



ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ ΚΡΗΤΗΣ

Σχολή Χημικών Μηχανικών και Μηχανικών
Περιβάλλοντος

Κατεύθυνση: Μηχανικών Περιβάλλοντος

**«Αξιολόγηση καινοτόμων βιολογικών μεθόδων επεξεργασίας υγρών
νοσοκομειακών αποβλήτων»**

ΔΙΠΛΩΜΑΤΙΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ ΤΟΥ
ΚΑΡΑΜΑΝΟΥ ΚΩΝΣΤΑΝΤΙΝΟΥ
ΜΕ Α.Μ. 2018050062

ΤΡΙΜΕΛΗΣ ΕΠΙΤΡΟΠΗ:

- 1. Μιχαήλ Φουντουλάκης (Επιβλέπων)*
- 2. Δανάη Βενιέρη*
- 3. Πέτρος Γκίκας*

ΧΑΝΙΑ, 2025

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

| | |
|---|----|
| Κατάλογος Πινάκων | 4 |
| Κατάλογος Διαγραμμάτων | 4 |
| Ευχαριστίες | 5 |
| Περίληψη | 6 |
| Λέξεις Κλειδιά | 6 |
| Abstract | 7 |
| Keywords | 7 |
| Εισαγωγή | 8 |
| Κεφάλαιο 1: Θεωρητικό υπόβαθρο | 12 |
| 1.1 Νοσοκομειακά απόβλητα: Κατηγορίες και γενικά χαρακτηριστικά | 12 |
| 1.2 Υγρά νοσοκομειακά απόβλητα: Επικινδυνότητα και περιβαλλοντικοί κίνδυνοι | 15 |
| 1.3 Νομοθεσία και κανονιστικά πλαίσια για τη διαχείριση νοσοκομειακών υγρών αποβλήτων | 18 |
| 1.4 Διεθνείς τάσεις και πρακτικές | 20 |
| Κεφάλαιο 2: Ποιοτικά χαρακτηριστικά υγρών νοσοκομειακών αποβλήτων | 23 |
| 2.1 COD: Έννοια, σημασία και περιβαλλοντική επίδραση | 23 |
| 2.2 BOD: Σχέση με βιολογική επεξεργασία και υδάτινη ρύπανση | 25 |
| 2.3 TN και TP: Σχέση με ευτροφισμό και ρύπανση υδάτων | 27 |
| 2.4 TSS: Σημασία στην επεξεργασία και περιβαλλοντικό φορτίο | 29 |
| Κεφάλαιο 3: Βιολογική επεξεργασία υγρών αποβλήτων | 32 |
| 3.1 Στάδια επεξεργασίας (πρωτοβάθμια, δευτεροβάθμια, τριτοβάθμια) | 32 |
| 3.2 Αερόβιες διεργασίες: Αρχές, πλεονεκτήματα και περιορισμοί | 34 |
| 3.3 Αναερόβια χώνευση: Μηχανισμός, εφαρμογές και περιορισμοί | 36 |
| 3.4 Σύγχρονες τεχνολογίες: Βιοαντιδραστήρες μεμβράνης, κοκκώδης ιλύς, συνδυασμένες διεργασίες | 39 |
| 3.5 Μέθοδοι απολύμανσης: Χλωρίωση, UV, photo-Fenton, συνδυαστικές μέθοδοι | 41 |
| Κεφάλαιο 4: Μεθοδολογία έρευνας | 43 |
| 4.1 Λέξεις-κλειδιά και στρατηγική αναζήτησης βιβλιογραφίας | 43 |
| 4.2 Επιλογή και κριτήρια εισαγωγής άρθρων | 43 |
| 4.3 Ανάλυση δεδομένων: παράμετροι και στατιστικές εξισώσεις | 49 |
| 4.4 Εργαλεία επεξεργασίας δεδομένων | 51 |
| Κεφάλαιο 5: Στατιστική ανάλυση δεδομένων | 51 |
| 5.1 Προέλευση άρθρων | 51 |

| | |
|---|----|
| 5.1 Ανάλυση συγκεντρώσεων οργανικών χαρακτηριστικών (COD, BOD, TN, TP, TSS) | 52 |
| 5.2 Ανάλυση ποσοστών απομάκρυνσης οργανικών χαρακτηριστικών | 54 |
| 5.3 Ανάλυση συγκεντρώσεων και απομακρύνσεων φαρμακευτικών ουσιών | 57 |
| 5.4 Ανάλυση παθογόνων μικροοργανισμών: είδη, συγκεντρώσεις, απομακρύνσεις | 61 |
| 5.5 Σύγκριση δεδομένων ανάλογα με την προέλευση των αποβλήτων | 65 |
| Κεφάλαιο 6: Παθογόνοι μικροοργανισμοί | 69 |
| 6.1 Ειδικά παθογόνα: <i>E. coli</i> , <i>Klebsiella</i> , <i>Giardia</i> , <i>Cryptosporidium</i> | 69 |
| 6.2 Κίνδυνοι για τη δημόσια υγεία | 70 |
| 6.3 Αποτελεσματικότητα μεθόδων απομάκρυνσης | 72 |
| Κεφάλαιο 7: Μέθοδοι επεξεργασίας υγρών νοσοκομειακών αποβλήτων | 74 |
| 7.1 Συμβατικές μέθοδοι: Πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα | 75 |
| 7.2 Αξιολόγηση αποτελεσματικότητας με βάση τις συγκεντρώσεις και απομακρύνσεις | 76 |
| Κεφάλαιο 8: Εφαρμογές μεθόδων & προοπτικές | 79 |
| 8.1 Δυνατότητα εφαρμογής καινοτόμων μεθόδων σε νοσοκομεία | 79 |
| 8.2 Οικονομική ανάλυση κόστους-οφέλους | 80 |
| 8.3 Βιωσιμότητα και περιβαλλοντική αποδοτικότητα | 81 |
| 8.4 Εφαρμογές μεθόδων – Τρόποι λειτουργίας | 81 |
| Συμπεράσματα | 84 |
| Προτάσεις | 87 |
| Βιβλιογραφία | 89 |

Κατάλογος Πινάκων

| | |
|---|----|
| Πίνακας 1. Άρθρα που χρησιμοποιήθηκαν στη βιβλιογραφική ανασκόπηση..... | 45 |
| Πίνακας 5.1.1: Συγκεντρώσεις οργανικών χαρακτηριστικών των λυμάτων..... | 54 |
| Πίνακας 5.1.2: Ποσοστά απομάκρυνσης των οργανικών χαρακτηριστικών..... | 54 |
| Πίνακας 5.3.1: Συγκεντρώσεις των φαρμακευτικών ουσιών των λυμάτων..... | 59 |
| Πίνακας 5.3.2: Ποσοστιαία απομάκρυνση των φαρμακευτικών ουσιών..... | 59 |

Κατάλογος Διαγραμμάτων

Διάγραμμα 1.1.1: Ραβδόγραμμα κατανομής κατηγοριών νοσοκομειακών αποβλήτων

Διάγραμμα 5.1.1: Κατανομή των άρθρων ανά χώρα προέλευσης.

Διάγραμμα 5.2.1: Σύγκριση μέσου όρου και διάμεσης τιμής απομάκρυνσης για κάθε οργανικό χαρακτηριστικό

Διάγραμμα 5.2.2: Box plot που απεικονίζει το εύρος, τη διάμεση τιμή και τις ακραίες τιμές των ποσοστών απομάκρυνσης για κάθε παράμετρο.

