτο (NH_4^+), εμφανίζουν συγκρίσιμα επίπεδα με αυτά των αστικών λυμάτων (Mackuřak et al., 2021).

Τα κύρια χαρακτηριστικά και τα εύρη συγκεντρώσεων που έχουν αναφερθεί για τα νοσοκομειακά υγρά απόβλητα, σύμφωνα με διάφορες επιστημονικές μελέτες, παρουσιάζονται συνοπτικά στον επόμενο Πίνακα 1. Οι αποκλίσεις που παρατηρούνται στις συγκεντρώσεις αποδίδονται κυρίως στη διαφοροποίηση του μεγέθους και της δυναμικότητας των υγειονομικών μονάδων, στο είδος των παρεχόμενων θεραπειών, στα προληπτικά μέτρα που εφαρμόζονται, καθώς και στις τεχνολογίες επεξεργασίας που χρησιμοποιούνται στις μονάδες διαχείρισης αποβλήτων με τις οποίες συνεργάζονται.

ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΣ	ΕΥΡΟΣ ΣΥΓΚΕΝΤΡΩΣΕΩΝ
Αγωγιμότητα, $\mu\text{S}/\text{cm}$	300–3682
pH	6–9
Δυνατότητα οξειδοαναγωγής, mV	850–950
Λίπη και έλαια, mg/L	50–210
Χλώριο, mg/L	31–18509
Ολικό N, mg N/L	19–320
NH_4^+ , mg NH_4^+/L	10–70
Νιτρώδη, mg NO_2^-/L	0.06–4.46
Νιτρικά, mg NO_3^-/L	0.3–8.6
Φωσφορικά, mg P- PO_4/L	2–31
Φώσφορος, mg/L	2.1–23
Θειικά, mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{L}$	20–2370
Αιωρούμενα στερεά, mg/L	27–3260
COD (Χημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο), mg/L	39–7764
Διαλυμένο COD, mg/L	380–700
DOC (Διαλυμένος Οργανικός Άνθρακας), mg/L	6–1663
TOC (Ολικός Οργανικός Άνθρακας), mg/L	31–565
BOD ₅ (Βιολογικά Απαιτούμενο Οξυγόνο), mg/L	<4–2575
BOD ₅ /COD (Δείκτης βιοδιασπασιμότητας)	0.1–0.8
ΑΟΧ (Προσροφήσιμα οργανικά αλογονίδια), μg/L	1.1–15.2
Θολότητα (NTU)	100–480

Ολικές Φαινόλες (mg/L)	0.1–78
EC₅₀ (<i>Daphnia</i>), TU	9.8–117
Ολικές επιφανειοδραστικές ουσίες, mg/L	0.26–34
Ολικά απολυμαντικά, mg/L	2–200
Gd, µg/L	<1–300
Hg, µg/L	0.3–37
Pt, µg/L	0.01–289
Ag, µg/L	150–437*10 ³
As, µg/L	0.8–17
Cu, µg/L	27–4010
Ni, µg/L	7–670
Pb, µg/L	0–1050
Zn, µg/L	70–4880
Fe, µg/L	361–4830
Cd, µg/L	10–70
Cr, µg/L	390–630
Co, µg/L	0.13–0.26
Mn, µg/L	25–55
<i>E. coli</i>, MPN/100 mL	10 ³ –7.7*10 ⁷
Εντεροκόκκοι, MPN/100 mL	10 ³ –10 ⁶
Κολοβακτηρίδιο κοπράνων, MPN/100 mL	10 ³ –7.7*10 ⁷
Ολικό κολοβακτηρίδιο, MPN/100 mL	2.5*10 ³ –10 ⁷
Αναερόβια που μειώνουν τα θειώδη σπόρια, CFU/100 mL	3.1*10 ⁶
Νοροϊός, γονιδιωµατικά αντίγραφα /L	2.4*10 ⁶
Αδενοϊός, γονιδιωµατικά αντίγραφα /L	2.8*10 ⁶
Ροταϊός	1.9*10 ⁶
Ιός ηπατίτιδας Α	10 ⁴
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>, CFU/100 mL	5.3*10 ⁶

<i>Staphylococcus aureus</i>, CFU/100 mL	7.5*10 ⁵
<i>Salmonella & Vibrio</i>, CFU/100 mL	PRESENCE
SARS-CoV-2	500-18700 genome copies/L

Πίνακας 1: Κύρια χημικά χαρακτηριστικά νοσοκομειακών εκροών (Pariente et al., 2022)

Λόγω της σημαντικής κατανάλωσης νερού ανά κλίνη (μεγαλύτερη αραίωση των υγρών αποβλήτων του νοσοκομείου) και της παρουσίας απολυμαντικών και αντιβιοτικών σε αυτά (Carraro et al., 2016), η μόλυνση των κοπράνων (κολοβακτηρίδια κοπράνων και ολικά κολοβακτηρίδια) έχει ανιχνευθεί σε υψηλότερα επίπεδα στα αστικά υγρά απόβλητα από ότι στα υγρά ιατρικά απόβλητα (Emmanuel et al., 2004). Οι υψηλότερες συγκεντρώσεις χαλκού και σιδήρου αποδίδονται στη διάβρωση των σωλήνων αποχέτευσης (El- Oгри et al., 2016). Επίσης, τα υγρά ιατρικά απόβλητα έχουν υψηλότερη συγκέντρωση παθογόνων ιών όπως ο νοροϊός, ο αδενοϊός, ο ροταϊός, ο ιός της ηπατίτιδας Α και ο εντεροϊός (Oliveira et al., 2017). Επιπλέον, ο ιός SARS-CoV-2 έχει ανιχνευθεί σε ιατρικά και αστικά υγρά απόβλητα (Saba et al., 2021), τα τελευταία έξι χρόνια.

Κεφάλαιο 3 Πηγές, Ποσότητα και Σύσταση Υγρών Ιατρικών Αποβλήτων

3.1 Πηγές και ποσότητα παραγωγής υγρών ιατρικών αποβλήτων

Τα κύρια τμήματα και εγκαταστάσεις παραγωγής υγρών αποβλήτων από ένα νοσηλευτικό ίδρυμα είναι τα ακόλουθα (Net Sol Water Solutions, 2022):

1. Αίθουσες διάγνωσης και θεραπείας,
2. Εργαστήρια, θάλαμοι, πλυντήρια, εκτύπωση εικόνων με ακτίνες Χ, δωμάτια ζώων, θεραπεία και διάγνωση ισοτόπων, χειρουργεία και άλλες αποχετεύσεις,
3. Τα οικιακά υγρά απόβλητα που απορρίπτονται από τη διοίκηση του νοσοκομείου και το ιατρικό προσωπικό,
4. εστιατόρια, καφετέριες, θάλαμοι νοσηλείας.

Η φύση και ο όγκος των υγρών αποβλήτων που παράγονται από διάφορα τμήματα ποικίλλει. Για παράδειγμα υπάρχουν απόβλητα βαρέων μετάλλων, λιπαρά απόβλητα, απόβλητα εκτύπωσης, ραδιενεργά απόβλητα κ.λπ. Η εκροή νοσοκομειακών υγρών αποβλήτων είναι πιο περίπλοκη από την κανονική απόρριψη των αντίστοιχων οικιακών (Net Sol Water Solutions, 2022).

Σύμφωνα με τις οδηγίες του Παγκόσμιου Οργανισμού Υγείας (ΠΟΥ) για την καλή λειτουργία των εγκαταστάσεων υγειονομικής περίθαλψης, απαιτούνται 40 – 60 λίτρα νερού/ημέρα για κάθε ασθενή. Τα χειρουργεία απαιτούν περίπου 100 L/επέμβαση. Η ποσότητα νερού που απαιτείται για ασθενείς που αντιμετωπίζουν σοβαρό οξύ αναπνευστικό σύνδρομο ή ιογενή αιμορραγικό πυρετό είναι περίπου 100 – 400 L/ασθενή/ημέρα (Majumder et al., 2021). Αυτή η κατανάλωση νερού από τα νοσηλευτικά ιδρύματα οδηγεί στη δημιουργία μεγάλων όγκων υγρών αποβλήτων. Η ποσότητα των υγρών αποβλήτων που παράγεται από τη νοσηλευτική μονάδα εξαρτάται από τη χωρητικότητα ή τον αριθμό των διαθέσιμων κλινών σε αυτή, τον τύπο και το μέγεθος της μονάδας υγειονομικής περίθαλψης, τις διαθέσιμες τεχνικές εγκαταστάσεις, τις παρεχόμενες υπηρεσίες (πλυντήριο ρούχων, κουζίνα, κλιματισμός), τα εσωτερικά υγρά απόβλητα από εγκαταστάσεις διαχείρισης κ.λπ.

(Wiafe et al., 2016). Στην έρευνά τους οι Kumari et al. ανέφεραν ότι τα υγρά απόβλητα που παράγονται από τις αναπτυσσόμενες χώρες ποικίλλουν από 200 έως 400 L/κάτοικο/ημέρα, ενώ στις ανεπτυγμένες χώρες, κυμαίνεται από 400 έως 1200 L/κάτοικο/ημέρα (Kumari et al., 2020). Η παραγόμενη ποσότητα υγρών αποβλήτων από διάφορα νοσοκομεία σε όλο τον κόσμο παρέχεται στον ακόλουθο Πίνακα 2.

Χώρες	Αριθμός Ασθενών	Παραγόμενα Υγρά Απόβλητα (m ³ /d)	Παραγόμενα Υγρά Απόβλητα ανά Ασθενή (L/ασθενή/day)
Ιταλία	300	180	600
Γερμανία	560	111	198
Ισπανία	750	429	572
Πορτογαλία	1120	1000	892
Βραζιλία	-	432	-
Βραζιλία	-	325.7	-
Ιράν	-	43	-
Δανία	691	360	520
Γερμανία	340	768	2258
Γερμανία	580	200	344
Κάτω Χώρες	1076	240	223
Αιθιοπία	305	143	468
Ινδία	319	50	156
Ινδία	-	-	480
Νεπάλ	-	20	-
Κίνα	-	20	-
Βραζιλία	-	190	-
Βραζιλία	2000	219	109
Βραζιλία	22,000	432	19
Βραζιλία	320	220	687
ΗΠΑ	-	-	968

Γκάνα	-	-	31
Γκάνα	-	-	54

Πίνακας 2: Αριθμός εσωτερικών ασθενών και υγρά απόβλητα που παράγονται καθημερινά από διαφορετικά νοσοκομεία σε όλο τον κόσμο (Majumder et al., 2021)

Σύμφωνα με τον παραπάνω πίνακα, η παραγόμενη ποσότητα των υγρών ιατρικών αποβλήτων, μπορεί να διαφέρει σημαντικά, ανάλογα με την εκάστοτε έρευνα. Από τα δεδομένα που παρουσιάζονται γίνεται αντιληπτό ότι υπάρχει σημαντική διαφοροποίηση των ποσοτήτων ανά νοσηλευτικό ίδρυμα, ακόμα και σε περιπτώσεις μονάδων που βρίσκονται στην ίδια χώρα. Το βιοτικό επίπεδο της κάθε περιοχής, αλλά και το καθεστώς κάθε ιδρύματος (δημόσιο ή ιδιωτικό) προφανώς και διαφοροποιούν σημαντικά τις ποσότητες, αυξάνοντας τις ποσότητες σε πιο πλούσιες περιοχές. Επιπλέον φαίνεται πως σε κάποιες χώρες, κυρίως της Ευρώπης, ασχέτως του βιοτικού επιπέδου, οι παραγόμενες ποσότητες των αποβλήτων είναι μειωμένες, ίσως μετά την λήψη συγκεκριμένων μέτρων για τον μετριασμό των ποσοτήτων τους.

3.2 Χημικά συστατικά υγρών ιατρικών αποβλήτων

Οι πιο σημαντικές χημικές ουσίες στα υγρά απόβλητα των νοσοκομείων είναι τα αντιβιοτικά, οι κυτταροστατικοί παράγοντες, τα αναισθητικά, τα απολυμαντικά (λόγω της κύριας χρήσης τους στη νοσοκομειακή πρακτική), ο λευκόχρυσος, ο υδράργυρος (σε συντηρητικά διαγνωστικών παραγόντων και ως ενεργό συστατικό των απολυμαντικών), οι σπάνιες γαίες (στοιχεία όπως το γαδολίνιο, το ίνδιο, το όσμιο) και ιωδιούχα σκιαγραφικά μέσα αντίθεσης των ακτίνων Χ (Kümmerer, 2001). Άλλα φαρμακευτικά προϊόντα που έχουν ανιχνευθεί στις εγκαταστάσεις επεξεργασίας υγρών αποβλήτων περιλαμβάνουν ρυθμιστές λιπιδίων, αναλγητικά, αντιβιοτικά, αντικαταθλιπτικά, αντιεπιληπτικά, αντινεοπλασματικά, αντιπυρετικά, αντιφλογιστικά, αντιρευματικά, β-αναστολείς, βρογχολυτικά, β2-συμπαθομιμητικά, οιστρογόνα, εκκρινολυτικά, αγγειοδιασταλτικά και σκιαγραφικά μέσα ακτίνων Χ (Pauwels & Verstraete, 2006; Ternes, 2001).

3.2.1 Αντιβιοτικά

Περίπου 10.000 τόνοι αντιβιοτικών καταναλώνονται ετησίως στην Ευρώπη, εκ των οποίων περίπου οι μισοί χρησιμοποιούνται στην ιατρική. Το άλλο μισό χρησιμοποιείται για κτηνιατρικούς σκοπούς ως θεραπεία ή ως αυξητικός παράγοντας (Pauwels & Verstraete, 2006). Τα αντιβιοτικά που προέρχονται από φυσικές πηγές περιλαμβάνουν κυρίως πενικιλίνη, κεφαλοσπορίνες, μακρολίδες, φθοριοκινολόνες, τετρακυκλίνες, χλωραμφενικόλες, αμινογλυκοσίδες, καρβαπενήμες, ριφαμυκίνες, γλυκοπεπτίδια, μονοβακτάμες, πολυμυξίνες, συνδυασμούς πενικιλίνης-στρεπτομυκίνης, β-λακτάμες και καρβακεφήμες. Μεταξύ όλων των αντιβιοτικών, η τετρακυκλίνη, η σουλφαμεθοξαζόλη (σουλφοναμίδη), η στρεπτομυκίνη (αμινογλυκοσίδη), η αζιθρομυκίνη, η κλαριθρομυκίνη (μακρολίδη), η σιπροφλοξασίνη (φθοροκινολόνη) και η αμοξικιλίνη (β-λακτάμη) είναι τα πιο ευρέως χρησιμοποιούμενα φάρμακα (Huang et al., 2019; Tyagi et al., 2020).

Από τα αντιβιοτικά που χρησιμοποιούνται για ανθρώπινους σκοπούς, το 26% χρησιμοποιούνται στα νοσοκομεία (Kümmerer, 2001). Τα αντιβιοτικά και οι μεταβολίτες τους καταλήγουν στις μονάδες επεξεργασίας υγρών αποβλήτων, αφού απεκκρίνονται με τα ούρα και τα κόπρανα στα υγρά απόβλητα (Pauwels & Verstraete, 2006).

Η συγκέντρωση αντιβιοτικών στα υγρά ιατρικά απόβλητα ποικίλλει από 20 έως 5.000 ng/L το καλοκαίρι και από 500 έως 800 ng/L το χειμώνα (Kosma et al., 2019; Tyagi et al., 2020).

3.2.2 Ιωδιούχα σκιαγραφικά μέσα (ICM)

Τα ιωδιούχα σκιαγραφικά μέσα (ICM) χρησιμοποιούνται για την απεικόνιση με ακτίνες Χ μαλακών ιστών. Αυτή η βιομηχανία είχε κύκλο εργασιών 684 εκατομμυρίων δολαρίων παγκοσμίως το 2001 (Pauwels & Verstraete, 2006), ενώ προβλέπεται να φτάσει τα 6,1 δισεκατομμύρια δολάρια έως το 2027 από 5,1 δισεκατομμύρια δολάρια το 2022 (Markets and Markets, 2023). Σύμφωνα με παλαιότερα στοιχεία, η παγκόσμια κατανάλωση ICM ήταν 3460 τόνοι το 1993 (Pauwels & Verstraete, 2006). Για μία ιατρική θεραπεία, χρησιμοποιούνται περίπου 100 g σκιαγραφικού μέσου ακτίνων Χ. Αυτό αντιπροσωπεύει περίπου 30 g απορροφήσιμων οργανικών ιωδιούχων ενώσεων (AOI) (Doll & Frimmel, 2003). Οι AOI είναι βιολογικά αδρανείς και σταθερές στον μεταβολισμό κατά τη διέλευσή τους από

το σώμα. Απεκκρίνονται σχεδόν πλήρως μέσα σε μία ημέρα μετά τη χορήγηση, καταλήγοντας στις μονάδες επεξεργασίας υγρών αποβλήτων, όπου αφαιρούνται σε ελάχιστο ποσοστό (0 – 85%) (Pérez & Barceló, 2007; Steger-Hartmann et al., 2002). Λόγω της υψηλής υδροφιλικότητάς τους, τα ICM παραμένουν στο περιβάλλον στην υδατική φάση, αντί να απορροφώνται σε οργανικό υλικό ή να συσσωρεύονται σε οργανισμούς. Δεδομένου ότι δεν είναι πολλά γνωστά για την τύχη και τις μακροπρόθεσμες επιπτώσεις τους, υπάρχει κίνδυνος που συνδέεται με την εξάπλωσή τους στο περιβάλλον, καθώς θα μπορούσαν να καταλήξουν στα υπόγεια ύδατα. Επομένως απαιτείται περισσότερη έρευνα για αυτό το θέμα και πρέπει να ληφθούν προληπτικά μέτρα (Pauwels & Verstraete, 2006).

3.2.3 Μη βιοαποδομήσιμες και ανθεκτικές ενώσεις

Τα ψυχοδραστικά φάρμακα είναι τα οποία απαντώνται παντού πλέον στη φύση και διέπονται από ιδιαίτερη επιμονή στο υδατικό περιβάλλον. Μεταξύ όλων, η καρβαμαζεπίνη είναι ένα από τα πιο ευρέως συνταγογραφούμενα φάρμακα για τη θεραπεία της επιληψίας, της νευραλγίας του τριδύμου και ορισμένων άλλων ψυχιατρικών παθήσεων (π.χ. διπολικές συναισθηματικές διαταραχές), το οποίο παρουσιάζει σημαντικές επιδράσεις ενδοκρινικής διαταραχής. Η καρβαμαζεπίνη ανιχνεύεται συχνά τόσο στα αστικά υγρά απόβλητα όσο και στα νερά των ποταμών. Στην πραγματικότητα, η καρβαμαζεπίνη μπορεί να μεταμορφωθεί πλήρως κατά τη διάρκεια του μεταβολισμού. Κανονικά, λιγότερο από το 5% μιας δόσης παραμένει αμετάβλητο μετά τη λήψη από τον άνθρωπο. Ως εκ τούτου, ανιχνεύονται υψηλές συγκεντρώσεις των μεταβολιτών της καρβαμαζεπίνης, αντί της μητρικής ένωσης, στις εισροές και τα απόβλητα των Μονάδων Επεξεργασίας Υγρών Αποβλήτων (ΜΕΥΑ), ακόμη και φθάνοντας σε λίγα μικρογραμμάρια ανά λίτρο (Álvarez-Torrellas et al., 2017; Tyagi et al., 2020).

3.2.4 Οιστρογόνα

Τα οιστρογόνα παρουσιάζουν ιδιαίτερο ενδιαφέρον, δεδομένου ότι ερευνητές στο Ηνωμένο Βασίλειο παρατήρησαν τη θηλυκοποίηση αρσενικών ψαριών εγκλωβισμένων σε

κλουβιά σε θέσεις απόρριψης μονάδων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων (Purdom et al., 1994). Τα φυσικά οιστρογόνα, δηλαδή οιστραδιόλη (E2), οιστρόνη (E1) και οιστριόλη (E3) μαζί με το συνθετικό οιστρογόνο αιθινυλοιστραδιόλη (EE2), θεωρούνται ως οι πιο σημαντικές πηγές οιστρογονικής δραστηριότητας σε περιβαλλοντικά δείγματα (Sun et al., 2013; Thomas et al., 2001). Τα οιστρογόνα απεκκρίνονται στα ούρα τόσο από τα αρσενικά όσο και από τα θηλυκά θηλαστικά ως σύμπλοκα συνδεδεμένα με θειικά ή γλυκουρονίδια (Pauwels & Verstraete, 2006). Σε καθημερινή βάση, οι γυναίκες εκκρίνουν κατά μέσο όρο περίπου 32, 14 και 106 mg συζευγμένου E1, E2 και E3, αντίστοιχα. Οι εγκυμονούσες γυναίκες εκκρίνουν περίπου 100 φορές αυτή την ποσότητα (Dascenzo et al., 2003; Hung et al., 2022; Ifelebuegu, 2011). Μπορεί να υποτεθεί ότι στα υγρά ιατρικά απόβλητα μπορούν να αναμένονται υψηλές συγκεντρώσεις E1, E2 και E3.

3.2.5 Ορμόνες

Οι ορμόνες βρίσκονται συνήθως στο περιβάλλον, συμπεριλαμβανομένου του νερού και του εδάφους, καθώς χρησιμοποιούνται ευρέως στην κτηνοτροφία, την υδατοκαλλιέργεια και την κλινική θεραπεία. Έχουν μεγάλη επίδραση στον άνθρωπο και σε άλλους οργανισμούς (όπως πτηνά, θηλαστικά και ψάρια). Η κύρια επίδραση των ορμονών στον άνθρωπο περιλαμβάνει ενδοκρινική δυσκρασία, διαταραχές του νευρικού συστήματος, απόφραξη του αναπαραγωγικού συστήματος, ακόμη και πρόκληση κακής γονιμότητας. Παρόμοιες επιδράσεις των ορμονών σε άλλους οργανισμούς παρατηρούνται επίσης. Συνολικά, η απειλή των ορμονών για τον άνθρωπο και άλλους οργανισμούς, αφορά το νευρικό σύστημα, το αναπαραγωγικό σύστημα και το ανοσοποιητικό σύστημα (Tyagi et al., 2020).

Ρύπος	Υγρά ιατρικά απόβλητα	Οικιακά υγρά απόβλητα
Συνολικό φορτίο αντιβιοτικών (mg/L)	—	50

Συγκέντρωση αντιβιοτικού (mg/L)/Άτομο	2–83 μετρημένη 5– 50 εκτιμώμενη	< LOD ¹ – 0.6, – 1.7, – 6, – 51
Θεραπευτική συγκέντρωση (mg/L)/ Άτομο	5 – 50 εκτιμώμενη	< LOD – 5.7
Ιωδιούχα σκιαγραφικά μέσα (mg/L)	-	< LOD – 6.6
Οιστρογόνα (ng E2-eq/L)	>100	20-100

Πίνακας 3: Εκτιμήσεις των επιπέδων διαφορετικών νοσοκομειακών ρύπων σε ιατρικά και οικιακά υγρά απόβλητα (Pauwels & Verstraete, 2006)

Στον παραπάνω Πίνακα 3, δίνονται οι συγκεντρώσεις διάφορων ρύπων που εντοπίζονται τόσο σε υγρά ιατρικά όσο και σε οικιακά απόβλητα. Η σύγκριση είναι κατατοπιστική ως προς τις αυξημένες συγκεντρώσεις που απαντώνται στα ιατρικά απόβλητα σε σχέση με τα οικιακά στις περισσότερες περιπτώσεις, ενώ ειδικά για τα ιωδιούχα σκιαγραφικά μέσα, η διαφορετική διαχείριση που υφίσταται στις νοσοκομειακές δομές, αποτρέπει την απελευθέρωσή τους ως απόβλητα στο φυσικό περιβάλλον, γεγονός που έρχεται σε αντίθεση με τις συγκεντρώσεις που καταγράφονται στα οικιακά απόβλητα, είτε λόγω οικιακών θεραπειών, είτε ως αποτέλεσμα των φυσικών αποβλήτων από ασθενείς που λαμβάνουν συγκεκριμένη ιωδιούχα θεραπεία.

¹ Το όριο ανίχνευσης (Limit of Detection - LOD) αναφέρεται στη χαμηλότερη συγκέντρωση μιας ουσίας που μπορεί να ταυτοποιηθεί και να μετρηθεί αξιόπιστα με ένα ορισμένο επίπεδο βεβαιότητας, συνήθως 95%.

3.3 Βιολογικά συστατικά υγρών ιατρικών αποβλήτων

3.3.1 Βακτήρια

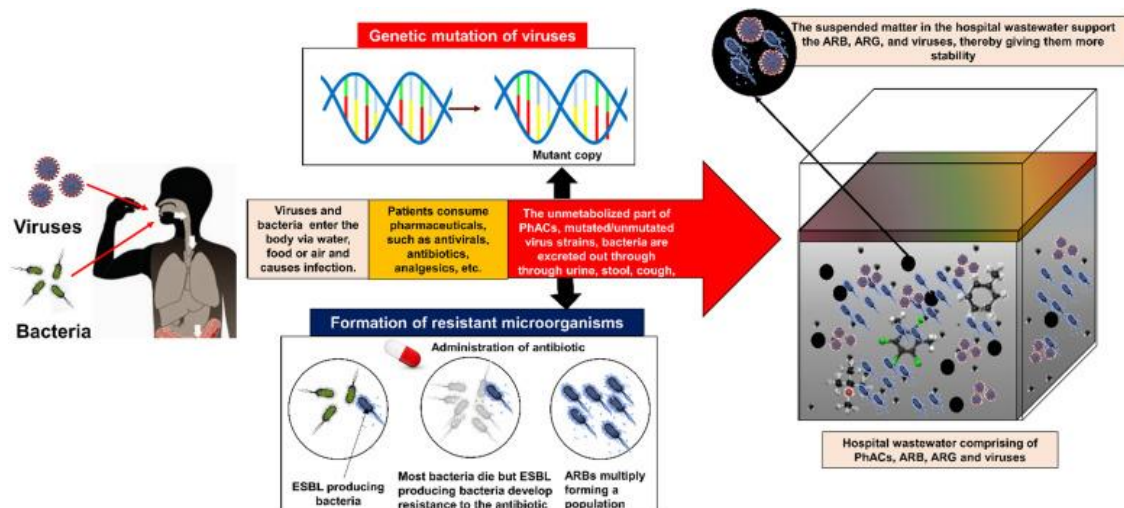
Τα υγρά ιατρικά απόβλητα είναι ξενιστές πολλών βακτηρίων και παθογόνων μικροοργανισμών, όπως το *Escherichia coli* (*E. coli*), οι εντερόκοκκοι, τα θερμοανεκτικά κολοβακτηρίδια, τα κολοβακτηρίδια κοπράνων κ.λπ (Majumder et al., 2021).

Αν και αυτοί οι μικροοργανισμοί υπάρχουν σε σημαντικό αριθμό, ο εξέχων κίνδυνος έγκειται στην παρουσία ανθεκτικών βακτηρίων, όπως τα *Proteus vulgaris*, *Pseudomonas aeruginosa*, οι ανθεκτικοί στη βανκομυκίνη εντερόκοκκοι, τα μυκοβακτήρια κ.λπ. και τα ανθεκτικά στελέχη (*Enterobacter sakazakii* - Extended-Spectrum Beta-Lactamase (ESBL) – άλλα παραγωγικά στελέχη) (Hocquet et al., 2016).

Η αντίσταση σε κάποιο αντιβιοτικό μπορεί να είναι εγγενής ή να αναπτυχθεί λόγω αυθόρμητων μεταλλάξεων. Η εγγενής αντίσταση ανήκει σε εκείνους τους μικροοργανισμούς που μπορούν να εμποδίσουν την είσοδο του αντιβιοτικού στο κυτταρικό τους τοίχωμα (Sharma et al., 2016). Τα ESBLs είναι ένας τύπος ενζύμου που παράγεται από ορισμένα βακτήρια, όπως το *E. coli* που παράγει το ESBL (ESBLE), το οποίο τα καθιστά ανθεκτικά στα αντιβιοτικά.

Τα γονίδια που κωδικοποιούν αυτή την αντίσταση μπορούν να μεταφερθούν κάθετα (δηλαδή στους απογόνους των βακτηρίων) ή οριζόντια (δηλαδή μεταξύ βακτηρίων διαφορετικής ταξινομικής συσχέτισης) (Ajala et al., 2023; Mehanni et al., 2023; Schwartz et al., 2003). Η μεταφορά γονιδίου (αντίστασης) είναι βέλτιστη σε υψηλές κυτταρικές πυκνότητες και υπό υψηλή εκλεκτική πίεση (δηλαδή υψηλές συγκεντρώσεις αντιβιοτικών). Ωστόσο, υπό ετερογενείς περιβαλλοντικές συνθήκες, αυτή η γονιδιακή μεταφορά μπορεί ακόμα να συμβεί σε σημαντικό επίπεδο (Pauwels & Verstraete, 2006).

Ο σχηματισμός των αντιστεκόμενων στα αντιβιοτικά βακτηρίων (ARB) και οι οδοί τους στα υγρά ιατρικά απόβλητα απεικονίζονται στην ακόλουθη Εικόνα 1 (Majumder et al., 2021).



Εικόνα 1: Διαδρομές φαρμακευτικά ενεργών ενώσεων, ανθεκτικών στα αντιβιοτικά μικροοργανισμών και ιών στα υγρά ιατρικά απόβλητα

Η εμφάνιση και η εξάπλωση του ανθεκτικού στη μεθικιλίνη *Staphylococcus aureus* (MRSA) προκαλεί ιδιαίτερη ανησυχία. Τα στελέχη MRSA αποκτούν πολυανθεκτικότητα μέσω πρόσθετων ανθεκτικών παραγόντων, όπως τα πλασμίδια αντίστασης στη συζευγμένη γενταμικίνη. Η μεταφορά γονιδίων αντίστασης ήταν ανιχνεύσιμη σε απλά υγρά απόβλητα σε συχνότητα από $5,0 \times 10^{-8}$ έως $2,0 \times 10^{-6}$, αν και υπολογίζεται ότι είναι μειωμένα κατά περίπου 1000 φορές από την αρχική τους συγκέντρωση (Ohlsen et al., 2003).

Σύμφωνα με έρευνα που έχει διενεργηθεί, υπάρχουν κάποιες γεωγραφικές διαφορές στους εντεροκοκκικούς πληθυσμούς στα υγρά ιατρικά απόβλητα (Blanch et al., 2003). Οι αστικές εγκαταστάσεις επεξεργασίας υγρών αποβλήτων που δέχονταν ιατρικά απόβλητα στη Σουηδία, την Ισπανία και το Ηνωμένο Βασίλειο είχαν παρόμοια αποτελέσματα ως προς τις συνολικές μετρήσεις των εντερόκοκκων και όσον αφορά την απομάκρυνση κατά τη διάρκεια της επεξεργασίας (μείωση περίπου 2 – 2,5 μονάδων log). Οι πιο συνηθισμένοι εντερόκοκκοι στα απόβλητα ήταν ο *Enterococcus faecium* και ο *Enterococcus faecalis*, αντανakλώντας τη συμβολή των κοπράνων ζώων και ανθρώπων. Αυτοί ήταν επίσης οι πιο κοινοί εντερόκοκκοι ανθεκτικοί στη βανκομυκίνη. Η αντίσταση στο μακρολιδικό αντιβιοτικό ερυθρομυκίνη ήταν συχνή στις περιοχές που ερευνήθηκαν. Επιπλέον σύμφωνα με τους ερευνητές, φαίνεται ότι η επιλεκτική πίεση από το περιβάλλον θα μπορούσε να προκαλέσει τον υψηλό επιπολασμό ανθεκτικών στελεχών (Blanch et al., 2003).

Αυτές οι μελέτες καταδεικνύουν ξεκάθαρα ότι τα υγρά απόβλητα των νοσοκομείων είναι πηγή βακτηρίων με επίκτητη αντοχή στα αντιβιοτικά και αυτό με έναν παράγοντα τουλάχιστον 2–10 υψηλότερο από τα αντίστοιχα οικιακά υγρά απόβλητα.

3.3.2 Ιοί

Υπάρχουν περισσότεροι από 120 ταυτοποιημένοι ανθρώπινοι εντερικοί ιοί, μεταξύ των οποίων οι εντεροϊοί (ιοί πολιομυελίτιδας, echo ιοί και ιοί coxsackie), αδενοϊοί, ηπατίτιδα Α, ροταϊοί και ανθρώπινοι καλυκοϊοί (νοροϊοί) είναι οι πιο διαδεδομένοι στα υγρά ιατρικά απόβλητα (Pyre et al., 2016). Η παρουσία ιών στα απόβλητα αυτά αποτελεί αιτία για σοβαρές ανησυχίες για το περιβάλλον και τη δημόσια υγεία. Το ξέσπασμα του σοβαρού οξέως αναπνευστικού συνδρόμου (SARS) του κορωνοϊού (SARS-CoV-2) ή COVID-19, κατά τα έτη 2019 - 2020, που οδήγησε στην παγκόσμια πανδημία, είναι το πιο πρόσφατο παράδειγμα της απειλής που διακατέχουν οι ιοί. Οι ιοί είναι γνωστό ότι είναι εξαιρετικά σταθεροί ακόμη και κάτω από αντίξοες συνθήκες και αποτελούν πιθανή απειλή για την ανθρώπινη υγεία. Κατά την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων, μπορεί να καθιζάνουν πάνω στην αιωρούμενη ύλη που υπάρχει στα λύματα και να γίνουν πολύ σταθεροί (Majumder et al., 2021). Η κύρια οδός των ιών προς τα υγρά ιατρικά απόβλητα έχει απεικονιστεί στο Γράφημα 1.

Ειδικότερα ο ιός, SARS-CoV-2, υπεύθυνος για την πανδημία το 2019 – 2020, έχει μελετηθεί εκτενώς σε όλο τον κόσμο. Δεδομένου ότι η παρουσία RNA του SARS-CoV-2 στα κόπρανα, αναφέρεται ευρέως, οι ερευνητές διερεύνησαν την παρουσία του παραπάνω RNA στα αστικά υγρά απόβλητα πλήθους χωρών, εντοπίζοντάς τα τελικά στο μη επεξεργασμένο νερό (Randazzo et al., 2020).

Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι η εμφάνιση του RNA του SARS-CoV-2 στα υγρά απόβλητα σχετίζεται άμεσα με το ποσοστό των ατόμων που μολύνθηκαν. Επιπλέον, η σωστή παρακολούθηση των υγρών αποβλήτων μπορεί να βοηθήσει στον εντοπισμό περιοχών με άτομα που έχουν μολυνθεί από τον COVID-19. Αν και οι περισσότεροι ιοί είναι γνωστό ότι είναι εξαιρετικά σταθεροί ακόμη και σε αντίξοες περιβαλλοντικές συνθήκες, ο SARS-CoV-2 ήταν ασταθής παρουσία απολυμαντικών και σε θερμοκρασία υψηλότερη από 20 °C (Race et al., 2020). Ωστόσο, αυτοί οι ιοί μπορούν να επιβιώσουν όταν «τυλιχτούν» μέσα σε σωματίδια κοπράνων ή αιωρούμενα στερεά. Επιπλέον, ο εγκλωβισμένος ιός στα υγρά απόβλητα μπορεί

να δημιουργήσει αερολύματα «φορτωμένα» με ιούς κατά την έκπλυση των λυμάτων και να παρέχει μια αερομεταφερόμενη οδό για τη μετάδοση του ιού (Arslan et al., 2020).

3.4 Συμπεράσματα κεφαλαίου

Στο παρόν κεφάλαιο αναλύθηκαν διεξοδικά οι κύριες πηγές, η ποσότητα, καθώς και η χημική και βιολογική σύσταση των υγρών ιατρικών αποβλήτων, αποκαλύπτοντας το πολυσύνθετο και ιδιαιτέρως επικίνδυνο χαρακτήρα τους. Η διερεύνηση των ποσοτήτων έδειξε ότι τα παραγόμενα υγρά απόβλητα διαφοροποιούνται σημαντικά μεταξύ χώρων και νοσηλευτικών ιδρυμάτων, ανάλογα με το επίπεδο ανάπτυξης, τις τεχνικές εγκαταστάσεις και τις υπηρεσίες που προσφέρονται. Παρά τις διακυμάνσεις αυτές, κοινό χαρακτηριστικό αποτελεί η υψηλή κατανάλωση νερού και η συνεπακόλουθη παραγωγή μεγάλων όγκων αποβλήτων, γεγονός που καθιστά επιτακτική την ανάγκη για αποτελεσματική διαχείριση και επεξεργασία τους.