Διάγραμμα 5.2.3: Σύγκριση συγκεντρώσεων πριν και μετά την επεξεργασία για κάθε οργανικό χαρακτηριστικό.

Διάγραμμα 5.3.1: Μέσο ποσοστό απομάκρυνσης κάθε φαρμακευτικής ουσίας.

Διάγραμμα 5.3.2: Το εύρος και η διάμεση τιμή απομάκρυνσης για κάθε φαρμακευτική ουσία.

Διάγραμμα 5.3.3: Μέσες συγκεντρώσεις των φαρμακευτικών ουσιών στα λύματα σε λογαριθμική κλίμακα

Διάγραμμα 5.4.1: Ποσοστά απομάκρυνσης των παθογόνων μικροοργανισμών.

Διάγραμμα 5.4.2: Αναλογία των ειδών παθογόνων μικροοργανισμών ανά κατηγορία

Διάγραμμα 5.4.3: Η πορεία απομάκρυνσης κάθε παθογόνου με διαφορετικές τεχνολογίες επεξεργασίας.

Διάγραμμα 5.5.1: τα μέσα ποσοστά απομάκρυνσης COD, TN και TP ανά τύπο αποβλήτων

Διάγραμμα 5.5.2: Το εύρος ποσοστών απομάκρυνσης για κάθε οργανικό χαρακτηριστικό, συγκρίνοντας καθαρά και μη καθαρά νοσοκομειακά απόβλητα.

Διάγραμμα 8.4: Απεικονίζει την συχνότητα εμφάνισης των μεθόδων που χρησιμοποιήθηκαν

Ευχαριστίες

Αρχικά,

Θα ήθελα να ευχαριστήσω θερμά τον επιβλέποντα καθηγητή μου κ. Μιχαήλ Φουντουλάκη, για την εμπιστοσύνη που μου έδειξε αναθέτοντάς μου το συγκεκριμένο θέμα, για την πολύτιμη καθοδήγησή του, τις εύστοχες επισημάνσεις του, αλλά και για την άψογη συνεργασία καθ' όλη τη διάρκεια εκπόνησης της παρούσας εργασίας.

Επίσης, θέλω να ευχαριστήσω όλους τους φίλους μου και τους συμφοιτητές μου, οι οποίοι ήταν πάντα δίπλα μου και μου συμπαραστάθηκαν με κάθε τρόπο σε όλη τη διάρκεια των προπτυχιακών μου σπουδών.

Τέλος, δε μπορώ να μην εκφράσω την ευγνωμοσύνη μου στην οικογένειά μου για την αμέριστη αγάπη και συμπαραστάσή τους σε όλους τους τομείς όλα αυτά τα χρόνια. Χωρίς την καθοριστική συμβολή τους, δε θα ήταν δυνατή η ολοκλήρωση της εργασίας αυτής αλλά και των σπουδών μου συνολικά

Περίληψη

Η παρούσα εργασία εξετάζει διεξοδικά την βιολογική επεξεργασία των νοσοκομειακών υγρών αποβλήτων, εστιάζοντας στις συγκεντρώσεις οργανικών ρύπων, την παρουσία φαρμακευτικών ουσιών, τα ποσοστά απομάκρυνσης και τους παθογόνους μικροοργανισμούς. Αναλύθηκαν συμβατικές και καινοτόμες μέθοδοι επεξεργασίας, όπως σύστημα ενεργού ιλύος, βιοαντιδραστήρες μεμβρανών (MBR), σύστημα αερόβιας κοκκώδους ιλύος (aerobic granular sludge), τεχνητοί υγροβιότοποι και αναερόβιες διεργασίες (AnMBR). Επιπλέον, εξετάστηκαν και ορισμένες περιπτώσεις που οι βιολογικές διεργασίες συνδυάζονται με διεργασίες προηγμένης οξειδωσης (AOPs), οζόνωση και υπεριώδη ακτινοβολία (UV). Συγκρίθηκαν τα ποσοστά απομάκρυνσης για βασικούς δείκτες (COD, BOD, TN, TP, TSS) καθώς και οι αποδόσεις απέναντι σε φαρμακευτικές ενώσεις, για παράδειγμα καρβαμαζεπίνη (carbamazepine), ιβουπροφένη (ibuprofen), σιπροφλοξακίνη (ciprofloxacin) και λοραζαπέμη (lorazepam). Ιδιαίτερη έμφαση δόθηκε στην παρουσία και επικινδυνότητα παθογόνων όπως *E. coli*, *Klebsiella*, *Giardia* και *Cryptosporidium*.

Οι αναφερόμενες αποδόσεις είχαν μεγάλο εύρος διακύμανσης λόγω των διαφορετικών μεθόδων επεξεργασίας που χρησιμοποιήθηκαν αλλά και τα χαρακτηριστικά της τροφοδοσίας των συστημάτων. Για τους τυπικούς ρύπους, η μέση απομάκρυνση του COD και του BOD ήταν περίπου 72-78% και για το άζωτο και τον φώσφορο περίπου 60%. Η μέση απομάκρυνση για τις φαρμακευτικές ουσίες carbamazepine, sulfamethoxazole, lorazepam, ibuprofen, ciprofloxacin, tetracycline, trimethoprim, enrofloxacin, ketoprofen κυμάνθηκε από $41 \pm 9\%$ (lorazepam) έως $95 \pm 5\%$ (ibuprofen). Όσον αφορά τους παθογόνους, δεν υπάρχουν τιμές απομάκρυνσης καθώς δεν επικεντρώθηκε η έρευνα σε αυτό το πεδίο. Στις μελλοντικές προτάσεις, προτείνεται η ανάπτυξη υβριδικών τεχνολογιών, η χρήση αισθητήρων για online παρακολούθηση, η εκπαίδευση προσωπικού και η θέσπιση κινήτρων για επενδύσεις σε προηγμένα συστήματα. Συμπερασματικά, για την επίτευξη υψηλών ποσοστών απομάκρυνσης και την προστασία της δημόσιας υγείας απαιτείται συνδυασμός τεχνολογιών και πολιτικών, προσαρμοσμένων στις ιδιαιτερότητες κάθε μονάδας.

Λέξεις Κλειδιά

Νοσοκομειακά απόβλητα, Βιοαντιδραστήρες μεμβράνης (MBR), Προηγμένες οξειδωτικές διεργασίες (AOPs), Φαρμακευτικά κατάλοιπα, Παθογόνοι μικροοργανισμοί, Απομάκρυνση ρύπων, Βιωσιμότητα επεξεργασίας.

Abstract

This paper thoroughly examines the biological treatment of hospital wastewater, focusing on organic pollutant concentrations, the presence of pharmaceutical substances, removal rates, and pathogenic microorganisms. Conventional and innovative treatment methods were analyzed, such as activated sludge systems, membrane bioreactors (MBR), aerobic granular sludge systems, artificial wetlands, and anaerobic processes (AnMBR). In addition, some cases where biological processes are combined with advanced oxidation processes (AOPs), ozonation, and ultraviolet radiation (UV) were also examined. The removal rates for key indicators (COD, BOD, TN, TP, TSS) were compared, as well as the performance against pharmaceutical compounds, for example, carbamazepine, ibuprofen, ciprofloxacin, and lorazepam. Particular emphasis was placed on the presence and risk of pathogens such as *E. coli*, *Klebsiella*, *Giardia* and *Cryptosporidium*.