Σε χημικό επίπεδο, τα υγρά ιατρικά απόβλητα περιλαμβάνουν ένα ευρύ φάσμα ρυπαντικών ουσιών, όπως αντιβιοτικά, ιωδιούχα σκιαγραφικά μέσα, οιστρογόνα, ορμόνες και μη βιοαποδομήσιμες ενώσεις, οι οποίες συχνά επιδεικνύουν μεγάλη ανθεκτικότητα στη φυσική αποδόμηση. Πολλές από αυτές τις ουσίες καταλήγουν στις εγκαταστάσεις επεξεργασίας υγρών αποβλήτων και τελικά στο φυσικό περιβάλλον, προκαλώντας δυνητικές επιπτώσεις στην υδρόβια ζωή και στα οικοσυστήματα. Η παρουσία φαρμακευτικών ουσιών και ενδοκρινικών διαταρακτών σε συγκεντρώσεις μεγαλύτερες των αντίστοιχων οικιακών αποβλήτων, αποδεικνύει ότι οι συμβατικές μέθοδοι επεξεργασίας είναι ανεπαρκείς και απαιτούνται στοχευμένες, εξειδικευμένες τεχνολογίες.

Σε βιολογικό επίπεδο, τα νοσοκομειακά απόβλητα αποτελούν εστίες παθογόνων μικροοργανισμών, βακτηρίων και ιών, μεταξύ των οποίων περιλαμβάνονται ανθεκτικά στελέχη, όπως το MRSA και οι εντερόκοκκοι ανθεκτικοί στη βανκομυκίνη. Η ύπαρξή τους στα υγρά απόβλητα συνδέεται με την ανάπτυξη μικροβιακής αντοχής, ένα από τα σοβαρότερα προβλήματα δημόσιας υγείας σε παγκόσμιο επίπεδο. Παράλληλα, η παρουσία ιών όπως ο SARS-CoV-2 ανέδειξε τη σημασία της επιτήρησης των αποβλήτων ως εργαλείου έγκαιρης

ανίχνευσης επιδημιών, ενισχύοντας τη σύνδεση ανάμεσα στην περιβαλλοντική παρακολούθηση και τη δημόσια υγεία.

Συνολικά, η μελέτη των ποιοτικών και ποσοτικών χαρακτηριστικών των υγρών ιατρικών αποβλήτων αναδεικνύει την ανάγκη ολοκληρωμένης διαχείρισης, που να περιλαμβάνει τη συστηματική παρακολούθηση, την ανάπτυξη προχωρημένων μεθόδων επεξεργασίας και τη διαμόρφωση ενός σαφούς ρυθμιστικού πλαισίου με οριακές τιμές εκπομπών. Η υιοθέτηση πράσινων τεχνολογιών και η ενίσχυση της περιβαλλοντικής ευαισθητοποίησης του υγειονομικού προσωπικού μπορούν να συνεισφέρουν ουσιαστικά στη μείωση του οικολογικού αποτυπώματος των νοσοκομείων.

Η αποτελεσματική αντιμετώπιση του προβλήματος δεν περιορίζεται μόνο στην τεχνολογική διάσταση, αλλά απαιτεί διεπιστημονική προσέγγιση που να συνδυάζει την περιβαλλοντική μηχανική, τη δημόσια υγεία, τη μικροβιολογία και τη φαρμακολογία. Μόνο μέσω συντονισμένων δράσεων και στοχευμένης πολιτικής μπορούν να διασφαλιστούν συνθήκες βιώσιμης λειτουργίας των υγειονομικών δομών και ουσιαστικής προστασίας του περιβάλλοντος και της ανθρώπινης υγείας.

Κεφάλαιο 4 Νομοθετικό Πλαίσιο και Κανονισμοί

Η διαχείριση των νοσοκομειακών υγρών αποβλήτων διέπεται από συγκεκριμένες νομοθεσίες, οι οποίες έχουν εμπλουτιστεί, τα τελευταία χρόνια με αφορμή την πανδημία του COVID – 19 που έπληξε την ανθρωπότητα παγκοσμίως. Τόσο σε Ευρωπαϊκό επίπεδο, όσο κι σε εθνικό υπάρχει μια σειρά νομοθετημάτων που στοχεύουν κυρίως στην διαχείριση των αστικών υγρών αποβλήτων, ενώ σχετικά πρόσφατα υπήρξε μέριμνα για την έκδοση ιδιαίτερης νομοθεσίας επί των νοσοκομειακών υγρών αποβλήτων.

Στην Ελλάδα, το βασικό νομοθέτημα, που ρυθμίζει τόσο τον χαρακτηρισμό όσο και τις μεθοδολογίες διαχείρισης είναι η Κ.Υ.Α. 5673/400/1997 (Φ.Ε.Κ. 192Β/14-3-1997), με τίτλο «*Μέτρα και Όροι για την επεξεργασία των Αστικών Λυμάτων*», η οποία αποτελεί ενσωμάτωση της αντίστοιχης Ευρωπαϊκής Οδηγίας 91/271 καθώς και η πλέον πρόσφατη Εγκύκλιος Αρ. Πρωτ: Δ1ε/Γ.Π. 75725/2018 (ΦΕΚ /-- 21.2.2018) με τίτλο «*Διαχείριση υγρών αποβλήτων υγειονομικών μονάδων*».

4.1 Ελληνική νομοθεσία

Τα βασικά νομοθετήματα της ελληνικής εθνικής νομοθεσίας, είναι τα ακόλουθα:

- **Υ.Α. ΥΠΕΝ/ΔΔΑ/90439/1846/2021 (ΦΕΚ 4514/Β` 30.9.2021)** - «Μέτρα και όροι για την υγειονομική ταφή των αποβλήτων σε εναρμόνιση με τις διατάξεις της οδηγίας 99/31/ΕΚ του Συμβουλίου της 26ης Απριλίου 1999 «περί υγειονομικής ταφής των αποβλήτων», όπως τροποποιήθηκε με την οδηγία (ΕΕ) 2018/850 του Ευρωπαϊκού Κοινοβουλίου και του Συμβουλίου της 30ής Μαΐου 2018»
- **Εγκ. Δ1(δ)/Γ.Π. 21912/2020 (ΦΕΚ /-- 17.4.2020)** - «Ασφαλής διάθεση αστικών λυμάτων και υγρών αποβλήτων - Προστασία από τον κορωνοϊό SARS-COV-2»

- **Εγκ. Δ1ε/Γ.Π. 33942/17/2018 (ΦΕΚ /-- 21.2.2018)** - «Διευκρινίσεις αναφορικά με τη διαχείριση των υγρών αποβλήτων που παράγονται στις Υγειονομικές Μονάδες, με στόχο την ορθή και ομοιόμορφη εφαρμογή της ισχύουσας νομοθεσίας»
- **Εγκ. Αρ. Πρωτ: Δ1ε/Γ.Π. 75725/2018 (ΦΕΚ /-- 21.2.2018)** - «Διαχείριση υγρών αποβλήτων υγειονομικών μονάδων»
- **Υ.Α. οικ. 62952/5384/2016 (ΦΕΚ 4326/Β` 30.12.2016)** - «Έγκριση Εθνικού Σχεδίου Διαχείρισης Επικίνδυνων Αποβλήτων (ΕΣΔΕΑ), σύμφωνα με το άρθρο 31 του ν. 4342/2015»
- **Υ.Α. οικ. 100079/2015 (ΦΕΚ 135/Β` 22.1.2015)** - «Τροποποίηση της υπ' αριθμ. 20488/2010 κοινής υπουργικής απόφασης «Καθορισμός Ποιοτικών Περιβαλλοντικών Προτύπων στον ποταμό Ασωπό και Οριακών Τιμών Εκπομπών υγρών βιομηχανικών αποβλήτων στη λεκάνη απορροής του Ασωπού (749/Β)» και συναφείς διατάξεις»
- **Αρ. Πρωτ. ΔΥΓ2/Γ.Ρ. 22601/2014 (ΦΕΚ /-- 7.4.2014)** - «Εφαρμογή και ισχύς της Ε1β/221/1965 Υγειονομικής Διάταξης «Περί Διάθεσης λυμάτων και βιομηχανικών αποβλήτων» μετά την έκδοση του άρθρου 59 παρ.2 του Ν. 4042/2012»
- **Εγκ. οικ. 191645/2013 (ΦΕΚ /-- 3.12.2013)** – «Διευκρινίσεις για τη διάθεση υγρών αποβλήτων σε επιφανειακούς υδάτινους αποδέκτες μετά την έκδοση του Ν. 4042/2012»
- **Εγκ. οικ. 12550/744/Φ15/2012 (ΦΕΚ /-- 2.11.2012)** - «Γενικές κατευθύνσεις εφαρμογής του όρου Ε3 της με α.π. Φ.15/4187/266 ΚΥΑ (ΦΕΚ 1275/Β/11.4.2012)»
- **Αρ. Πρωτ. οικ.33312/4110/2012 (ΦΕΚ /-- 3.7.2012)** - «Ειδικό Εθνικό Σχέδιο Διαχείρισης Επικίνδυνων Αποβλήτων Υγειονομικών Μονάδων (ΕΣΔΕΑΥΜ)»
- **Υ.Α. Φ.15/4187/266/2012 (ΦΕΚ 1275/Β` 11.4.2012)** - «Καθορισμός πρότυπων περιβαλλοντικών δεσμεύσεων (ΠΠΔ), κατά κλάδο δραστηριότητας, στην άδεια εγκατάστασης- λειτουργίας, για τις δραστηριότητες που εμπίπτουν στο πεδίο εφαρμογής του Ν. 3982/2011 και κατατάσσονται στη Β κατηγορία του άρθρου 1 του Ν. 4014/2011»
- **Εγκ. οικ. 205988/2011 (ΦΕΚ /-- 14.12.2011)** - «Διευκρινήσεις επί των θεμάτων που τίγονται στο άρθρο 12 του Ν. 4014/2011, σχετικά με την άδεια διάθεσης λυμάτων ή βιομηχανικών αποβλήτων»

- **Εγκ. 1589/2011 (ΦΕΚ /-- 3.11.2011)** - «Διευκρινήσεις σχετικά με την ορθή εφαρμογή της ΚΥΑ 45116/2.2.2011 (ΦΕΚ 354/Β/2011) «Καθορισμός μέτρων, όρων και διαδικασιών για την επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων και άλλες διατάξεις» μετά την έκδοση του Ν. 4014/2011 (ΦΕΚ 209/Α/21.9.2011)»
- **Εγκ. οικ. 145447/2011 (ΦΕΚ /-- 23.6.2011)** - «Διευκρινήσεις σχετικά με την ορθή εφαρμογή της ΚΥΑ οικ. 145116/2.2.2011 (ΦΕΚ 354/Β/2011) «Καθορισμός μέτρων, όρων και διαδικασιών για την επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων και άλλες διατάξεις»»
- **Υ.Α. οικ. 145116/2011 (ΦΕΚ 354/Β` 8.3.2011)** - «Καθορισμός μέτρων, όρων και διαδικασιών για την επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων και άλλες διατάξεις»
- **Αρ. Πρωτ. οικ. 186585/2661/2008 (ΦΕΚ /-- 13.6.2008)** - «Άδειες διαχείρισης υγρών επικίνδυνων αποβλήτων σε περιπτώσεις διάθεσής τους, μετά από επεξεργασία εντός ή επί του εδάφους»
- **Υ.Α. οικ. 4859/726/2001 (ΦΕΚ 253/Β` 9.3.2001)** - «Μέτρα και περιορισμοί για την προστασία του υδατικού περιβάλλοντος από απορρίψεις και ειδικότερα καθορισμός οριακών τιμών ορισμένων επικίνδυνων ουσιών που υπάγονται στον κατάλογο ΙΙ της οδηγίας 76/464/ΕΟΚ του Συμβουλίου της 4ης Μαΐου 1976»
- **Υ.Α. 5673/400/1997 (Φ.Ε.Κ. 192Β/14-3-1997)** - «Μέτρα και Όροι για την επεξεργασία των Αστικών Λυμάτων»,
- **Υ.Α. 90461/2193/1994 (ΦΕΚ 843/Β` 11.11.1994)** - «Συμπλήρωση του παραρτήματος του άρθρου 12 της υπ αριθ. 55648/2210/91 κοινής Υπουργικής απόφασης «μέτρα και περιορισμοί για την προστασία του υδάτινου περιβάλλοντος και ειδικότερα καθορισμός οριακών τιμών των επικίνδυνων ουσιών στα υγρά απόβλητα» (323/Β)»
- **Π.Υ.Σ. 255/1994 (ΦΕΚ 123/Α` 21.7.1994)** - «Συμπλήρωση του παραρτήματος του άρθρου 6 της υπ αριθ. 73/29.6.1990 πράξης Υπουργικού Συμβουλίου «καθορισμός των κατευθυντηρίων και οριακών τιμών ποιότητας των νερών από απορρίψεις ορισμένων επικινδύνων ουσιών που υπάγονται στον κατάλογο Ι του παραρτήματος Α του άρθρου 6 της υπ αριθ. 144/2.11.1987 πράξης του Υπουργικού Συμβουλίου (ΦΕΚ 197/Α/11.11.1987)»

- **Υ.Α. 55648/2210/1991 (ΦΕΚ 323/Β` 13.5.1991)** - «Μέτρα και περιορισμοί για την προστασία του υδάτινου περιβάλλοντος και ειδικότερα καθορισμός οριακών τιμών των επικίνδυνων ουσιών στα υγρά απόβλητα»
- **Π.Υ.Σ. 73/1990 (ΦΕΚ 90/Α` 11.7.1990)** - «Καθορισμός των κατευθυντηρίων και οριακών τιμών ποιότητας των νερών από απορρίψεις ορισμένων επικινδύνων ουσιών, που υπάγονται στον κατάλογο Ι του παραρτήματος Α του άρθ. 6 της αριθ. π.υ.ς 144/2.11.1987»
- **Υ.Α. 26857/553/1988 (ΦΕΚ 196/Β` 6.4.1988)** - «Μέτρα και περιορισμοί για την προστασία των υπογείων νερών από απορρίψεις ορισμένων επικίνδυνων ουσιών»
- **Υ.Α. 18186/271/1988 (ΦΕΚ 126/Β` 3.3.1988)** - «Μέτρα και περιορισμοί για την προστασία του υδάτινου περιβάλλοντος και ειδικότερα καθορισμός οριακών τιμών των επικινδύνων ουσιών στα υγρά απόβλητα»
- **Υ.Α. 18187/272/1988 (ΦΕΚ 126/Β` 3.3.1988)** - «Καθορισμός μέτρων και περιορισμών για την αντιμετώπιση κινδύνων από ατυχήματα μεγάλης έκτασης που περικλείουν ορισμένες βιομηχανικές δραστηριότητες»
- **Π.Υ.Σ. 144/1987 (ΦΕΚ 197/Α` 11.11.1987)** - «Προστασία του υδάτινου περιβάλλοντος από τη ρύπανση που προκαλείται από ορισμένες επικίνδυνες ουσίες που εκχέονται σε αυτό και ειδικότερα καθορισμός οριακών τιμών ποιότητας του νερού σε κάδμιο, υδράργυρο και εξαχλωροκυκλοεξάνιο (HCH)»
- **Υ.Α. Α5/2280/1983 (ΦΕΚ 720/Β` 13.12.1983)** - «Προστασία των νερών που χρησιμοποιούνται για την ύδρευση της περιοχής πρωτεύουσας από ρυπάνσεις και μολύνσεις»
- **Υ.Α. 338/1977 (ΦΕΚ 483/Β` 25.5.1977)** - «Περί των όρων διαθέσεως λυμάτων και υγρών βιομηχανικών αποβλήτων εις φυσικούς αποδέκτες και καθορισμού των ανωτάτων επιτρεπτών ορίων τοξικών ουσιών περιεχομένων εις αυτά»
- **Υ.Α. Γ4/1305/1974 (ΦΕΚ 801/Β` 9.8.1974)** - «Περί τροποποίησης των υπ αριθμ. Ε1β 221/22.1.1965 (ΦΕΚ 138/Β/24.2.1965) και Γ1/17831/7.12.1971 (ΦΕΚ 986/Β/10.12.1971) υγειονομικών διατάξεων, «περί διαθέσεως λυμάτων και βιομηχανικών αποβλήτων»

- **Υ.Α. Γ1/17831/1971 (ΦΕΚ 986/Β` 10.12.1971)** - «Περί τροποποιήσεως της υπ αριθμ. Ε1β/221/22 Ιαν. 1965 υγειονομικής διάταξης (ΦΕΚ 138/Β/24 Φεβρ. 1965)»
- **Υ.Α. Ε1β 221/1965 (ΦΕΚ 138/Β` 24.2.1965)** - «Περί διαθέσεως λυμάτων και βιομηχανικών αποβλήτων»

4.2 Ευρωπαϊκή και διεθνής νομοθεσία

Τα κύρια νομοθετήματα της Ευρωπαϊκής Επιτροπής για τη διαχείριση των υγρών αποβλήτων είναι τα ακόλουθα:

- **Οδηγία 91/271/ΕΟΚ** του Συμβουλίου της 21ης Μαΐου 1991 «για την επεξεργασία των αστικών λυμάτων»
- **Οδηγία 98/15/ΕΚ** της Επιτροπής της 27ης Φεβρουαρίου 1998 για τροποποίηση της Οδηγίας 91/271/ΕΟΚ του Συμβουλίου όσον αφορά ορισμένες απαιτήσεις οι οποίες καθορίζονται στο παράρτημα Ι αυτής
- **Απόφαση 2014/431/ΕΕ** της Επιτροπής της 26ης Ιουνίου 2014 σχετικά με τη μορφή των πινάκων των εκθέσεων για τα εθνικά προγράμματα, όσον αφορά την εφαρμογή της οδηγίας 91/271/ΕΟΚ του Συμβουλίου

4.3 Προβλήματα εφαρμογής και προτάσεις βελτίωσης

Στις 26 Οκτωβρίου 2022, μετά από 30 χρόνια εφαρμογής της Οδηγίας η Επιτροπή προωθεί την αναθεώρηση της Οδηγίας, σύμφωνα με τα αποτελέσματα αξιολόγησης και βάσει εκτενούς εκτίμησης επιπτώσεων, προσαρμόζοντάς την στα νεότερα πρότυπα (European Commission, 2022). Η αναθεώρηση αποσκοπεί να (European Commission, 2023):

- μειώσει τη ρύπανση, τη χρήση ενέργειας και των εκπομπών αερίων του θερμοκηπίου

- βελτιώσει την ποιότητα του νερού με την αντιμετώπιση της εναπομένουσας ρύπανσης των αστικών υγρών αποβλήτων
- βελτιώσει την πρόσβαση στην υγιεινή ειδικά για τους πιο ευάλωτους και περιθωριοποιημένους
- να πληρώσει η βιομηχανία για την αντιμετώπιση των μικρορρύπων
- απαιτείται από τις χώρες της ΕΕ να παρακολουθούν τους παθογόνους παράγοντες στα υγρά απόβλητα
- οδηγηθούμε σε μια περισσότερο κυκλική οικονομία

Η πρόταση αναθεώρησης έχει ως στόχο την αντιμετώπιση των καινούριων προκλήσεων που σχετίζονται με ζητήματα όπως (Ανδρεαδάκης, 2023):

- η κλιματική αλλαγή,
- οι νέες τεχνολογίες,
- οι αναδυόμενοι ρύποι (emerging contaminants)
- την ανάγκη συμβολής στη νέα «Πράσινη Συμφωνία» (Green Deal) για μια οικονομία κυκλική και αποδοτική ως προς την διαχείριση των πόρων
- την προώθηση νέας και καινοτόμας τεχνολογίας

Μέχρι το 2040 οι νέοι κανόνες, που ορίζει η αναθεωρημένη Οδηγία, θα βοηθήσουν στην (European Commission, 2023):

- εξοικονόμηση σχεδόν 3 δισεκατομμυρίων ευρώ ετησίως σε ολόκληρη την ΕΕ
- μείωση των εκπομπών αερίων του θερμοκηπίου κατά περισσότερο από 60% σε σύγκριση με το 1990
- μείωση της ρύπανσης των υδάτων κατά περισσότερο από 365 χιλιάδες τόνους
- μείωση των εκπομπών μικροπλαστικών κατά 9%

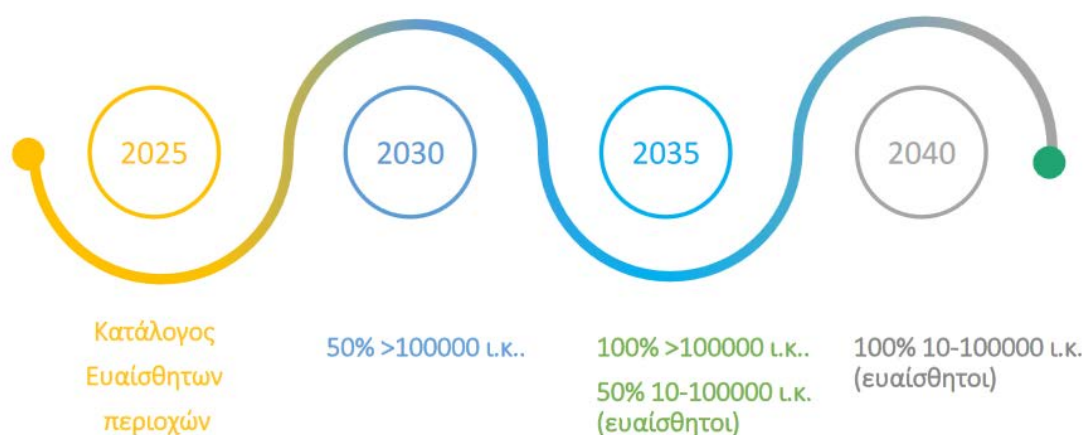
Ειδικότερα, στην νέα αναθεωρημένη Οδηγία, γίνεται ιδιαίτερη μνεία στα στάδια επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων, τα οποία απαιτούνται αλλά και θα απαιτηθούν μελλοντικά. Πιο συγκεκριμένα (European Commission, 2022; Ανδρεαδάκης, 2023):

Όσον αφορά το στάδιο της **Δευτεροβάθμιας Επεξεργασίας**, δεν υφίσταται κάποια αλλαγή στις οριακές τιμές εξόδου των ρύπων, ενώ θεσμοθετείται μια σημαντικά μεγαλύτερη συχνότητα για τις πραγματοποιούμενες μετρήσεις και θέτονται οριακές τιμές για τα μικροοργανικά.

Όσον αφορά το στάδιο της **Τριτοβάθμιας Επεξεργασίας**, η υφιστάμενη Οδηγία 91/271/ΕΟΚ, επιβάλλει, την απομάκρυνση δύο συγκεκριμένων θρεπτικών στοιχείων, του αζώτου (N) ή και φωσφόρου (P), μόνο όμως στην περίπτωση όπου τα υγρά απόβλητα, με το πέρας της διαδικασίας, διατίθενται σε ευαίσθητους αποδέκτες αναφορικά με το φαινόμενο του ευτροφισμού. Ο κατάλογος αυτών των ευαίσθητων αποδεκτών έχει προσδιορισθεί από το εκάστοτε Κράτος – Μέλος για την επικράτειά του.

Με την αναμενόμενη αναθεώρηση, το στάδιο της Τριτοβάθμιας Επεξεργασίας και της εφαρμογής του, επεκτείνεται με δύο τρόπους (European Commission, 2022; Ανδρεαδάκης, 2023):

1. Επιβάλλεται η απαίτηση για απομάκρυνση των θρεπτικών στοιχείων, ανεξάρτητα από την ευαισθησία του αποδέκτη, για οικισμούς με περισσότερους από 100.000 ισοδύναμους κατοίκους (I.K.). Στους μικρότερους οικισμούς (10.000 - 100.000) παραμένει η απαίτηση όπως ισχύει μέχρι σήμερα, δηλαδή απομάκρυνση των θρεπτικών μόνο εφ' όσον τα επεξεργασμένα υγρά απόβλητα οδηγούνται προς διάθεση σε ευαίσθητους αποδέκτες. Και εδώ όμως θεσπίζεται ο επαναπροσδιορισμός των αποδεκτών αυτών κάθε 5 χρόνια από το 2025. Η χρονική εφαρμογή του παραπάνω προσδιορίζεται μεταξύ 2035 και 2040.
2. Τα ποιοτικά χαρακτηριστικά εξόδου για το άζωτο και για το άζωτο αυστηροποιούνται και από 10 - 15 mg/l και 1 - 2 mg/l αντίστοιχα μειώνονται σε 6 mg/l για το άζωτο (85% από 70 - 80%) και 0,5 mg/l για το φώσφορο (90% από 80%).



Εικόνα 2: Χρονικός ορίζοντας εφαρμογής της Τριτοβάθμιας Επεξεργασίας

Με ένα νέο άρθρο, εισάγεται η απαίτηση για **Τεταρτοβάθμια Επεξεργασία** των υγρών αποβλήτων (Εικόνα 2), η οποία στοχεύει στην απομάκρυνση όσο το δυνατόν περισσότερων μικροοργανικών ρύπων. Ειδικότερα η επεξεργασία αυτή, σε πρώτη φάση, θα επιβάλλεται σε εγκαταστάσεις επεξεργασίας που εξυπηρετούν ισοδύναμο πληθυσμό μεγαλύτερο των 100.000 Ι.Κ., έχοντας χρονικό ορίζοντα ολοκλήρωσης το 2035. Επιπλέον επιβάλλεται πλέον στα Κράτη - Μέλη ο εντοπισμός των οικισμών με πληθυσμό μεταξύ 10.000 – 100.000 Ι.Κ. στους οποίους οι συγκεντρώσεις μικροοργανικών μπορούν να εγκυμονούν κινδύνους (έως το 2030) και να προχωρήσουν σε εφαρμογή τεταρτοβάθμιας επεξεργασίας με χρονικό ορίζοντα ολοκλήρωσης το 2040 (Εικόνα 3) (European Commission, 2022; Ανδρεαδάκης, 2023).



Εικόνα 3: Χρονικός ορίζοντας εφαρμογής της Τεταρτοβάθμιας Επεξεργασίας

Αξίζει να σημειωθεί, πως σύμφωνα με ειδικούς, η παραπάνω αναθεώρηση παρουσιάζει ασάφειες και, σε ορισμένες περιπτώσεις, ανεπαρκείς τεκμηριώσεις για την ανάγκη μετάβασης σε άλλα αυστηρότερα συστήματα. Ειδικότερα (Ανδρεαδάκης, 2023):

- φαίνεται ότι υπάρχει απαίτηση, ανά περίπτωση, για μεγαλύτερη ευελιξία (π.χ. εκτίμηση όμβριων υδάτων)
- υπάρχουν αντιφάσεις ανάμεσα σε αυξημένες απαιτήσεις αναφορικά με την επεξεργασία (κάλυψη μικρότερων οικισμών, θέσπιση μειωμένων όριων για τα θρεπτικά συστατικά, εισαγωγή τεταρτοβάθμιας επεξεργασίας) και της ενεργειακής ουδετερότητας που τίθεται ως στόχος
- υπάρχουν πολύ στενά χρονικά περιθώρια εφαρμογής των αλλαγών (15 - 17 έτη)
- από το 2040, το συνολικό κόστος της επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων αναμένεται να αγγίξει τα 3,848 δισ. € σε ετήσια βάση, ποσό το οποίο είναι μικρότερο από τα χρηματικά οφέλη (6,643 δισ. € σε ετήσια βάση έως το 2040) που αναμένονται από την διαδικασία. Το πρόσθετο αυτό κόστος θα καλυφθεί από τον συνδυασμό των τελών ύδρευσης (51 %), του εκάστοτε δημόσιου προϋπολογισμού (22 %) και του νέου συστήματος ευθύνης του παραγωγού (27 %) για την επεξεργασία μικρορύπων.

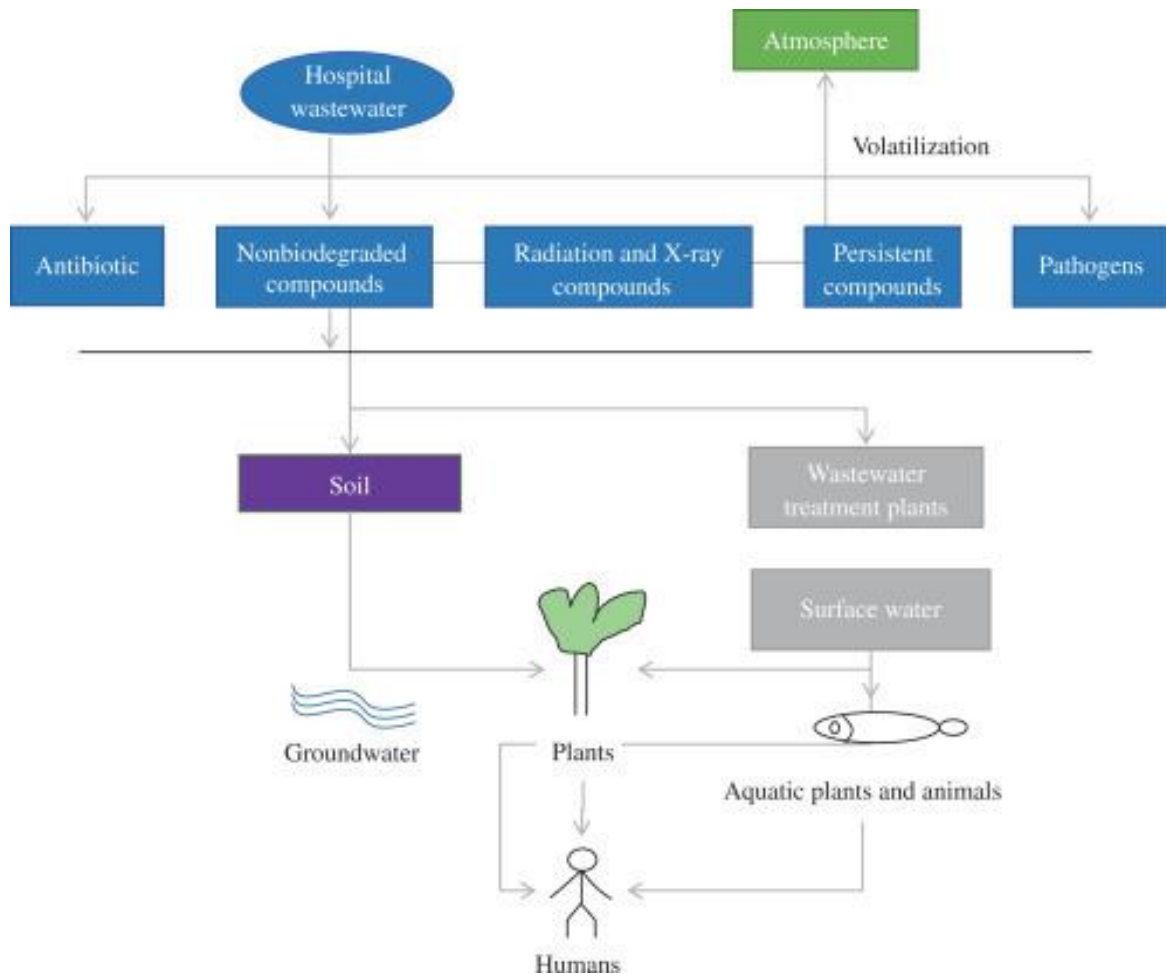
Κεφάλαιο 5 Περιβαλλοντικές και Υγειονομικές Επιπτώσεις

Στο κεφάλαιο αυτό παρουσιάζονται οι περιβαλλοντικές και υγειονομικές επιπτώσεις των υγρών ιατρικών αποβλήτων, στην περίπτωση όπου δεν πραγματοποιηθεί επεξεργασία αυτών σε αντίστοιχες μονάδες επεξεργασίας.

5.1 Κίνδυνοι για το οικοσύστημα

Τα φαρμακευτικά προϊόντα και τα παθογόνα, μεταφέρονται κυρίως στο περιβάλλον μέσω των νοσηλευτικών δραστηριοτήτων. Ο αριθμός ασθενών έχει πλέον αυξηθεί στα νοσοκομεία, γεγονός που δικαιολογεί και ανάλογη αύξηση των φαρμακευτικών προϊόντων, με πλήθος παραλλαγών. Η μεταφορά φαρμακευτικών ουσιών και παθογόνων παραγόντων φαίνεται στην ακόλουθη Εικόνα 4.

Μετά την πρόσληψη αντιβιοτικών από τον ανθρώπινο οργανισμό, οι ουσίες αυτές θα μεταφερθούν, μέσω των διεργασιών όπως η υδροξυλίωση, η πυρόλυση και η οξίνιση της γλυκοσιδάσης, καθώς επίσης και μέσω μιας σειράς άλλων μεταβολικών αντιδράσεων του ανθρώπινου σώματος, δημιουργώντας τελικά ένα ανενεργό πλέον προϊόν (Al-Maadheed et al., 2019; Ferrer et al., 2017). Ωστόσο, τα περισσότερα από τα αντιβιοτικά δεν μπορούν να χρησιμοποιηθούν πλήρως και ο μεταβολισμός των φαρμακευτικών προϊόντων δεν είναι υψηλότερος από 15% (Ferrer et al., 2017). Τα περισσότερα από τα αντιβιοτικά είναι υδατοδιαλυτά. Ως εκ τούτου, μια ποσότητα αυτών αποβάλλεται από το σώμα του ασθενούς μαζί με τα ούρα. Αν και μερικά από αυτά δεν θα διαλυθούν ή θα χρησιμοποιηθούν, θα αποβληθούν από το σώμα του ασθενούς στο περιβάλλον μέσω των κοπράνων.



Εικόνα 4: Το μονοπάτι μεταφοράς φαρμακευτικών και παθογόνων παραγόντων (Tyagi et al., 2020)

Επομένως, είναι πολύ σύνηθες πλέον να εντοπίζονται αντιβιοτικά στα υγρά απόβλητα. Σύμφωνα με τις στατιστικές αναφορές, δεν υπάρχουν υγρά ιατρικά απόβλητα χωρίς αντιβιοτικά και το περιεχόμενό τους είναι σε υψηλά επίπεδα ρύπανσης (Al-Maadheed et al., 2019). Τα αντιβιοτικά απορρίπτονται στη μονάδα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων μέσω του δικτύου σωληνώσεων. Γενικά, το αποτέλεσμα της στεγανοποίησης των σωληνώσεων δεν ανταποκρίνεται στα πρότυπα, οδηγώντας σε διαρροή λυμάτων. Επομένως μέρος της ποσότητας αυτών, θα μολύνει το έδαφος και τα υπόγεια ύδατα.

Προς το παρόν, οι γενικές διαδικασίες επεξεργασίας υγρών αποβλήτων είναι η διαλογή, η πρωτογενής καθίζηση, ο βιολογικός καθαρισμός και η δευτερογενής καθίζηση. Οι συμβατικές διαδικασίες δεν είναι ειδικά σχεδιασμένες για την αφαίρεση αντιβιοτικών. Έχει αναφερθεί ότι το ποσοστό απομάκρυνσης του αντιεπιληπτικού φαρμάκου καρβαμαζεπίνη ήταν μόνο 8% και το ποσοστό απομάκρυνσης του φαρμάκου κλοφιβράτη, που μειώνει τη

χοληστερόλη, σχεδόν μηδενικό (Nkoom et al., 2019). Αυτό υποδηλώνει ότι τα υπολειμματικά αντιβιοτικά, μετά την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων, θα απορρίπτονται στα υδατικά συστήματα υποδοχής μαζί με τα επεξεργασμένα υγρά απόβλητα. Καθώς τα επιφανειακά ύδατα επικοινωνούν με τα υπόγεια ύδατα, το επιφανειακό νερό θα εισέλθει στα υπόγεια ύδατα μέσω του εδάφους, το οποίο στη συνέχεια όχι μόνο θα μολύνει τα υπόγεια ύδατα, αλλά και θα συσσωρεύει αντιβιοτικά φάρμακα στο έδαφος. Ειδικά, η περιεκτικότητα σε αντιβιοτικά στο ίζημα του ποταμού θα είναι υψηλότερη, γεγονός που θα επιφέρει επίσης ρύπανση στο περιβάλλον του εδάφους των καλλιεργειών. Εξαιτίας όλων των παραπάνω, τα αντιβιοτικά έχουν καταστεί ένας πολύ κοινός ρύπος στο φυσικό περιβάλλον (Tyagi et al., 2020).

Τα υγρά ιατρικά απόβλητα περιέχουν επίσης ραδιενεργά υλικά που χρησιμοποιούνται στη διάγνωση και θεραπεία ασθενών που λαμβάνουν ή κάνουν ένεση ραδιενεργών ισοτόπων. Είναι πολύ συνηθισμένο τα νοσοκομεία να μην χειρίζονται τα ραδιενεργά απόβλητα με τους κατάλληλους τρόπους και να προκαλούν τη διάδοση ραδιενεργών ουσιών στον αέρα και να επηρεάζουν δυσμενώς το περιβάλλον και το ανθρώπινο σώμα. Εάν οι ραδιενεργές ουσίες απορρίπτονται από τους σωλήνες αποχέτευσης, θα μολύνουν το υδάτινο περιβάλλον και ιδιαίτερα θα αποτελέσουν σοβαρή απειλή για την υδρόβια ζωή (X. Zhang et al., 2019).