The results showed significant differences in the effectiveness of methods, with innovative technologies outperforming others in the removal of pharmaceuticals and pathogens, although they come with increased costs. The reported yields range from 0-100%, with this range being due to the different regions and populations studied. Only one value is observed at -2%, which indicates an increase in the concentration of the pharmaceutical substance. As for pathogens, there are no removal values as the research did not focus on this field. Future recommendations include the development of hybrid technologies, the use of sensors for online monitoring, staff training, and the introduction of incentives for investment in advanced systems. In conclusion, achieving high removal rates and protecting public health requires a combination of technologies and policies tailored to the specificities of each unit.

Keywords

Hospital waste, Membrane bioreactors (MBR), Advanced oxidation processes (AOPs), Pharmaceutical residues, Pathogenic microorganisms, Pollutant removal, Treatment sustainability.

Εισαγωγή

Η διαχείριση των υγρών νοσοκομειακών αποβλήτων έχει αναδειχθεί ως κρίσιμο ζήτημα δημόσιας υγείας και περιβαλλοντικής προστασίας διεθνώς. Τα νοσοκομεία, λόγω της φύσης των υπηρεσιών τους, παράγουν σημαντικές ποσότητες υγρών αποβλήτων που περιέχουν τοξικές και βιοενεργές ουσίες, όπως φαρμακευτικά κατάλοιπα και παθογόνους μικροοργανισμούς (Verlicchi et al., 2015). Η παρουσία τους στα λύματα καθιστά τα νοσοκομειακά υγρά απόβλητα επικίνδυνα, διότι η ανεπαρκής επεξεργασία τους μπορεί να οδηγήσει σε ρύπανση υπόγειων και επιφανειακών υδάτων, αυξάνοντας τον κίνδυνο διάδοσης ανθεκτικών μικροβίων και απειλώντας την ανθρώπινη υγεία και τα οικοσυστήματα (Kümmerer, 2009; Verlicchi et al., 2010).

Η σημασία του θέματος υπογραμμίζεται από το γεγονός ότι τα υγρά νοσοκομειακά απόβλητα, σε αντίθεση με τα οικιακά ή τα αστικά λύματα, έχουν ιδιαίτερη σύνθεση. Περιέχουν υψηλές συγκεντρώσεις οργανικών ρύπων (όπως COD, BOD), θρεπτικά στοιχεία (TN, TP) και πλήθος φαρμακευτικών ουσιών που χρησιμοποιούνται σε θεραπείες, όπως αντιβιοτικά, αναλγητικά και κυτταροστατικά (Michael et al., 2013). Επίσης, εμπεριέχουν παθογόνους μικροοργανισμούς, όπως *Escherichia coli*, *Klebsiella spp.*, και άλλα ανθεκτικά βακτήρια, τα οποία μπορούν να προκαλέσουν σοβαρές λοιμώξεις (Pruden et al., 2013). Σύμφωνα με τον Παγκόσμιο Οργανισμό Υγείας (WHO, 2019), η παρουσία αυτών των ρύπων αυξάνει τον κίνδυνο μεταφοράς αντιμικροβιακής αντοχής, που αποτελεί μία από τις μεγαλύτερες απειλές για τη δημόσια υγεία τον 21ο αιώνα.

Η ύπαρξη μεγάλων διαφορών στις συγκεντρώσεις και τα χαρακτηριστικά των αποβλήτων μεταξύ αναπτυγμένων και αναπτυσσόμενων χωρών, όπως καταδεικνύεται από έρευνες που αναλύουν δεδομένα παραγωγής επικίνδυνων αποβλήτων (Chartier et al., 2014), καθιστά ακόμη πιο δύσκολη τη διαχείρισή τους. Σε νοσοκομεία χωρών με περιορισμένους οικονομικούς πόρους, τα λύματα συχνά απορρίπτονται χωρίς καμία επεξεργασία, αυξάνοντας τον κίνδυνο για τη δημόσια υγεία και το περιβάλλον (Syafrudin et al., 2021).

Η παρούσα εργασία στοχεύει στην αξιολόγηση και σύγκριση καινοτόμων βιολογικών μεθόδων επεξεργασίας υγρών νοσοκομειακών αποβλήτων, με βάση σύγχρονα επιστημονικά δεδομένα από τη διεθνή βιβλιογραφία. Συγκεκριμένα, οι στόχοι της είναι:

- ❖ Να αναλύσει τα ποιοτικά χαρακτηριστικά των υγρών νοσοκομειακών αποβλήτων, με έμφαση στις συγκεντρώσεις οργανικών ρύπων (COD, BOD, TN, TP, TSS) και στις φαρμακευτικές ουσίες που ανιχνεύονται συχνότερα, όπως carbamazepine, sulfamethoxazole, ciprofloxacin κ.ά. (Gogoi et al., 2018).
- ❖ Να εξετάσει την παρουσία και τους κινδύνους των παθογόνων μικροοργανισμών που ανιχνεύονται στα λύματα, όπως Gram αρνητικά και θετικά βακτήρια, καθώς και ανθεκτικά στελέχη (Pazda et al., 2019).
- ❖ Να παρουσιάσει, να αξιολογήσει και να συγκρίνει την αποτελεσματικότητα και την αποδοτικότητα διαφόρων καινοτόμων βιολογικών μεθόδων επεξεργασίας, όπως αντιδραστήρες μεμβράνης, κοκκώδης αερόβια ή αναερόβια ιλύς, bio-electro-Fenton, υγροβιότοποι και φωτοκαταλυτικά συστήματα, όσον αφορά την απομάκρυνση οργανικών ρύπων, φαρμακευτικών ουσιών και μικροοργανισμών (Verlicchi et al., 2015; Tran et al., 2018).
- ❖ Να συγκρίνει τα δεδομένα από επεξεργασία ακατέργαστων νοσοκομειακών αποβλήτων και μικτών λυμάτων (νοσοκομειακών και άλλων πηγών), ώστε να αναδειχθεί η αποτελεσματικότητα των μεθόδων υπό διαφορετικές συνθήκες.
- ❖ Να συμβάλει στη συζήτηση για τη βελτίωση των στρατηγικών διαχείρισης των υγρών νοσοκομειακών αποβλήτων, προτείνοντας τεχνολογίες που μπορούν να χρησιμοποιηθούν είτε αυτόνομα είτε συμπληρωματικά προς τις συμβατικές μεθόδους επεξεργασίας (Pal et al., 2014).

Η εργασία αναπτύσσεται σε επτά βασικά κεφάλαια:

- ❖ Εισαγωγή: Περιγράφεται η σημασία του θέματος, οι στόχοι της μελέτης και η δομή του κειμένου.
- ❖ Υγρά Νοσοκομειακά Απόβλητα και Ποιοτικά Χαρακτηριστικά: Αναλύεται η σύσταση και τα βασικά ποιοτικά χαρακτηριστικά των υγρών αποβλήτων (COD, BOD, TN, TP, TSS) και επισημαίνονται οι επιπτώσεις τους στο περιβάλλον και τη δημόσια υγεία.
- ❖ Παθογόνοι Μικροοργανισμοί: Παρουσιάζονται τα είδη παθογόνων που ανιχνεύονται συχνότερα στα υγρά νοσοκομειακά απόβλητα και οι κίνδυνοι που ενέχουν.
- ❖ Μέθοδοι Επεξεργασίας Νοσοκομειακών Αποβλήτων: Γίνεται εκτενής ανάλυση των συμβατικών και καινοτόμων βιολογικών μεθόδων επεξεργασίας, με παραδείγματα από πρόσφατες μελέτες.
- ❖ Μεθοδολογία Έρευνας: Αναλύεται η μέθοδος ανασκόπησης της βιβλιογραφίας, η συλλογή και η στατιστική επεξεργασία των δεδομένων, όπως παρουσιάζονται στους πίνακες και στα διαγράμματα που συνοδεύουν την εργασία.
- ❖ Ανάλυση Αποτελεσμάτων: Γίνεται συγκριτική αξιολόγηση των μεθόδων επεξεργασίας με βάση τις συγκεντρώσεις οργανικών ρύπων, τα ποσοστά απομάκρυνσης και την αποτελεσματικότητα απέναντι σε φαρμακευτικές ουσίες και μικροοργανισμούς, χρησιμοποιώντας δεδομένα από τα άρθρα που αναλύθηκαν.
- ❖ Συμπεράσματα και Προτάσεις: Συνοψίζονται τα κύρια ευρήματα της εργασίας, αναδεικνύονται οι προοπτικές εφαρμογής καινοτόμων τεχνολογιών, και διατυπώνονται προτάσεις για τη βελτίωση της επεξεργασίας των υγρών νοσοκομειακών αποβλήτων.

Η προσέγγιση της εργασίας στηρίζεται σε σύγχρονα επιστημονικά δεδομένα από τη διεθνή βιβλιογραφία, συμπεριλαμβανομένων άρθρων από έγκριτα περιοδικά όπως Science of the Total Environment, Water Research, Journal of Hazardous Materials, Environmental Pollution, καθώς και επίσημες εκθέσεις του WHO και του ECDC. Μέσω αυτής της δομημένης ανάλυσης, επιδιώκεται η ανάδειξη της αναγκαιότητας ανάπτυξης και εφαρμογής αποτελεσματικών και βιώσιμων λύσεων για την επεξεργασία των υγρών νοσοκομειακών αποβλήτων, προκειμένου να μειωθεί ο κίνδυνος για τη δημόσια υγεία και να προστατευτεί το περιβάλλον.

Κεφάλαιο 1: Θεωρητικό υπόβαθρο

1.1 Νοσοκομειακά απόβλητα: Κατηγορίες και γενικά χαρακτηριστικά

Τα νοσοκομειακά απόβλητα αποτελούν ένα από τα σημαντικότερα προβλήματα διαχείρισης αποβλήτων στον τομέα της υγείας, καθώς περιλαμβάνουν επικίνδυνες ουσίες που μπορούν να βλάψουν τη δημόσια υγεία και το περιβάλλον. Η Παγκόσμια Οργάνωση Υγείας (WHO) κατατάσσει τα νοσοκομειακά απόβλητα σε δύο βασικές κατηγορίες: επικίνδυνα και μη επικίνδυνα. Τα μη επικίνδυνα απόβλητα αποτελούν περίπου το 85% του συνόλου και μοιάζουν σε σύνθεση με τα στερεά απορρίμματα, ενώ το υπόλοιπο 15% περιλαμβάνει απόβλητα που θεωρούνται επικίνδυνα λόγω τοξικότητας, μολυσματικότητας ή ραδιενέργειας (Chartier et al., 2014).

Η διάκριση των νοσοκομειακών αποβλήτων σε στερεά και υγρά είναι θεμελιώδης, καθώς κάθε τύπος απαιτεί διαφορετική διαχείριση. Τα στερεά νοσοκομειακά απόβλητα περιλαμβάνουν υλικά όπως αποστειρωμένες σύριγγες, γάζες, ρούχα, καθώς και αιχμηρά αντικείμενα (π.χ. βελόνες). Στον αντίποδα, τα υγρά νοσοκομειακά απόβλητα περιλαμβάνουν λύματα που προέρχονται από διαδικασίες καθαρισμού, χειρουργεία, εργαστηριακές εξετάσεις, καθώς και τα λύματα από τις τουαλέτες ασθενών που υποβάλλονται σε θεραπεία με φάρμακα υψηλής τοξικότητας (Verlicchi et al., 2015).

Η επικινδυνότητα των νοσοκομειακών αποβλήτων οφείλεται στη χημική, βιολογική ή φυσική τους σύνθεση. Τα υγρά απόβλητα μπορούν να περιέχουν συμβατικούς ρύπους (COD, BOD, TN, TP, TSS), φαρμακευτικά υπολείμματα (π.χ. αντιβιοτικά, παυσίπονα, κυτταροστατικά), αλλά και παθογόνους μικροοργανισμούς, που καθιστούν απαραίτητη την επεξεργασία τους πριν την απόρριψη στο περιβάλλον (Michael et al., 2013). Σύμφωνα με τη μελέτη των Verlicchi et al. (2010), τα νοσοκομειακά λύματα παρουσιάζουν υψηλότερες συγκεντρώσεις οργανικών ρύπων και φαρμακευτικών ουσιών σε σχέση με τα οικιακά λύματα, ενώ η συγκέντρωση των μικροβίων μπορεί να είναι έως και 10 φορές μεγαλύτερη.

Κατηγορίες επικίνδυνων νοσοκομειακών αποβλήτων

Η WHO και η Ευρωπαϊκή Ένωση (EU Directive 2008/98/EC) καθορίζουν τις υποκατηγορίες των επικίνδυνων νοσοκομειακών αποβλήτων:

- ❖ Μολυσματικά απόβλητα, που περιλαμβάνουν υλικά τα οποία έχουν έρθει σε επαφή με σωματικά υγρά, αίμα ή εκκρίσεις και μπορούν να μεταδώσουν μολυσματικές ασθένειες.
- ❖ Παθολογικά απόβλητα, όπως ανθρώπινοι ιστοί, όργανα και μέρη του σώματος.
- ❖ Αιχμηρά αντικείμενα, όπως βελόνες, ξυράφια, σπασμένα γυαλιά.
- ❖ Χημικά απόβλητα, που περιλαμβάνουν απολυμαντικά, διαλύτες, αντιδραστήρια, καθώς και φάρμακα με τοξική δράση.
- ❖ Φαρμακευτικά απόβλητα, όπως ληγμένα ή αχρησιμοποίητα φάρμακα, ιδιαίτερα αυτά που περιλαμβάνουν κυτταροτοξικές ουσίες.
- ❖ Ραδιενεργά απόβλητα, που παράγονται από εργαστηριακές εξετάσεις ή θεραπείες που χρησιμοποιούν ραδιοϊσότοπα.
- ❖ Απόβλητα που περιέχουν βαρέα μέταλλα, όπως υδράργυρος από σπασμένα θερμόμετρα ή πιεσόμετρα.

Η ακριβής κατηγοριοποίηση είναι καθοριστική για την επιλογή κατάλληλης μεθόδου συλλογής, αποθήκευσης, μεταφοράς και τελικής διάθεσης ή επεξεργασίας.

Η ποιότητα των υγρών αποβλήτων αξιολογείται με τη μέτρηση βασικών δεικτών, όπως το Χημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο (Chemical Oxygen Demand/COD) που αποτελεί ένδειξη της συνολικής ποσότητας οργανικών ουσιών, το Βιοχημικά Απαιτούμενο (Biochemical Oxygen Demand/BOD) που δείχνει το οργανικό φορτίο βιοαποδομήσιμων ενώσεων, το Ολικό Άζωτο (Total Nitrogen/TN) και τον Ολικό φώσφορο (Total Phosphorus/TP) που σχετίζονται με τις θρεπτικές ουσίες και την

πρόκληση ευτροφισμού, καθώς και τα Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (Total Suspended Solids/TSS) (Gogoi et al., 2018). Η υψηλή τιμή αυτών των παραμέτρων αποτελεί ένδειξη έντονου ρυπαντικού φορτίου, ενώ η παρουσία φαρμακευτικών υπολειμμάτων, όπως carbamazepine, diclofenac, ciprofloxacin, είναι χαρακτηριστική στα νοσοκομειακά λύματα (Michael et al., 2013; Pal et al., 2014).