Τα περισσότερα νοσοκομεία χρησιμοποιούν υγρό χλώριο και υποχλωριώδες νάτριο για την απολύμανση των υγρών ιατρικών αποβλήτων. Μια τέτοια μέθοδος απολύμανσης, πιθανόν θα σχηματίσει χλωροφόρμιο και άλλα παράγωγα χλωρίου, τα οποία έχουν πιθανές καρκινογόνες επιδράσεις και είναι δύσκολο να βιοαποικοδομηθούν φυσικά. Επιπλέον, τα συγκεκριμένα απόβλητα περιέχουν μη βιοαποδομήσιμες ενώσεις όπως ο υδράργυρος, οι οποίοι δεν μπορούν να αφαιρεθούν με την κλασική βιολογική επεξεργασία (Pérez-Alvarez et al., 2018). Μετά την απόρριψή τους από την μονάδα επεξεργασίας, όχι μόνο θα συσσωρευτούν στα ψάρια και σε άλλους οργανισμούς του ποταμού, αλλά θα υπάρχουν και στα ιζήματα. Όταν το νερό χρησιμοποιείται για άρδευση, οι μη βιοαποδομήσιμες ενώσεις του νερού θα μεταφερθούν στο έδαφος και θα απορροφηθούν από τις καλλιέργειες. Όταν τα πουλερικά, τα ζώα και οι άνθρωποι σιτίζονται από αυτές τις καλλιέργειες, τα μέταλλα θα

συσσωρεύονται στο σώμα και με τη βελτίωση του επιπέδου των θρεπτικών συστατικών, η συσσώρευση θα είναι πολύ μεγαλύτερη (Tyagi et al., 2020).

Λόγω των χαρακτηριστικών της υψηλής τοξικότητας, ανθεκτικότητας και συσσώρευσης, οι ανθεκτικές ενώσεις αποτελούν σοβαρή απειλή για τη ρύπανση του περιβάλλοντος και την ανθρώπινη υγεία. Επιπλέον, οι περισσότερες από τις επίμονες ενώσεις έχουν πτητικές ιδιότητες. Ακόμη και σε θερμοκρασία δωματίου, θα μπορούσαν να εξατμιστούν στον αέρα και έτσι να προκαλέσουν αντίκτυπο στην ποιότητα της ατμόσφαιρας. Καθώς ο αέρας ρέει, ο αντίκτυπος αυτός θα μπορούσε να είναι παγκόσμιος. Μετά την είσοδο στον οργανισμό, οι επίμονες ενώσεις θα συσσωρευτούν στον οργανισμό, σε όλα τα επίπεδα διατροφής μέσω της τροφικής αλυσίδας. Μελέτες έχουν δείξει ότι επίμονες ενώσεις έχουν βρεθεί στον πάγο της Ανταρκτικής, το χιόνι και τα ιζήματα. Το γεγονός αυτό υποδεικνύει ότι οι ανθεκτικές ενώσεις θα μπορούσαν να μεταφερθούν σε μεγάλες αποστάσεις σε όλο τον κόσμο (Ekepeghe et al., 2018).

Τα παθογόνα στα υγρά ιατρικά απόβλητα ρέουν προς τη μονάδα επεξεργασίας λυμάτων κατά μήκος αγωγών, οι οποίοι λόγω διαρροών μπορούν να προκαλέσουν ρύπανση από παθογόνους παράγοντες στα υπόγεια ύδατα. Επιπλέον, όπως αναφέρθηκε, οι διαδικασίες επεξεργασίας υγρών αποβλήτων δεν είναι σε θέση να αφαιρέσουν πλήρως τα παθογόνα από τα λύματα, και έτσι τα ποτάμια, οι λίμνες και οι ταμιευτήρες μπορούν να έχουν διαφορετικούς βαθμούς ρύπανσης όταν είναι τα υδατικά συστήματα υποδοχής των λυμάτων (Ooi et al., 2018; Tyagi et al., 2020).

Εν κατακλείδι, τα ιατρικά απόβλητα, μπορεί να έχουν σημαντική αρνητική επίδραση στα φυσικά οικοσυστήματα, τόσο λόγω της ιδιαίτερης φύσης τους, όσο και λόγω της διαρκούς έρευνας στον φαρμακευτικό τομέα, που έχει σαν αποτέλεσμα την απελευθέρωση, νέων, και άγνωστων ως προς τη δυνατότητα ρύπανσης, ουσιών.

5.2 Κίνδυνοι για τη δημόσια υγεία

Καθώς πλέον υφίσταται η ανάγκη για επαναχρησιμοποίηση των υγρών αποβλήτων, οι άνθρωποι άρχισαν να ενδιαφέρονται για την ασφάλειά τους. Όπως γνωρίζουμε, η συχνή χρήση αντιβιοτικών μπορεί να οδηγήσει σε αντίσταση στα φάρμακα και δυσβακτηρίωση στον

οργανισμό. Ορισμένα αντιβιοτικά, όπως η πενικιλίνη, μπορεί να προκαλέσουν ειδική τοξικότητα ή και θάνατο στον άνθρωπο. Σήμερα, η συνεχής απόρριψη αντιβιοτικών από εγκαταστάσεις επεξεργασίας υγρών αποβλήτων, ζωικά απόβλητα και άλλες πηγές εγείρει ανησυχίες σχετικά με τις πιθανές δυσμενείς οικοτοξικολογικές επιπτώσεις τους και τους κινδύνους για την ανθρώπινη υγεία. Σε πολλές περιπτώσεις, τα σημεία απόρριψης της μονάδας επεξεργασίας υγρών αποβλήτων που βρίσκονται ανάντη ενός αντλιοστασίου, αποτελούν την κύρια πηγή αντιβιοτικών και γονιδίων ανθεκτικότητας στα αντιβιοτικά στα αποθέματα νερού. Οι άνθρωποι που ζουν κατάντη θα έχουν μεγάλη πιθανότητα να έρθουν σε επαφή με αυτού του είδους τα λύματα (Wu, 2020).

Οι τρέχουσες τεχνικές επεξεργασίας υγρών αποβλήτων δεν μπορούν να αφαιρέσουν πλήρως τα αντιβιοτικά. Όσα παραμένουν στο πόσιμο νερό θα επηρεάσουν το ανοσοποιητικό σύστημα και θα αποδυναμώσουν την ανθρώπινη ανοσία. Για παράδειγμα, τα αντιβιοτικά β-λακτάμης, όπως η πενικιλίνη, μπορεί να προκαλέσουν αλλεργικές αντιδράσεις στο ανθρώπινο σώμα. Η γενταμικίνη είναι πολύ τοξική για τα νεφρά. Οι κινολόνες μπορούν να αυξήσουν την ευαισθησία του ανθρώπινου σώματος στο φως και οι τετρακυκλίνες μπορούν να επηρεάσουν σοβαρά την ανάπτυξη των δοντιών των παιδιών (Kümmerer, 2009). Για τα παιδιά, ορισμένα σημαντικά όργανα δεν είναι ακόμη πλήρως ώριμα και τα αντιβακτηριακά κινολόνης μπορεί να έχουν δυσμενείς επιπτώσεις στα οστά, το συκώτι και τα νεφρά. Αν και τα αντιβιοτικά στο πόσιμο νερό υπάρχουν συνήθως σε ιχνοστοιχεία, εξακολουθούν να επηρεάζουν το ανοσοποιητικό σύστημα και έχουν τη δυνατότητα να αποδυναμώσουν την ανοσία (Jones et al., 2005).

Επιπλέον οι καλλιέργειες απορροφούν αντιβιοτικά από μολυσμένα εδάφη λόγω της άρδευσης με υγρά απόβλητα ή μέσω της χρήσης κοπριάς ως μέσο λίπανσης. Η συσσώρευση υψηλού επιπέδου αντιβιοτικών στα τρόφιμα μπορεί να εγείρει πιθανές ανησυχίες για την ανθρώπινη υγεία μέσω της τροφικής αλυσίδας. Η συγκέντρωση των αντιβιοτικών μπορεί να εμπλουτιστεί σε οργανισμούς με υψηλή περιεκτικότητα σε θρεπτικά συστατικά και να οδηγήσει σε υψηλότερες συγκεντρώσεις από ό,τι στο περιβάλλον. Για τον άνθρωπο, η κατανάλωση τροφών που περιέχουν αντιβιοτικά, όπως ψάρια και λαχανικά, μπορεί να προκαλέσει αλλεργικές αντιδράσεις, ακόμη και τροφική δηλητηρίαση σε σοβαρές περιπτώσεις (Wu, 2020).

Επιπλέον, το χαμηλό επίπεδο αντιβιοτικών στο πόσιμο νερό συμβάλλει στη δημιουργία γονιδίων ανθεκτικότητας στα αντιβιοτικά, ειδικά για παιδιά και βρέφη. Μόλις αυτά τα γονίδια αντίστασης μεταδοθούν στο παθογόνο βακτήριο, τα βακτήρια μπορεί να μεταλλαχθούν σε υπερβακτήρια, τα οποία μπορούν να προκαλέσουν λοιμώξεις στους ανθρώπους, ακόμη και εστίες μολυσματικών ασθενειών (Wu, 2020).

Όσον αφορά τέλος τους παθογόνους μικροοργανισμούς, πολλοί από αυτούς συσσωρεύονται σε φυτά και ζώα στο νερό, μέσω της επαφής με επεξεργασμένα υγρά απόβλητα. Όταν ο άνθρωπος έρθει σε επαφή με αυτά τα φυτά και τα ζώα, θα αποτελέσουν απειλή για την ανθρώπινη υγεία και θα προκαλέσουν πολλές εντερικές ασθένειες. Για παράδειγμα, ο τύφος και ο παρατύφος θα μπορούσαν να προκληθούν από τυφοειδή σαλμονέλα ή παρατυφοειδή σαλμονέλα. Ο αέρας είναι επίσης μια σημαντική οδός για την εξάπλωση των παθογόνων μικροοργανισμών. Ορισμένα παθογόνα ζουν στον αέρα για μεγάλο χρονικό διάστημα και εξαπλώνονται μεταξύ ανθρώπων και ζώων καθώς ο αέρας κινείται (Sattar, 2016; Tyagi et al., 2020).

5.3 Σύνδεση με παγκόσμιες κρίσεις

Η ανάλυση των υγρών αποβλήτων, και δη για το μικροβιακό ή ιικό φορτίο αυτών, ξεκίνησε κατά τη διάρκεια μιας επιδημίας χολέρας στο Λονδίνο το 1854, όταν ο γιατρός John Snow, γνωστός ως «πατέρας της επιδημιολογίας» σχεδίασε τα κρούσματα χολέρας σε έναν χάρτη και εντόπισε το ξέσπασμα σε μια μολυσμένη παροχή νερού (ΡΑΗΟ, 2023).

Από τότε, μόλις το 1939 χρησιμοποιήθηκαν για πρώτη φορά τα υγρά απόβλητα για την επιτήρηση του ιού της πολιομυελίτιδας, και περάσαν περισσότερα από 60 χρόνια, έως το 2003, πριν ο Παγκόσμιος Οργανισμός Υγείας (ΠΟΥ), υιοθετήσει επίσημα την επιδημιολογία με βάση τα λύματα (WBE) για τον εντοπισμό του ιού της πολιομυελίτιδας (Singer et al., 2023), καθώς και για μια σειρά άλλων θανατηφόρων, υδατογενενών ασθενειών, όπως η χολέρα και ο τύφος. Ωστόσο, η πανδημία COVID-19 αποδείχθηκε ένα σημείο καμπής στην επιδημιολογία με βάση τα λύματα (WBE) – εκλαϊκεύοντας τη μέθοδο και εισάγοντάς την στον κύριο ιστό των εθνικών προγραμμάτων επιτήρησης (Fletcher, 2024).

Επιπλέον των παραπάνω, η ενασχόληση μιας κρίσιμης μάζας ακαδημαϊκών, οι οποίοι επένδυσαν στην ανάλυση λυμάτων, η σχέση κόστους - αποτελεσματικότητας της μοριακής

ανάλυσης παθογόνων και της αλληλουχίας και, εν τέλει, η εμφάνιση του SARS-CoV-2 σε παγκόσμια κλίμακα, έθεσαν το έδαφος για μια αναγέννηση της συγκεκριμένης μεθοδολογίας στην επιτήρηση παθογόνων (Singer et al., 2023).

Καθώς τα γενετικά στοιχεία παθογόνων μπορούν να απεκκριθούν στα κόπρανα, οι επιστήμονες, ως επι τω πλείστων σήμερα, χρησιμοποιούν τη μέθοδο για να παρακολουθούν τον SARS-CoV-2 και τις παραλλαγές του, ενώ έχουν επεκτείνει τη χρήση του για να αποκαλύψουν την παρουσία και άλλων ιών.

Τον Ιανουάριο του 2023, ο Παγκόσμιος Οργανισμός Υγείας (ΠΟΥ) συμπεριέλαβε τη βελτίωση της επιτήρησης των ανθρώπινων λυμάτων ως μία από τις συστάσεις για τη βελτίωση της αναφοράς των δεδομένων επιτήρησης SARS-CoV-2 για τον εντοπισμό, την αξιολόγηση και την παρακολούθηση των αναδυόμενων παραλλαγών και την καλύτερη κατανόηση της επιβάρυνσης του COVID-19 σε όλες τις περιοχές (ΠΑHO, 2023).

Κεφάλαιο 6 Μέθοδοι Επεξεργασίας και Διαχείρισης Υγρών Ιατρικών Αποβλήτων

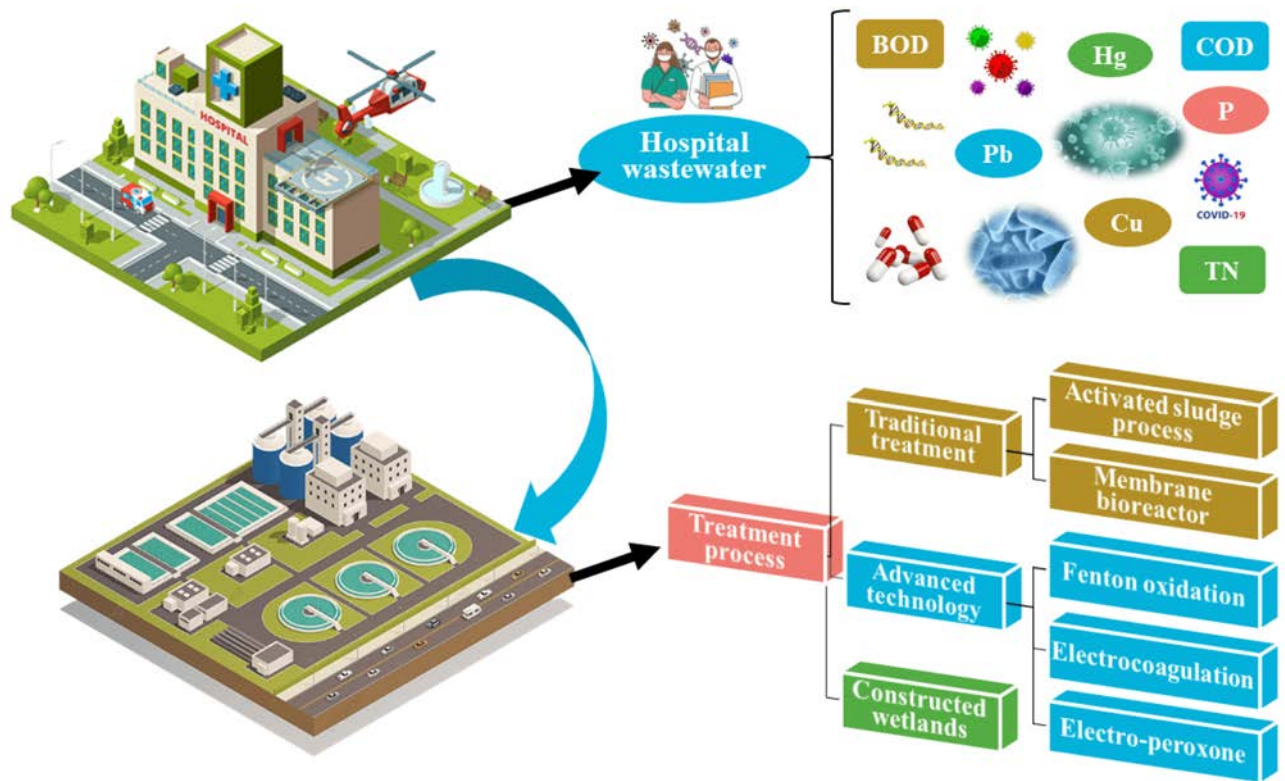
Οι δομές παροχής υγειονομικών υπηρεσιών, σε όλο τον κόσμο, απαιτούν μεγάλες ποσότητες νερού για την ομαλή λειτουργία τους. Τα υγρά ιατρικά απόβλητα, μεταξύ όλων των άλλων αποβλήτων υγειονομικής περίθαλψης, αποτελούν σοβαρό κίνδυνο για την ανθρώπινη υγεία και το περιβάλλον λόγω της ικανότητάς τους να εισέρχονται σε λεκάνες απορροής και να μολύνουν τα επιφανειακά και τα υπόγεια ύδατα, όταν διαχειρίζονται ακατάλληλα και απορρίπτονται στην υδρόσφαιρα (Majumder et al., 2021).

Η ποσότητα των υγρών αποβλήτων που παράγεται προκαλεί ανησυχία μόνο όταν δεν απορρίπτονται σύμφωνα με τα πρότυπα και τις οδηγίες που ορίζονται από διάφορους οργανισμούς, όπως, μεταξύ άλλων, η Υπηρεσία Προστασίας Περιβάλλοντος των ΗΠΑ (EPA), ο Παγκόσμιος Οργανισμός Υγείας (ΠΟΥ), κ.λπ. (Kumari et al., 2020). Συνήθως, τα υγρά ιατρικά απόβλητα απορρίπτονται στα αποχετευτικά συστήματα πριν υποβληθούν σε επεξεργασία με αστικές μονάδες επεξεργασίας υγρών αποβλήτων (ΜΕΥΑ) (Al Aukidy et al., 2017). Ωστόσο, οι περισσότερες από τις εγκαταστάσεις αυτές δεν έχουν σχεδιαστεί για την αντιμετώπιση βιοϊατρικών αποβλήτων και ανθεκτικών οργανικών ενώσεων, όπως οι φαρμακευτικές ουσίες (PhAC), τα προϊόντα προσωπικής φροντίδας κ.λπ. (Majumder et al., 2019). Επιπλέον, έχουν υπάρξει αναφορές ότι πολλά νοσηλευτικά ιδρύματα σε αναπτυσσόμενες χώρες, όπως η Αλγερία, το Κονγκό, το Νεπάλ, το Πακιστάν, το Μπαγκλαντές, το Βιετνάμ κ.λπ. απορρίπτουν τα απόβλητά τους σε συστήματα αποχέτευσης, ποτάμια και λίμνες χωρίς καμία προεπεξεργασία (Al Aukidy et al., 2017). Αυτά τα υγρά ιατρικά απόβλητα χαρακτηρίζονται, όπως αναφέρθηκε και σε προηγούμενο κεφάλαιο, από υψηλή περιεκτικότητα σε COD (120 – 500 mg/L), TSS (150 – 160 mg/L), PhAC, βακτήρια, ιούς κ.λπ. που μπορούν να επιφέρουν δυσμενείς επιπτώσεις στο υδάτινο περιβάλλον (Kumari et al., 2020). Για το λόγο αυτό χρήζουν επεξεργασίας.

Η επεξεργασία των υγρών αποβλήτων, μπορεί να γίνει με διάφορες μεθόδους, φυσικές, προηγμένες, βιολογικές, κ.ά. Τα ιατρικά απόβλητα, που οδηγούνται για επεξεργασία και περιέχουν κάποιες ιδιαίτερες ουσίες, θα επεξεργαστούν με κάποια από τις

μεθόδους αυτές, οι οποίες παρουσιάζουν, όπως είναι αναμενόμενο, διάφορα πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα στη λειτουργία τους (Εικόνα 5).

Οι κυριότερες μέθοδοι επεξεργασίας των υγρών αυτών αποβλήτων, δίνονται παρακάτω.



Εικόνα 5: Σχηματική απεικόνιση των υγρών ιατρικών αποβλήτων και των διαδικασιών επεξεργασίας τους (A. Liu et al., 2023)

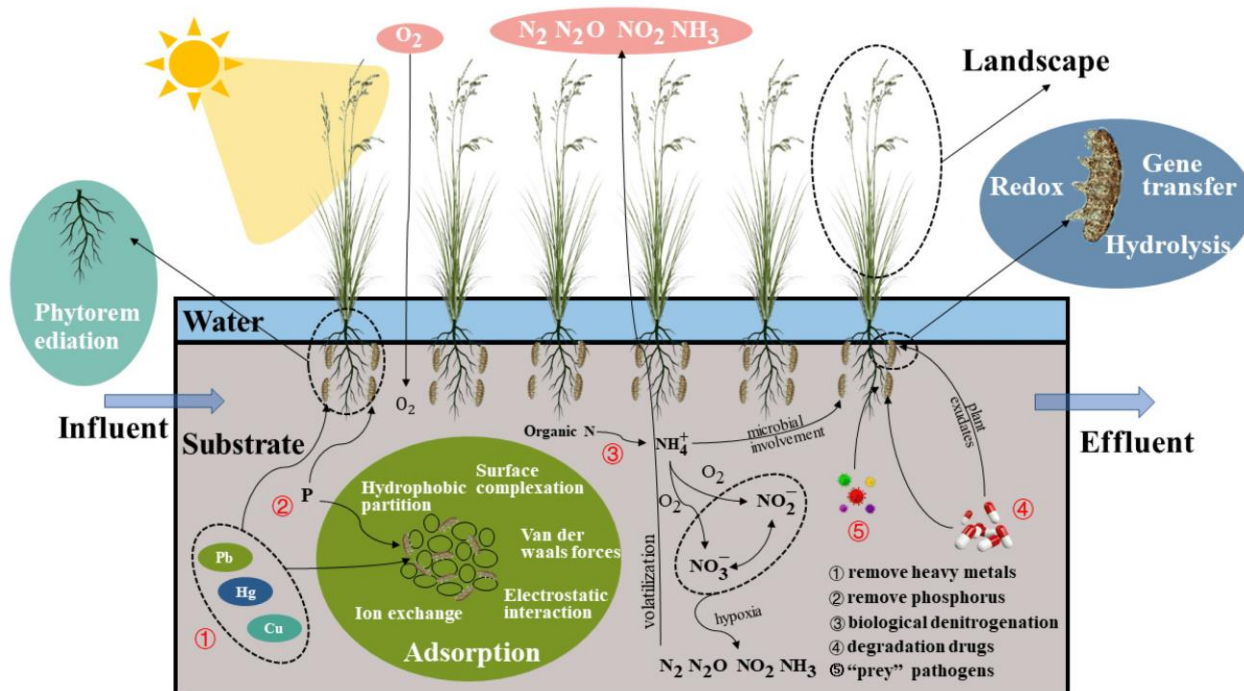
6.1 Συμβατικές μέθοδοι

Για την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων, έχουν προταθεί μια σειρά συμβατικών ή βιολογικών, μεθόδων, οι κυριότερες των οποίων δίνονται παρακάτω.

6.1.1 Τεχνητοί Υγρότοποι (Constructed Wetlands)

Οι τεχνητοί υγρότοποι είναι μια πράσινη, βιώσιμη τεχνολογία επεξεργασίας υγρών αποβλήτων με εντυπωσιακά χαρακτηριστικά όπως οικολογικές λειτουργίες αποκατάστασης, χαμηλό λειτουργικό κόστος, χαμηλή κατανάλωση ενέργειας και έχει χρησιμοποιηθεί ευρέως

σε παγκόσμιο επίπεδο για διάφορες επεξεργασίες υγρών αποβλήτων, ειδικά τα τελευταία χρόνια (R. A. Khan et al., 2023; A. Liu et al., 2023). Στους τεχνητούς υγροτόπους, το υπόστρωμα, τα φυτά και η μικροβιακή κοινότητα συνεργάζονται για την εξάλειψη των ρύπων από τα απόβλητα. Η παρακάτω Εικόνα 6 απεικονίζει τον μηχανισμό απομάκρυνσης των ρύπων από κάθε συστατικό.



Εικόνα 6: Μηχανισμός απομάκρυνσης ρύπων σε έναν Τεχνητό Υγρότοπο (A. Liu et al., 2023)

Υποστρώματα

Για πολλά χρόνια, το χαλίκι, η άμμος και το έδαφος ήταν κοινά υποστρώματα για τους τεχνητούς υγροτόπους (Yang et al., 2022). Αυτά τα υποστρώματα παρέχουν ένα βιότοπο για τα μικρόβια. Μέσω των αλληλεπιδράσεων van der Waals, της συμπλοκοποίησης της επιφάνειας, της υδρόφοβης κατανομής, των ηλεκτροστατικών αλληλεπιδράσεων και της ανταλλαγής ιόντων, το υπόστρωμα προσροφά ρύπους (A. Liu et al., 2023).

Το υπόστρωμα ενός τεχνητού υγροτόπου διαδραματίζει βασικό ρόλο όσον αφορά την απομάκρυνση των ρύπων, και επομένως η αναζήτηση εναλλακτικών/καινοτόμων υποστρωμάτων αντιπροσωπεύει σημαντική έρευνα και ανάπτυξη για αυτούς. Είναι απαραίτητη η επιλογή ενός υποστρώματος που να ασκεί ισχυρή επίδραση απομάκρυνσης έναντι των αντιβιοτικών, των γονιδίων αντίστασης και άλλων ρύπων για την επεξεργασία των

υγρών ιατρικών αποβλήτων. Οι ζεόλιθοι έχουν εξαιρετική ικανότητα να εξαλείφουν τα αντιβιοτικά και τα γονίδια αντίστασης. Τα ελαφρώς διογκωμένα αδρανή αργίλου (LECA) είναι ένα νέο είδος υποστρώματος που περιέχει αλκαλικά οξείδια και ανθρακικά. Έχει καλή ικανότητα αφαίρεσης φωσφόρου (P), αγωγιμότητα και υψηλή μηχανική αντοχή και μπορεί να παρέχει βελτιωμένη υποστήριξη της ριζοβολίας και της ανάπτυξης βιοφίλμ (A. Liu et al., 2023). Έχει αποδειχτεί πως μέσω της χρήσης του, φαρμακευτικά δραστικές χημικές ουσίες (καρβαμαζεπίνη, δικλοφενάκη και ιβουπροφαίνη) και θρεπτικά συστατικά, απομακρύνονται αποτελεσματικά από τα υγρά ιατρικά απόβλητα (Manthiram Karthik & Philip, 2021).

Επιπλέον έχει επιτευχθεί συναίνεση σχετικά με τα χαρακτηριστικά της βιώσιμης ανάπτυξης συστημάτων τεχνητών υγροτόπων. Ένα τέτοιο χαρακτηριστικό είναι η διαθεσιμότητα μιας ευρείας επιλογής υποστρωμάτων - με βάση την έννοια της χρήσης απορριμμάτων - με τα οποία επιλέγονται ορισμένα από τα λεγόμενα απόβλητα - υλικά. Η ενεργός ιλύς, που παράγεται σε εγκαταστάσεις επεξεργασίας νερού, θα εναποτεθεί τελικά σε χώρους υγειονομικής ταφής ή θα καεί. Ωστόσο, η ίδια, ως πιθανό υπόστρωμα ενός τεχνητού υγροτόπου, λόγω της εξαιρετικής απορρόφησής της, είναι τεράστιας σημασίας από την άποψη της χρήσης αποβλήτων. Επιπλέον, η σύζευξη ενός τεχνητού υγροτόπου με βάση την ενεργό ιλύ με την επεξεργασία ενεργού ιλύος, προσφέρει μεγαλύτερη ικανότητα προσρόφησης P και μπορεί να χρησιμεύσει ως βιότοπος για τα μικρόβια, αυξάνοντας έτσι τη βιομάζα της δεξαμενής αερισμού, τη μικροβιακή δραστηριότητα, το φορτίο αμμωνιακού αζώτου και το υδραυλικό φορτίο. Εκτός από την ενεργό ιλύ, άλλα απόβλητα όπως σπασμένα τούβλα και τέφρα άνθρακα μπορούν επίσης να χρησιμοποιηθούν ως υπόστρωμα, και αυτοί οι τύποι απορριμμάτων είναι πιο επιτυχημένοι όσον αφορά την εξάλειψη των αντιβιοτικών και του P (A. Liu et al., 2023).

Όσον αφορά τους τεχνητούς υγροτόπους, η απόφραξη του υποστρώματος είναι ένα ακανθώδες πρόβλημα. Βιολογικοί και αβιοτικοί παράγοντες συμβάλλουν στην απόφραξη των υποστρωμάτων. Η υπερβολική ανάπτυξη βιοφίλμ και εξωκυτταρικών πολυμερών στο υπόστρωμα αποτελεί τον βιολογικό λόγο, ενώ η συσσώρευση οργανικής ύλης και αιωρούμενης ύλης αποτελούν την αβιοτική αιτία (Zhong et al., 2022). Υπάρχουν διάφορες τεχνικές μέθοδοι που χρησιμοποιούνται για την ανακούφιση αυτής της κατάστασης. Εκτός από την αντικατάσταση του υποστρώματος, συνήθως χρησιμοποιούνται ορισμένα τεχνικά

μέτρα, συμπεριλαμβανομένης της αλλαγής του τρόπου λειτουργίας, όπως η διάταξη βάσει του μεγέθους του υποστρώματος, η χρήση σύνθετων τεχνητών υγροτόπων, η διακοπτόμενη λειτουργία και οι τεχνητοί υγρότοποι παλιρροιακής ροής (A. Liu et al., 2023). Επιπλέον, μπορεί να προβλεφθεί η εμφάνιση απόφραξης του υποστρώματος, για την οποία πρέπει να δημιουργηθεί ένα συγκεκριμένο μαθηματικό μοντέλο (Nivala et al., 2012).

Φυτά

Τα καλάμια, το *Scirpus validus*, τα *Typha spp.* (ψαθί), κ.λπ., είναι τα τυπικά είδη φυτών που υπάρχουν στους τεχνητούς υγροτόπους. Αυτά τα φυτά αποτελούνται από δύο μέρη: το ένα είναι το στέλεχος και τα φύλλα πάνω από το έδαφος, που μπορεί να θεωρηθεί ότι συμβάλλουν στη διαμόρφωση του τοπίου, και το άλλο είναι η ριζόσφαιρα κάτω από το έδαφος, η οποία προσφέρει ένα περιβάλλον διαβίωσης για βακτήρια και μπορεί να εξαλείψει αντιβιοτικά και παθογόνα (A. Liu et al., 2023). Για παράδειγμα σύμφωνα με μελέτες, το *Scirpus validus* μπορεί να εξαλείψει την παρακεταμόλη (Vo et al., 2019).

Οι Dires et al. συνέκριναν τις δυνατότητες αφαίρεσης αζώτου και P των φυτεμένων (με ζαχαροκάλαμο) και των μη φυτεμένων τεχνητών υγροτόπων και ανακάλυψαν ότι οι φυτεμένοι υγρότοποι είχαν μεγαλύτερη ικανότητα να εξαλείφουν το άζωτο και το P, κάτι που πιθανώς οφειλόταν στην διέγερση της ριζόσφαιρας των φυτών προκειμένου να παράγει περισσότερα μικρόβια (Dires et al., 2019). Μέσω της φυτοαποκατάστασης, τα φυτά απομακρύνουν ρύπους όπως αντιβιοτικά, βαρέα μέταλλα και παθογόνα. Αυτό περιλαμβάνει προσρόφηση μέσω των φυτών, έκκριση των ριζών και μικροβιακή αποικοδόμηση. Η επίδραση ενός φυτικού προσροφητικού είναι αμελητέα σε σύγκριση με αυτή των εκκριμάτων ριζών και της μικροβιακής αποικοδόμησης. Οι ρίζες συσσωρεύουν τους περισσότερους ρύπους μεταξύ των φυτικών ιστών, αλλά οι ρύποι μπορεί να μεταναστεύσουν προς τα πάνω (A. Liu et al., 2023). Επομένως, ο πιθανός κίνδυνος της συγκομιδής των φυτών (εμπλουτισμός με αντιβιοτικά) θα πρέπει να λαμβάνεται σοβαρά υπόψη (Chowdhury et al., 2023).

Μικρόβια

Διαφορετικά φυτικά ριζόσφαιρα έχουν ποικίλες πυκνότητες μικροβίων. Ακόμη και στη ριζόσφαιρα του ίδιου φυτού, η πυκνότητα των μικροβίων μπορεί να ποικίλλει, γεγονός που μπορεί να συσχετίζεται με τη διαθεσιμότητα των θρεπτικών ουσιών, το pH, τη θερμοκρασία και την υγρασία του περιβάλλοντος διαβίωσης του φυτού (A. Liu et al., 2023).

Τα μικρόβια καταστρέφουν τους ρύπους μέσω αντιδράσεων οξειδοαναγωγής, μεταφοράς γονιδίων, υδρόλυσης κ.λπ.. Υπό αερόβιες και αναερόβιες συνθήκες, τα βακτήρια αμμωνιοποίησης, νιτροποίησης και απονιτροποίησης μπορούν να εξαλείψουν το άζωτο από τα απόβλητα. Αυτό το εναλλακτικό αερόβιο και αναερόβιο περιβάλλον παρέχεται από τη χαρακτηριστική δομή των τεχνητών υγροτόπων. Τα αντιβιοτικά μπορούν επίσης να αποικοδομηθούν από μικρόβια, όπως οι μικροοργανισμοί που οξειδώνουν την αμμωνία, οι οποίοι μπορούν να εξαλείψουν τα αντιβιοτικά. Το είδος *Curvularia* μπορεί να εξαλείψει αποτελεσματικά την ερυθρομυκίνη. Τα μικρόβια σε περιβάλλοντα τεχνητών υγροτόπων μπορούν να «θηρεύσουν» παθογόνα. Η κύρια διαδικασία απομάκρυνσης για το *E. coli* είναι η ικανότητα του *Leelovibrio* και των πρωτόζωων να «θηρεύουν» βακτήρια. Υπάρχουν λίγες αναφορές για τη μικροβιακή αποικοδόμηση των παθογόνων σε τεχνητούς υγρούς, και ως εκ τούτου απαιτείται περαιτέρω έρευνα (A. Liu et al., 2023).

Αλληλεπίδραση μεταξύ υποστρωμάτων, φυτών και μικροβίων

Κατά την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων, οι τεχνητοί υγρότοποι βασίζονται στη συνέργεια του υποστρώματος, των φυτών και των μικροβίων, όπου το υπόστρωμα είναι το πιο σημαντικό μέρος, καθώς παρέχει ένα βιότοπο για βακτήρια και φυτά και παίζει καθοριστικό ρόλο στη διαδικασία εξάλειψης των ρύπων.

Παράγοντας συγκεκριμένα μόρια που μεσολαβούν στη σύνδεση μεταξύ ριζών και μικροβίων, οι ρίζες των φυτών «επιλέγουν» τη μικροβιακή κοινότητα που είναι ευεργετική για την επιβίωσή τους, η οποία επηρεάζει την πυκνότητα και την ποικιλότητα των μικροβίων στις ρίζες. Ο όρος «επιλογή» μπορεί να αναφέρεται στον βιότοπο στον οποίο ευδοκimeί το φυτό. Εάν το φυτό δεν αποκτήσει την απαραίτητη μικροβιακή κοινότητα, η ανάπτυξή του θα καθυστερήσει και μπορεί ακόμη και να πεθάνει (Pascale et al., 2020). Τα βακτήρια που δεσμεύουν το άζωτο, όπως τα είδη *Bacillus* και *Paenibacillus*, επιτρέπουν στα φυτά να προσλαμβάνουν άζωτο. Ορισμένα βακτήρια του ριζικού συστήματος επηρεάζουν την πρόσληψη ορθοφωσφορικών από τα φυτά. Ο σίδηρος είναι ένα κρίσιμο ιχνοστοιχείο για τη σύνθεση χλωροφύλλης. Ορισμένες πτητικές οργανικές ενώσεις (VOCs) που παράγονται από τη ρίζα «δίνουν σημα» στα φυτά να αυξήσουν την απορρόφηση σιδήρου οξινίζοντας τις ρίζες των φυτών και ενισχύοντας τη δραστηριότητα της αναγωγής σιδήρου. Ωστόσο, τα φυτά μπορεί επίσης να αποτελούν κίνδυνο για την επιβίωση των μικροβίων. Για παράδειγμα, τα

αλκαλοειδή που απελευθερώνονται από το *Nurhar lutea* αναστέλλουν τη δράση των μικροβίων, ενώ ακόμη και οι φαινολικές ενώσεις που παράγονται από ορισμένα φυτά είναι τοξικές για τα μικρόβια (A. Liu et al., 2023).

Όσον αφορά την επεξεργασία, σε σύγκριση με τα αστικά υγρά απόβλητα, ο ρυθμός επεξεργασίας για την απομάκρυνση των υγρών ιατρικών αποβλήτων είναι μειωμένος, γεγονός που μπορεί να οφείλεται στην παρουσία πολυάριθμων επιβλαβών ουσιών σε αυτά (A. Liu et al., 2023).