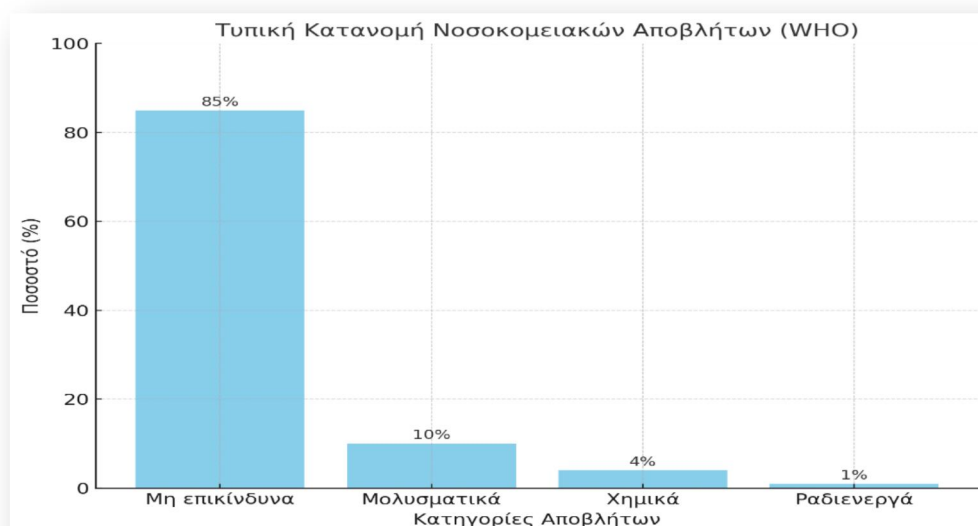
Εκτός από χημικούς ρύπους, στα υγρά νοσοκομειακά απόβλητα μπορεί να ανιχνευθούν και παθογόνα μικρόβια. Μελέτες έχουν δείξει την παρουσία Gram-αρνητικών βακτηρίων (π.χ. *Klebsiella*, *E. coli*), Gram-θετικών βακτηρίων (π.χ. *Staphylococcus aureus*), καθώς και ανθεκτικών μικροοργανισμών (ARB) και γονιδίων αντοχής (ARGs) (Pazda et al., 2019). Η παρουσία τέτοιων παραγόντων αυξάνει σημαντικά την επικινδυνότητα των λυμάτων και απαιτεί κατάλληλη επεξεργασία ώστε να μην επιμολυνθεί το υδάτινο περιβάλλον ή το πόσιμο νερό.

Η ποσότητα νοσοκομειακών αποβλήτων ποικίλλει ανάλογα με το είδος και τη δυναμικότητα της νοσηλευτικής μονάδας, τον αριθμό των κλινών, το επίπεδο υγειονομικής περίθαλψης, καθώς και την τοπική οικονομική κατάσταση (Syafrudin et al., 2021). Σύμφωνα με τη WHO (2019), σε ανεπτυγμένες χώρες η παραγωγή επικίνδυνων νοσοκομειακών αποβλήτων ανά κάτοικο κυμαίνεται μεταξύ 0.4-5.5 kg/κάτοικο/έτος, ενώ σε αναπτυσσόμενες χώρες οι ποσότητες είναι συνήθως μικρότερες (0.2-0.4 kg/κάτοικο/έτος), αν και συχνά δεν υπάρχει ορθή καταγραφή λόγω έλλειψης κατάλληλων υποδομών.

Ωστόσο, το μεγαλύτερο πρόβλημα εντοπίζεται στην έλλειψη διαχωρισμού των αποβλήτων στις πηγές παραγωγής τους, αφού σε πολλές χώρες, ειδικά αναπτυσσόμενες, δεν ακολουθούνται διαδικασίες διαλογής, με αποτέλεσμα να συνυπάρχουν επικίνδυνα και μη επικίνδυνα απόβλητα στο ίδιο ρεύμα (Chartier et al., 2014). Αυτό οδηγεί σε αύξηση του όγκου των αποβλήτων που πρέπει να διαχειριστούν ως επικίνδυνα, με αποτέλεσμα την αύξηση του κόστους διαχείρισης και τον κίνδυνο για το προσωπικό υγείας, τους ασθενείς και το περιβάλλον.

Η επικινδυνότητα και η σύνθεση των νοσοκομειακών αποβλήτων καθιστούν αναγκαία την υιοθέτηση αποτελεσματικών μεθόδων συλλογής, διαχείρισης και επεξεργασίας. Σύμφωνα με τη WHO (2019) και την Ευρωπαϊκή Οδηγία 2008/98/EC, τα νοσοκομεία οφείλουν να εφαρμόζουν κατάλληλες διαδικασίες επεξεργασίας, όπως θερμική επεξεργασία, απολύμανση, ή εξειδικευμένες βιολογικές και φυσικοχημικές μεθόδους, ώστε να μειώνεται ο όγκος και η επικινδυνότητα των αποβλήτων. Η ανάπτυξη τεχνολογιών, όπως τα συστήματα βιοαντιδραστήρων μεμβράνης, οι

τεχνητοί υγροβιότοποι και οι διεργασίες προηγμένης οξείδωσης (advanced oxidation processes) όπως για παράδειγμα η photo-Fenton, επιτρέπει πλέον πιο αποδοτική επεξεργασία, ειδικά για τα υγρά νοσοκομειακά λύματα που περιέχουν φαρμακευτικές ουσίες ανθεκτικές στη βιοαποικοδόμηση (Verlicchi et al., 2015; Tran et al., 2018).



Γράφημα 1.1.1: Ραβδόγραμμα κατανομής κατηγοριών νοσοκομειακών αποβλήτων σύμφωνα με στοιχεία του Παγκόσμιου Οργανισμού Υγείας (ΠΟΥ). Το γράφημα απεικονίζει το ποσοστό συμμετοχής κάθε κατηγορίας αποβλήτων στη συνολική ποσότητα, δείχνοντας ότι το μεγαλύτερο ποσοστό αποτελείται από γενικά μη επικίνδυνα απόβλητα, ενώ οι υπόλοιπες κατηγορίες αφορούν διάφορους τύπους επικίνδυνων αποβλήτων.

1.2 Υγρά νοσοκομειακά απόβλητα: Επικινδυνότητα και περιβαλλοντικοί κίνδυνοι

Τα υγρά νοσοκομειακά απόβλητα αποτελούν έναν από τους πλέον υποτιμημένους αλλά ταυτόχρονα πιο επικίνδυνους τύπους ιατρικών αποβλήτων, καθώς ενέχουν σοβαρούς κινδύνους για τη δημόσια υγεία και το περιβάλλον. Αυτά τα απόβλητα προέρχονται από διάφορες δραστηριότητες νοσοκομείων, όπως οι διαδικασίες απολύμανσης, οι πλύσεις ιατρικού εξοπλισμού, οι εργαστηριακές αναλύσεις, καθώς και οι απορρίψεις από χειρουργεία, μονάδες εντατικής θεραπείας και κλινικά εργαστήρια (Kümmerer et al., 2018). Σε αντίθεση με τα στερεά νοσοκομειακά απόβλητα, τα υγρά λύματα έχουν την ικανότητα να διαχέονται γρήγορα στο περιβάλλον, αυξάνοντας τον κίνδυνο ευρείας διασποράς επικίνδυνων ουσιών.

Η επικινδυνότητα των υγρών αποβλήτων έγκειται καταρχάς στη χημική τους σύσταση. Περιέχουν υπολείμματα φαρμακευτικών ουσιών (π.χ. αντιβιοτικά,

αντικαρκινικά, αντιφλεγμονώδη), απολυμαντικά και αναισθητικά, ουσίες που δεν διασπώνται εύκολα και έχουν τη δυνατότητα να εισέλθουν στους υδάτινους αποδέκτες (Gavrilescu et al., 2015). Η παρουσία αυτών των ουσιών στα λύματα είναι ιδιαίτερα ανησυχητική, καθώς ακόμη και σε πολύ χαμηλές συγκεντρώσεις μπορούν να επηρεάσουν την υδρόβια ζωή, προκαλώντας τοξικότητα σε ψάρια και μικροοργανισμούς, διαταράσσοντας την οικολογική ισορροπία και συμβάλλοντας στην ανάπτυξη ανθεκτικότητας μικροβίων στα αντιβιοτικά (Michael et al., 2013; aus der Beek et al., 2016).

Παράλληλα, τα υγρά νοσοκομειακά απόβλητα μπορεί να περιέχουν παθογόνους μικροοργανισμούς, όπως βακτήρια, ιούς, μύκητες και πρωτόζωα, τα οποία δύνανται να προκαλέσουν σοβαρές λοιμώξεις σε ανθρώπους και ζώα. Ειδικά τα πολυανθεκτικά στελέχη βακτηρίων, που συχνά απαντώνται σε μονάδες εντατικής θεραπείας και χειρουργεία, ανιχνεύονται και στα λύματα, αυξάνοντας τον κίνδυνο εξάπλωσης ανθεκτικών λοιμώξεων στην κοινότητα (Rizzo et al., 2013; Bengtsson-Palme et al., 2018). Έρευνες έχουν δείξει ότι τα νοσοκομειακά λύματα μπορεί να περιέχουν *E. coli* ανθεκτικό σε πολλαπλές κατηγορίες αντιβιοτικών, καθώς και ανθεκτικά γονίδια (ARGs) που μεταφέρονται στο περιβάλλον και σε άλλους μικροοργανισμούς (Manaia et al., 2018).

Επιπλέον, τα υγρά νοσοκομειακά απόβλητα περιλαμβάνουν συμβατικούς ρύπους, όπως οργανικό φορτίο (BOD, COD), άζωτο (TN), φώσφορο (TP) και αιωρούμενα στερεά (TSS), τα οποία επιβαρύνουν το περιβάλλον, προκαλώντας ευτροφισμό σε υδάτινα οικοσυστήματα και μείωση του διαθέσιμου διαλυμένου οξυγόνου, οδηγώντας σε φαινόμενα όπως η μαζική θνησιμότητα ψαριών (Rodríguez-Narváez et al., 2017). Το υψηλό οργανικό φορτίο των υγρών αποβλήτων μπορεί επίσης να επιβαρύνει σημαντικά τις εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων, ειδικά όταν αυτές δεν είναι σχεδιασμένες για την επεξεργασία τέτοιου τύπου αποβλήτων.

Η ανεπαρκής διαχείριση και επεξεργασία των υγρών νοσοκομειακών αποβλήτων μπορεί να οδηγήσει σε σοβαρούς περιβαλλοντικούς κινδύνους. Σύμφωνα με τον Παγκόσμιο Οργανισμό Υγείας (WHO, 2014), σε πολλές χώρες, ιδιαίτερα σε περιοχές με περιορισμένους πόρους, τα νοσοκομειακά λύματα απορρίπτονται απευθείας σε ποτάμια, λίμνες ή αποχετευτικά δίκτυα χωρίς καμία επεξεργασία, με αποτέλεσμα τη ρύπανση των υδάτων που χρησιμοποιούνται για πόση, άρδευση ή ψάρεμα. Αυτή η πρακτική ενέχει σοβαρούς κινδύνους για τη δημόσια υγεία, ιδιαίτερα για τις

κοινότητες που ζουν κοντά σε νοσοκομεία και δεν έχουν πρόσβαση σε επαρκείς εγκαταστάσεις ύδρευσης.

Σημαντική πτυχή της επικινδυνότητας είναι και η αδυναμία των συμβατικών εγκαταστάσεων επεξεργασίας αστικών λυμάτων να απομακρύνουν φαρμακευτικά κατάλοιπα και παθογόνους μικροοργανισμούς. Μελέτες καταδεικνύουν ότι η απόδοση των συμβατικών μεθόδων για την απομάκρυνση φαρμακευτικών ουσιών συχνά δεν υπερβαίνει το 40–60%, αφήνοντας σημαντικές ποσότητες επικίνδυνων ρύπων να καταλήγουν στους αποδέκτες (Verlicchi et al., 2012). Αυτό έχει ως συνέπεια τη μακροχρόνια επιβάρυνση του περιβάλλοντος και τη συσσώρευση φαρμακευτικών ουσιών σε ιζήματα, φυτά και ζώα, δημιουργώντας έναν κύκλο που καταλήγει τελικά στον άνθρωπο μέσω της διατροφικής αλυσίδας (Kümmerer, 2009).

Η ύπαρξη τοξικών ουσιών στα υγρά απόβλητα νοσοκομείων συνδέεται επίσης με δυνητικούς καρκινογόνους, μεταλλαξιογόνους ή τερατογόνους κινδύνους, ιδιαίτερα από υπολείμματα αντικαρκινικών και κυτταροτοξικών φαρμάκων (Padhye et al., 2014). Η ανεπαρκής απομάκρυνση αυτών των ουσιών ενδέχεται να επιβαρύνει τόσο τους εργαζόμενους στις εγκαταστάσεις επεξεργασίας όσο και τις κοινότητες που καταναλώνουν νερό από μολυσμένους υδάτινους πόρους.

Αξίζει να σημειωθεί ότι η ποσότητα και η σύσταση των υγρών νοσοκομειακών αποβλήτων ποικίλλουν σημαντικά ανάλογα με τη δυναμικότητα του νοσοκομείου, τον αριθμό κλινών, τα είδη θεραπειών που προσφέρει, καθώς και την οικονομική και κοινωνική κατάσταση της χώρας. Σε αναπτυγμένες χώρες, η μέση παραγωγή επικίνδυνων αποβλήτων (στερεών και υγρών) κυμαίνεται από 0,5 έως 3 kg/κάτοικο/έτος, ενώ σε λιγότερο ανεπτυγμένες χώρες οι ποσότητες είναι μικρότερες, αλλά η διαχείριση τους είναι πολύ πιο επισφαλής (WHO, 2014; Windfeld & Brooks, 2015).

Η αυξανόμενη ανησυχία για τη ρύπανση από νοσοκομειακά απόβλητα έχει οδηγήσει την επιστημονική κοινότητα να αναπτύξει καινοτόμες μεθόδους επεξεργασίας, όπως οι βιοαντιδραστήρες μεμβράνης, τα φωτοκαταλυτικά συστήματα (π.χ. photo-Fenton) και οι υγροβιότοποι, που επιδεικνύουν βελτιωμένη απόδοση στην απομάκρυνση τόσο συμβατικών ρύπων όσο και μικρορυπαντών (Igos et al., 2012; Noguera-Oviedo & Aga, 2016). Ωστόσο, η εφαρμογή τους σε μεγάλη κλίμακα περιορίζεται από το κόστος, την πολυπλοκότητα και τις απαιτήσεις σε τεχνική υποστήριξη, ιδιαίτερα σε χώρες με χαμηλά εισοδήματα.