Τα τελευταία χρόνια, οι ερευνητές έχουν κάνει προσπάθειες για να μεγιστοποιήσουν πλήρως τις δυνατότητες των τεχνητών υγροτόπων για την επεξεργασία των υγρών ιατρικών αποβλήτων. Αυτές περιλαμβάνουν την ανάπτυξη εντατικοποιημένων τεχνητών υγροτόπων (όπως τεχνητοί υγρότοποι συνεχούς αερισμού, χρήση νέων υποστρωμάτων, ενσωμάτωση μικροβιακών κυψελών καυσίμου, κ.λπ.) και την ενσωμάτωση/συνδυασμό άλλων διαδικασιών επεξεργασίας σε/με τεχνητούς υγροτόπους (όπως τα tube-settlers , οξείδωση Fenton, κ.λπ.). Το σύστημα αυτό σύζευξης έχει δυνατότητες από άποψη οικονομικής και περιβαλλοντικής ανάπτυξης (Lutterbeck et al., 2020).

Πλεονεκτήματα & Μειονεκτήματα

Εκτός από τη βελτιωμένη απόδοση επεξεργασίας των ενσωματωμένων τεχνητών υγροτόπων, ένα τεχνητός υγρότοπος είναι μια τεχνολογία χαμηλών εκπομπών άνθρακα, καθώς η εκπομπή άνθρακα είναι σημαντικά χαμηλότερη από αυτή των συμβατικών συστημάτων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Από οικολογική άποψη, η προώθηση των τεχνητών υγροτόπων θεωρείται καλή μακροπρόθεσμα. Οι τεχνητοί υγρότοποι όχι μόνο αποδίδουν αποτελεσματικά, όσον αφορά την επεξεργασία των αποβλήτων, αλλά προσθέτουν επίσης σημαντική ποσότητα οργανικής ύλης στο έδαφος μετά την αποσύνθεση των φυτικών υπολειμμάτων. Επιπλέον, η βιομάζα των φυτών μπορεί να χρησιμοποιηθεί για την παραγωγή ενέργειας. Διαδραματίζουν επίσης θετικό ρόλο στη διατήρηση της βιομάζας, στη διαχείριση της αποθήκευσης νερού και στην αναπλήρωση των υπόγειων υδάτων. Επιπλέον, οι τεχνητοί υγρότοποι ενσωματώνουν όμορφα φυτά που προσφέρουν μια συγκεκριμένη συναισθηματική αξία στους ασθενείς, καθιστώντας τα έτσι πιο αποδεκτά από άλλες συμβατικές τεχνικές. Αναμφίβολα, η χρήση τεχνητών υγροτόπων, σε συνδυασμό με

άλλες διαδικασίες επεξεργασίας, μπορεί να παίξει μεγαλύτερο ρόλο στην επεξεργασία των υγρών ιατρικών αποβλήτων (Oscar Omondi & Caren Navalía, 2021).

Στον αντίποδα, αν και οι τεχνητοί υγρότοποι έχουν μηδενική κατανάλωση ενέργειας, απαιτούν μεγαλύτερη επιφάνεια από τα συμβατικά συστήματα καθαρισμού και ορισμένα PhC είναι ανθεκτικά σε αυτήν την επεξεργασία (Pariente et al., 2022).

6.1.2 Ενεργός Ιλύς (Activated Sludge)

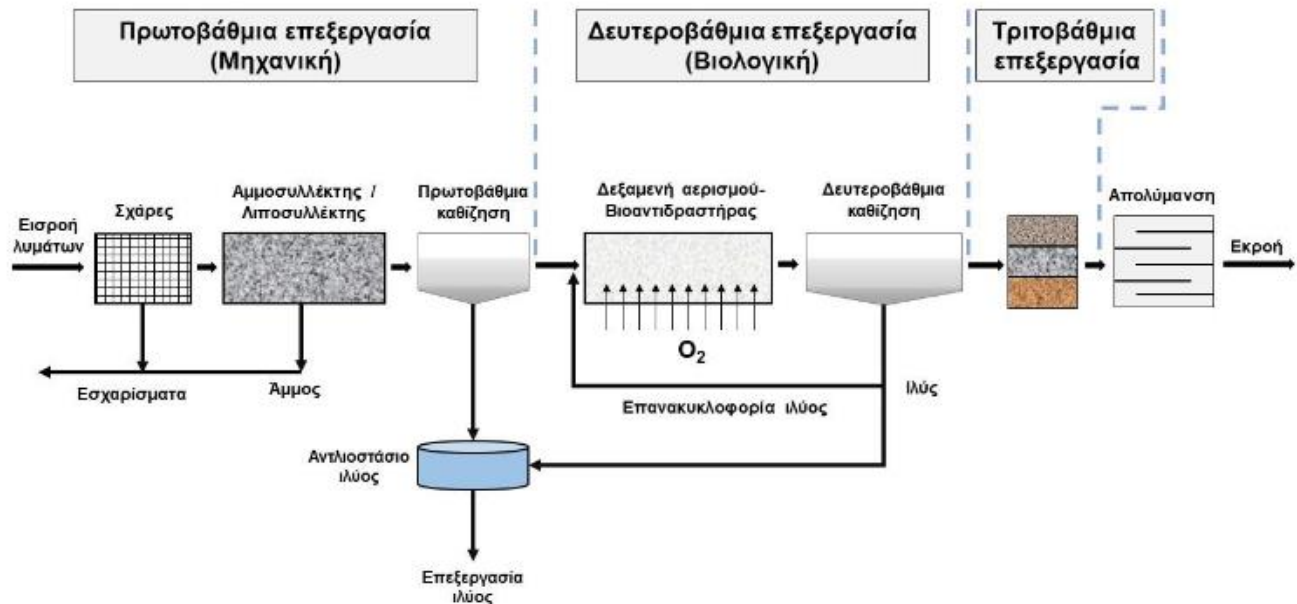
Η διεργασία ενεργού ιλύος είναι μια από τις πιο συχνά χρησιμοποιούμενες για τη δευτερογενή επεξεργασία υγρών αποβλήτων.

Η διαδικασία ενεργού ιλύος (Activated Sludge - AS) είναι σήμερα η πιο ευρέως χρησιμοποιούμενη διαδικασία βιολογικής επεξεργασίας υγρών αποβλήτων στον ανεπτυγμένο κόσμο. Από τη σύλληψή της στα τέλη του 19^{ου} αιώνα και την επακόλουθη εξέλιξη σε μια διαδικασία πλήρους κλίμακας, το 1913 από τους Arden και Lockett στις μονάδες εργοστάσια επεξεργασίας υγρών αποβλήτων Danghulme στο Μάντσεστερ (Ηνωμένο Βασίλειο), η βασική διαδικασία έχει υιοθετηθεί ευρέως και αναπτυχθεί περαιτέρω, δίνοντάς της μια μοναδική ευελιξία λειτουργίας (Scholz, 2016).

Ως διεργασία βιολογικής επεξεργασίας αιωρούμενης ανάπτυξης, η ενεργός ιλύς χρησιμοποιεί πυκνή μικροβιακή καλλιέργεια σε εναιώρηση για να βιοαποικοδομήσει οργανικό υλικό υπό αερόβιες συνθήκες και να σχηματίσει μια βιολογική κροκίδα για τον διαχωρισμό στερεών στις μονάδες καθίζησης. Ο διάχυτος ή μηχανικός αερισμός διατηρεί το αερόβιο περιβάλλον στον αντιδραστήρα. Οι τυπικοί χρόνοι συγκράτησης είναι 5 - 14 ώρες σε συμβατικές μονάδες και αυξάνονται σε 24 - 72 σε συστήματα χαμηλού ποσοστού (Stott, 2003).

Η συμβατική επεξεργασία ενεργού ιλύος έχει σχεδιαστεί παραδοσιακά για την αφαίρεση βιοαποδομήσιμων οργανικών ουσιών και θρεπτικών ουσιών (άζωτο και φώσφορος) από τα αστικά υγρά απόβλητα μέσω της δράσης μικροοργανισμών. Η πιο κλασική περίπτωση της παραπάνω μεθοδολογίας, όπως αποτυπώνεται στην Εικόνα 7, αποτελείται από μια ακολουθία αναερόβιων – ανοξικών - αερόβιων αντιδραστήρων που

ακολουθούνται από μια δευτερεύουσα δεξαμενή καθίζησης, αν και είναι αποδεκτές διαφορετικές διαμορφώσεις (Pariente et al., 2022).



Εικόνα 7: Σχηματική απεικόνιση διεργασίας ενεργού ιλύος

Ένα στάδιο στη διαδικασία επεξεργασίας υγρών αποβλήτων, ή/και μια πρόσθετη επεξεργασία κατά τα στάδια προεπεξεργασίας για τη βελτίωση της βιοαποικοδόμησης των υγρών αποβλήτων στη δευτερογενή επεξεργασία, αποτελούν οι φυσικοχημικές επεξεργασίες, όπως για παράδειγμα η χημική πήξη, η καθίζηση, η ηλεκτροπήξη ή η προσρόφηση, οι οποίες αποτελούν, συνήθως, βιολογικές διεργασίες (Pariente et al., 2022).

Μετά την ανάμειξη της ενεργού ιλύος με τα υγρά απόβλητα, ένας μεγάλος όγκος βακτηρίων μπορεί να βιοδιασπάσει διάφορους ρύπους μέσω της βιολογικής αναπνοής. Αυτό ακολουθείται από διαχωρισμό ιλύος - νερού για τη δημιουργία των αποβλήτων (A. Liu et al., 2023).

Η ανησυχία σχετικά με το εάν τα υγρά ιατρικά απόβλητα θα πρέπει να αντιμετωπίζονται ως οικιακές απορρίψεις, έχει αυξήσει τον αριθμό των μελετών που επικεντρώνονται στην αντιμετώπιση τους ως απορρίψεις ειδικής μορφής χρησιμοποιώντας συστήματα ενεργού ιλύος (Pariente et al., 2022).

Σύμφωνα με μελέτες και έρευνες των τελευταίων ετών, σε ορισμένες περιπτώσεις, οι μονάδες επεξεργασίας υγρών ιατρικών αποβλήτων, δεν επέδειξαν τον απαραίτητο βαθμό απόδοσης για να επιτύχουν τις επιβαλλόμενες συγκεντρώσεις των όριων εξόδου.

Επιπλέον αυτά τα συστήματα σπάνια μπορούν να επιτύχουν την αφαίρεση των PhC. Κατά κανόνα, η υποβάθμιση των PhCs από ένα σύστημα ενεργού ιλύος στις Μονάδες Επεξεργασίας των Υγρών Ιατρικών Αποβλήτων (ΜΕΥΙΑ), βάσει των μελετών, ακολουθεί την ίδια τάση με αυτή των αστικών ΜΕΥΑ (Pariente et al., 2022). Αξίζει να αναφερθεί η περίπτωση της ατενολόλης, η οποία, σε έρευνα, παρουσίασε υψηλή απομάκρυνση κατά την επεξεργασία υγρών ιατρικών αποβλήτων σε σύγκριση με την περίπτωση της δικλοφενάκης, η οποία χαρακτηρίζεται από την υψηλή αντοχή της τόσο στα υγρά απόβλητα από ΜΕΥΑ όσο και από ΜΕΥΙΑ (Kosma et al., 2010). Ωστόσο, η ίδια ουσία παρουσίασε υψηλή απομάκρυνση όταν τα υγρά απόβλητα υποβλήθηκαν σε προεπεξεργασία με χημική κροκίδωση (Sim et al., 2013). Έτσι, σε αυτή την περίπτωση μια συνδυασμένη επεξεργασία θα μπορούσε να είναι μια λύση.

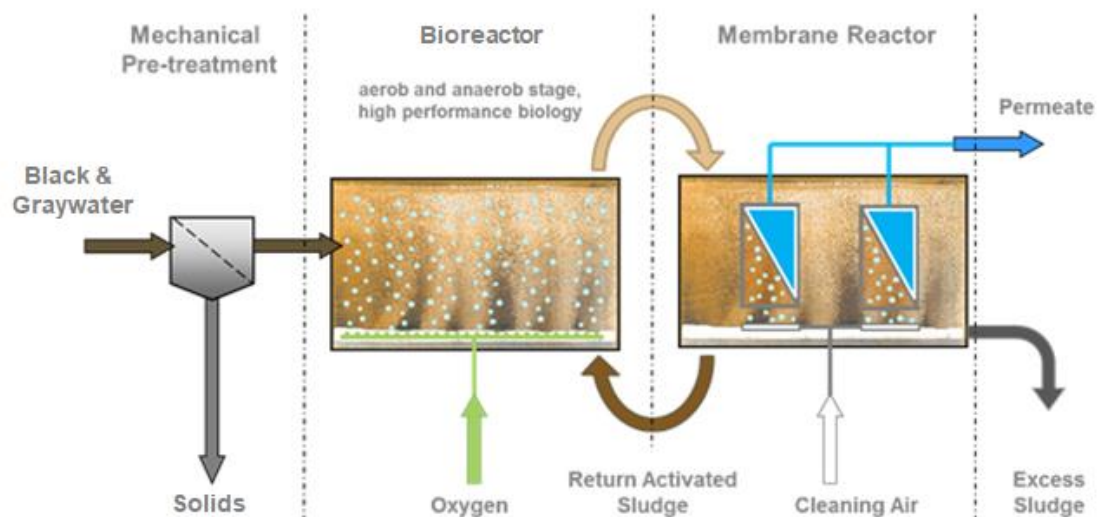
Η μεθοδολογία της ενεργού ιλύος έχει παίξει καθοριστικό ρόλο στην επεξεργασία των υγρών ιατρικών αποβλήτων στο παρελθόν, αλλά ο υπερβολικά μεγάλος όγκος παραγόμενης ιλύος κατά την επεξεργασία και την τελική απόρριψη, την καθιστά κουραστική και δαπανηρή όσον αφορά τις βιώσιμες εφαρμογές (A. Liu et al., 2023).

6.1.3 Βιοαντιδραστήρες μεμβράνης (Membrane Bioreactors)

Ο βιοαντιδραστήρας μεμβράνης (MBR) για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων, είναι σήμερα μία από τις νέες τεχνολογίες τόσο για τις επεξεργασίες αστικών όσο και βιομηχανικών λυμάτων, ειδικά όταν τα λύματα προορίζονται για επαναχρησιμοποίηση νερού (Pradeepreddy & Rajesh, 2019). Η τεχνολογία του βιοαντιδραστήρα μεμβράνης είναι διαθέσιμη εδώ και περίπου 40 χρόνια, αλλά μόνο τα τελευταία 20 χρόνια σημειώθηκε ταχεία ανάπτυξη στην εφαρμογή του και επακόλουθη σημαντική διεύρυνση στην αγορά, που συμπίπτει με την εισαγωγή της υποβρύχιας διαμόρφωσης (SMBR) της μεθόδου (Judd & Judd, 2006).

Οι Βιοαντιδραστήρες μεμβράνης (MBR) έχουν παρόμοιους μηχανισμούς βιολογικής επεξεργασίας με την διεργασία της ενεργού ιλύος (A. Liu et al., 2023).

Ειδικότερα η τεχνολογία MBR συνδυάζει τη συμβατική επεξεργασία ενεργού ιλύος με φιλτράρισμα με μεμβράνη χαμηλής πίεσης, εξαλείφοντας έτσι την ανάγκη για διαύγαση ή φίλτρα στύλβωσης. Η διαδικασία διαχωρισμού μεμβράνης παρέχει ένα φυσικό εμπόδιο για τη συγκράτηση μικροοργανισμών και εξασφαλίζει, σταθερά, υψηλής ποιότητας νερό με δυνατότητα επαναχρησιμοποίησης (Pradeepreddy & Rajesh, 2019). Επομένως η συγκεκριμένη επεξεργασία θεωρείται ιδιαίτερα αποτελεσματική και η περιοχή που καταλαμβάνεται είναι μικρή (A. Liu et al., 2023). Σχηματική, η διεργασία παρουσιάζεται στην Εικόνα 8.



Εικόνα 8: Σχηματική απεικόνιση βιοαντιδραστήρων μεμβράνης

Η μεμβράνη - φίλτρο αποτελεί πολύ συχνά μια μεμβράνη μικροδιήθησης ή υπερδιήθησης. Εάν η συσκευή MBR δεν αντιμετωπίζει αποτελεσματικά βακτήρια ή ιούς, είναι απαραίτητη η προσθήκη μιας μεμβράνης νανοδιήθησης (1 – 2 nm) ή μιας μεμβράνης αντίστροφης όσμωσης (0,1 – 0,7 nm). Τα περισσότερα βακτήρια και ιοί (συμπεριλαμβανομένου του SARS-CoV-2) έχουν διάμετρο μεγαλύτερη από αυτές τις παραμέτρους και επομένως η ικανότητα φιλτραρίσματος είναι επαρκής για την εξάλειψη αυτών των παθογόνων μικροοργανισμών (Kumari et al., 2020; Zhao et al., 2022).

Οι βιοαντιδραστήρες μεμβράνης (MBR) επιτρέπουν τη βελτίωση της ποιότητας των υγρών αποβλήτων, με υψηλή αποτελεσματικότητα αφαίρεσης οργανικής ύλης και θρεπτικών συστατικών. Η απολύμανση μπορεί να είναι πιο ήπια ή ακόμα και περιττή, καθώς μειώνουν επίσης σημαντικά τον αριθμό των στερεών που απορρίπτονται και των παθογόνων (Melin et al., 2006).

Ωστόσο, η ευρεία εφαρμογή των MBRs περιορίζεται από τη ρύπανση της μεμβράνης, αυξάνοντας το λειτουργικό και το επενδυτικό κόστος (Alsahy et al., 2018). Σε αυτή την περίπτωση, απαιτείται ο καθαρισμός ή η αντικατάσταση της μεμβράνης (Asif et al., 2021). Αξίζει να σημειωθεί ότι πλέον υπάρχουν μοντέλα που βασίζονται σε μαθηματικά, τεχνητά νευρωνικά δίκτυα, και άλλες τεχνολογίες, τα οποία μπορούν να προβλέψουν τη ρύπανση της μεμβράνης, επομένως συνίσταται να δοθεί έμφαση στην εφαρμογή αυτών των τεχνολογιών (B. Zhang et al., 2020).

Η χρήση των βιοαντιδραστήρων μεμβράνης (MBR) στην επεξεργασία υγρών ιατρικών αποβλήτων έχει αυξηθεί ευρέως τις τελευταίες δεκαετίες (Pradeepreddy & Rajesh, 2019), καθώς περιέχουν πολλά μικροβιακά παθογόνα και ιούς. Ειδικότερα η εν λόγω επεξεργασία θα μπορούσε να μειώσει την προσθήκη χλωρίου, σε τιμές χαμηλότερες από 1,0 mg/L, και να συντομεύσει τον χρόνο διεπαφής, επηρεάζοντας θετικά την απενεργοποίηση μικροοργανισμών (Q. Liu et al., 2010). Λόγω της πλήρους κατακράτησης των βιοστερεών στο MBR, αυτά τα συστήματα επιτρέπουν υψηλές συγκεντρώσεις μικτών αιωρούμενων στερεών (MLSS) (12–15 g MLSS/L), υψηλό χρόνο κατακράτησης ιλύος (SRT) (20 d–1) και χαμηλά ποσοστά φόρτωσης ιλύος (0,1 g COD/g VSS d) (Pariante et al., 2022).

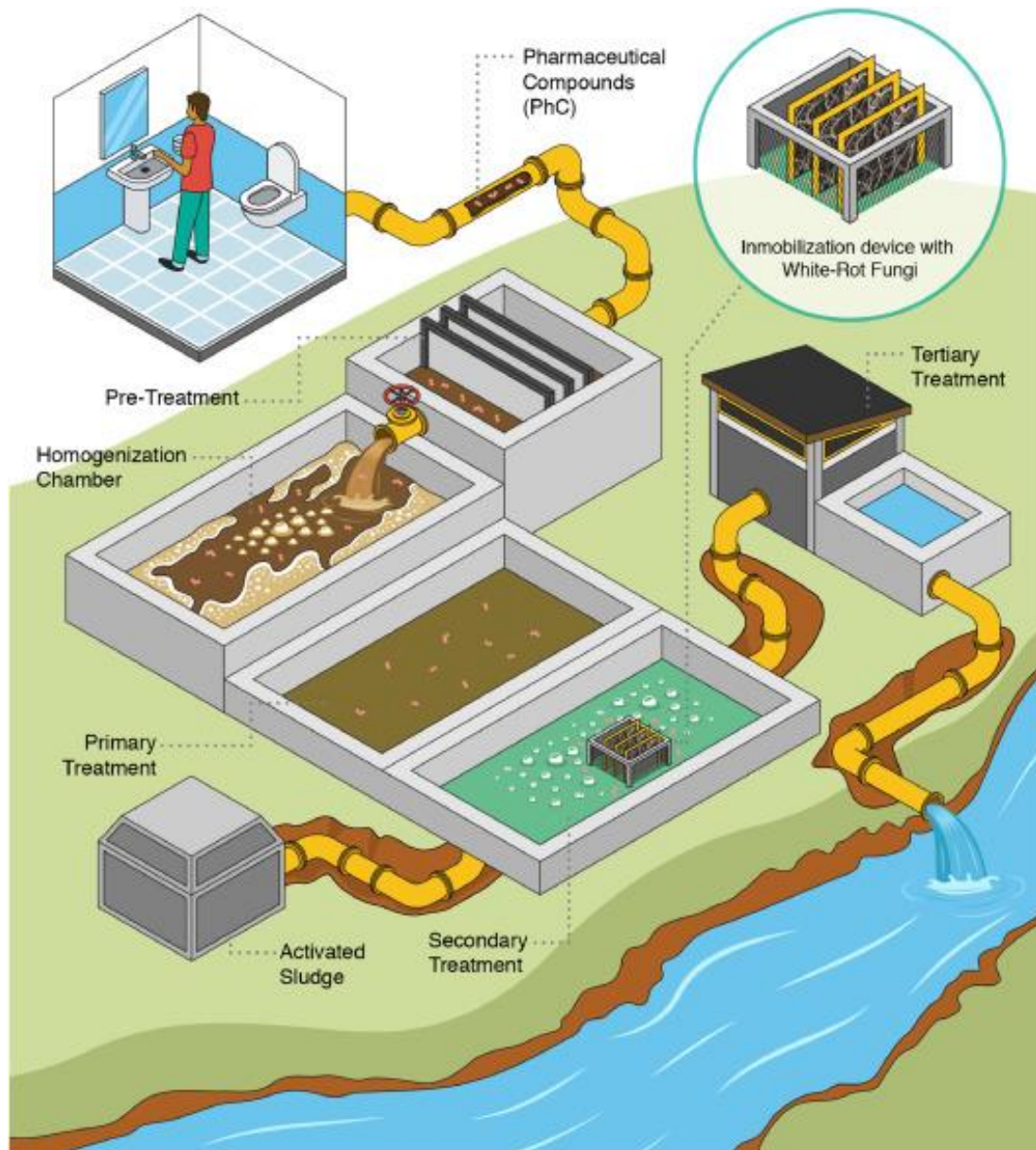
Σύμφωνα με μελέτες που έχουν πραγματοποιηθεί, η προσρόφηση και η βιοαποικοδόμηση είναι υπεύθυνες για την αφαίρεση των PhC από το MBR, καθώς είναι ο μηχανισμός προσρόφησης που κυριαρχεί όταν οι τιμές $\log(K_{ow})$ είναι μεγαλύτερες από 3,2 (Wijekoorn et al., 2013). Η απομάκρυνση των PhCs στο σύστημα MBR επηρεάζεται επίσης από την ηλικία της ιλύος, τη συγκέντρωση, τη σύνθεση των υγρών αποβλήτων, τη θερμοκρασία λειτουργίας, το pH και την αγωγιμότητα. Επιπλέον, η ύπαρξη ανοξικών και αναερόβιων συνθηκών θα μπορούσε επίσης να επηρεάσει τη διαδικασία (Luo et al., 2014).

Σύμφωνα με τις παραπάνω μελέτες, εξάγεται το συμπέρασμα ότι ορισμένες ουσίες όπως οι PhCs, μπορούν να αφαιρεθούν με υψηλή απόδοση, ενώ άλλες παρουσίασαν

ελάχιστη αφαίρεση στα συστήματα MBR. Για παράδειγμα, αντιβιοτικά (οφλοξακίνη, τετρακυκλίνη, τριμεθοπρίμη ή νορφλοξασίνη), αντιφλεγμονώδεις ενώσεις (ιβουπροφαίνη), αναλγητικά (παρακεταμόλη) και καρδιαγγειακά PhCs (προπανολόλη) αφαιρέθηκαν περίπου κατά 80 - 95%. Σε γενικές γραμμές, η αφαίρεση των φαρμακευτικών προϊόντων σε ένα σύστημα MBR ακολουθεί την ακόλουθη σειρά: αναλγητικά και αντιφλεγμονώδη > καρδιαγγειακά φάρμακα > αντιβιοτικά > ψυχιατρικά φάρμακα > σκιαγραφικά (Pariante et al., 2022).

6.1.4 Βιοαντιδραστήρες μυκήτων

Οι βιοαντιδραστήρες μυκήτων, όπως αποτυπώνεται στην Εικόνα 9, έχουν προταθεί ως ελκυστική εναλλακτική λύση για την επιτόπια επεξεργασία των φαρμακευτικών ουσιών (PhC) από υγρά ιατρικά απόβλητα λόγω της ικανότητας των μυκήτων λευκής σήψης (White Rot Fungi - WRF), ιδιαίτερα του *Trametes versicolor*, να υποβαθμίζουν ένα ευρύ φάσμα αναδυόμενων ρύπων (Pariante et al., 2022).



Εικόνα 9: Σχηματική απεικόνιση μονάδας επεξεργασίας υγρών ιατρικών αποβλήτων με τη βοήθεια μυκήτων (Akerman-Sanchez & Rojas-Jimenez, 2021)

Οι μύκητες χρησιμοποιούνται στη βιοαποκατάσταση για περισσότερες από τρεις δεκαετίες. Η πλούσια μορφολογία, η ποικίλη μεταβολική ικανότητα και η ικανότητα να ευδοκούν, να επιβιώνουν, να αποικίζονται και να πολλαπλασιάζονται σε ποικίλα ενδιαιτήματα, καθιστούν τους μύκητες έναν από τους πιο κατάλληλους υποψήφιους οργανισμούς για την επεξεργασία των φαρμακευτικών ουσιών. Επιπλέον, οι μύκητες είναι συγκριτικά πιο αποτελεσματικοί για βιοαποκατάσταση από τα βακτήρια λόγω των διαφόρων

διεργασιών και των ενζυματικών τους δραστηριοτήτων, καθώς και της αποτελεσματικότητάς τους στη λειτουργία κάτω από ένα ευρύ φάσμα pH (Akerman-Sanchez & Rojas-Jimenez, 2021; Malik et al., 2023; Silva et al., 2019). Διάφοροι παράγοντες, όπως η σύνθεση των μέσων, το pH, η συγκέντρωση εναιωρήματος σπορίων και οι παράγοντες επώασης, συμπεριλαμβανομένης της διάρκειας, της ταχύτητας ανάμιξης κ.λπ., είναι οι βασικοί παράγοντες που επηρεάζουν την ανάπτυξη του μυκηλίου και την παραγωγή ενζύμων. Άλλοι κρίσιμοι παράγοντες περιλαμβάνουν διάφορες λειτουργικές παραμέτρους όπως ο χρόνος καλλιέργειας, η συγκέντρωση οργανικών και ανόργανων συστατικών, οι σταθερές ή βυθισμένες καλλιέργειες, ο αερισμός, η συγκέντρωση των επαγωγέων και η ενεργοποίηση πρωτεάσης (Silva et al., 2019).

Οι μύκητες της λευκής σήψης (WRF), που ανήκουν στο γένος *Basidiomycota*, αναφέρονται σε μια κατηγορία μιας οικοφυσιολογικής ομάδας μυκήτων όπως το *Pleurotus ostreatus*, το *Phanerochaete chrysosporium*, το *Trametes versicolor*, το *Ganoderma lucidum* και το *Irpex lacteus* που διαθέτουν ένα ένζυμο λιγνινικής τροποποίησης (LME) καθιστώντας τα ικανά για αποικοδόμηση της λιγνίνης. Η ιδιότητά τους αυτή έχει δώσει στους παραπάνω μύκητες και την ονομασία τους αυτή (Malik et al., 2023).

Το WRF αποδομεί τη λιγνίνη μαζί με τις αρωματικές ενώσεις της. Το σύστημα τροποποίησης λιγνίνης (LMS) που διαθέτει το WRF, αναφέρεται στη συναρμολόγηση οξειδωτικών μεταλλοενζύμων, υπεροξειδασών αίμης, λακασών, δευτερογενών μεταβολιτών και επιφανειοδραστικών ουσιών. Οι υπεροξειδάσες της λιγνίνης (LiPs), οι εξαρτώμενες από μαγγάνιο υπεροξειδάσες (MnPs) και οι λακάσες είναι οι τρεις κύριες ομάδες ενζύμων που εκκρίνονται από το WRF. Ωστόσο, και οι τρεις κατηγορίες ενζύμων μπορεί να μην εκκρίνονται από το ίδιο στέλεχος μυκήτων. Μετά την αποικοδόμηση ή τον κατακερματισμό της λιγνίνης, το πλεόνασμα των θραυσμάτων που σχηματίζονται με αυτόν τον τρόπο απορροφάται από τις υφές και περνά στο μεσοκυττάριο δίκτυο για περαιτέρω μεταβολισμό (Malik et al., 2023).

Οι μύκητες, πιο συγκεκριμένα το WRF, μπορούν να χρησιμοποιήσουν τέσσερις διακριτές οδούς ή μηχανισμούς για τη βιοαποκατάσταση των φαρμακευτικών ουσιών, που μπορούν να είναι αποτελεσματικοί τόσο ανεξάρτητα όσο και συνεργατικά. Οι τέσσερις οδοί (Naghdi et al., 2018):

1. χρησιμοποιούν τις υφές τους για τη βιοαπορρόφηση και ακινητοποίηση διαφόρων φαρμακευτικών ουσιών,
2. περιλαμβάνουν τα εξωκυτταρικά ένζυμα, τις υπεροξειδάσες και τις φαινολάσες,
3. περιλαμβάνουν τα ενδοκυτταρικά ενζυμικά σύμπλοκα όπως το κυτόχρωμα P450 και
4. την παραγωγή αντιδραστικά είδη οξυγόνου (ROS).

Οι μύκητες της λευκής σήψης (WRF) μπορούν να αποικοδομήσουν την λιγνίνη των σύνθετων υποστρωμάτων λιγνοκυτταρίνης. Οι μύκητες της λευκής σήψης (WRF) είναι ανθεκτικοί οργανισμοί, με υψηλή ανοχή σε τοξικά περιβάλλοντα και αντέχουν σε υψηλές θερμοκρασίες σε ένα ευρύ φάσμα pH. Η ικανότητά τους να αποικοδομούν τη λιγνίνη σχετίζεται με το μη ειδικό οξειδωτικό ενζυματικό σύστημα με εξωκυτταρικά ένζυμα - τροποποιητές λιγνίνης, και ιδιαίτερα οξειδάσες και υπεροξειδάσες, και ενδοκυτταρικά ενζυματικά σύμπλοκα όπως το κυτόχρωμα P450. Αυτή η ικανότητα των μυκήτων να οξειδώνουν, καθώς και να ανοργανοποιούν τις ενώσεις που περιέχουν αρωματικούς δακτυλίους, τις καθιστά εφαρμόσιμες και σε άλλους αρωματικούς ρύπους (Cruz Del Álamo et al., 2020).

Επιπλέον, η παραγωγή υπεροξειδίου του υδρογόνου σε λιγνινολυτικές καλλιέργειες μυκήτων έχει αποδειχθεί με διαφορετικούς μηχανισμούς, οι οποίοι βασίζονται σε ένζυμα που παράγουν υπεροξείδιο όπως η γλυκόζη ή οι οξειδάσες γλυοξάλης. Ο πανταχού παρών σχηματισμός υπεροξειδίου του υδρογόνου στα συστήματα αυτά επιτρέπει τη δημιουργία ριζών υδροξυλίου μέσω αντιδράσεων τύπου Fenton από τη διάσπαση των συμπλόκων σιδήρου του μέσου. Αυτή η διαδικασία είναι συγκεκριμένη στη φύση, με παραγωγή ριζών υδροξυλίου που εμφανίζονται στο κυτταρικό τοίχωμα των μυκήτων κοντά στη λιγνίνη και την κυτταρίνη (Cruz Del Álamo et al., 2020).

Η μη εξειδίκευση και το υψηλό δυναμικό οξείδωσης των ριζών υδροξυλίου, καθιστά τις αντιδράσεις αυτές πολύ αποτελεσματικές για την αποικοδόμηση μη βιοαποδομήσιμων ρύπων. Έτσι, οι βιοαντιδραστήρες μυκήτων θεωρούνται μια πιθανή εναλλακτική λύση για την απομάκρυνση μικρορύπων αναδυόμενης ανησυχίας, όπως οι φαρμακευτικές ουσίες (Marco-Urrea et al., 2009).

Τα είδη *Trametes versicolor*, *Phanerochaete chrysosporium* και *Phlebia tremellosa* είναι μερικοί από τους πιο σημαντικούς μύκητες στη βιοαποκατάσταση (Malik et al., 2023).

Οι φαρμακευτικές ουσίες, συμπεριλαμβανομένων των στεροειδών, της εννεύλοφαινόλης και του οκτοκρυλενίου, που μπορεί να οδηγήσουν σε δυσλειτουργία του ενδοκρινικού συστήματος, έχει αναφερθεί από μελέτες ότι αφαιρούνται σε ποσοστό 70 – 99% από το *T. versicolor*. Ωστόσο, φαρμακευτικές ενώσεις που περιέχουν ισχυρές λειτουργικές ομάδες που αποσύρουν ηλεκτρόνια όπως η σιπροφλοξασίνη, το σαλικυλικό οξύ, η αζιθρομυκίνη, η τετρακυκλίνη και η καρβαμαζεπίνη έχουν αναφερθεί ότι απομακρύνονται σε ποσοστό 35%, 0 - 5%, 26%, 0 - 5% και 0 – 90%, αντίστοιχα. Επιπλέον, αυτό το μυκητιακό στέλεχος έχει αναφερθεί ότι είναι αποτελεσματικό για την αφαίρεση ενώσεων όπως η τρικλοζάνη και η οξυβενζόνη, εκτός από το οκτοκρυλένιο και την εννεύλοφαινόλη που βρίσκονται στα προϊόντα προσωπικής φροντίδας. Μερικά από τα κοινά φάρμακα που αφαιρούνται από το *T. versicolour* είναι η ναξοπρένη, η καρβαμαζεπίνη και η ιβουπροφαίνη. Μεταξύ άλλων ειδών μυκήτων, οι *Phanerochaete chrysosporium*, *Bjerkandera adusta*, *Dichomitus squalene* και *Pleurotus ostreatus* έχουν διερευνηθεί ότι είναι αποτελεσματικά στη βιοαποκατάσταση ουσιών όπως η ιβουπροφαίνη, η δικλοφενάκη και η τρικλοζάνη (Malik et al., 2023).

Επιπλέον, η δοκιμή Microtox έδειξε μείωση της τοξικότητας των υγρών αποβλήτων μετά την επεξεργασία (Cruz-Morató et al., 2014).

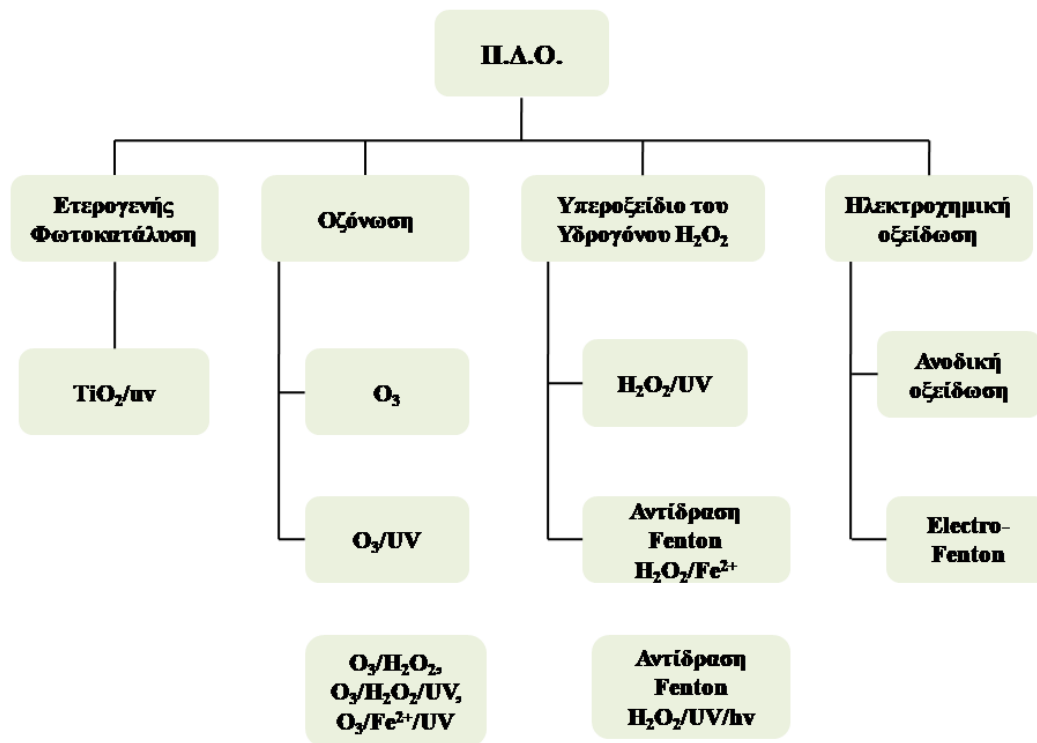
Συμπερασματικά, η βιολογική επεξεργασία αποβλήτων που βασίζεται σε στελέχη μυκήτων, χρησιμοποιώντας κυρίως τον *Trametes versicolor*, έχει δείξει αξιοσημείωτα αποτελέσματα με τιμές αφαίρεσης υψηλότερες από 75% για αναλγητικά, αντιβιοτικά (εκτός της αζιθρομυκίνη), ψυχιατρικά φάρμακα, αντινεοπλασματικά (εκτός από τη φωσφαμίδη και τη ταμοξιφαίνη) και ενδοκρινικούς διαταράκτες (Pariente et al., 2022).