Τα υγρά νοσοκομειακά απόβλητα συνιστούν μια σοβαρή και σύνθετη περιβαλλοντική απειλή.

1.3 Νομοθεσία και κανονιστικά πλαίσια για τη διαχείριση νοσοκομειακών υγρών αποβλήτων

Η διαχείριση των νοσοκομειακών υγρών αποβλήτων διέπεται από ένα σύνθετο και πολυεπίπεδο πλέγμα νομοθεσίας, που αντανάκλα την αυξανόμενη ανησυχία για την προστασία της δημόσιας υγείας και του περιβάλλοντος. Τα νοσοκομειακά λύματα, λόγω της περιεκτικότητάς τους σε επικίνδυνες χημικές ουσίες, φαρμακευτικά υπολείμματα, και παθογόνους μικροοργανισμούς, θεωρούνται από τις πιο επικίνδυνες μορφές αποβλήτων, ενώ η εσφαλμένη διαχείρισή τους μπορεί να προκαλέσει σοβαρές περιβαλλοντικές επιπτώσεις και κινδύνους για την υγεία (WHO, 2014). Η νομοθεσία που αφορά στη διαχείρισή τους έχει αναπτυχθεί σε εθνικό, ευρωπαϊκό και διεθνές επίπεδο, με σκοπό την εναρμόνιση των πρακτικών επεξεργασίας και την αποτροπή της ρύπανσης υδάτινων σωμάτων.

Σε ευρωπαϊκό επίπεδο, η Οδηγία 2000/60/EK, γνωστή και ως Οδηγία-Πλαίσιο για τα Νερά, αποτελεί το βασικό θεσμικό κείμενο που ορίζει τη διαχείριση των υδάτων, θέτοντας ως κεντρικό στόχο την προστασία και την αποκατάσταση της ποιότητας των υδάτων εντός της Ε.Ε. Στο πλαίσιο αυτής της οδηγίας, τα κράτη-μέλη καλούνται να καταρτίσουν και να εφαρμόσουν Σχέδια Διαχείρισης Λεκανών Απορροής, τα οποία περιλαμβάνουν μέτρα για τη διαχείριση σημειακών ρυπάνσεων, όπως τα νοσοκομειακά απόβλητα (European Parliament, 2000). Παράλληλα, η Οδηγία 91/271/ΕΟΚ για την επεξεργασία αστικών λυμάτων προβλέπει υποχρεώσεις για την επεξεργασία των αποβλήτων από νοσοκομειακές εγκαταστάσεις που συνδέονται με το αποχετευτικό σύστημα, καθώς και απαιτήσεις για την απομάκρυνση θρεπτικών και οργανικών φορτίων.

Η οδηγία 2008/98/EK για τα απόβλητα (Waste Framework Directive) εισάγει την αρχή της ιεράρχησης στη διαχείριση αποβλήτων, προκρίνοντας την πρόληψη παραγωγής αποβλήτων, την επαναχρησιμοποίηση, την ανακύκλωση, και εν συνεχεία την ανάκτηση και την ασφαλή διάθεση. Ειδικά για τα επικίνδυνα απόβλητα, απαιτείται ο χαρακτηρισμός, η καταγραφή, και η διαχείριση τους με ειδικούς κανόνες. Τα νοσοκομειακά λύματα, όταν περιέχουν τοξικές ή επικίνδυνες ουσίες, εμπίπτουν στις διατάξεις περί επικινδύνων αποβλήτων και οφείλουν να διαχειρίζονται σύμφωνα με αυστηρά πρωτόκολλα (European Parliament, 2008).

Στην Ελλάδα, η διαχείριση των υγρών νοσοκομειακών αποβλήτων ρυθμίζεται από το Π.Δ. 82/2004 (ΦΕΚ 64/Α/2-3-2004), με το οποίο εναρμονίζεται το εθνικό δίκαιο με την ευρωπαϊκή νομοθεσία για την επεξεργασία αστικών λυμάτων. Το Π.Δ. αυτό καθορίζει τα όρια εκροής για παραμέτρους όπως το BOD, το COD, τα αιωρούμενα στερεά (TSS), το ολικό άζωτο (TN) και ο συνολικός φώσφορος (TP), που πρέπει να πληρούνται από τις μονάδες επεξεργασίας πριν την απόρριψη των επεξεργασμένων αποβλήτων στους αποδέκτες. Το ισχύον νομικό πλαίσιο προβλέπει ότι οι μονάδες υγειονομικής περίθαλψης που παράγουν υγρά απόβλητα υποχρεούνται να καταρτίζουν σχέδιο διαχείρισης και να εφαρμόζουν συστήματα επεξεργασίας που εξασφαλίζουν την απομάκρυνση επικίνδυνων συστατικών (Υπουργείο Περιβάλλοντος & Ενέργειας, 2017).

Επιπλέον, η Κοινή Υπουργική Απόφαση (ΚΥΑ) 37591/2031/2003 (ΦΕΚ 1419/Β/1-10-2003) θέτει το ρυθμιστικό πλαίσιο για τη διαχείριση επικίνδυνων ιατρικών αποβλήτων (ΕΙΑ), περιλαμβάνοντας κανόνες για τη συλλογή, μεταφορά, επεξεργασία και τελική διάθεση των αποβλήτων αυτών. Αν και η εν λόγω ΚΥΑ εστιάζει κυρίως στα στερεά ΕΙΑ, οι βασικές αρχές ασφάλειας, ανίχνευσης και ιχνηλασιμότητας ισχύουν κατ' αναλογία και για τα υγρά απόβλητα που φέρουν χαρακτηριστικά επικινδυνότητας (Ελληνική Κυβέρνηση, 2003).

Η Διεθνής Υγειονομική Κανονιστική Αρχή, όπως ορίζεται από τον Παγκόσμιο Οργανισμό Υγείας (ΠΟΥ), παρέχει κατευθυντήριες οδηγίες μέσω του εγχειριδίου “Safe Management of Wastes from Health-Care Activities”, σύμφωνα με το οποίο τα νοσοκομεία καλούνται να διαθέτουν ολοκληρωμένα σχέδια διαχείρισης αποβλήτων, περιλαμβανομένων πρωτοκόλλων για τον περιορισμό, την απολύμανση, την προσωρινή αποθήκευση και την ασφαλή διάθεση υγρών αποβλήτων (WHO, 2014). Στο πλαίσιο αυτό, ενθαρρύνεται η χρήση κατάλληλων τεχνολογιών, όπως συστήματα αερόβιας ή αναερόβιας επεξεργασίας, ή και προηγμένων μεθόδων (π.χ. φωτοκαταλυτικές διεργασίες, μεμβρανικά συστήματα) που διασφαλίζουν την απομάκρυνση φαρμακευτικών ουσιών και μικροβιακών παραγόντων.