Ωστόσο, απαιτείται η κλιμάκωση της διαδικασίας και η επαλήθευση της ευρωστίας και της αποτελεσματικότητάς της (Pariente et al., 2022).

6.2 Προηγμένες τεχνολογίες

Οι Προηγμένες Διεργασίες Οξείδωσης (Π.Δ.Ο., Advanced Oxidation Processes, AOPs) προτάθηκαν για πρώτη φορά για την επεξεργασία του πόσιμου νερού τη δεκαετία του 1980, και ορίζονται ως «οι διαδικασίες οξείδωσης που περιλαμβάνουν την παραγωγή ριζών υδροξυλίου ($\text{OH}\cdot$) σε επαρκή ποσότητα για να επηρεάσουν τον καθαρισμό του νερού». Αργότερα, η ιδέα του AOP επεκτάθηκε στις οξειδωτικές διεργασίες με θειικές ρίζες ($\text{SO}_4 \cdot^-$). Διαφορετικά από τα κοινά οξειδωτικά όπως το χλώριο και το όζον, που έχουν διπλό ρόλο απολύμανσης και απολύμανσης, οι AOPs εφαρμόζονται κυρίως για την καταστροφή οργανικών ή ανόργανων ρύπων στο νερό και τα λύματα. Αν και η αδρανοποίηση των παθογόνων παραγόντων και οι παθογόνοι δείκτες AOP έχουν μελετηθεί, σπάνια χρησιμοποιούνται για απολύμανση επειδή αυτές οι ρίζες έχουν πολύ μικρό χρόνο ημιζωής (της τάξης των μικροδευτερόλεπτων), με αποτέλεσμα οι απαιτούμενοι χρόνοι παραμονής για απολύμανση να είναι απαγορευτικοί, λόγω των εξαιρετικά χαμηλών συγκεντρώσεων ριζών. Όταν οι AOPs εφαρμόζονται για επεξεργασία λυμάτων, αυτές οι ρίζες, ως ισχυρός οξειδωτικός παράγοντας, αναμένεται να καταστρέψουν επαρκώς τους ρύπους των λυμάτων και να τους μετατρέψουν σε λιγότερο, ή ακόμη και μη τοξικά προϊόντα, παρέχοντας έτσι μια τελική λύση για την επεξεργασία των λυμάτων (Deng & Zhao, 2015).

Στην παραπάνω κατηγορία περιλαμβάνονται τόσο ομογενείς διαδικασίες με χρήση ενέργειας, ακτινοβολίας UV (φωτο-Fenton $\text{Fe}^{2+} / \text{H}_2\text{O}_2 / \text{UV}$) και ηλεκτρικής ενέργειας (ηλεκτροχημική οξείδωση, ανοδική οξείδωση και αντιδράσεις Fenton) όσο και ετερογενείς διαδικασίες (οζονισμός με κατάλυση, φωτοκαταλυτικός οζονισμός, ετερογενής φωτοκατάλυση). Μια απλή κατηγοριοποίησή τους, δίνεται στην Εικόνα 10.



Εικόνα 10: Οι Προηγμένες Διεργασίες Οξείδωσης

Οι AOP χρησιμοποιούνται σε εφαρμογές για τις οποίες οι συμβατικές μέθοδοι οξείδωσης, όπως η χλωρίωση, είναι ανεπαρκείς, όταν η κινητική της διεργασίας είναι πολύ αργή ή όταν οι προσμείξεις είναι ανθεκτικές στη χημική οξείδωση ή οξειδώνονται μόνο εν μέρει, με αποτέλεσμα τη δημιουργία σταθερών παραπροϊόντων πιθανώς υψηλότερης τοξικότητας από το αρχικό υπόστρωμα. Οι προηγμένες διεργασίες οξείδωσης θεωρούνται ανταγωνιστικές με άλλες μεθόδους διαχωρισμού κατά την απομάκρυνση μικρορύπων λόγω της εύκολης λειτουργίας και της απλής συντήρησης. Αξίζει να σημειωθεί ότι η ακατάλληλη εφαρμογή προηγμένων διαδικασιών οξείδωσης μπορεί να οδηγήσει στη δημιουργία άγνωστων τοξικών ενδιάμεσων, όπως καρκινογόνων παραπροϊόντων (π.χ. N-νιτροσοδιμεθυλαμίνη και βρωμικό οξύ). Επιπλέον, η απόδοση των AOPs μειώνεται σημαντικά όταν υποβάλλεται σε επεξεργασία υδατικό διάλυμα υψηλής περιεκτικότητας σε οργανική ουσία (>5,0 g dm⁻³). Σε μια τέτοια περίπτωση απαιτούνται πρόσθετες δόσεις αντιδραστηρίων αυξάνοντας σε μεγάλο βαθμό το λειτουργικό κόστος της διεργασίας. Είναι

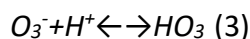
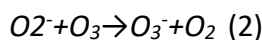
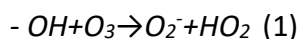
πολύ δυσμενής, λόγω του γεγονότος ότι το κόστος διεργασίας είναι το κύριο μειονέκτημα των περισσότερων προηγμένων διαδικασιών οξείδωσης (Kujawska et al., 2022).

6.2.1 Οζονισμός

Ο οζονισμός είναι ένας τύπος προηγμένης διαδικασίας οξείδωσης, που περιλαμβάνει την παραγωγή πολύ δραστικών ειδών οξυγόνου, ικανών να επιτεθούν σε ένα ευρύ φάσμα οργανικών ενώσεων και σε όλους τους μικροοργανισμούς (SSWM, 2020) (Εικόνα 11).

Το όζον (O_3) είναι ένας ισχυρός οξειδωτικός και απολυμαντικός παράγοντας που το καθιστά κατάλληλο για διαφορετικές εφαρμογές επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Χρησιμοποιείται παγκοσμίως για πάνω από έναν αιώνα σε εγκαταστάσεις επεξεργασίας πόσιμου νερού για την απολύμανση και την απομάκρυνση οργανικής και ανόργανης ύλης στο ακατέργαστο νερό. Η χρήση του αυξάνεται συνεχώς ως τριτογενής επεξεργασία για τα υγρά απόβλητα λόγω της πιο αυστηρής νομοθεσίας για την απόρριψη και των ποιοτικών κριτηρίων επαναχρησιμοποίησης νερού (Czekalski et al., 2016). Ωστόσο, αυτή η επεξεργασία χρησιμοποιείται επίσης για την απομάκρυνση των φαρμακευτικών ουσιών (PhC) που προκαλούν ανησυχίες για το περιβάλλον και τη δημόσια υγεία (Paraskeva & Graham, 2002) και για την αποφυγή της διάδοσης ανθεκτικών στα αντιμικροβιακών βακτηρίων (ARB) και αντιμικροβιακών ανθεκτικών γονιδίων (ARG) (Czekalski et al., 2016).

Ειδικότερα το O_3 μπορεί να αντιδράσει άμεσα ή έμμεσα με πλήθος υδατικών ενώσεων. Στην περίπτωση της άμεσης αντίδρασης, το μοριακό όζον αντιδρά με τις ενώσεις άμεσα, ενώ οι ρίζες OH , που προέρχονται από την διαδικασία αποσύνθεσης του όζοντος (οι ακόλουθες εξισώσεις) αντιδρούν με έμμεσες αντιδράσεις με τις ενώσεις, όπως φαίνεται παρακάτω (Πήττας, 2016):



Οι άμεσες αντιδράσεις απαιτούν μεγάλο διάστημα υλοποίησης και παρουσιάζουν επιλεκτική διαλυτότητα, ενώ οι έμμεσες ριζικές αντιδράσεις πραγματοποιούνται πιο

γρήγορα και δεν παρουσιάζουν επιλεξιμότητα. Επιπλέον, οι άμεσες αντιδράσεις εμφανίζονται κατά κόρον σε όξινα διαλύματα, ενώ οι έμμεσες επικρατούν ως επί των πλείστων σε βασικά διαλύματα (Πήττας, 2016).

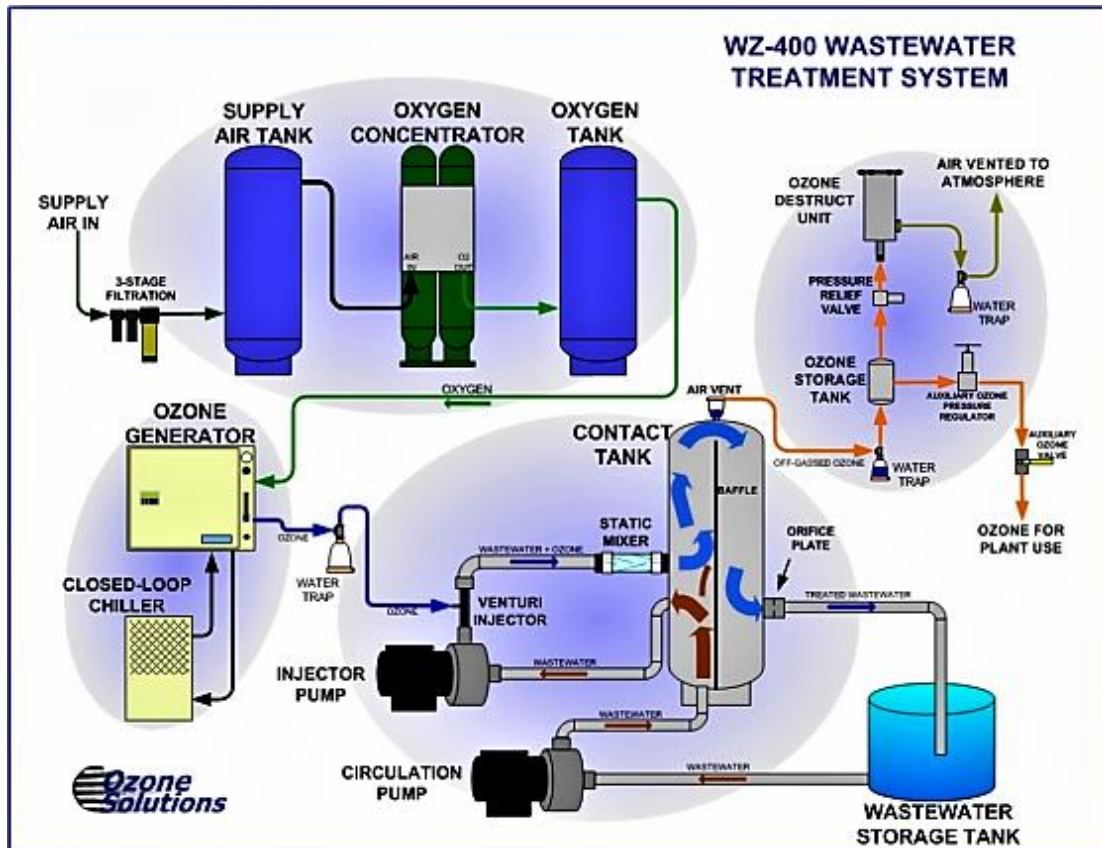
Στα βασικά πλεονεκτήματα της μεθόδου συγκαταλέγονται τα εξής (SSWM, 2020):

- Η γρήγορη αντίδραση με βακτήρια, ιούς και πρωτόζωα σε ένα ευρύ φάσμα pH
- Οι ισχυρότερες μικροβιοκτόνες ιδιότητες από τη χλωρίωση
- Η μη προσθήκη χημικών στο νερό
- Η αποτελεσματικότητά του για την αποικοδόμηση και την αφαίρεση ανόργανων ουσιών

- Η ικανότητα αφαίρεσης του χρώματος, της γεύσης και της οσμής

Αντίστοιχα τα μειονεκτήματά της είναι τα παρακάτω (SSWM, 2020):

- Σχετικά υψηλό κόστος εξοπλισμού
- Απαιτεί μεγάλες ποσότητες ενέργειας
- Ζητούνται καταρτισμένοι επαγγελματίες για τον σχεδιασμό και τη συντήρηση του συστήματος
- Ο σχηματισμός δυνητικά επιβλαβών υποπροϊόντων απολύμανσης (DBPs) σε περίπτωση ύπαρξης βρωμίου στο νερό
- Δεν υπάρχει υπολειμματική επίδραση στο σύστημα διανομής
- Πιθανός κίνδυνος πυρκαγιάς και τοξικότητας που σχετίζεται με τη δημιουργία όζοντος



Εικόνα 11: Σχηματική απεικόνιση διεργασίας οζονισμού

Αν και ο οζονισμός συγκαταλέγεται ως μία από τις πλέον αποτελεσματικές τεχνικές επεξεργασίας υγρών αποβλήτων, σε κάποιες περιπτώσεις, το όζον μπορεί να χρησιμοποιηθεί συνδυαστικά με κάποιες άλλες μεθόδους επεξεργασίας, και δη την βιολογική, προκειμένου να βελτιωθεί ο ρυθμός αποικοδόμησης των περιεχόμενων ρύπων (Lafi & Al-Qodah, 2006).

Η αποτελεσματικότητα του οζονισμού για την απομάκρυνση φαρμακευτικών ουσιών από τα υγρά ιατρικά απόβλητα, εξαρτάται όχι μόνο από τη φαρμακευτική χημική δομή αλλά και από τις ιδιότητες των υγρών αποβλήτων, όπως η αλκαλικότητα ή το pH. Ο οζονισμός επηρεάζεται έντονα από τις διαλυμένες οργανικές ενώσεις (DOC) στα λύματα επειδή αυτή η οργανική ύλη ανταγωνίζεται για το διαλυμένο όζον ή τις ρίζες υδροξυλίου με τις φαρμακευτικές ουσίες (PhCs), μειώνοντας τη διαθέσιμη συγκέντρωση του οξειδωτικού παράγοντα (Hansen et al., 2016). Ο τελικός στόχος είναι η ολική ανοργανοποίηση των ουσιών αυτών (PhCs) (άσχετα από την οργανική ύλη) και η καταστολή της βιολογικής δραστηριότητας που ευθύνεται για την ρύπανση ή την τοξικότητά τους (Paraskeva & Graham, 2002). Η απαιτούμενη δόση όζοντος για την επίτευξη αυτού του στόχου καθορίζεται κυρίως

από την παρουσία διαλυμένων οργανικών ενώσεων (DOC), των οποίων η συγκέντρωση είναι στην περιοχή των mg/L, και όχι από τη συγκέντρωση των φαρμακευτικών ουσιών (PhC), των οποίων η συγκέντρωση είναι στην περιοχή των ng/L (μικρορρύπων). Οι τυπικές δόσεις που εφαρμόζονταν στην επεξεργασία υγρών αποβλήτων κυμαίνονται από 0,8 έως 1,5 g O₃ ανά g DOC. Η υψηλή συγκέντρωση DOC σε ακατέργαστα υγρά ιατρικά απόβλητα, έως 500 mg/L, θα καθιστούσε οικονομικά μη βιώσιμο τον άμεσο οζονισμό των αποβλήτων (Carraro et al., 2017; Verlicchi et al., 2015). Επιπλέον, συνήθως, η επεξεργασία αυτή μελετάται ως στάδιο απολύμανσης μετά από τη βιολογική διεργασία, όπου η συγκέντρωση DOC είναι περίπου 6 – 8 mg/L (Hansen et al., 2016).

Το όζον (O₃) παρουσιάζει υψηλές αποδόσεις για την απομάκρυνση μικρορύπων. Η αφαίρεση των φαρμακευτικών ουσιών (PhCs) είναι συνήθως υψηλότερη από 90% με τυπικές δόσεις περίπου 1 g O₃ ανά g DOC (M. G. Antoniou et al., 2013). Ωστόσο, υπάρχουν σημαντικές εξαιρέσεις που πρέπει να ληφθούν υπόψη. Για παράδειγμα, οι ιωδιωμένες ενώσεις της ομάδας σκιαγραφικών μέσων ακτινών Χ (ιομεπρόλη, ιοπαμιδόλη, ιοπρομίδη, διατρίζωικό) ή η αντιμυκητιακή φλουκοναζόλη (ενώσεις με υψηλή περιεκτικότητα σε αλογονωμένη ένωση ή άλλες αρωματικές ομάδες απενεργοποίησης) είναι ανθεκτικές στο όζον, με απόδοση μικρότερη από 60% (Pariente et al., 2022).

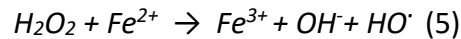
6.2.2 Οξείδωση Fenton και φωτο-Fenton

Μεταξύ των προηγμένων διαδικασιών οξείδωσης, οι μεθοδολογίες που βασίζονται σε παραδοσιακά αντιδραστήρια Fenton έχουν διερευνηθεί ευρέως για την απομάκρυνση των ανθεκτικών οργανικών ενώσεων στην επεξεργασία υγρών αποβλήτων (Pariente et al., 2022).

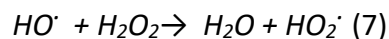
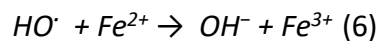
Η διαδικασία Fenton (Εικόνα 12) είναι στην ουσία η οξείδωση των ρύπων από ρίζες υδροξυλίου (•OH) και υδροϋπεροξυλίου, που παράγονται από αντιδραστήρια Fenton (σίδηρος - Fe²⁺ και υπεροξείδιο του υδρογόνου - H₂O₂) (Pacheco-Álvarez et al., 2022; Pariente et al., 2022). Η διαδικασία είναι κατάλληλη για την επεξεργασία βιομηχανικών υγρών αποβλήτων και στραγγισμάτων από χώρους υγειονομικής ταφής απορριμμάτων (Pacheco-Álvarez et al., 2022). Σύμφωνα με όσα είναι γνωστά, το •OH επιτίθεται στη μοριακή δομή των ιχνών ρύπων με τρεις διαφορετικούς τρόπους (Chen et al., 2023):

- 1) αφαίρεση H,
- 2) μεταφορά ενός ηλεκτρονίου και
- 3) ηλεκτροφιλική προσθήκη (υδροξυλίωση).

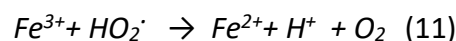
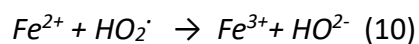
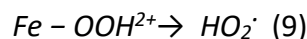
Ειδικότερα, σε όξινα περιβάλλοντα, τα περιεχόμενα ιόντα H_2O_2 και Fe^{2+} που εντοπίζονται στα απόβλητα, προχωρούν στην παραγωγή ριζών υδροξυλίου, μέσω της χημικής αντίδρασης (Πήττας, 2016):



Συγκεκριμένα η αποσύνθεση του H_2O_2 έχει ως εφελτήριο το ιόν σιδήρου και κατάληξη τον σχηματισμό μιας ρίζας υδροξυλίου ($OH^\cdot$). Οι προαναφερόμενες ρίζες υδροξυλίου, οι οποίες αποτελούν ισχυρούς οξειδωτικούς παράγοντες, προσβάλλουν ακολούθως τα υποστρώματα των λυμάτων και προχωρούν στην χημική τους αποσύνθεση. Οι ρίζες αυτές δύναται να καθαριστούν με αντίδραση του Fe^{2+} και / ή του H_2O_2 , με βάση τις παρακάτω αντιδράσεις (Πήττας, 2016):



Επιπλέον, το Fe^{3+} , το οποίο σχηματίζεται κατά τη διάρκεια της αντίδρασης, μπορεί να συνδράμει στην αναγέννηση των ιόντων, αντιδρώντας με το OH , σύμφωνα με τις αντιδράσεις (Πήττας, 2016):



Τα τελευταία χρόνια, η οξείδωση Fenton χρησιμοποιείται όλο και περισσότερο, αλλά η χρήση της είναι κυρίως μικρής κλίμακας (Segura et al., 2021).

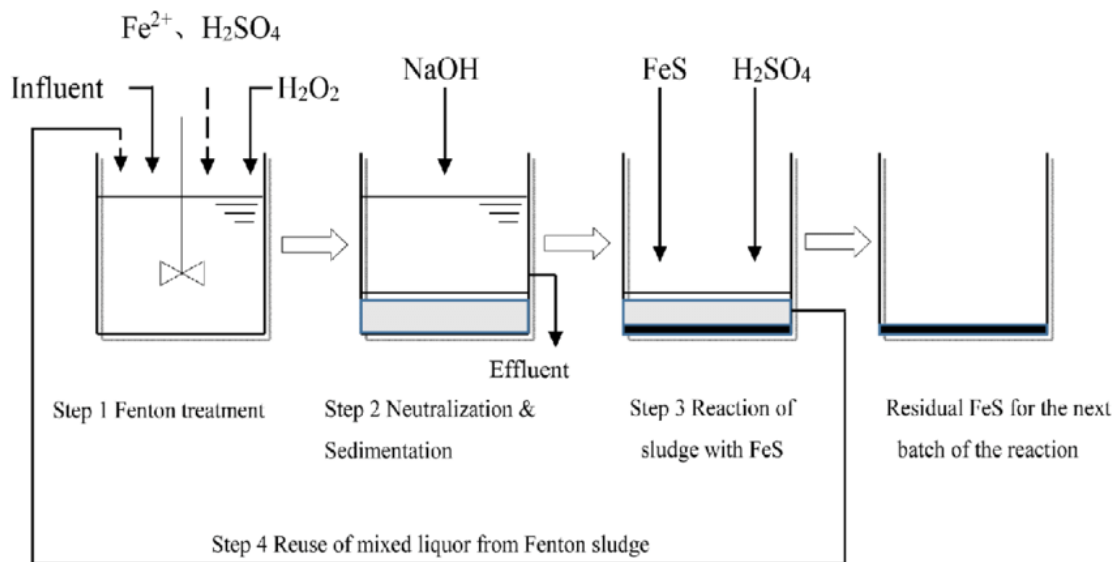
Η διαδικασία Fenton μπορεί να εφαρμοστεί ως απολυμαντική διαδικασία ή ακόμα και ως μοναδική επεξεργασία, εάν τα απόβλητα απελευθερωθούν στο αποχετευτικό σύστημα (Pariente et al., 2022).

Τα κύρια πλεονεκτήματα αυτής της διαδικασίας είναι (Pignatello et al., 2006):

- 1) η υψηλή απόδοση κόστους,
- 2) τα φιλικά προς το περιβάλλον αντιδραστήρια και

3) η απλότητα του εξοπλισμού.

Η χρήση στερεών καταλυτών με βάση τον Fe, αντιπροσωπεύει μια πιο αποτελεσματική προσέγγιση, καθώς επιτρέπει τη λειτουργία σε ευρύτερο εύρος pH και αποφεύγεται σε μεγάλο βαθμό τόσο η απώλεια του καταλύτη όσο και ο επακόλουθος σχηματισμός ιλύος, στο τέλος της επεξεργασίας (Pariente et al., 2022).



Εικόνα 12: Σχηματική απεικόνιση οξείδωσης Fenton

Μία από τις πιο κρίσιμες προκλήσεις για την επεξεργασία των υγρών ιατρικών αποβλήτων είναι η αφαίρεση του ευρέος φάσματος των φαρμακευτικών ουσιών (PhCs). Συνήθως επιτυγχάνεται αποτελεσματική και σχετικά γρήγορη απομάκρυνση των φαρμάκων, αλλά συνοδεύεται από χαμηλούς βαθμούς ανοργανοποίησης και, ως εκ τούτου, από το σχηματισμό ενός ευρέος φάσματος παραπροϊόντων οξείδωσης, που πρέπει να αξιολογηθούν προσεκτικά. Η σκοπιμότητα της οξείδωσης Fenton για την επεξεργασία των φαρμακευτικών ουσιών (PhCs) αποτελεί πλέον πρόκληση, καθώς αυτή η τεχνολογία έχει ελάχιστα διερευνηθεί για το συγκεκριμένο είδος υγρών αποβλήτων (Pariente et al., 2022).

Σε ορισμένες περιπτώσεις, τα ενδιάμεσα είδη που σχηματίζονται κατά τις αντιδράσεις, μπορεί να είναι ακόμη πιο τοξικά από τους αρχικούς ρύπους, επομένως συνήθως προσδιορίζεται η οικοτοξικότητα των εκρών οξείδωσης. Ωστόσο, καθώς τα PhCs εμφανίζονται σε σχετικά χαμηλές συγκεντρώσεις, οι δόσεις υπεροξειδίου του υδρογόνου (H_2O_2) είναι συνήθως υπερβολικές. Η λειτουργία υπό αυτές τις συνθήκες επιτρέπει τη δημιουργία οργανικών οξέων βραχείας αλυσίδας στο τέλος της επεξεργασίας, και έτσι, οι

περισσότερες μελέτες έχουν αναφέρει ασήμαντες τιμές οικοτοξικότητας καθώς και αμελητέες συγκεντρώσεις οιστρογόνων και αντιμικροβιακών ενώσεων στα απόβλητα που έχουν υποστεί επεξεργασία με Fenton (Su et al., 2016).

Αν και έχει αποδειχθεί ότι η οξείδωση Fenton αντιπροσωπεύει μια επιτυχημένη προσέγγιση για την απομάκρυνση μεμονωμένων φαρμακευτικών ουσιών σε αστικά υγρά απόβλητα, η σκοπιμότητά της για την επεξεργασία των υγρών ιατρικών αποβλήτων δεν μπορεί να προεκταθεί άμεσα καθώς είναι ένα πιο περίπλοκο σενάριο. Τα εν λόγω απόβλητα περιέχουν πολλές ουσίες εκτός από τις φαρμακευτικές, που καταναλώνουν αντιδραστήρια, δρουν ως σαρωτές ριζών και απενεργοποιούν τον καταλύτη κατά τη διάρκεια της αντίδρασης Fenton (Pignatello et al., 2006).

Σε μια πρόσφατη έρευνα, οι del Álamo et al. (2020) ερεύνησαν την επεξεργασία υγρών ιατρικών αποβλήτων (Ισπανία) ενισχυμένων με καρβαμαζεπίνη (15 mg/L) σε συνεχή λειτουργία χρησιμοποιώντας έναν καινοτόμο δικτυωτό μακροπορώδη περοβσκήτη ($\text{LaCu}_{0.5}\text{Mn}_{0.5}\text{O}_3$). Το καταλυτικό σύστημα έδειξε υψηλή δραστηριότητα και, λογική, σταθερότητα για 70 ώρες κάτω από σχετικά ήπιες συνθήκες ($\text{pH}_0 = 5,5$, 70°C , $[\text{H}_2\text{O}_2]_0 = 700 \text{ mg/L}$). Σε αυτή την έρευνα, αξιολογήθηκαν επίσης τα πραγματικά υγρά ιατρικά απόβλητα, που δεν είναι ενισχυμένα με PhCs, καθώς είναι η πρώτη εργασία που αναφέρει μια ετερογενή επεξεργασία Fenton για πραγματικά απόβλητα αυτού του είδους. Εξήχθη το συμπέρασμα ότι, εκτός από την εξάλειψη της καρβαμαζεπίνης, επιτεύχθηκε επίσης υψηλή απομάκρυνση των PhC (σε συγκέντρωση $\mu\text{g/L}$) (90 – 95%). Είναι αξιοσημείωτο ότι η υπολειμματική συγκέντρωσή τους στα επεξεργασμένα απόβλητα ήταν χαμηλότερη από την προβλεπόμενη συγκέντρωση χωρίς επιπτώσεις (PNEC) για τους υδρόβιους οργανισμούς, καταλήγοντας στο συμπέρασμα ότι τα απόβλητα της επεξεργασίας Fenton δεν αποτελούν σημαντική απειλή για το περιβάλλον. Είναι σημαντικό να σημειωθεί ότι σε αυτή τη μελέτη η ιοεξόλη (μέσο αντίθεσης) αφαιρέθηκε κατά 97%, καθώς μέχρι στιγμής, δεν υπάρχουν επεξεργασίες που να επιτυγχάνουν αυτή την υψηλή μείωση για τα υπολείμματα των σκιαγραφικών μέσων (Del Álamo et al., 2020).

Η οξείδωση Fenton υποβοηθούμενη από ακτινοβολία υπεριώδους ή ορατού φωτός, μετατρέπεται σε **οξείδωση φωτο-Fenton**, βελτιώνοντας αξιοσημείωτα την αποτελεσματικότητα αποικοδόμησης των συμβατικών επεξεργασιών (Pariante et al., 2022).

Ειδικότερα η **οξείδωση φωτο-Fenton** συνιστά το αποτέλεσμα της ακτινοβολίας με υπεριώδη ακτινοβολία για τον σχηματισμό ριζών υδροξυλίου, επιπροσθέτως των προαναφερόμενων αντιδράσεων, και μπορεί να περιγραφεί από τις δύο ακόλουθες. Κάτω από τις εν λόγω συνθήκες ακτινοβολίας, το Fe^{2+} μπορεί να αναδημιουργηθεί χάρη στη φωτόλυση των ιόντων Fe^{3+} / συμπλόκου (Πήττας, 2016). Επομένως οι αντιδράσεις θα είναι οι ακόλουθες:



Οι Giannakis et al. (2017) διερεύνησαν την εφαρμογή της διαδικασίας φωτο -Fenton για την επιτόπια επεξεργασία υγρών ιατρικών αποβλήτων στις αναπτυσσόμενες χώρες, αποδεικνύοντας την αποτελεσματικότητα αυτής της διαδικασίας για την αφαίρεση φαρμακευτικών ουσιών (ιοεξόλη, βενλαφαξίνη) καθώς και για την αδρανοποίηση παθογόνων μικροοργανισμών και ιών σε σχετικά σύντομους χρόνους αντίδρασης (≤ 1 ώρα) που λειτουργούν υπό συνθήκες περιβάλλοντος. Για να βελτιωθεί η συνολική αποτελεσματικότητα της διαδικασίας φωτο -Fenton, έχουν διερευνηθεί άλλες στρατηγικές, όπως διαφορετικές διαμορφώσεις αντιδραστήρων, η χρήση στερεών καταλυτών ή ακόμα και ο συνδυασμός με την τεχνολογία προσρόφησης (Giannakis et al., 2017).

6.2.3 Φωτοκαταλυτική Οξείδωση

Η πλέον σημαντική μεταξύ των Προηγμένων Διαδικασιών Οξείδωσης είναι η ετερογενής φωτοκαταλυτική οξείδωση, που συχνά αναφέρεται ως φωτοκατάλυση. Αυτή η μέθοδος ασχολείται με την οξείδωση κυρίως οργανικών μορίων, με τη χρήση ενός στερεού ημιαγώγιμου καταλύτη (π.χ. TiO_2 , ZnO , CdS , Fe_2O_3 και WO_3), ο οποίος ενεργοποιείται από την επίπτωση ακτινοβολίας κατάλληλου μήκους κύματος. Μπορεί να λάβει χώρα τόσο στην υδατική όσο και στην αέρια φάση. Τα τελευταία χρόνια κερδίζει σημαντικό ενδιαφέρον σε σύγκριση με την ομοιογενή κατάλυση λόγω των μειονεκτημάτων της τελευταίας. Οι πιο σημαντικές είναι η διαδικασία διαχωρισμού των προϊόντων που μπορεί να εμπλέκονται και που στις περισσότερες περιπτώσεις είναι οικονομικά ή/και τεχνικά ανέφικτη, καθώς και η ακατάλληλη, από περιβαλλοντική άποψη, χρήση ορισμένων ομοιογενών καταλυτών, όπως

τα μεταλλικά άλατα. Αυτά τα μειονεκτήματα έχουν δώσει ώθηση στην ανάπτυξη ετερογενών καταλυτικών διεργασιών, παρά το γεγονός ότι ο έλεγχος μιας τέτοιας διαδικασίας είναι δύσκολος, καθώς περιλαμβάνει πέντε στάδια (Philippopoulos & Nikolaki, 2010):

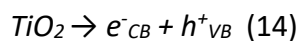
- 1) τη μεταφορά των αντιδρώντων από την υγρή φάση στην καταλυτική επιφάνεια,
- 2) την προσρόφηση τουλάχιστον ενός από τα αντιδρώντα,
- 3) την αντίδραση στην προσροφημένη φάση,
- 4) την εκρόφηση των προϊόντων,
- 5) τη μεταφορά των προϊόντων μακριά από τη διεφασική περιοχή.

Η φωτοκαταλυτική αντίδραση λαμβάνει χώρα στην προσροφημένη φάση (στάδιο 3). Η διαφορά από την κλασική κατάλυση είναι ότι αντί για θερμική ενεργοποίηση του καταλύτη, έχουμε φωτονική ενεργοποίηση από την προσπίπτουσα ακτινοβολία.

Στις φωτοκαταλυτικές αντιδράσεις στα υδατικά μέσα η πιο συχνά χρησιμοποιούμενη διαδικασία είναι η φωτοκαταλυτική αποικοδόμηση οργανικών ρύπων παρουσία ενός ημιαγωγικού στερεού καταλύτη (κυρίως TiO_2) (Philippopoulos & Nikolaki, 2010).

Οι ετερογενείς φωτοκαταλύτες είναι, συνήθως, ημιαγωγοί (Εικόνα 13), όπως για παράδειγμα το διοξείδιο του τιτανίου (TiO_2), το οποίο μπορεί να προχωρήσει στην παραγωγή ζευγών ηλεκτρονίων-οπών χάρη στην επίδραση του φωτός, με πηγή φωτόνια των οποίων η ενέργεια είναι ίση ή μεγαλύτερη από την ενέργεια του διακένου ζώνης (energy level) του ημιαγωγού, όπως δίνεται από την αντίδραση:

$$h\nu$$



Ακολούθως, τα ζεύγη ηλεκτρονίων-οπών διαχωρίζονται προς ελεύθερα φωτοηλεκτρόνια στη ζώνη αγωγιμότητας, ενώ στη ζώνη σθένους παράγονται οπές (Herrmann, 1999).

Στην παραπάνω διαδικασία φωτοκατάλυσης, το μόριο του παράγοντα ρύπανσης σταδιακά διασπάται λόγω της αντίδρασής του με ιδιαίτερα δραστικά οξειδωτικά είδη (ROS), όπως $\text{HO}\cdot$, $\text{O}_2\cdot^-$ και $\text{HOO}\cdot$, τα οποία δημιουργούνται με την επίδραση του φωτός. Μεταξύ του πλήθους των δραστικών οξειδωτικών ειδών, οι ρίζες υδροξυλίου $\text{HO}\cdot$ αποτελούν τον πλέον ισχυρό και σημαντικό παράγοντα για την υποβάθμιση των ρύπων (Herrmann, 1999).

Τα πλεονεκτήματα της φωτοκαταλυτικής οξείδωσης είναι τα ακόλουθα (Rehman et al., 2009):

- 1) συνιστά μια καλή εναλλακτική επιλογή για τις ενεργειακά συμβατικές μεθόδους επεξεργασίας (π.χ. προσρόφηση σε ενεργό άνθρακα, αντίστροφη ώσμωση, πήξη από χημικούς παράγοντες,) με τη χρήση ηλιακής ενέργειας,
- 2) οι συνθήκες αντίδρασης για την υλοποίηση της φωτοκατάλυσης είναι ήπιες, με μέτριο χρόνο αντίδραση και μικρότερη χημική εισροή,
- 3) μπορεί να χρησιμοποιηθεί για την αποδόμηση ενός πλήθους επικίνδυνων ενώσεων σε διάφορα ρεύματα υγρών αποβλήτων,
- 4) οδηγεί στον σχηματισμό αβλαβών προϊόντων, εν αντιθέσει με άλλες, συμβατικές, μεθόδους επεξεργασίας, οι οποίες μεταφέρουν ρύπους από τη μια φάση στην άλλη,
- 5) η παραγωγή δευτερογενών αποβλήτων είναι ελάχιστη και
- 6) παρουσιάζει πλήθος εφαρμογών όπως η παραγωγή υδρογόνου, σε αέριες και σε υδατικές επεξεργασίες καθώς και, σε κάποιο βαθμό, σε επεξεργασίες στερεής (εδαφικής) φάσης.

Τα μειονεκτήματά της είναι τα (Rehman et al., 2009):

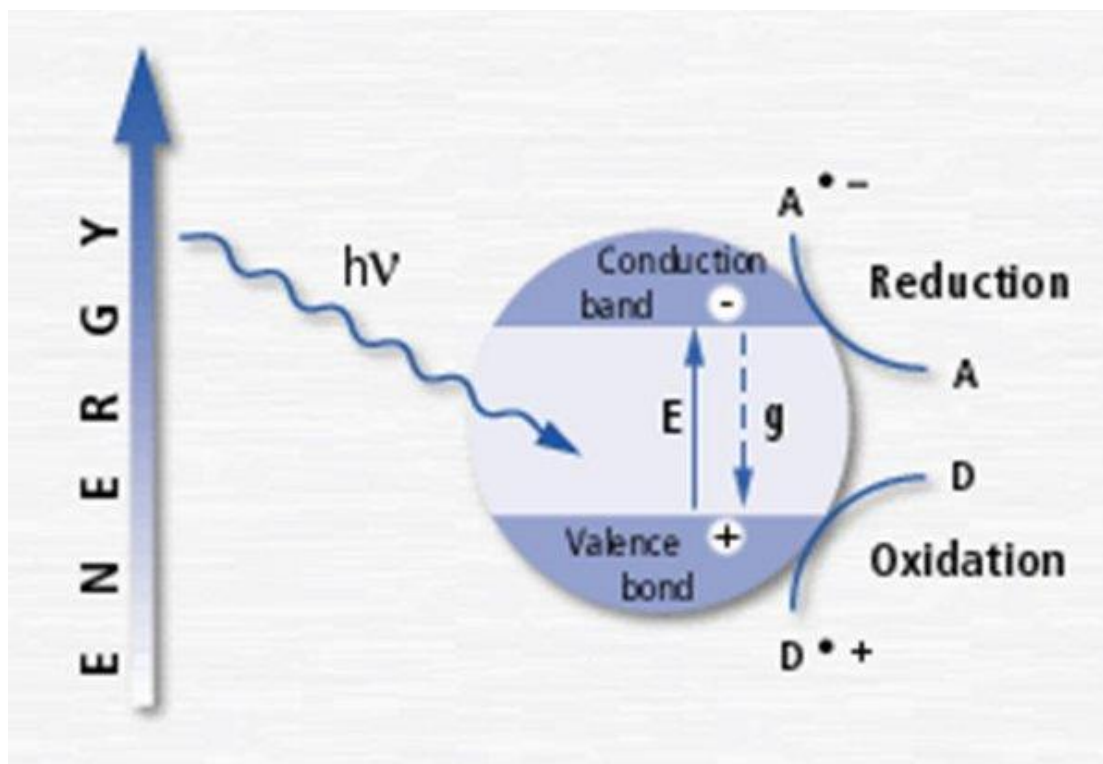
- 1) πραγματοποιείται διεπιφανειακή μεταφορά φορτίου,
- 2) είναι επιβεβλημένη η βελτίωση του διαχωρισμού των φορτίων και
- 3) γίνεται αναστολή του ανασυνδυασμού του φορέα φόρτισης.

Τα παραπάνω θεωρούνται επιβεβλημένα προκειμένου να ενισχυθεί η αποτελεσματικότητα της εν λόγω διεργασίας.

Από το πλήθος των χρησιμοποιούμενων οξειδίων, το διοξείδιο του τιτανίου (TiO_2) έχει διερευνηθεί για ένα σημαντικό πλήθος εφαρμογών, όπως προσρόφηση, ετερογενή φωτοκατάλυση για διαχωρισμό νερού κ.ά., καθώς αποτελεί ένα αποτελεσματικό ημιαγώγιμο υλικό. Βέβαια αν και το TiO_2 έχει χρησιμοποιηθεί ως φωτοκαταλύτης για την υποβάθμιση κάποιων ρύπων, η αποτελεσματικότητά του, σε ένα βαθμό, χαρακτηρίζεται ως ανεπαρκής, εξαιτίας της περιορισμένης απορροφητικής του ικανότητας (Frank & Bard, 1977).

Οι διεργασίες φωτοκαταλυτικής οξείδωσης παρουσιάζουν ενδιαφέρον για την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων, καθώς μπορούν να λειτουργήσουν σε ήπιες συνθήκες

θερμοκρασίας και πίεσης για την απομάκρυνση των ανεπιθύμητων οργανικών ενώσεων. Ωστόσο, ο αριθμός των φωτοκαταλυτικών μελετών που επικεντρώνονται στην επεξεργασία υγρών ιατρικών αποβλήτων είναι σπάνιος (Pariente et al., 2022).



Εικόνα 13: Φωτοκατάλυση σε ημιαγωγό (Philippopoulos & Nikolaki, 2010)

Ειδικότερα οι Konstas et al. (2019), διερεύνησαν τη φωτοκαταλυτική αποικοδόμηση των φαρμακευτικών ουσιών (PhCs) που υπάρχουν σε μη εμβολιασμένα δευτερογενή υγρά απόβλητα από το Πανεπιστημιακό Νοσοκομείο των Ιωαννίνων. Συνέκριναν την απόδοση του $\text{TiO}_2\text{-P25}$, του νιτριδίου του γραφιτικού άνθρακα ($\text{g-C}_3\text{N}_4$, CN) και μιας ετεροσύνδεσης περοβσκίτη - τιτανιούχου στροντίου και νιτριδίου του άνθρακικού γραφίτη, $\text{SrTiO}_3/\text{g-C}_3\text{N}_4$ (20% $\text{g-C}_3\text{N}_4$, 20CNSTO) χρησιμοποιώντας ηλιακή ακτινοβολία. Τα PhCs που περιέχονται στα λύματα διακρίθηκαν με βάση τις αρχικές συγκεντρώσεις και την αποτελεσματικότητα απομάκρυνσης σε δύο κύριες ομάδες. Το πρώτο αποτελούνταν από τις PhC που υπάρχουν συχνά στο ιατρικά απόβλητα (βενλαφαξίνη, VNX, Ο-δεσμεθυλ βενλαφαξίνη, ODV, αμισουλπρίδη, AMS, σουλφαμεθοξαζόλη, SMX και καρβαμαζεπίνη, CBZ). Σε αυτή την ομάδα, οι κινητικές φωτοκαταλυτικής αποδόμησης αξιολογήθηκαν συστηματικά. Η δεύτερη ομάδα

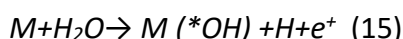
σχηματίστηκε από τις ενώσεις που ανιχνεύτηκαν σποραδικά στα απόβλητα, επομένως δεν ήταν δυνατή η συστηματική μελέτη της φωτοκαταλυτικής αποδόμησής τους. Επιπλέον, η δεύτερη ομάδα περιελάμβανε δύο διαφοροποιημένες υποκατηγορίες: PhCs που αφαιρέθηκαν επιτυχώς εντός 45 λεπτών από το υδατικό διάλυμα (δηλ. αλοπεριδόλη, παροξετίνη, κλοζαπίνη, αμιτριπτυλίνη, σετραλίνη, δικλοφενάκη, φλουοξετίνη και μιρταζαπίνη) και PhCs, των οποίων οι αρχικές συγκεντρώσεις (ίχνη στις περισσότερες περιπτώσεις) παρέμειναν σχεδόν σταθερές κατά τη διάρκεια της φωτοκαταλυτικής διαδικασίας (δηλαδή, τριμεθοπρίμη, σιταλοπράμη, φλουβοξαμίνη, βουπροπιόνη, φαινοφιμπράτη και σαλικυλικό οξύ). Τα μοτίβα φωτοκαταλυτικής αποδόμησης που παρατηρήθηκαν για τα VNX, ODV, AMS, SMX και CBZ εξαρτήθηκαν από τα δείγματα που συλλέχθηκαν (Φεβρουάριος, Μάρτιος και Μάιος) και από τον φωτοκαταλύτη που χρησιμοποιήθηκε. Όλες οι ενώσεις παρουσίασαν υψηλότερους ρυθμούς φωτοκαταλυτικής αποδόμησης για τα δείγματα Μαΐου, επιτυγχάνοντας, μετά από 120 λεπτά, μέση τιμή αποικοδόμησης υψηλότερη από 80%. Τον Φεβρουάριο, το AMS και το CBZ παρουσίασαν, μετά από 120 λεπτά, τιμές 42% και 57% αφαίρεσης, αντίστοιχα. Γενικά, το υλικό 20CNSTO παρουσίασε χαμηλότερη φωτοκαταλυτική απόδοση από το TiO_2 και το CN, με το CN να παρουσιάζει παρόμοιους ή καλύτερους ρυθμούς αποικοδόμησης από το TiO_2 , ανάλογα με τη φαρμακευτική ένωση που υποβάλλεται σε επεξεργασία (Konstas et al., 2019).

6.2.4 Ηλεκτροχημική Οξείδωση

Η ηλεκτροχημική οξείδωση οργανικών ρύπων είναι μια νέα τεχνολογία για την επεξεργασία αραιωμένων υγρών αποβλήτων ($\text{COD} < 5 \text{ g/L}$). Σε αυτή τη μέθοδο, χρησιμοποιώντας την ηλεκτρική ενέργεια, μπορεί να επιτευχθεί πλήρης οξείδωση των ρύπων σε ανόδους οξείδωσης υψηλής ισχύος.

Ειδικότερα η παραπάνω μεθοδολογία θεωρείται ιδιαίτερα αποτελεσματική και οικονομική, με μεγάλη καταλληλότητα ειδικά για απόβλητα που περιέχουν μη βιοαποικοδομήσιμους οργανικούς ρύπους. Η μέθοδος έχει πλήθος πλεονεκτημάτων, καθώς δεν έχει ανάγκη για επιπλέον βοηθητικές χημικές ουσίες, ή την χρήση υψηλών πιέσεων ή θερμοκρασιών.

Ο μηχανισμός της ηλεκτροχημικής οξειδωσης έχει ως βάση τη δημιουργία ριζών υδροξυλίου στην επιφάνεια ενός ηλεκτροδίου. Ειδικότερα, υφίστανται δύο διαφορετικοί τύποι μηχανισμών, ο άμεσος και ο έμμεσος. Στον άμεσο, η αποικοδόμηση της οργανικής ένωσης πραγματοποιείται κατευθείαν πάνω στο υλικό ανόδου, εκεί όπου η ρίζα υδροξυλίου ($\cdot\text{OH}$), ή όποια αντιδραστικά είδη οξυγόνου, προχωρούν σε αντίδραση με την οργανική ένωση (Πήττας, 2016). Ειδικότερα γίνεται πρώτα απορρόφηση των ρυπαντών στην επιφάνεια της ανόδου και ακολούθως γίνεται η αποδόμησή τους με την ακόλουθη αντίδραση ανόδου ηλεκτρονικής μεταφοράς:



Στον έμμεσο, τα οργανικά επεξεργάζονται στο χυδην διάλυμα μαζί με οξειδωτικά, όπως $\cdot\text{OH}$, Cl_2 , υποχλωριώδες οξύ (ClO^-), υπεροξοδιθειϊκό οξύ ($\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$) και όζον (O_3), η παραγωγή των οποίων γίνεται ηλεκτροχημικά στην επιφάνεια του ηλεκτροδίου.

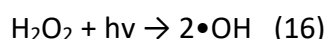
Αν και η απόδοση απομάκρυνσης θεωρείται ιδιαίτερα υψηλή, σε μεγάλο βαθμό εξαρτάται από τις συνθήκες επεξεργασίας, οι οποίες μπορεί να περιλαμβάνουν παράγοντες όπως η οξύτητα, η πυκνότητα του ρεύματος, ο τύπος και η συγκέντρωση των ρύπων, ο ηλεκτρολύτης, η στήριξη, ο ρυθμός ροής, η μέθοδος παρασκευής των ηλεκτροδίων και η φύση των υλικών των ηλεκτροδίων (Πήττας, 2016).

Μια ιδανική άνοδος, για αυτόν τον τύπο επεξεργασίας, είναι ένα ηλεκτρόδιο διαμαντιού με πρόσμιξη βορίου (BDD) που χαρακτηρίζεται από υψηλή αντιδραστικότητα έναντι της οξειδωσης οργανικών ουσιών. Στην διεργασία αυτή, οι ρίζες υδροξυλίου σχηματίζονται από το υπερδυναμικό της ανόδου (Karařka et al., 2010).

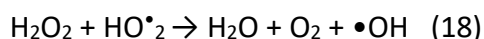
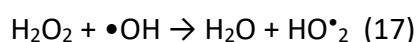
Η παραπάνω διεργασία έχει αποδειχτεί επιτυχής στην αποδόμηση αρκετών φαρμακευτικών ρύπων. Μέχρι στιγμής μόνο μία μελέτη επικεντρώνεται στην επεξεργασία των υγρών ιατρικών αποβλήτων από φαρμακευτικές ουσίες, με ηλεκτροχημική οξειδωση χρησιμοποιώντας ανόδους Nb/BDD. Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι τα ποσοστά μείωσης των PhCs ήταν μεγαλύτερα από 50%, μετά από 120 λεπτά ηλεκτρόλυσης στην υψηλότερη πυκνότητα ρεύματος ($35,4 \text{ mA/cm}^2$), καθώς παρήχθησαν περισσότερες ρίζες υδροξυλίου (Ouarda et al., 2019).

6.2.5 Διαδικασίες υπεριώδους ακτινοβολίας /υπεροξειδίου του υδρογόνου (UV/H₂O₂)

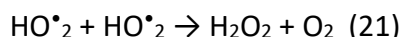
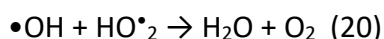
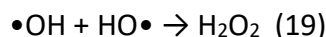
Γενικά, η παρουσία ακτινοβολίας UV, εάν συνδυαστεί σωστά με υπεροξείδιο του υδρογόνου, μπορεί να παράγει αποτελεσματικά ρίζες OH. Ταυτόχρονα, το υπεριώδες φως δρα ως φυσικός απολυμαντικός παράγοντας για πολλούς οργανικούς ρύπους και συστήματα υγρών αποβλήτων. Οι εφαρμογές τέτοιων συστημάτων έχουν αναφερθεί σε πολλούς τομείς, που ποικίλλουν από τον φαρμακευτικό τομέα (Jamil et al., 2017; Verma & Sillanpää, 2015) έως την κλωστοϋφαντουργία (Imoberdorf & Mohseni, 2012), την αφαίρεση οργανικών ρύπων (Katsoyiannis et al., 2011), κ.λπ.. Η χημεία αυτής της διαδικασίας έχει διερευνηθεί μοντελοποιώντας τους μηχανισμούς και τις διαδικασίες, καταλήγοντας στο συμπέρασμα ότι η υποκατάσταση του ακριβού H₂O₂ με άλλες χημικές ουσίες, όπως το Cl₂, μπορεί να είναι μια χρήσιμη εναλλακτική και μια εξαιρετική εναλλακτική σε χαμηλές τιμές pH και χαμηλές δόσεις UV (Imoberdorf & Mohseni, 2012; Rosenfeldt et al., 2013). Η κύρια χημική αντίδραση που λαμβάνει χώρα σε τέτοια συστήματα περιγράφεται παρακάτω (Imoberdorf & Mohseni, 2012; Rosenfeldt et al., 2013):



Μέσω της επίδρασης της ακτινοβολίας, τα μόρια του υπεροξειδίου του υδρογόνου σχηματίζουν ρίζες OH. Αυτή η αποδόμηση αποδίδεται στον μηχανισμό Haber-Weiss, ο οποίος ξεκινά από τη διάσπαση του δεσμού O-O. Περαιτέρω χημική παραγωγή OH ξεκινά από τις ακόλουθες αντιδράσεις (Pandis et al., 2022):



Ωστόσο, σε ορισμένες περιπτώσεις, εμφανίζεται ριζικός ανασυνδυασμός, ως εξής (Edalatmanesh et al., 2008):



Πολλοί παράγοντες επηρεάζουν την αποτελεσματικότητα των παραπάνω αντιδράσεων, όπως η συγκέντρωση του υπεροξειδίου του υδρογόνου, η πηγή της UV

ακτινοβολίας και τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά του υγρού που εμπλέκονται στη διαδικασία οξείδωσης

Οι προαναφερόμενες αντιδράσεις χρησιμοποιούνται από διαφορετικές ομάδες για να περιγράψουν τη συνεργιστική χρήση της UV ακτινοβολίας και του H_2O_2 . Για παράδειγμα, οι Verma et al. περιέγραψαν τον συνδυασμό ακτινοβολίας UV-C και H_2O_2 για την επιτυχή αποικοδόμηση της τοξικής ανατοξίνης-α, υποδηλώνοντας την εναλλακτική επίδραση της σκληρότερης ακτινοβολίας UV-C αντί της UV-A (Verma & Sillanpää, 2015).

Ειδικά στην παρουσία φαρμάκων, η αποσύνθεση των προϊόντων απαιτεί την ενέργεια αυτής επεξεργασίας προκειμένου να επιτευχθεί η μέγιστη απόδοση των αντιδράσεων (Rosenfeldt et al., 2013). Η διαδικασία UV/ H_2O_2 έχει το κύριο πλεονέκτημα ότι χρησιμοποιεί το υπεριώδες φως ως απολυμαντικό για την απενεργοποίηση μικροοργανισμών. Η ακτινοβολία βοηθά επίσης τη φωτόλυση του υπεροξειδίου του υδρογόνου στις δραστικές ρίζες υδροξυλίου ($\bullet OH$) που απαιτούνται για τη διαδικασία. Επιπλέον, αυτή η διαδικασία είναι μια συμφέρουσα επιλογή για την επεξεργασία τόσο φυσικών όσο και λυμάτων με θολές ροές, αξιοποιώντας τη χαμηλότερη σκέδαση του φωτός. Παρόλο που ορισμένες από τις εφαρμογές του είναι πιο βιώσιμες από άλλες (όπως η ανοργανοποίηση ορισμένων ενώσεων που βρίσκονται στο νερό, συμπεριλαμβανομένων ορισμένων υπολειμματικών φαρμακευτικών ουσιών), το γενικό συμπέρασμα είναι ότι τα συστήματα UV/ H_2O_2 έχουν βρει τη θέση τους στην κορυφή της λίστας με τις πιο υποσχόμενες τεχνολογίες για την επεξεργασία νερού και λυμάτων (Pandis et al., 2022; Verma & Sillanpää, 2015).

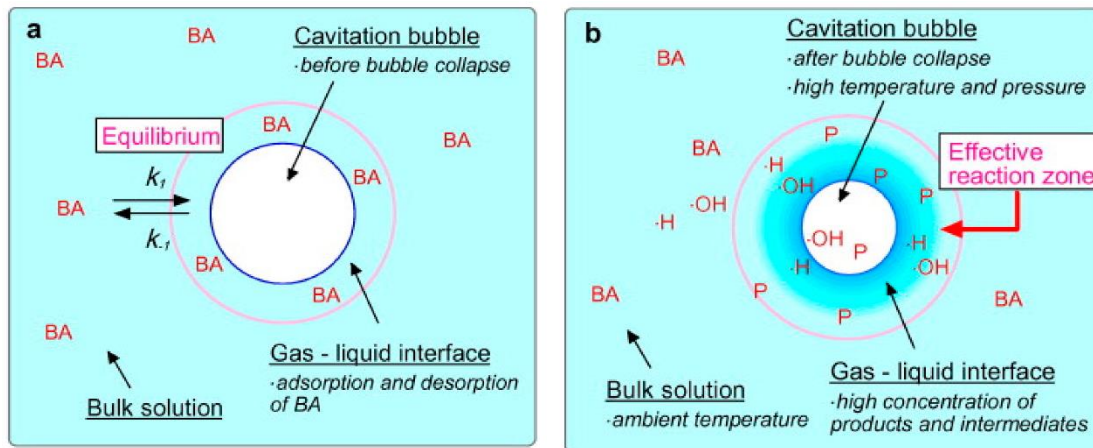
6.2.6 Ηχώλυση (Υπερηχογραφική ακτινοβολία (ΥΑ))

Η ηχοχημεία είναι ένας «πράσινος» κλάδος χημείας που χρησιμοποιεί υπερήχους είτε για την προώθηση είτε για την τροποποίηση χημικών αντιδράσεων. Σε σύγκριση με διαφορετικές πηγές ενέργειας που εισάγονται στην αντίδραση, η επεξεργασία με υπερήχους μπορεί να προκαλέσει ένα ευρύ φάσμα χημικών και φυσικών συνεπειών σε κατάσταση μη ισορροπίας, που ισχύουν για τη σύνθεση και την τροποποίηση υλικών, οδηγώντας σε μη ισορροπημένα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά, καταλυτική δραστηριότητα, διαφοροποίηση

της μορφολογίας και του σχήματος της επιφάνειας. Ο υπέρηχος έχει συχνότητες που κυμαίνονται από 20 kHz έως 1 GHz. Η επεξεργασία χαμηλής συχνότητας (υπέρηχος ισχύος, έως 100 – 200 kHz) χρησιμοποιείται για την εκτέλεση ηχοχημικών διεργασιών και υπερηχητικού καθαρισμού, ενώ ο υπέρηχος υψηλής συχνότητας χρησιμοποιείται πιο συχνά για ιατρικές διαγνώσεις, ανίχνευση και παρακολούθηση διεργασιών, π.χ. μεταφορά υγρών. Γενικά, ο υπέρηχος υπερβαίνει τα μήκη κύματος δόνησης σε μοριακές και ατομικές κλίμακες. Έτσι, δεν αντιδρά με μόρια. Δημιουργεί φαινόμενα σπηλαίωσης στα οποία οι φυσαλίδες σχηματίζονται γρήγορα, εκρήγνυνται και καταρρέουν μέσα σε ένα υγρό μέσο, παράγοντας μετατροπές υψηλής ενέργειας σε χημική ενέργεια. Το υγρό μέσο υφίσταται ένα στάδιο εκτόνωσης (αραίωση), ένα στάδιο συμπίεσης κατά τη φάση συμπίεσης του ηχητικού πεδίου και, τέλος, την κατάρρευση της σχηματιζόμενης φυσαλίδας. Τα δύο πρώτα βήματα συμβαίνουν σε κύκλους και κατά τη διάρκεια των φαινομένων σπηλαίωσης, η θερμική μεταφορά και τα τοπικά hotspot είναι αμελητέα. Αυτό εξηγεί την ελάχιστη αύξηση της θερμοκρασίας στο υγρό μέσο. Η κρίσιμη διάμετρος της φυσαλίδας που καταρρέει εξαρτάται από τη συχνότητα του υπερήχου και το υγρό μέσο. Οι εντοπισμένες υψηλές θερμοκρασίες και πιέσεις παρέχουν συνθήκες για εναλλακτικές συνθήκες χημικής αντίδρασης με υψηλές αποδόσεις προϊόντων (Adewuyi, 2001; Pandis et al., 2022; Sakkas et al., 2014).

Πιο συγκεκριμένα, τρεις φάσεις/ζώνες έχουν αναγνωριστεί σε υπερηχοκαταλυτικές αντιδράσεις. Οι εσωτερικές συνθήκες των φυσαλίδων έχουν θερμοκρασίες και πιέσεις περίπου 5000 °C και 1000 atm, αντίστοιχα, που αποτελούν μια αρχική ζώνη με υψηλούς ρυθμούς θέρμανσης και ψύξης. Η δεύτερη ζώνη αποτελείται από μια περιοχή μετάβασης αερίου/υγρού που περιβάλλει τη φυσαλίδα. Σε αυτή τη ζώνη, η θερμοκρασία φτάνει σε μια τιμή περίπου 1900 °C και αυτή η φάση έχει πλάτος 200 nm και συνήθως αποτελείται από μη πτητικές ενώσεις. Η τρίτη φάση είναι η χύδην υγρή φάση, όπου τα κρουστικά κύματα, οι πίδακες, οι δυνάμεις διάτμησης, καθώς και η θερμοκρασία και η πίεση, μπορούν να διατηρηθούν σε κανονικές τιμές, παράγοντας ελεύθερες ρίζες. Τα υδρόφιλα χημικά διοχετεύονται χύμα, ενώ τα υδρόφοβα χημικά παραμένουν στη ζώνη ορίων/διεπαφής. Οι πτητικές χημικές ουσίες ενσωματώνονται στη φυσαλίδα μέσω της εξάτμισης. Ανάλογα με τη φύση του χημικού/ρυπαντικού, οι υδρόφιλες ενώσεις υποβάλλονται σε επεξεργασία με ρίζες OH στην περιοχή του όγκου. Τα υδρόφοβα μη πτητικά αποικοδομούνται στη διεπιφάνεια,

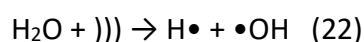
ενώ οι πτητικοί ρύποι υποβάλλονται σε θερμική επεξεργασία μέσα στη φυσαλίδα (Pandis et al., 2022; Vaitsis et al., 2019). Μια απλή απεικονιζόμενη πτυχή αυτού απεικονίζεται στο Γράφημα 5 για το βουτυρικό οξύ (BA), πριν (Εικόνα 14α) και μετά την κατάρρευση της φυσαλίδας κατά τη διάρκεια της ηχολύσεως (Εικόνα 14β) (Okitsu et al., 2009).

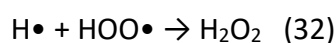
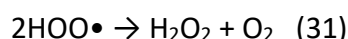
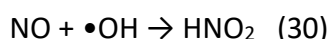
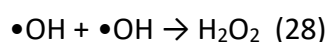
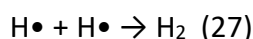
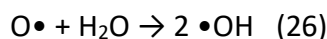
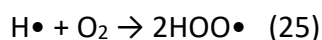
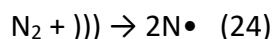
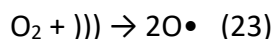


Εικόνα 14: (α) Διεπαφή αερίου-υγρού πριν από την κατάρρευση της φυσαλίδας και (β) ηχόλυση βουτυρικού οξέος μετά την κατάρρευση της φυσαλίδας. (P, προϊόντα ή ενδιάμεσα προϊόντα)

Η αποικοδόμηση των μορίων μέσω του σχηματισμού, της ανάπτυξης και της κατάρρευσης μιας φυσαλίδας σε ένα υγρό που βασίζεται στην ακουστική σπηλαιώση ονομάζεται ηχόλυση. Η κατάρρευση μιας φυσαλίδας μπορεί να συμβεί μέσα σε λίγα νανοδευτερόλεπτα, φτάνοντας σε υψηλή θερμοκρασία και πίεση: έως 5000 K και 500 atm, αντίστοιχα. Κάτω από αυτές τις συνθήκες, τα μόρια του νερού με τη μορφή αερίου από τις φυσαλίδες μπορούν να παράγουν ρίζες υδροξυλίου ($\text{H}_2\text{O} \rightarrow \bullet\text{OH} + \text{H}\bullet$). Η ηχόλυση είναι μια προηγμένη διαδικασία οξειδωσης που χρησιμοποιείται συνήθως για την επεξεργασία λυμάτων. Είναι μια επιτυχημένη και εξαιρετικά αποτελεσματική μέθοδος. Ως εκ τούτου, οι αντιδραστήρες υπερήχων βρίσκουν όλο και περισσότερες εφαρμογές σε βιομηχανική κλίμακα (Gagol et al., 2019).

Η χημεία πίσω από αυτή την επεξεργασία περιλαμβάνει τη διάσπαση του νερού σε οξυγόνο και άζωτο και την περαιτέρω ψεκασμό αυτών των μορίων. Παράγονται ενδιάμεσες ρίζες, ακολουθούμενες περιστασιακά από εκπομπές φωτός, όπως φαίνεται παρακάτω (Adewuyi, 2001; Suslick et al., 1999):





Όπως αναφέρθηκε παραπάνω, η ακτινοβολία της ηχόλυσης έχει κερδίσει το ενδιαφέρον της επιστημονικής κοινότητας. Ως εκ τούτου, εμπορικοί αντιδραστήρες έχουν χρησιμοποιηθεί σε διάφορες περιπτώσεις επεξεργασίας αποβλήτων, όπως ο καθαρισμός του νερού από διάφορα φαρμακευτικά προϊόντα ή βαφές, και ορισμένοι ερευνητές έχουν αναπτύξει ακόμη και συσκευές σπηλαίωσης. Πολλοί παράγοντες, όπως η ένταση και η συχνότητα του υπερήχου, η γεωμετρία των αντιδραστήρων, η θερμοκρασία όγκου και η μήτρα του νερού μπορεί να επηρεάσουν την αποτελεσματικότητα της διαδικασίας. Το πιο σημαντικό, ωστόσο, φαίνεται να είναι η παρουσία διαλυμένων αερίων (Klavarioti et al., 2009).

Τα φαρμακευτικά προϊόντα, τα οποία ανιχνεύονται συχνά στο νερό, έχουν τραβήξει το ενδιαφέρον επειδή δεν μπορούν να βιοαποικοδομηθούν, επομένως επιμένουν και παραμένουν τοξικά (Kanakaraju et al., 2018). Θεωρούνται αναδυόμενοι ρύποι με πιθανούς κινδύνους για το περιβάλλον και την υγεία. Οι ερευνητές έχουν χρησιμοποιήσει διαφορετικά AOPs για την επεξεργασία των φαρμακευτικών λυμάτων στην καθημερινή ζωή. Σε πειράματα αποδόμηθηκε η σιπροφλοξασίνη από απιονισμένο νερό στα 544 kHz, ενώ άλλοι πέτυχαν την αποδόμηση της δικλοφενάκης και της καρβαμαζεπίνης από τα αστικά λύματα ακολουθώντας κινητικές πρώτης τάξης. Οι Lianou et al. αποδόμησαν την πιροξικάμη από υπερκαθαρό νερό χρησιμοποιώντας διαφορετικές πυκνότητες ισχύος. Άλλοι ερευνητές πέτυχαν την αποικοδόμηση της ιβουπροφαίνης από υπερκαθαρό νερό με την εφαρμογή διαφόρων μεμονωμένων συχνοτήτων υπερήχων, ενώ ακόμη επιτεύχθηκε η αποδόμηση οξακιλλίνης

από απεσταγμένο νερό στα 275 kHz, όπως και η αποδόμηση της δικλοφενάκης από το νερό Milli-Q στα 861 kHz. Η οργανολογία των παραπάνω πειραμάτων περιελάμβανε ψηφιακούς ηχοποιητές τύπου κόρνας σε σταθερές συχνότητες από 20 kHz έως 600 MHz σε μέγιστη ισχύ εξόδου 500 W. Κόρνες υπερήχων με άκρες τιτανίου, διαμέτρου 1 cm, τοποθετήθηκαν με τα άκρα τους, 3 cm από το κάτω μέρος των στρογγυλεμένων γυάλινων φιαλών. Όλες οι φιάλες ψύχθηκαν για να αποφευχθούν φαινόμενα που επηρεάζονται από τη θερμοκρασία (Pandis et al., 2022).

Οι οργανικοί ρύποι μπορούν να αποικοδομηθούν μέσω της ηχολύσεως. Σύμφωνα με την έρευνα, υπάρχουν δύο μονοπάτια για να γίνει αυτό. Η πρώτη μέθοδος χρησιμοποιεί μια φυσαλίδα σπηλαίωσης που παράγεται από υπερήχους με υψηλή πίεση και υψηλή θερμοκρασία και η δεύτερη μέθοδος χρησιμοποιεί αντιδραστικά είδη που παράγονται λόγω της μοριακής αποσύνθεσης του νερού από τους υπερήχους (J. Wang & Wang, 2020). Η εφαρμογή υπερήχων για την ενεργοποίηση του υπερθεϊκού έχει προσελκύσει το ενδιαφέρον των ερευνητών επειδή οι φυσαλίδες σπηλαίωσης μπορούν να ενεργοποιήσουν την αποτελεσματικότητα του υπερθεϊκού. Οι Wei et al. (Wei et al., 2017) ανέφεραν ότι η υπερηχητική ακτινοβολία ενεργοποίησε το υπερθεϊκό για την αποικοδόμηση της καρβαμαζεπίνης, των διοξινών, του τριχλωροαιθανίου και της δισφαινόλης Α, τόσο με όσο και χωρίς θερμική ενεργοποίηση. Η αποβολή της ιβουπροφαίνης στο νερό έχει αντιμετωπιστεί καλά στη διαδοχική χρήση συχνοτήτων υπερήχων, όπως αναφέρεται από τους Ziylian-Yavas et al. (Ziylian-Yavas & Ince, 2018).

Στην ηχόλυση, η παραγωγή ριζών υδροξυλίου ($\bullet\text{OH}$) ευνοείται κυρίως λόγω των ακραίων συνθηκών της εισροής ενέργειας για τη διαδικασία. Αυτές οι ακραίες συνθήκες, αν και βραχύβιες, επαρκούν για την παραγωγή μεγάλων ποσοτήτων $\bullet\text{OH}$, οι οποίες προάγουν την αποδόμηση των ρύπων στο νερό. Αυτό η επεξεργασία κερδίζει την εύνοια, σε σύγκριση με άλλες, λόγω της έλλειψης αντιδραστηρίων, της ευκολίας χρήσης και της επιλεκτικότητας της ρύθμισης των παραμέτρων σύμφωνα με τη ρυπογόνο φύση. Η κατανάλωση ενέργειας της διεργασίας είναι σημαντικά χαμηλότερη από όλες τις άλλες και τα κύρια μειονεκτήματα είναι η ανεπαρκής έρευνα για την επιλογή παραμέτρων στα διάφορα είδη ρύπων και τις συγκεντρώσεις τους και το αυξημένο οικονομικό κόστος κατά τη λειτουργία (Pandis et al., 2022; Suslick et al., 1999; Vaitsis et al., 2019).

6.3 Συνδυασμός μεθόδων

Οι συμβατικές διεργασίες είναι συχνά ανεπαρκείς για να εξασφαλίσουν υψηλά επίπεδα αφαίρεσης για τα περισσότερα φαρμακευτικά προϊόντα στα υγρά ιατρικά απόβλητα. Επιπλέον, οι Προηγμένες Διεργασίες Οξείδωσης, οι οποίες μπορούν να οδηγήσουν στην πλήρη ανοργανοποίηση ορισμένων οργανικών ενώσεων προς CO₂, H₂O και ανόργανα ιόντα, είναι συνήθως πολύ ακριβές λόγω του υψηλού οργανικού φορτίου των ακατέργαστων νοσοκομειακών λυμάτων. Επιπλέον, αυτές οι επεξεργασίες θα μπορούσαν να οδηγήσουν στην απελευθέρωση τοξικών παραπροϊόντων. Κατά συνέπεια, διαφορετικές εναλλακτικές τεχνολογίες, όπως υβριδικές διεργασίες που συνδυάζουν δύο ή περισσότερες επεξεργασίες, έχουν μελετηθεί για την απομάκρυνση τέτοιων μικρορύπων. Τα περισσότερα υβριδικά συστήματα αποτελούνται από βιολογικές επεξεργασίες που ακολουθούνται από φυσικές ή χημικές διεργασίες. Ο οζονισμός είναι η πιο ευρέως χρησιμοποιούμενη διαδικασία για συνδυασμό με βιολογικές επεξεργασίες, όπως η συμβατική επεξεργασία ενεργού ιλύος ή οι βιοαντιδραστήρες μεμβράνης (Pariente et al., 2022).

Σύμφωνα με μελέτες που έχουν πραγματοποιηθεί μέχρι σήμερα, ο μέσος ρυθμός απομάκρυνσης των φαρμάκων με οξείδωση Fenton έχει ξεπεράσει το 94%. Ένα σύστημα μεμβρανών (MBR) έχει μια ισχυρή ικανότητα να εξαλείφει τα φάρμακα, με την πλειοψηφία να ξεπερνά το 80%. Η αποτελεσματικότητα απομάκρυνσης των φαρμάκων από έναν τεχνητό υγρότοπο είναι περίπου 50% ή λιγότερο (A. Liu et al., 2023).

Ενδεικτικά, τα ποσοστά απομάκρυνσης των κυριότερων διεργασιών, δίνονται στον ακόλουθο πίνακα.

	Τεχνητοί Υγρό- τοποι	Ενεργός Ιλύς	Μεμβρά- νες	Οξείδω- ση Fenton	Υγρή Καταλυτική Οξείδωση	Ηλεκτρο- συσσωμά- τωση	Ηλεκτρο- περοξόνη
--	----------------------------	-----------------	----------------	-------------------------	--------------------------------	------------------------------	----------------------

COD	79.8 – 94%	89.5 – 97.1%	89 – 99%	30 – 98%	98%	5.5 – 98.4%	90 – 94.3%
BOD	78.6 – 96%	-	-	-	-	59.2 – 97.9%	-
TN	65.6 – 81.6%	-	52 – 65%	-	-	-	-
TP	51.7 – 58.7%	61.1%	27.9%	-	-	-	-

Πίνακας 4: Τα ποσοστά διάφορων διεργασιών επεξεργασίας των συμβατικών δεικτών ποιότητας νερού σχετικά με την απομάκρυνση φαρμάκων από τα υγρά ιατρικά απόβλητα (A. Liu et al., 2023)

6.4 Σύγκριση μεθόδων

Η συγκριτική αξιολόγηση των μεθόδων επεξεργασίας υγρών ιατρικών αποβλήτων αναδεικνύει τη σημασία της επιλογής της κατάλληλης τεχνολογίας, ανάλογα με το είδος, τη συγκέντρωση και τη βιοδιαθεσιμότητα των ρυπαντών που περιέχονται σε αυτά. Οι συμβατικές μέθοδοι, όπως η ενεργός ιλύς, οι τεχνητοί υγρότοποι και τα συστήματα βιολογικής επεξεργασίας, έχουν αποδειχθεί αξιόπιστες και σταθερές λύσεις για την απομάκρυνση οργανικού φορτίου και αιωρούμενων στερεών. Ωστόσο, η απόδοσή τους μειώνεται σημαντικά απέναντι σε ανθεκτικούς μικρορύπους, όπως τα φαρμακευτικά προϊόντα, οι ορμόνες και τα προϊόντα προσωπικής φροντίδας, τα οποία χαρακτηρίζονται από χημική σταθερότητα και βιοανθεκτικότητα. Η αδυναμία των μικροοργανισμών να μεταβολίσουν τέτοιες ενώσεις καθιστά αναγκαία τη συμπλήρωση των βιολογικών διεργασιών με πιο εξειδικευμένες φυσικοχημικές τεχνικές.

Αντιθέτως, οι προηγμένες τεχνολογίες επεξεργασίας —όπως οι Προηγμένες Διεργασίες Οξείδωσης (AOPs), η οξείδωση Fenton, ο οζονισμός, η ηλεκτροχημική επεξεργασία και οι μεμβρανικές διεργασίες— έχουν τη δυνατότητα να αποδομούν ή και να ανοργανοποιούν μεγάλο εύρος οργανικών ρύπων. Οι διεργασίες αυτές επιτυγχάνουν υψηλούς ρυθμούς απομάκρυνσης, όπως φαίνεται από τα ποσοστά που παρουσιάζονται στον Πίνακα 4, όπου οι τεχνικές οξείδωσης Fenton και οι μεμβρανικοί βιοαντιδραστήρες (MBR) επιτυγχάνουν αποδόσεις άνω του 90%. Παρόλα αυτά, η εφαρμογή τους σε μεγάλη κλίμακα περιορίζεται

από το υψηλό ενεργειακό κόστος, την ανάγκη για εξειδικευμένο εξοπλισμό και τη δημιουργία δευτερογενών ρύπων ή τοξικών παραπροϊόντων, που ενδέχεται να απαιτούν περαιτέρω επεξεργασία.

Ο συνδυασμός των δύο προσεγγίσεων, δηλαδή των βιολογικών και των φυσικοχημικών διεργασιών, φαίνεται να προσφέρει την πιο αποδοτική και περιβαλλοντικά βιώσιμη λύση. Οι λεγόμενες υβριδικές μέθοδοι εκμεταλλεύονται τα πλεονεκτήματα κάθε τεχνολογίας: η βιολογική φάση μειώνει το οργανικό φορτίο και τις συγκεντρώσεις των εύκολα βιοαποδομήσιμων ενώσεων, ενώ η επακόλουθη φυσικοχημική επεξεργασία στοχεύει στους πιο ανθεκτικούς ρύπους. Με αυτόν τον τρόπο, επιτυγχάνεται συνολική βελτίωση της ποιότητας του επεξεργασμένου αποβλήτου και μείωση του περιβαλλοντικού κινδύνου. Παράλληλα, οι υβριδικές διεργασίες προσφέρουν ευελιξία προσαρμογής σε διαφορετικά φορτία αποβλήτων, γεγονός που τις καθιστά ιδανικές για την αντιμετώπιση των πολύπλοκων και μεταβαλλόμενων συνθηκών των νοσοκομειακών εκροών.

Ωστόσο, η επιλογή της βέλτιστης μεθοδολογίας πρέπει να βασίζεται όχι μόνο στην αποδοτικότητα, αλλά και σε οικονομικά, ενεργειακά και περιβαλλοντικά κριτήρια. Οι ενεργοβόρες διεργασίες ή εκείνες που απαιτούν μεγάλες ποσότητες αντιδραστηρίων μπορεί να είναι μη βιώσιμες σε πραγματικές συνθήκες λειτουργίας, ιδίως για νοσηλευτικά ιδρύματα μικρής ή μεσαίας κλίμακας. Η έρευνα επομένως στρέφεται προς ολοκληρωμένες, ενεργειακά αποδοτικές και χαμηλού κόστους τεχνολογίες, οι οποίες να μπορούν να συνδυάζουν την αποτελεσματικότητα των προηγμένων διεργασιών με την πρακτικότητα των συμβατικών.

Τέλος, καθώς η φαρμακευτική βιομηχανία εξελίσσει συνεχώς νέα σκευάσματα με πιο σύνθετη χημική δομή και αυξημένη σταθερότητα, η πρόκληση της αποδόμησής τους στα υγρά απόβλητα καθίσταται ολοένα και πιο απαιτητική. Η ανάπτυξη καινοτόμων μεθόδων, όπως οι βιοκαταλυτικές επεξεργασίες, οι φωτοκαταλυτικές διεργασίες με ηλιακή ακτινοβολία και οι νανοτεχνολογικές εφαρμογές, αποτελεί το επόμενο βήμα για τη διαχείριση των αναδυσόμενων ρύπων. Συνεπώς, η μελλοντική πορεία της επιστημονικής έρευνας πρέπει να επικεντρωθεί στην ολοκληρωμένη προσέγγιση, όπου οι τεχνολογίες συνδυάζονται και προσαρμόζονται στις πραγματικές ανάγκες κάθε εγκατάστασης, με στόχο τη μέγιστη προστασία του περιβάλλοντος και της δημόσιας υγείας.

Κεφάλαιο 7 Καλές Πρακτικές και Διαχείριση σε Διεθνές Επίπεδο

Τα υγρά ιατρικά απόβλητα θα πρέπει επείγοντως να αντιμετωπιστούν ως κρίσιμες απορρίψεις στο περιβάλλον, τόσο στις αναπτυσσόμενες όσο και στις αναπτυγμένες χώρες. Λαμβάνοντας υπόψη τα προαναφερθέντα χαρακτηριστικά, είναι σαφές ότι τα απόβλητα αυτά είναι ιδιαίτερος πολύπλοκος, γεγονός που δικαιολογεί την επεξεργασία τους πριν από την απόρριψη στο περιβάλλον.

Στο πλαίσιο αυτό μπορούν να υπάρξουν τέσσερα σενάρια για την επεξεργασία των υγρών ιατρικών αποβλήτων (Pauwels & Verstraete, 2006):

- 1) Απευθείας διάθεση σε υδάτινο αποδέκτη,
- 2) Συνεπεξεργασία σε ΜΕΥΑ,
- 3) Επιτόπια επεξεργασία και επακόλουθη διάθεση των αποβλήτων σε υδάτινο αποδέκτη, και
- 4) Επιτόπια επεξεργασία και ακολούθως συνεπεξεργασία σε ΜΕΥΑ.

Τα πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα των σεναρίων αυτών παρουσιάζονται στον ακόλουθο πίνακα (Pauwels & Verstraete, 2006).

Σενάριο επεξεργασίας	Πλεονεκτήματα	Μειονεκτήματα
Απευθείας διάθεση σε υδάτινο αποδέκτη	Χωρίς κόστος επένδυσης και συντήρησης Χωρίς έλεγχο της διαδικασίας	Πολύ μεγάλος κίνδυνος διάδοσης των πολλαπλασιαστών και ενεργοποίησης της λοιμογόνου δράσης λόγω υποτιθέμενης βραχυπρόθεσμης ανακύκλωσης επιφανειακών υδάτων → πόσιμο νερό → ανθρώπινο σώμα. Σε περίπτωση επιδημίας, το σύνολο των ακατέργαστων υγρών αποβλήτων πρέπει να χλωριωθεί, γεγονός που μπορεί

		να προκαλέσει πολλές περιβαλλοντικές ζημιές
Συνεπεξεργασία σε ΜΕΥΑ	Καμία άμεση απόρριψη στο περιβάλλον	Η υπερχειλίση των όμβριων υδάτων δημιουργεί αραίωση η οποία παρεμποδίζει τις βιοαποικοδομητικές διεργασίες στη ΜΕΥΑ
Επιτόπια επεξεργασία και επακόλουθη διάθεση των αποβλήτων σε υδάτινο αποδέκτη	Γενικά επιτυγχάνεται μείωση του φορτίου κατά 90%.	Πολύ αυστηρή παρακολούθηση και έλεγχος της διαδικασίας που είναι απαραίτητος τόσο από τους φορείς εκμετάλλευσης της μονάδας επεξεργασίας όσο και από τις δημόσιες αρχές
Επιτόπια επεξεργασία και ακολούθως συνεπεξεργασία σε ΜΕΥΑ	Διπλή επεξεργασία και μέγιστη ασφάλεια	Ακριβή και πολύπλοκη διαδικασία

Πίνακας 5: Πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα υποθετικών σεναρίων διαχείρισης υγρών ιατρικών αποβλήτων

Από τα παραπάνω, το σενάριο 4 συνεπάγεται το υψηλότερο κόστος, αλλά ταυτόχρονα τη μεγαλύτερη μείωση του κινδύνου. Οι διαδικασίες ελέγχου είναι απαραίτητες και για τα 4 σενάρια μείωσης. Όσον αφορά τα σενάρια 3 και 4 απαιτείται διεξοδική αξιολόγηση. Το ζήτημα της ειδικής επεξεργασίας στο χώρο του νοσοκομείου είναι τεχνικά απαραίτητο και αποτελεσματικό. Με άλλα λόγια, εάν υπάρχει προστιθέμενη αξία στην επεξεργασία των υγρών ιατρικών αποβλήτων σε μια αστική ΜΕΥΑ, είναι σε μεγάλο βαθμό αναπάντητο. Η εκτίμηση κινδύνου αναφορικά με τον κίνδυνο που τίθεται από τα εν λόγω απόβλητα, θα πρέπει να γίνει και για τα 4 σενάρια. Το σενάριο 3 (επί τόπου επεξεργασία) θα μπορούσε ενδεχομένως να προσφέρει την υψηλότερη αποτελεσματικότητα και περιβαλλοντικά οφέλη,

καθώς μια ακριβή, εξαιρετικά αποτελεσματική τεχνολογία σε μικρή κλίμακα μπορεί τελικά να είναι πιο οικολογική και οικονομικά αποδοτική από μια σχετικά φθηνότερη τεχνολογία σε μεγάλη κλίμακα και με μικρότερα αποτελέσματα σχετικά με τους αραιωμένους ιατρικούς ρύπους (Pauwels & Verstraete, 2006).

7.1 Παράδειγμα διαχείρισης σε άλλες χώρες

Όπως έχει ήδη αναφερθεί και παραπάνω, τα υγρά ιατρικά απόβλητα είναι επικείμενες πηγές τοξικών ενώσεων σε υδάτινα περιβάλλοντα λόγω της απόρριψής τους σε αποχετεύσεις και γλυκά ύδατα χωρίς προεπεξεργασία. Κάθε χώρα υιοθετεί διαφορετική προσέγγιση για την επεξεργασία τους. Τα υγρά ιατρικά απόβλητα απορρίπτονται συνεχώς σε αποχετεύσεις χωρίς έλεγχο και τελικά ρέουν σε δημοτικές Μονάδες Επεξεργασίας Αστικών Αποβλήτων, όπου αναμειγνύονται με αστικά απόβλητα πριν από την τελική επεξεργασία (F. A. Khan et al., 2019). Αυτή η πρακτική είναι κοινή σε πολλές χώρες, μεταξύ των οποίων το Ιράν, η Ιαπωνία, η Αίγυπτος, η Αυστραλία, η Νότια Αφρική, η Ινδία, το Μπαγκλαντές, το Κονγκό, η Αλγερία, το Βιετνάμ, η Αιθιοπία, το Πακιστάν, το Νεπάλ και η Ταϊβάν (Al Aukidy et al., 2017). Ο ακόλουθος Πίνακας 6 παρουσιάζει τις μεθόδους επεξεργασίας που έχουν υιοθετήσει διάφορες χώρες.

Χώρα	Είδος Επεξεργασίας
Κίνα	Ειδική επεξεργασία
Αυστραλία	Συνεπεξεργασία
Ινδία	Απευθείας διάθεση σε υδάτινο αποδέκτη/ Ειδική επεξεργασία/ Συνεπεξεργασία
Πακιστάν	Απευθείας διάθεση σε υδάτινο αποδέκτη
Μπαγκλαντές	Απευθείας διάθεση σε υδάτινο αποδέκτη

Ινδονησία	Απευθείας διάθεση σε υδάτινο αποδέκτη/ Ειδική επεξεργασία
Ιράν	Ειδική επεξεργασία/ Συνεπεξεργασία
Ιράκ	Ειδική επεξεργασία
Ιαπωνία	Συνεπεξεργασία
Κορέα	Ειδική επεξεργασία
Νότια Αφρική	Συνεπεξεργασία
Βιετνάμ	Απευθείας διάθεση σε υδάτινο αποδέκτη
Ταϊλάνδη	Συνεπεξεργασία
Ταϊβάν	Απευθείας διάθεση σε υδάτινο αποδέκτη
Νεπάλ	Απευθείας διάθεση σε υδάτινο αποδέκτη
Αιθιοπία	Απευθείας διάθεση σε υδάτινο αποδέκτη
Αίγυπτος	Συνεπεξεργασία
Κονγκό	Απευθείας διάθεση σε υδάτινο αποδέκτη
Αλγερία	Απευθείας διάθεση σε υδάτινο αποδέκτη

Πίνακας 6: Μεθοδολογίες επεξεργασίας υγρών ιατρικών αποβλήτων σε διάφορες χώρες

7.2 Προτεινόμενες πρακτικές για την Ελλάδα

Με βάση την τελευταία διαθέσιμη έκθεση του 2017, η οποία αναφέρεται στο έτος 2014, περίπου το 91% του πληθυσμού της Ελλάδας είναι συνδεδεμένο με 254 σταθμούς επεξεργασίας αστικών λυμάτων, οι οποίοι επεξεργάζονται συνολικά σχεδόν $1,74 \times 10^6$ m³/ημέρα. Οι εγκαταστάσεις αυτές προσφέρουν κατ' ελάχιστο δευτερογενή βιολογικό καθαρισμό, με το 83% να εφαρμόζει επιπλέον βιολογική απομάκρυνση αζώτου, το 57% να πραγματοποιεί και απομάκρυνση φωσφόρου και το 93% να παρέχει τριτογενή απολύμανση (Prochaska & Zouboulis, 2020).

Παρά τις σημαντικές βελτιώσεις σε επίπεδο υποδομών, τεχνολογίας και εφαρμογής πολιτικών στον τομέα των λυμάτων, η συνεχής αύξηση του όγκου των παραγόμενων

λυμάτων και η αυξανόμενη συχνότητα φαινομένων λειψυδρίας καθιστούν αναγκαία την περαιτέρω ενίσχυση των στρατηγικών βιώσιμης διαχείρισης (Prochaska & Zouboulis, 2020).

Σήμερα, η συνεπεξεργασία αστικών και νοσοκομειακών υγρών αποβλήτων αποτελεί τη συνήθη πρακτική στην Ελλάδα. Ωστόσο, προτείνεται η προοδευτική αποσύνδεση των αποχετευτικών δικτύων και η ανάπτυξη συστημάτων ανεξάρτητης επεξεργασίας των υγρών ιατρικών αποβλήτων, εντός ή πλησίον των υγειονομικών εγκαταστάσεων. Η επιλογή συνδυασμού διαφορετικών φυσικοχημικών και βιολογικών τεχνικών επεξεργασίας, προσαρμοσμένων στις ιδιαιτερότητες των παραγόμενων αποβλήτων, κρίνεται ιδιαίτερα σημαντική. Εκτός από τις συνήθεις βιολογικές διεργασίες, προτείνεται η ενσωμάτωση προηγμένων τεχνολογιών, όπως ο οζονισμός ή η ηλεκτροσυσσωμάτωση, για την αποτελεσματική αποδόμηση αναδυόμενων μικρορυπαντών.

Εναλλακτικά, μπορεί να εφαρμοστεί ένα σύστημα προκαταρκτικής επεξεργασίας των νοσοκομειακών αποβλήτων εντός των νοσοκομείων με τη χρήση προηγμένων μεθόδων, ακολουθούμενο από την απελευθέρωσή τους στο αστικό αποχετευτικό δίκτυο για περαιτέρω επεξεργασία στις ΜΕΥΑ. Αν και η προσέγγιση αυτή αναμένεται να διασφαλίσει ότι τα επεξεργασμένα υγρά απόβλητα θα πληρούν τα θεσμοθετημένα όρια ποιότητας, ενδέχεται να συνοδεύεται από υψηλό οικονομικό κόστος.

7.3 Μελλοντικές προκλήσεις

Οι εγκαταστάσεις υγειονομικής περίθαλψης είναι σημαντικές πηγές περιβαλλοντικών ρύπων, ειδικά κατά τη διάρκεια της πανδημίας COVID-19. Οι εργαστηριακές και ερευνητικές δραστηριότητες, καθώς και η απέκκριση φαρμάκων από τους ασθενείς, είναι κύριες πηγές αυτών των μολυσματικών παραγόντων. Πρόσφατες αναφορές έδειξαν ότι ο κορονοϊός (SARS-CoV-2) ανιχνεύτηκε αρχικά σε δείγματα κοπράνων μολυσμένων ασθενών (M. T. Khan et al., 2021). Σε αυτή την περίπτωση, εκτός από την άμεση επαφή και τις αναπνευστικές οδούς μόλυνσης, τα κόπρανα των ασθενών μπορεί να είναι μια άλλη πιθανή οδός μετάδοσης αυτού του ιού. Οι κακές εγκαταστάσεις υγιεινής, όπως οι δημόσιες τουαλέτες και οι εγκαταστάσεις πλυσίματος χεριών, μπορούν να διευκολύνουν τη μετάδοση του ιού με τα κόπρανα ή τους

βλεννογόνους, όταν οι άνθρωποι αγγίζουν το στόμα, τη μύτη και τα μάτια τους, χωρίς να πλένουν τα χέρια τους (Tian et al., 2020).

Με την ευρεία εξάπλωση του COVID - 19 σε χώρες σε όλο τον κόσμο, η παρακολούθηση των λυμάτων θα επέτρεπε την πολύ έγκαιρη ανίχνευση της εισόδου του ιού σε μια κοινότητα (Lahrach et al., 2021). Αρκετές μελέτες από διαφορετικές χώρες έχουν εντοπίσει το γενετικό υλικό του SARS-CoV-2 στα κόπρανα ασυμπτωματικών και συμπτωματικών ασθενών. Η μετάδοση μέσω της στοματικής οδού και των βλεννογόνων, μετά από επαφή με κόπρανα, θα πρέπει να λαμβάνεται υπόψη για τη διαχείριση και την πρόληψη της επιδημίας, επειδή οι ιοί στις αποχετεύσεις και στις υγειονομικές εγκαταστάσεις μπορούν να επιζήσουν για μεγάλες περιόδους (M. T. Khan et al., 2021). Προηγούμενες μελέτες δείχνουν ότι ο SARS-CoV-2 μπορεί να επιβιώσει σε επίπεδα pH <8. Για παράδειγμα, μια μελέτη ανέφερε ότι ο SARS-CoV-2 είναι εξαιρετικά ευαίσθητος και μπορεί να αδρανοποιηθεί σε χλωριωμένο νερό (La Rosa et al., 2020). Αντίθετα, αναφέρθηκε ότι το RNA του SARS-CoV-2 ήταν απροσδόκητα παρόν στη σηπτική δεξαμενή μετά από απολύμανση με 800 g/m³ υποχλωριώδες νάτριο (M. T. Khan et al., 2021). Επομένως, το υπάρχον πρωτόκολλο που αναπτύχθηκε από τον ΠΟΥ για την απολύμανση υγρών ιατρικών αποβλήτων ενδέχεται να μην είναι σε θέση να εξαλείψει πλήρως τον SARS-CoV-2 από το νερό. Ως εκ τούτου, οι πρακτικές διαχείρισης απορριμμάτων και υγιεινής, ειδικά σε κέντρα υγειονομικής περίθαλψης και αυτοκαραντίνας, απαιτούν αναθεώρηση (Nghiem et al., 2020).

Εκτός των παραπάνω, ιδιαίτερη σημασία δίνεται πλέον, στην διαρκώς αυξανόμενη ποσότητα των υγρών ιατρικών αποβλήτων. Οι λόγοι για την αύξηση αυτή, είναι πολλοί και εστιάζουν στην αύξηση του ανθρώπινου πληθυσμού, στην αύξηση του προσδόκιμου ζωής των ανθρώπων αλλά και στην δυνατότητα πρόσβασης στην ιατρική περίθαλψη, η οποία αυξάνεται διαρκώς, κυρίως στις αναπτυσσόμενες χώρες (Singh et al., 2022; L. Wang et al., 2023). Αυτοί οι παράγοντες δημιουργούν πολλές προκλήσεις, που θα πρέπει να ληφθούν υπόψη αλλά, κυρίως, να επιλυθούν στο άμεσο μέλλον, αν φυσικά είναι επιθυμητή η προστασία του φυσικού περιβάλλοντος.

Κεφάλαιο 8 Συμπεράσματα και Προτάσεις

8.1 Ανακεφαλαίωση βασικών ευρημάτων

Οι εγκαταστάσεις υγειονομικής περίθαλψης, όπως νοσοκομεία, ιατρεία και κέντρα υγείας, συμβάλλουν σημαντικά στη δημιουργία μεγάλου όγκου σύνθετων υγρών αποβλήτων, τα οποία καταλήγουν τόσο στα εσωτερικά επιφανειακά ύδατα όσο και στα δημόσια αποχετευτικά συστήματα. Σύμφωνα με μελέτες, οι υγειονομικές δομές των ανεπτυγμένων χωρών παράγουν αισθητά μεγαλύτερες ποσότητες υγρών αποβλήτων συγκριτικά με αυτές των αναπτυσσόμενων χωρών.

Μία από τις κυριότερες προκλήσεις στη διαχείριση των υγρών ιατρικών αποβλήτων συνίσταται στην παρακολούθηση και την ανίχνευση των περιεχόμενων ρύπων. Οι φαρμακευτικές ουσίες και άλλες οργανικές ενώσεις που εντοπίζονται στα απόβλητα αυτά εμφανίζουν συγκεντρώσεις που κυμαίνονται από νανογραμμάρια (ng/L) έως μικρογραμμάρια ανά λίτρο (μg/L). Η συνεχής παρουσία αυτών των ρύπων στο περιβάλλον ενδέχεται να έχει σοβαρές επιπτώσεις τόσο στην υδροβία ζωή όσο και στην ανθρώπινη υγεία, καθιστώντας τα υγρά ιατρικά απόβλητα έναν σημαντικό κίνδυνο για το οικοσύστημα.

Στις περισσότερες ανεπτυγμένες και αναπτυσσόμενες χώρες, τα υγρά ιατρικά απόβλητα απορρίπτονται συνήθως στο αστικό αποχετευτικό δίκτυο, όπου αναμιγνύονται με απόβλητα από άλλους τομείς πριν οδηγηθούν σε μονάδες επεξεργασίας. Αντίθετα, σε αρκετές αναπτυσσόμενες χώρες, τα λύματα αυτά απορρίπτονται απευθείας σε φυσικά υδάτινα σώματα ή αποχετευτικά συστήματα, χωρίς καμία προηγούμενη επεξεργασία.

Σε περιοχές όπου υφίσταται επαρκής υποδομή, έχουν εφαρμοστεί διάφορες μέθοδοι για την επεξεργασία των υγρών ιατρικών αποβλήτων, περιλαμβανομένων των βιολογικών διεργασιών και των τεχνολογιών προηγμένης επεξεργασίας. Παρ' όλα αυτά, η

αποτελεσματικότητα αυτών των μεθόδων είναι συχνά περιορισμένη, λόγω της πολυπλοκότητας και της ύπαρξης μειγμάτων ρύπων στα απόβλητα.

Για την αντιμετώπιση των δυσκολιών, υιοθετούνται συνδυαστικές στρατηγικές επεξεργασίας. Τα συστήματα μεμβρανικής βιοαντίδρασης (MBRs) έχουν επιδείξει υψηλά ποσοστά απομάκρυνσης, της τάξης του 80–95%, για κατηγορίες φαρμάκων όπως αναλγητικά, αντιφλεγμονώδη, καρδιαγγειακά και ορισμένα αντιβιοτικά. Ωστόσο, ψυχιατρικά φάρμακα, σκιαγραφικά μέσα και συγκεκριμένα αντιβιοτικά εξακολουθούν να ανιχνεύονται στα επεξεργασμένα απόβλητα.

Οι προηγμένες διεργασίες οξείδωσης (AOPs) αναγνωρίζονται ως ιδιαίτερα αποδοτικές για την απομάκρυνση ανθεκτικών ενώσεων, όπως τα μέσα αντίθεσης. Παρά την αποτελεσματικότητά τους, το υψηλό κόστος των απαιτούμενων αντιδραστηρίων και η αυξημένη ενεργειακή απαίτηση καθιστούν τη μαζική εφαρμογή τους οικονομικά δυσχερή, ιδίως δεδομένων των υψηλών όγκων επεξεργαζόμενων λυμάτων.

Συνεπώς, η συνδυαστική χρήση τεχνολογιών φαίνεται να αποτελεί την πλέον υποσχόμενη στρατηγική για την αποτελεσματική επεξεργασία των υγρών ιατρικών αποβλήτων, στοχεύοντας τόσο στην απομάκρυνση φαρμακευτικών ρύπων όσο και παθογόνων, όπως ο ιός SARS-CoV-2. Η ενσωμάτωση πολλαπλών τεχνολογιών μπορεί να οδηγήσει σε βελτίωση της ποιότητας των επεξεργασμένων αποβλήτων και μείωση της τοξικότητάς τους πριν από την τελική τους διάθεση στο περιβάλλον.

Πρέπει επίσης να σημειωθεί ότι αρκετοί ειδικοί εισηγούνται τον διαχωρισμό των ιατρικών αποβλήτων από τα αστικά λύματα, λόγω των υψηλότερων συγκεντρώσεων ρύπων που χαρακτηρίζουν τα πρώτα. Σημαντικό εμπόδιο στην αποτελεσματική διαχείριση παραμένει η απουσία εναρμονισμένης νομοθεσίας, γεγονός που έχει ως αποτέλεσμα την ύπαρξη σημαντικών διαφορών στα χαρακτηριστικά των παραγόμενων αποβλήτων μεταξύ διαφορετικών χωρών.

Τέλος, η ευαισθητοποίηση του κοινού και η ενεργός συμμετοχή της κοινότητας συνιστούν αναγκαίες συνιστώσες για την επιτυχία των στρατηγικών διαχείρισης. Ωστόσο, η περιορισμένη κατανόηση των επιπτώσεων και των οφελών της ορθής διαχείρισης από το ευρύ κοινό εξακολουθεί να αποτελεί σημαντικό εμπόδιο προς αυτήν την κατεύθυνση.

8.2 Προτάσεις για πολιτικές και τεχνολογικές λύσεις

Καθώς η διαχείριση των υγρών ιατρικών αποβλήτων βρίσκεται ακόμη σε φάση εξέλιξης, χαρακτηριζόμενη από ασαφή θεσμικά πλαίσια και ελλείψεις κανονισμούς, καθίσταται αναγκαία η άμεση υιοθέτηση ενός ολοκληρωμένου και αυστηρού συστήματος διαχείρισης. Για να επιτευχθεί ουσιαστική πρόοδος στον τομέα αυτό, απαιτείται η λήψη πολυδιάστατων και συντονισμένων μέτρων.

Πρωταρχικά, είναι απαραίτητη η θέσπιση σαφούς και δεσμευτικού νομοθετικού πλαισίου που να προβλέπει ειδικά πρότυπα απορρίψεων για συγκεκριμένες κατηγορίες ρύπων. Παράλληλα, η εφαρμογή υποχρεωτικής επιτόπιας επεξεργασίας των υγρών ιατρικών αποβλήτων πριν από την εναπόθεσή τους σε αποχετευτικά ή φυσικά υδάτινα συστήματα πρέπει να καταστεί κανόνας και όχι επιλογή.

Επιπροσθέτως, κρίνεται επιτακτική η εγκατάσταση μικρών, αποκεντρωμένων μονάδων επεξεργασίας εντός των υγειονομικών δομών. Οι μονάδες αυτές θα πρέπει να συνδυάζουν τεχνολογίες προσρόφησης, προηγμένες διαδικασίες οξείδωσης (όπως οζονισμό, φωτοκαταλυτική οξείδωση) και συμβατικές μεθόδους βιολογικής επεξεργασίας, προκειμένου να επιτυγχάνεται ολοκληρωμένη απομάκρυνση τόσο των οργανικών όσο και των ανόργανων ρύπων.

Παράλληλα, η ευαισθητοποίηση του ιατρικού και νοσηλευτικού προσωπικού, καθώς και των ασθενών, σχετικά με τη σημασία της σωστής διαχείρισης των υγρών αποβλήτων είναι ζωτικής σημασίας. Εκστρατείες ενημέρωσης και εκπαιδευτικά προγράμματα πρέπει να αναπτυχθούν, με στόχο την κατανόηση των περιβαλλοντικών και υγειονομικών κινδύνων που απορρέουν από την ανεπαρκή επεξεργασία αυτών των αποβλήτων.

Τέλος, οι αρμόδιες αρχές και οι υπεύθυνοι φορείς διαχείρισης πρέπει να είναι σε θέση να αξιολογούν κριτικά όλες τις διαθέσιμες τεχνολογικές επιλογές και να επιλέγουν τις βέλτιστες λύσεις, λαμβάνοντας υπόψη τόσο την αποτελεσματικότητα στην απομάκρυνση ρύπων όσο και τη βιωσιμότητα του συστήματος σε όρους κόστους. Η παροχή επαρκούς οικονομικής στήριξης για την εφαρμογή αυτών των τεχνολογιών είναι αναγκαία προϋπόθεση για την προστασία του περιβάλλοντος και τη διασφάλιση της δημόσιας υγείας.

8.3 Κατευθύνσεις για μελλοντική έρευνα

Καθώς οι αναδυόμενοι φαρμακευτικοί ρύποι, αλλά και νέοι παθογόνοι ιοί, κάνουν ολόένα και πιο αισθητή την παρουσία τους στο περιβάλλον, καθίσταται επιτακτική η ανάγκη για εντατικοποίηση της ερευνητικής προσπάθειας στον τομέα ανάπτυξης και βελτιστοποίησης μεθοδολογιών επεξεργασίας αυτών των ρύπων.

Η στρατηγική κατεύθυνση της έρευνας θα πρέπει να επικεντρώνεται, αφενός, στην αναγνώριση και επεξεργασία των πλέον επικίνδυνων, από περιβαλλοντική και υγειονομική άποψη, ρυπαντών και, αφετέρου, στη διαμόρφωση τεχνολογικών λύσεων που να είναι όχι μόνο αποτελεσματικές, αλλά και οικονομικά αποδοτικές. Η ανάπτυξη μεθοδολογιών με χαμηλό κόστος κατασκευής και λειτουργίας κρίνεται κρίσιμη, προκειμένου να διασφαλιστεί η ευρεία διάδοση και αποδοχή τους από τις υγειονομικές και βιομηχανικές δομές.

Προτεραιότητα στην ερευνητική ατζέντα θα πρέπει να δοθεί στους αναδυόμενους φαρμακευτικούς ρύπους, δεδομένης της περιορισμένης γνώσης που υπάρχει για τις μακροπρόθεσμες επιπτώσεις τους στο περιβάλλον και την ανθρώπινη υγεία. Παράλληλα, η ανάπτυξη νέων τεχνολογιών ή η τροποποίηση υφιστάμενων μεθόδων επεξεργασίας, προσαρμοσμένων στις ιδιαιτερότητες αυτών των ρύπων, αποτελεί κρίσιμη προτεραιότητα.

Η ραγδαία εξέλιξη της τεχνολογίας του εργαστηριακού εξοπλισμού, όπως η ανάπτυξη πιο ευαίσθητων αναλυτικών τεχνικών, μπορεί να αποτελέσει καταλύτη για την επιτάχυνση της έρευνας σε αυτόν τον τομέα. Η ενσωμάτωση προηγμένων εργαλείων, όπως οι τεχνολογίες φασματομετρίας μάζας και οι νανοτεχνολογικές εφαρμογές, δύναται να ενισχύσει σημαντικά τις δυνατότητες εντοπισμού, χαρακτηρισμού και αποδόμησης των αναδυόμενων ρυπαντών.

Συνολικά, η επένδυση στην έρευνα και ανάπτυξη καινοτόμων, αποτελεσματικών και οικονομικά βιώσιμων τεχνολογιών επεξεργασίας αποτελεί απαραίτητη προϋπόθεση για την αποτελεσματική αντιμετώπιση των προκλήσεων που θέτουν οι αναδυόμενοι περιβαλλοντικοί ρύποι και οι νέοι παθογόνοι παράγοντες στο άμεσο μέλλον.

Βιβλιογραφία

- ACUA. (2022). *Wastewater Management Throughout History*.
<https://www.acua.com/Community-Hub/News/Blog/2022/Wastewater-Management-Throughout-History.aspx>
- Adewuyi, Y. G. (2001). Sonochemistry: Environmental Science and Engineering Applications. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 40(22), 4681–4715.
<https://doi.org/10.1021/ie010096l>
- Ajala, O. A., Akinnawo, S. O., Bamisaye, A., Adedipe, D. T., Adesina, M. O., Okon-Akan, O. A., Adebunsi, T. A., Ojedokun, A. T., Adegoke, K. A., & Bello, O. S. (2023). Adsorptive removal of antibiotic pollutants from wastewater using biomass/biochar-based adsorbents. *RSC Advances*, 13(7), 4678–4712. <https://doi.org/10.1039/D2RA06436G>
- Akerman-Sanchez, G., & Rojas-Jimenez, K. (2021). Fungi for the bioremediation of pharmaceutical-derived pollutants: A bioengineering approach to water treatment. *Environmental Advances*, 4, 100071. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2021.100071>
- Al Aukidy, M., Al Chalabi, S., & Verlicchi, P. (2017). Hospital Wastewater Treatments Adopted in Asia, Africa, and Australia. In P. Verlicchi (Ed.), *Hospital Wastewaters* (Vol. 60, pp. 171–188). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/698_2017_5
- Al-Maadheed, S., Goktepe, I., Latiff, A. B. A., & Shomar, B. (2019). Antibiotics in hospital effluent and domestic wastewater treatment plants in Doha, Qatar. *Journal of Water Process Engineering*, 28, 60–68. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.01.005>
- Alsahy, Q. F., Al-Ani, F. H., Al-Najar, A. E., & Jabuk, S. I. A. (2018). A study of the effect of embedding ZnO-NPs on PVC membrane performance use in actual hospital wastewater treatment by membrane bioreactor. *Chemical Engineering and Processing - Process Intensification*, 130, 262–274. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2018.06.019>
- Álvarez-Torrellas, S., Peres, J. A., Gil-Álvarez, V., Ovejero, G., & García, J. (2017). Effective adsorption of non-biodegradable pharmaceuticals from hospital wastewater with different carbon materials. *Chemical Engineering Journal*, 320, 319–329. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.03.077>

- Angelakis, A. N., Asano, T., Bahri, A., Jimenez, B. E., & Tchobanoglous, G. (2018). Water Reuse: From Ancient to Modern Times and the Future. *Frontiers in Environmental Science*, 6, 26. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00026>
- Angelakis, A. N., Tzanakakis, V. A., Capodaglio, A. G., & Dercas, N. (2023). A Critical Review of Water Reuse: Lessons from Prehistoric Greece for Present and Future Challenges. *Water*, 15(13), 2385. <https://doi.org/10.3390/w15132385>
- Antoniou, G., De Feo, G., Fardin, F., Tamburrino, A., Khan, S., Tie, F., Reklaityte, I., Kanetaki, E., Zheng, X., Mays, L., & Angelakis, A. (2016). Evolution of Toilets Worldwide through the Millennia. *Sustainability*, 8(8), 779. <https://doi.org/10.3390/su8080779>
- Antoniou, M. G., Hey, G., Rodríguez Vega, S., Spiliotopoulou, A., Fick, J., Tysklind, M., La Cour Jansen, J., & Andersen, H. R. (2013). Required ozone doses for removing pharmaceuticals from wastewater effluents. *Science of The Total Environment*, 456–457, 42–49. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.03.072>
- Arslan, M., Xu, B., & Gamal El-Din, M. (2020). Transmission of SARS-CoV-2 via fecal-oral and aerosols–borne routes: Environmental dynamics and implications for wastewater management in underprivileged societies. *Science of The Total Environment*, 743, 140709. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140709>
- Asif, M. B., Ren, B., Li, C., He, K., Zhang, X., & Zhang, Z. (2021). Understanding the role of in-situ ozonation in Fe(II)-dosed membrane bioreactor (MBR) for membrane fouling mitigation. *Journal of Membrane Science*, 633, 119400. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2021.119400>
- Bhandari, G., Chaudhary, P., Gangola, S., Gupta, S., Gupta, A., Rafatullah, M., & Chen, S. (2023). A review on hospital wastewater treatment technologies: Current management practices and future prospects. *Journal of Water Process Engineering*, 56, 104516. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104516>
- Blanch, A. R., Caplin, J. L., Iversen, A., Kühn, I., Manero, A., Taylor, H. D., & Vilanova, X. (2003). Comparison of enterococcal populations related to urban and hospital wastewater in various climatic and geographic European regions: ENTEROCOCCI IN WASTEWATERS. *Journal of Applied Microbiology*, 94(6), 994–1002. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2003.01919.x>

- Carraro, E., Bonetta, S., & Bonetta, S. (2017). Hospital Wastewater: Existing Regulations and Current Trends in Management. In P. Verlicchi (Ed.), *Hospital Wastewaters* (Vol. 60, pp. 1–16). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/698_2017_10
- Carraro, E., Bonetta, Si., Bertino, C., Lorenzi, E., Bonetta, Sa., & Gilli, G. (2016). Hospital effluents management: Chemical, physical, microbiological risks and legislation in different countries. *Journal of Environmental Management*, 168, 185–199. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.11.021>
- Chen, Q., Lü, F., Zhang, H., & He, P. (2023). Where should Fenton go for the degradation of refractory organic contaminants in wastewater? *Water Research*, 229, 119479. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119479>
- Chowdhury, K. F., Hall, R. J., McNally, A., & Carter, L. J. (2023). Phytoremediation as a Tool to Remove Drivers of Antimicrobial Resistance in the Aquatic Environment. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 261(1), 16. <https://doi.org/10.1007/s44169-023-00039-9>
- Cruz Del Álamo, A., Pariente, M. I., Martínez, F., & Molina, R. (2020). Trametes versicolor immobilized on rotating biological contactors as alternative biological treatment for the removal of emerging concern micropollutants. *Water Research*, 170, 115313. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115313>
- Cruz-Morató, C., Lucas, D., Llorca, M., Rodriguez-Mozaz, S., Gorga, M., Petrovic, M., Barceló, D., Vicent, T., Sarrà, M., & Marco-Urrea, E. (2014). Hospital wastewater treatment by fungal bioreactor: Removal efficiency for pharmaceuticals and endocrine disruptor compounds. *Science of The Total Environment*, 493, 365–376. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.117>
- Czekalski, N., Imminger, S., Salhi, E., Veljkovic, M., Kleffel, K., Drissner, D., Hammes, F., Bürgmann, H., & Von Gunten, U. (2016). Inactivation of Antibiotic Resistant Bacteria and Resistance Genes by Ozone: From Laboratory Experiments to Full-Scale Wastewater Treatment. *Environmental Science & Technology*, 50(21), 11862–11871. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02640>
- Dascenzo, G., Dicorcia, A., Gentili, A., Mancini, R., Mastropasqua, R., Nazzari, M., & Samperi, R. (2003). Fate of natural estrogen conjugates in municipal sewage transport and

- treatment facilities. *The Science of The Total Environment*, 302(1–3), 199–209. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00342-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00342-X)
- Del Álamo, A. C., González, C., Pariente, M. I., Molina, R., & Martínez, F. (2020). Fenton-like catalyst based on a reticulated porous perovskite material: Activity and stability for the on-site removal of pharmaceutical micropollutants in a hospital wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 401, 126113. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126113>
- Deng, Y., & Zhao, R. (2015). Advanced Oxidation Processes (AOPs) in Wastewater Treatment. *Current Pollution Reports*, 1(3), 167–176. <https://doi.org/10.1007/s40726-015-0015-z>
- Dires, S., Birhanu, T., & Ambelu, A. (2019). Use of broken brick to enhance the removal of nutrients in subsurface flow constructed wetlands receiving hospital wastewater. *Water Science and Technology*, 79(1), 156–164. <https://doi.org/10.2166/wst.2019.037>
- Doll, T. E., & Frimmel, F. H. (2003). Fate of pharmaceuticals—photodegradation by simulated solar UV-light. *Chemosphere*, 52(10), 1757–1769. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00446-6](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00446-6)
- Edalatmanesh, M., Dhib, R., & Mehrvar, M. (2008). Kinetic modeling of aqueous phenol degradation by UV/H₂O₂ process. *International Journal of Chemical Kinetics*, 40(1), 34–43. <https://doi.org/10.1002/kin.20286>
- Ekpeghere, K. I., Sim, W.-J., Lee, H.-J., & Oh, J.-E. (2018). Occurrence and distribution of carbamazepine, nicotine, estrogenic compounds, and their transformation products in wastewater from various treatment plants and the aquatic environment. *Science of The Total Environment*, 640–641, 1015–1023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.218>
- El- Ogri, F., Ouazzani, N., Boraâm, F., & Mandi, L. (2016). A survey of wastewaters generated by a hospital in Marrakech city and their characterization. *Desalination and Water Treatment*, 1–14. <https://doi.org/10.1080/19443994.2016.1138328>
- Emmanuel, E., Keck, G., Blanchard, J.-M., Vermande, P., & Perrodin, Y. (2004). Toxicological effects of disinfections using sodium hypochlorite on aquatic organisms and its contribution to AOX formation in hospital wastewater. *Environment International*, 30(7), 891–900. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.02.004>

- Eslamian, S. (Ed.). (2014). *Handbook of Engineering Hydrology: Environmental Hydrology and Water Management* (0 ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b16766>
- European Commission. (2022). *Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council concerning urban wastewater treatment (recast)*. <https://environment.ec.europa.eu/system/files/2022-10/Proposal%20for%20a%20Directive%20concerning%20urban%20wastewater%20treatment%20%28recast%29.pdf>
- European Commission. (2023). *Urban wastewater—Revision*. https://environment.ec.europa.eu/topics/water/urban-wastewater_en
- Ferrer, M., Méndez-García, C., Rojo, D., Barbas, C., & Moya, A. (2017). Antibiotic use and microbiome function. *Biochemical Pharmacology*, 134, 114–126. <https://doi.org/10.1016/j.bcp.2016.09.007>
- Fletcher, E. R. (2024). Post Pandemic: Wastewater-based Surveillance of Diseases Comes of Age. *Health Policy Watch*. <https://healthpolicy-watch.news/post-pandemic-wastewater-based-surveillance-of-diseases-comes-of-age/>
- Frank, S. N., & Bard, A. J. (1977). Heterogeneous photocatalytic oxidation of cyanide ion in aqueous solutions at titanium dioxide powder. *Journal of the American Chemical Society*, 99(1), 303–304. <https://doi.org/10.1021/ja00443a081>
- Gagol, M., Soltani, R. D. C., Przyjazny, A., & Boczkaj, G. (2019). Effective degradation of sulfide ions and organic sulfides in cavitation-based advanced oxidation processes (AOPs). *Ultrasonics Sonochemistry*, 58, 104610. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2019.05.027>
- Giannakis, S., Rtimi, S., & Pulgarin, C. (2017). Light-Assisted Advanced Oxidation Processes for the Elimination of Chemical and Microbiological Pollution of Wastewaters in Developed and Developing Countries. *Molecules*, 22(7), 1070. <https://doi.org/10.3390/molecules22071070>
- Hansen, K. M. S., Spiliotopoulou, A., Chhetri, R. K., Escolà Casas, M., Bester, K., & Andersen, H. R. (2016). Ozonation for source treatment of pharmaceuticals in hospital wastewater – Ozone lifetime and required ozone dose. *Chemical Engineering Journal*, 290, 507–514. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.01.027>

- Herrmann, J.-M. (1999). Heterogeneous photocatalysis: Fundamentals and applications to the removal of various types of aqueous pollutants. *Catalysis Today*, 53(1), 115–129. [https://doi.org/10.1016/S0920-5861\(99\)00107-8](https://doi.org/10.1016/S0920-5861(99)00107-8)
- Hocquet, D., Muller, A., & Bertrand, X. (2016). What happens in hospitals does not stay in hospitals: Antibiotic-resistant bacteria in hospital wastewater systems. *Journal of Hospital Infection*, 93(4), 395–402. <https://doi.org/10.1016/j.jhin.2016.01.010>
- Huang, H., Zeng, S., Dong, X., Li, D., Zhang, Y., He, M., & Du, P. (2019). Diverse and abundant antibiotics and antibiotic resistance genes in an urban water system. *Journal of Environmental Management*, 231, 494–503. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.051>
- Hung, H.-S., Yeh, K.-J. C., Hsieh, C.-Y., & Chen, T.-C. (2022). Occurrence and Degradation of Free and Conjugated Estrogens in a River Receiving Feedlot Animal Discharge. *Applied Sciences*, 12(23), 11961. <https://doi.org/10.3390/app122311961>
- Ifelebuegu, A. O. (2011). The fate and behavior of selected endocrine disrupting chemicals in full scale wastewater and sludge treatment unit processes. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 8(2), 245–254. <https://doi.org/10.1007/BF03326213>
- Imoberdorf, G., & Mohseni, M. (2012). Kinetic study and modeling of the vacuum-UV photoinduced degradation of 2,4-D. *Chemical Engineering Journal*, 187, 114–122. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.01.107>
- Jamil, T. S., Roland, H., Michael, H., & Jens-Uwe, R. (2017). Homogeneous photocatalytic processes for degradation of some endocrine disturbing chemicals under UV irradiation. *Journal of Water Process Engineering*, 18, 159–168. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.04.005>
- Jimenez, B., & Asano, T. (2015). Water Reuse: An International Survey of current practice, issues and needs. *Water Intelligence Online*, 7(0), 9781780401881–9781780401881. <https://doi.org/10.2166/9781780401881>
- Judd, S., & Judd, C. (2006). *The MBR Book*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-1-85617-481-7.X5000-4>

- Kanakaraju, D., Glass, B. D., & Oelgemöller, M. (2018). Advanced oxidation process-mediated removal of pharmaceuticals from water: A review. *Journal of Environmental Management*, 219, 189–207. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.103>
- Kapalka, A., Fóti, G., & Comninellis, C. (2010). Basic Principles of the Electrochemical Mineralization of Organic Pollutants for Wastewater Treatment. In C. Comninellis & G. Chen (Eds.), *Electrochemistry for the Environment* (pp. 1–23). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-0-387-68318-8_1
- Katsoyiannis, I. A., Canonica, S., & Von Gunten, U. (2011). Efficiency and energy requirements for the transformation of organic micropollutants by ozone, O₃/H₂O₂ and UV/H₂O₂. *Water Research*, 45(13), 3811–3822. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.04.038>
- Khan, F. A., Söderquist, B., & Jass, J. (2019). Prevalence and Diversity of Antibiotic Resistance Genes in Swedish Aquatic Environments Impacted by Household and Hospital Wastewater. *Frontiers in Microbiology*, 10, 688. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.00688>
- Khan, M. T., Shah, I. A., Ihsanullah, I., Naushad, Mu., Ali, S., Shah, S. H. A., & Mohammad, A. W. (2021). Hospital wastewater as a source of environmental contamination: An overview of management practices, environmental risks, and treatment processes. *Journal of Water Process Engineering*, 41, 101990. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.101990>
- Khan, R. A., Khan, N. A., El Morabet, R., Alsubih, M., Khan, A. R., Khan, S., Mubashir, M., Balakrishnan, D., & Khoo, K. S. (2023). Comparison of constructed wetland performance coupled with aeration and tub settler for pharmaceutical compound removal from hospital wastewater. *Environmental Research*, 216, 114437. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114437>
- Klavarioti, M., Mantzavinos, D., & Kassinos, D. (2009). Removal of residual pharmaceuticals from aqueous systems by advanced oxidation processes. *Environment International*, 35(2), 402–417. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.07.009>
- Konstas, Kosma, Konstantinou, & Albanis. (2019). Photocatalytic Treatment of Pharmaceuticals in Real Hospital Wastewaters for Effluent Quality Amelioration. *Water*, 11(10), 2165. <https://doi.org/10.3390/w11102165>

- Kosma, C. I., Lambropoulou, D. A., & Albanis, T. A. (2010). Occurrence and removal of PPCPs in municipal and hospital wastewaters in Greece. *Journal of Hazardous Materials*, 179(1–3), 804–817. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.03.075>
- Kosma, C. I., Nannou, C. I., Boti, V. I., & Albanis, T. A. (2019). Psychiatric and selected metabolites in hospital and urban wastewaters: Occurrence, removal, mass loading, seasonal influence and risk assessment. *Science of The Total Environment*, 659, 1473–1483. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.421>
- Kujawska, A., Kiełkowska, U., Atisha, A., Yanful, E., & Kujawski, W. (2022). Comparative analysis of separation methods used for the elimination of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) from water – A critical review. *Separation and Purification Technology*, 290, 120797. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.120797>
- Kumari, A., Maurya, N. S., & Tiwari, B. (2020). Hospital wastewater treatment scenario around the globe. In *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering* (pp. 549–570). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819722-6.00015-8>
- Kümmerer, K. (2001). Drugs in the environment: Emission of drugs, diagnostic aids and disinfectants into wastewater by hospitals in relation to other sources – a review. *Chemosphere*, 45(6–7), 957–969. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(01\)00144-8](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(01)00144-8)
- La Rosa, G., Bonadonna, L., Lucentini, L., Kenmoe, S., & Suffredini, E. (2020). Coronavirus in water environments: Occurrence, persistence and concentration methods - A scoping review. *Water Research*, 179, 115899. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115899>
- Lafi, W. K., & Al-Qodah, Z. (2006). Combined advanced oxidation and biological treatment processes for the removal of pesticides from aqueous solutions. *Journal of Hazardous Materials*, 137(1), 489–497. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.02.027>
- Lahrich, S., Laghrib, F., Farahi, A., Bakasse, M., Saqrane, S., & El Mhammedi, M. A. (2021). Review on the contamination of wastewater by COVID-19 virus: Impact and treatment. *Science of The Total Environment*, 751, 142325. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142325>
- Lazarova, V., Asano, T., Bahri, A., & Anderson, J. (Eds.). (2013). *Milestones in Water Reuse: The Best Success Stories*. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780400716>

- Liu, A., Zhao, Y., Cai, Y., Kang, P., Huang, Y., Li, M., & Yang, A. (2023). Towards Effective, Sustainable Solution for Hospital Wastewater Treatment to Cope with the Post-Pandemic Era. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(4), 2854. <https://doi.org/10.3390/ijerph20042854>
- Liu, Q., Zhou, Y., Chen, L., & Zheng, X. (2010). Application of MBR for hospital wastewater treatment in China. *Desalination*, 250(2), 605–608. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.09.033>
- Lofrano, G., & Brown, J. (2010). Wastewater management through the ages: A history of mankind. *Science of The Total Environment*, 408(22), 5254–5264. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.07.062>
- Luo, Y., Guo, W., Ngo, H. H., Nghiem, L. D., Hai, F. I., Zhang, J., Liang, S., & Wang, X. C. (2014). A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. *Science of The Total Environment*, 473–474, 619–641. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.065>
- Lutterbeck, C. A., Machado, Ê. L., Sanchez-Barrios, A., Silveira, E. O., Layton, D., Rieger, A., & Lobo, E. A. (2020). Toxicity evaluation of hospital laundry wastewaters treated by microbial fuel cells and constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, 729, 138816. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138816>
- Majumder, A., Gupta, A. K., Ghosal, P. S., & Varma, M. (2021). A review on hospital wastewater treatment: A special emphasis on occurrence and removal of pharmaceutically active compounds, resistant microorganisms, and SARS-CoV-2. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(2), 104812. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104812>
- Majumder, A., Gupta, B., & Gupta, A. K. (2019). Pharmaceutically active compounds in aqueous environment: A status, toxicity and insights of remediation. *Environmental Research*, 176, 108542. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108542>
- Malik, S., Bora, J., Nag, S., Sinha, S., Mondal, S., Rustagi, S., Hazra, R., Kumar, H., Rajput, V. D., Minkina, T., Sadier, N. S., & Almutary, A. G. (2023). Fungal-Based Remediation in the Treatment of Anthropogenic Activities and Pharmaceutical-Pollutant-Contaminated Wastewater. *Water*, 15(12), 2262. <https://doi.org/10.3390/w15122262>

- Manthiram Karthik, R., & Philip, L. (2021). Sorption of pharmaceutical compounds and nutrients by various porous low cost adsorbents. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(1), 104916. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104916>
- Marco-Urrea, E., Pérez-Trujillo, M., Vicent, T., & Caminal, G. (2009). Ability of white-rot fungi to remove selected pharmaceuticals and identification of degradation products of ibuprofen by *Trametes versicolor*. *Chemosphere*, 74(6), 765–772. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.10.040>
- Markets and Markets. (2023). *Contrast Media Market*. <https://www.marketsandmarkets.com/ResearchInsight/contrast-media-market.asp>
- Mehanni, M. M., Gadow, S. I., Alshammari, F. A., Modafar, Y., Ghanem, K. Z., El-Tahtawi, N. F., El-Homasy, R. F., & Hesham, A. E.-L. (2023). Antibiotic-resistant bacteria in hospital wastewater treatment plant effluent and the possible consequences of its reuse in agricultural irrigation. *Frontiers in Microbiology*, 14, 1141383. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1141383>
- Melin, T., Jefferson, B., Bixio, D., Thoeye, C., De Wilde, W., De Koning, J., Van Der Graaf, J., & Wintgens, T. (2006). Membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse. *Desalination*, 187(1–3), 271–282. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.04.086>
- Metcalf & Eddy. (2018). *Μηχανική Υγρών Αποβλήτων* (4η). Τζιόλας.
- Naghdi, M., Taheran, M., Brar, S. K., Kermanshahi-pour, A., Verma, M., & Surampalli, R. Y. (2018). Removal of pharmaceutical compounds in water and wastewater using fungal oxidoreductase enzymes. *Environmental Pollution*, 234, 190–213. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.060>
- Net Sol Water Solutions. (2022). *What are the different sources of hospital wastewater?* <https://www.netsolwater.com/what-are-the-different-sources-of-hospital-wastewater.php?blog=3035>
- Nghiem, L. D., Morgan, B., Donner, E., & Short, M. D. (2020). The COVID-19 pandemic: Considerations for the waste and wastewater services sector. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 1, 100006. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2020.100006>

- Nivala, J., Knowles, P., Dotro, G., García, J., & Wallace, S. (2012). Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Measurement, modeling and management. *Water Research*, 46(6), 1625–1640. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.051>
- Nkoom, M., Lu, G., Liu, J., Yang, H., & Dong, H. (2019). Bioconcentration of the antiepileptic drug carbamazepine and its physiological and biochemical effects on *Daphnia magna*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 172, 11–18. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.061>
- Ohlsen, K., Ternes, T., Werner, G., Wallner, U., Löffler, D., Ziebuhr, W., Witte, W., & Hacker, J. (2003). Impact of antibiotics on conjugational resistance gene transfer in *Staphylococcus aureus* in sewage: Antibiotics and resistance gene transfer in sewage. *Environmental Microbiology*, 5(8), 711–716. <https://doi.org/10.1046/j.1462-2920.2003.00459.x>
- Okitsu, K., Nanzai, B., Kawasaki, K., Takenaka, N., & Bandow, H. (2009). Sonochemical decomposition of organic acids in aqueous solution: Understanding of molecular behavior during cavitation by the analysis of a heterogeneous reaction kinetics model. *Ultrasonics Sonochemistry*, 16(1), 155–162. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2008.06.006>
- Oliveira, T. S., Al Aukidy, M., & Verlicchi, P. (2017). Occurrence of Common Pollutants and Pharmaceuticals in Hospital Effluents. In P. Verlicchi (Ed.), *Hospital Wastewaters* (Vol. 60, pp. 17–32). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/698_2017_9
- Ooi, G. T. H., Tang, K., Chhetri, R. K., Kaarsholm, K. M. S., Sundmark, K., Kragelund, C., Litty, K., Christensen, A., Lindholm, S., Sund, C., Christensson, M., Bester, K., & Andersen, H. R. (2018). Biological removal of pharmaceuticals from hospital wastewater in a pilot-scale staged moving bed biofilm reactor (MBBR) utilising nitrifying and denitrifying processes. *Bioresource Technology*, 267, 677–687. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.077>
- Oscar Omondi, D., & Caren Navalía, A. (2021). Constructed Wetlands in Wastewater Treatment and Challenges of Emerging Resistant Genes Filtration and Reloading. In A.

- Devlin, J. Pan, & M. Manjur Shah (Eds.), *Inland Waters—Dynamics and Ecology*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.93293>
- Ouarda, Y., Bouchard, F., Azaïs, A., Vaudreuil, M.-A., Drogui, P., Dayal Tyagi, R., Sauvé, S., Buelna, G., & Dubé, R. (2019). Electrochemical treatment of real hospital wastewaters and monitoring of pharmaceutical residues by using surrogate models. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(5), 103332. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103332>
- Pacheco-Álvarez, M., Picos Benítez, R., Rodríguez-Narváez, O. M., Brillas, E., & Peralta-Hernández, J. M. (2022). A critical review on paracetamol removal from different aqueous matrices by Fenton and Fenton-based processes, and their combined methods. *Chemosphere*, 303, 134883. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134883>
- PAHO. (2023). *Wastewater offers clues to emerging diseases*. <https://www.paho.org/en/stories/wastewater-offers-clues-emerging-diseases>
- Pandis, P. K., Kalogirou, C., Kanellou, E., Vaitis, C., Savvidou, M. G., Sourkouni, G., Zorpas, A. A., & Argiris, C. (2022). Key Points of Advanced Oxidation Processes (AOPs) for Wastewater, Organic Pollutants and Pharmaceutical Waste Treatment: A Mini Review. *ChemEngineering*, 6(1), 8. <https://doi.org/10.3390/chemengineering6010008>
- Paraskeva, P., & Graham, N. J. D. (2002). Ozonation of Municipal Wastewater Effluents. *Water Environment Research*, 74(6), 569–581. <https://doi.org/10.2175/106143002X140387>
- Pariante, M. I., Segura, Y., Álvarez-Torrellas, S., Casas, J. A., De Pedro, Z. M., Diaz, E., García, J., López-Muñoz, M. J., Marugán, J., Mohedano, A. F., Molina, R., Munoz, M., Pablos, C., Perdigón-Melón, J. A., Petre, A. L., Rodríguez, J. J., Tobajas, M., & Martínez, F. (2022). Critical review of technologies for the on-site treatment of hospital wastewater: From conventional to combined advanced processes. *Journal of Environmental Management*, 320, 115769. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115769>
- Pascale, A., Proietti, S., Pantelides, I. S., & Stringlis, I. A. (2020). Modulation of the Root Microbiome by Plant Molecules: The Basis for Targeted Disease Suppression and Plant Growth Promotion. *Frontiers in Plant Science*, 10, 1741. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.01741>

- Pauwels, B., & Verstraete, W. (2006). The treatment of hospital wastewater: An appraisal. *Journal of Water and Health*, 4(4), 405–416. <https://doi.org/10.2166/wh.2006.0024>
- Pérez, S., & Barceló, D. (2007). Fate and occurrence of X-ray contrast media in the environment. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 387(4), 1235–1246. <https://doi.org/10.1007/s00216-006-0953-9>
- Pérez-Alvarez, I., Islas-Flores, H., Gómez-Oliván, L. M., Barceló, D., López De Alda, M., Pérez Solsona, S., Sánchez-Aceves, L., SanJuan-Reyes, N., & Galar-Martínez, M. (2018). Determination of metals and pharmaceutical compounds released in hospital wastewater from Toluca, Mexico, and evaluation of their toxic impact. *Environmental Pollution*, 240, 330–341. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.116>
- Philippopoulos, C. J., & Nikolaki, M. D. (2010). Photocatalytic Processes on the Oxidation of Organic Compounds in Water. In B. Ramov (Ed.), *New Trends in Technologies*. InTech. <https://doi.org/10.5772/7588>
- Pignatello, J. J., Oliveros, E., & MacKay, A. (2006). Advanced Oxidation Processes for Organic Contaminant Destruction Based on the Fenton Reaction and Related Chemistry. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 36(1), 1–84. <https://doi.org/10.1080/10643380500326564>
- Pradeepreddy, P., & Rajesh, K. (2019). Hospital Wastewater Treatment. *Journal of Engineering Sciences*, 10(9), 191–195. <https://doi.org/10.15433/JES.2019.V10I9.43P.35>
- Prüss, A., Emmanuel, J., Stringer, R., Pieper, U., Townend, W., Wilburn, S., Chantier, Y., & World Health Organization. (2014). *Safe management of wastes from health-care activities* (2nd ed.). World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/85349>
- Purdom, C. E., Hardiman, P. A., Bye, V. V. J., Eno, N. C., Tyler, C. R., & Sumpter, J. P. (1994). Estrogenic Effects of Effluents from Sewage Treatment Works. *Chemistry and Ecology*, 8(4), 275–285. <https://doi.org/10.1080/02757549408038554>
- Pype, M.-L., Lawrence, M. G., Keller, J., & Gernjak, W. (2016). Reverse osmosis integrity monitoring in water reuse: The challenge to verify virus removal – A review. *Water Research*, 98, 384–395. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.04.040>

- Race, M., Ferraro, A., Galdiero, E., Guida, M., Núñez-Delgado, A., Pirozzi, F., Siciliano, A., & Fabbicino, M. (2020). Current emerging SARS-CoV-2 pandemic: Potential direct/indirect negative impacts of virus persistence and related therapeutic drugs on the aquatic compartments. *Environmental Research*, 188, 109808. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109808>
- Randazzo, W., Truchado, P., Cuevas-Ferrando, E., Simón, P., Allende, A., & Sánchez, G. (2020). SARS-CoV-2 RNA in wastewater anticipated COVID-19 occurrence in a low prevalence area. *Water Research*, 181, 115942. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115942>
- Rehman, S., Ullah, R., Butt, A. M., & Gohar, N. D. (2009). Strategies of making TiO₂ and ZnO visible light active. *Journal of Hazardous Materials*, 170(2–3), 560–569. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.05.064>
- Rosenfeldt, E., Boal, A. K., Springer, J., Stanford, B., Rivera, S., Kashinkunti, R. D., & Metz, D. H. (2013). Comparison of UV-mediated Advanced Oxidation. *Journal AWWA*, 105(7), 29–33. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2013.tb08894.x>
- Saba, B., Hasan, S. W., Kjellerup, B. V., & Christy, A. D. (2021). Capacity of existing wastewater treatment plants to treat SARS-CoV-2. A review. *Bioresource Technology Reports*, 15, 100737. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2021.100737>
- Sakkas, P. M., Schneider, O., Sourkouni, G., & Argiris, C. (2014). Sonochemistry in the service of SOFC research. *Ultrasonics Sonochemistry*, 21(6), 1939–1947. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2014.02.001>
- Scholz, M. (2016). Activated Sludge Processes. In *Wetlands for Water Pollution Control* (pp. 91–105). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63607-2.00015-0>
- Schwartz, T., Kohnen, W., Jansen, B., & Obst, U. (2003). Detection of antibiotic-resistant bacteria and their resistance genes in wastewater, surface water, and drinking water biofilms. *FEMS Microbiology Ecology*, 43(3), 325–335. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2003.tb01073.x>
- Segura, Y., Cruz Del Álamo, A., Munoz, M., Álvarez-Torrellas, S., García, J., Casas, J. A., De Pedro, Z. M., & Martínez, F. (2021). A comparative study among catalytic wet air oxidation, Fenton, and Photo-Fenton technologies for the on-site treatment of hospital

- wastewater. *Journal of Environmental Management*, 290, 112624.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112624>
- Sharma, V. K., Johnson, N., Cizmas, L., McDonald, T. J., & Kim, H. (2016). A review of the influence of treatment strategies on antibiotic resistant bacteria and antibiotic resistance genes. *Chemosphere*, 150, 702–714.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.12.084>
- Silva, A., Delerue-Matos, C., Figueiredo, S., & Freitas, O. (2019). The Use of Algae and Fungi for Removal of Pharmaceuticals by Bioremediation and Biosorption Processes: A Review. *Water*, 11(8), 1555. <https://doi.org/10.3390/w11081555>
- Sim, W.-J., Kim, H.-Y., Choi, S.-D., Kwon, J.-H., & Oh, J.-E. (2013). Evaluation of pharmaceuticals and personal care products with emphasis on anthelmintics in human sanitary waste, sewage, hospital wastewater, livestock wastewater and receiving water. *Journal of Hazardous Materials*, 248–249, 219–227.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.01.007>
- Singer, A. C., Thompson, J. R., Filho, C. R. M., Street, R., Li, X., Castiglioni, S., & Thomas, K. V. (2023). A world of wastewater-based epidemiology. *Nature Water*, 1(5), 408–415.
<https://doi.org/10.1038/s44221-023-00083-8>
- Singh, N., Ogunseitan, O. A., & Tang, Y. (2022). Medical waste: Current challenges and future opportunities for sustainable management. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 52(11), 2000–2022.
<https://doi.org/10.1080/10643389.2021.1885325>
- SSWM. (2020). *Ozonation*. <https://sswm.info/sswm-university-course/module-6-disaster-situations-planning-and-preparedness/further-resources-0/ozonation>
- Steger-Hartmann, T., Länge, R., Schweinfurth, H., Tschampel, M., & Rehmann, I. (2002). Investigations into the environmental fate and effects of iopromide (ultravist), a widely used iodinated X-ray contrast medium. *Water Research*, 36(1), 266–274.
[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00241-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00241-X)
- Stott, R. (2003). Fate and behaviour of parasites in wastewater treatment systems. In *Handbook of Water and Wastewater Microbiology* (pp. 491–521). Elsevier.
<https://doi.org/10.1016/B978-012470100-7/50032-7>

- Su, C., Li, W., Lu, Y., Chen, M., & Huang, Z. (2016). Effect of heterogeneous Fenton-like pre-treatment on anaerobic granular sludge performance and microbial community for the treatment of traditional Chinese medicine wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 314, 51–58. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.04.024>
- Sun, Y., Huang, H., Sun, Y., Wang, C., Shi, X.-L., Hu, H.-Y., Kameya, T., & Fujie, K. (2013). Ecological risk of estrogenic endocrine disrupting chemicals in sewage plant effluent and reclaimed water. *Environmental Pollution*, 180, 339–344. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.006>
- Suslick, K. S., Didenko, Y., Fang, M. M., Hyeon, T., Kolbeck, K. J., McNamara, W. B., Mdleleni, M. M., & Wong, M. (1999). Acoustic cavitation and its chemical consequences. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 357(1751), 335–353. <https://doi.org/10.1098/rsta.1999.0330>
- Ternes, T. A. (2001). Analytical methods for the determination of pharmaceuticals in aqueous environmental samples. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 20(8), 419–434. [https://doi.org/10.1016/S0165-9936\(01\)00078-4](https://doi.org/10.1016/S0165-9936(01)00078-4)
- Thomas, K. V., Hurst, M. R., Matthiessen, P., & Waldock, M. J. (2001). Characterization of estrogenic compounds in water samples collected from United Kingdom estuaries. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20(10), 2165–2170. <https://doi.org/10.1002/etc.5620201005>
- Tian, H., Liu, Y., Li, Y., Wu, C.-H., Chen, B., Kraemer, M. U. G., Li, B., Cai, J., Xu, B., Yang, Q., Wang, B., Yang, P., Cui, Y., Song, Y., Zheng, P., Wang, Q., Bjornstad, O. N., Yang, R., Grenfell, B. T., ... Dye, C. (2020). An investigation of transmission control measures during the first 50 days of the COVID-19 epidemic in China. *Science*, 368(6491), 638–642. <https://doi.org/10.1126/science.abb6105>
- Tyagi, R. D., Sellamuthu, B., Tiwari, B., Yan, S., Drogui, P., Zhang, X., & Pandey, A. (Eds.). (2020). *Environmental and health impact of hospital wastewater*. Elsevier.
- Vaitsis, C., Sourkouni, G., & Argirusis, C. (2019). Metal Organic Frameworks (MOFs) and ultrasound: A review. *Ultrasonics Sonochemistry*, 52, 106–119. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2018.11.004>

- Verlicchi, P., Al Aukidy, M., & Zambello, E. (2015). What have we learned from worldwide experiences on the management and treatment of hospital effluent? — An overview and a discussion on perspectives. *Science of The Total Environment*, 514, 467–491. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.020>
- Verma, S., & Sillanpää, M. (2015). Degradation of anatoxin-a by UV-C LED and UV-C LED/H₂O₂ advanced oxidation processes. *Chemical Engineering Journal*, 274, 274–281. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.03.128>
- Vo, H. N. P., Koottatep, T., Chapagain, S. K., Panuvatvanich, A., Polprasert, C., Nguyen, T. M. H., Chaiwong, C., & Nguyen, N. L. (2019). Removal and monitoring acetaminophen-contaminated hospital wastewater by vertical flow constructed wetland and peroxidase enzymes. *Journal of Environmental Management*, 250, 109526. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109526>
- Wang, J., & Wang, S. (2020). Reactive species in advanced oxidation processes: Formation, identification and reaction mechanism. *Chemical Engineering Journal*, 401, 126158. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126158>
- Wang, L., Xu, Y., Qin, T., Wu, M., Chen, Z., Zhang, Y., Liu, W., & Xie, X. (2023). Global trends in the research and development of medical/pharmaceutical wastewater treatment over the half-century. *Chemosphere*, 331, 138775. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138775>
- Wei, Z., Villamena, F. A., & Weavers, L. K. (2017). Kinetics and Mechanism of Ultrasonic Activation of Persulfate: An in Situ EPR Spin Trapping Study. *Environmental Science & Technology*, 51(6), 3410–3417. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05392>
- Wiafe, S., Noonii, I., Appiah Boateng, K., Nlasia, M. S., & Fianko, S. (2016). Clinical liquid waste management in three Ghanaian healthcare facilities – a case study of Sunyani Municipality. *British Journal of Environmental Sciences*, 4(1), 11–34.
- Wijekoon, K. C., Hai, F. I., Kang, J., Price, W. E., Guo, W., Ngo, H. H., & Nghiem, L. D. (2013). The fate of pharmaceuticals, steroid hormones, phytoestrogens, UV-filters and pesticides during MBR treatment. *Bioresource Technology*, 144, 247–254. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.097>

- Windfeld, E. S., & Brooks, M. S.-L. (2015). Medical waste management – A review. *Journal of Environmental Management*, 163, 98–108. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.08.013>
- Yang, C., Zhang, X., Tang, Y., Jiang, Y., Xie, S., Zhang, Y., & Qin, Y. (2022). Selection and optimization of the substrate in constructed wetland: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 49, 103140. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103140>
- Yannopoulos, S., Lyberatos, G., Theodossiou, N., Li, W., Valipour, M., Tamburrino, A., & Angelakis, A. (2015). Evolution of Water Lifting Devices (Pumps) over the Centuries Worldwide. *Water*, 7(12), 5031–5060. <https://doi.org/10.3390/w7095031>
- Zhang, B., Kotsalis, G., Khan, J., Xiong, Z., Igou, T., Lan, G., & Chen, Y. (2020). Backwash sequence optimization of a pilot-scale ultrafiltration membrane system using data-driven modeling for parameter forecasting. *Journal of Membrane Science*, 612, 118464. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2020.118464>
- Zhang, X., Gu, P., & Liu, Y. (2019). Decontamination of radioactive wastewater: State of the art and challenges forward. *Chemosphere*, 215, 543–553. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.029>
- Zhao, Y., Qiu, Y., Mamrol, N., Ren, L., Li, X., Shao, J., Yang, X., & Van Der Bruggen, B. (2022). Membrane bioreactors for hospital wastewater treatment: Recent advancements in membranes and processes. *Frontiers of Chemical Science and Engineering*, 16(5), 634–660. <https://doi.org/10.1007/s11705-021-2107-1>
- Zhong, H., Hu, N., Wang, Q., Chen, Y., & Huang, L. (2022). How to select substrate for alleviating clogging in the subsurface flow constructed wetland? *Science of The Total Environment*, 828, 154529. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154529>
- Ziylan-Yavas, A., & Ince, N. H. (2018). Single, simultaneous and sequential applications of ultrasonic frequencies for the elimination of ibuprofen in water. *Ultrasonics Sonochemistry*, 40, 17–23. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2017.01.032>
- Ανδρεαδάκης, Α. (2023). Οι νέες προκλήσεις στη διαχείριση των αστικών υγρών αποβλήτων— Η Αναθεώρηση της Οδηγίας 91/271. Θεσσαλία και Νερό: Απειλές και Ευκαιρίες, Λάρισα. <https://www.pedthessalias.gr/wp->

content/uploads/2023/03/2023_03_20_andreadakis_-
_oi_nees_prokliseis_sti_diaheirisi_ton_astikon_ygron_apovliton_.pdf

Πήττας, Θ. (2016). *Οξείδωση οργανικής ύλης από εκροή βιολογικού καθαρισμού με οζόνωση, φωτοκατάλυση και ηλεκτρόλυση*. <https://doi.org/10.26233/HEALLINK.TUC.66081>