Σημαντικό στοιχείο των κανονιστικών πλαισίων είναι η υποχρέωση εκπόνησης Περιβαλλοντικών Όρων για τις εγκαταστάσεις υγειονομικής περίθαλψης, βάσει της ΚΥΑ 15393/2332/2002 (ΦΕΚ 1022/Β/5-8-2002), που καθορίζει τη διαδικασία έγκρισης μελετών περιβαλλοντικών επιπτώσεων και τη συμμόρφωση με τα προβλεπόμενα μέτρα προστασίας του περιβάλλοντος. Η έγκριση αυτών των όρων αποτελεί προϋπόθεση για την αδειοδότηση των νοσοκομειακών μονάδων και

προβλέπει, μεταξύ άλλων, την εγκατάσταση και λειτουργία κατάλληλων μονάδων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων (ΥΠΕΝ, 2002).

Σε παγκόσμιο επίπεδο, η Σύμβαση της Βασιλείας (1989) για τον έλεγχο της διασυνοριακής διακίνησης επικίνδυνων αποβλήτων και της διάθεσής τους, στην οποία είναι συμβαλλόμενο μέρος η Ελλάδα, καθιερώνει αυστηρές διαδικασίες αναγνώρισης και μεταφοράς επικίνδυνων αποβλήτων, μεταξύ των οποίων περιλαμβάνονται και τα υγρά νοσοκομειακά απόβλητα. Η σύμβαση επιβάλλει στα κράτη-μέλη να λαμβάνουν όλα τα απαραίτητα μέτρα για την ελαχιστοποίηση της παραγωγής επικίνδυνων αποβλήτων και να διασφαλίζουν την περιβαλλοντικά ορθή διαχείρισή τους (UNEP, 2011).

Η αυστηροποίηση του νομικού πλαισίου τα τελευταία χρόνια αντανακλάται και σε εθνικά σχέδια διαχείρισης, όπως το Εθνικό Σχέδιο Πρόληψης Παραγωγής Αποβλήτων (ΕΣΠΑ) και το Εθνικό Σχέδιο Διαχείρισης Αποβλήτων (ΕΣΔΑ), τα οποία θέτουν στρατηγικούς στόχους για την ελαχιστοποίηση της παραγωγής επικίνδυνων αποβλήτων και την ενίσχυση της ανακύκλωσης και της ανάκτησης, με ειδικές προβλέψεις για τα νοσοκομειακά απόβλητα (ΥΠΕΝ, 2020).

1.4 Διεθνείς τάσεις και πρακτικές

Η επεξεργασία και διαχείριση των υγρών νοσοκομειακών αποβλήτων αποτελεί διεθνώς αντικείμενο αυξημένου επιστημονικού, κοινωνικού και πολιτικού ενδιαφέροντος. Καθώς οι επιπτώσεις τους στο περιβάλλον και τη δημόσια υγεία έχουν πλέον τεκμηριωθεί (Verlicchi et al., 2010), οι διεθνείς τάσεις επικεντρώνονται τόσο στην ανάπτυξη καινοτόμων τεχνολογιών, όσο και στη διαμόρφωση ολοκληρωμένων πολιτικών πρόληψης, επεξεργασίας και επαναχρησιμοποίησης των επεξεργασμένων αποβλήτων.

Στις χώρες με ανεπτυγμένα συστήματα υγείας, όπως η Γερμανία, η Ολλανδία και η Σουηδία, δίνεται έμφαση στην εφαρμογή προηγμένων τεχνολογιών επεξεργασίας, όπως οι μεμβρανικοί βιοαντιδραστήρες (MBRs) και οι φωτοκαταλυτικές διεργασίες (Λυμπεροπούλου κ.ά., 2017). Οι MBRs έχουν αποδειχθεί αποτελεσματικοί στην απομάκρυνση όχι μόνο συμβατικών ρύπων (BOD, COD, TSS), αλλά και φαρμακευτικών υπολειμμάτων, μικρορυπαντών και παθογόνων μικροοργανισμών, παρέχοντας υψηλή ποιότητα εκροής (Larsen et al., 2021). Επιπλέον, η τεχνολογία

photo-Fenton, σε συνδυασμό με UVA ή ηλιακή ακτινοβολία, εφαρμόζεται πιλοτικά για την αποικοδόμηση ανθεκτικών οργανικών ρύπων (Elmolla & Chaudhuri, 2010).

Σε χώρες της Βόρειας Αμερικής, όπως οι ΗΠΑ και ο Καναδάς, η εστίαση μετατοπίζεται από την παραδοσιακή διαχείριση προς την κυκλική οικονομία και την ανακύκλωση του νερού. Στη Μινεσότα, για παράδειγμα, πιλοτικά προγράμματα ενσωματώνουν υδροβιότοπους τεχνητής ροής μετά από μηχανική επεξεργασία, με στόχο τη δευτερογενή ή και τριτογενή καθαριστική δράση των φυτών και του μικροβιακού τους φορτίου (Rahman et al., 2020). Η πρακτική αυτή αποσκοπεί στη μείωση του ενεργειακού κόστους και στην ανάκτηση καθαρού νερού για χρήση σε άρδευση ή και σε συστήματα ψύξης.

Στις χώρες της Ασίας, και ειδικά σε κράτη όπως η Ιαπωνία, η Νότια Κορέα και η Σιγκαπούρη, έχουν αναπτυχθεί ολοκληρωμένες στρατηγικές «Zero Liquid Discharge» (ZLD), στις οποίες τα υγρά απόβλητα επεξεργάζονται ώστε να μην απορρίπτεται τίποτα στο περιβάλλον, αλλά να επαναχρησιμοποιούνται όλα τα ρεύματα υγρών και να ανακτώνται πολύτιμα στοιχεία, όπως το άζωτο και ο φώσφορος (Li et al., 2019). Οι χώρες αυτές επενδύουν σε συστήματα προχωρημένων οξειδωτικών διεργασιών (AOPs) για την καταστροφή μικρορυπαντών, σε συνδυασμό με τεχνολογίες αντίστροφης όσμωσης για την περαιτέρω καθαρότητα του παραγόμενου νερού.

Στην Αυστραλία, η έμφαση δίνεται στη χρήση «έξυπνων» τεχνολογιών παρακολούθησης των εκρών νοσοκομειακών αποβλήτων σε πραγματικό χρόνο, αξιοποιώντας συστήματα IoT (Internet of Things) που συνδέονται με κεντρικές βάσεις δεδομένων (Gerrity et al., 2011). Με αυτόν τον τρόπο, επιτυγχάνεται τόσο η έγκαιρη ανίχνευση πιθανών υπερβάσεων ρύπων, όσο και η βελτιστοποίηση της λειτουργίας των μονάδων επεξεργασίας.

Παράλληλα, διεθνώς αναπτύσσονται πρακτικές πρόληψης με στόχο τη μείωση της ποσότητας και επικινδυνότητας των παραγόμενων αποβλήτων ήδη από την πηγή. Στα σύγχρονα νοσοκομεία σε Ηνωμένο Βασίλειο, Γαλλία και Δανία, εφαρμόζονται πολιτικές ορθολογικής χρήσης φαρμάκων, ειδικά αντιβιοτικών, περιορίζοντας έτσι τα υπολείμματά τους στα λύματα και μειώνοντας την ανάπτυξη μικροβιακής αντοχής στο περιβάλλον (WHO, 2019).

Σημαντική διεθνής τάση αποτελεί η ενσωμάτωση της εκπαίδευσης του ιατρικού και νοσηλευτικού προσωπικού στις στρατηγικές διαχείρισης αποβλήτων, ώστε να εξασφαλίζεται η κατάλληλη διαλογή, αποθήκευση και απόρριψη υγρών αποβλήτων

με γνώμονα τη μείωση κινδύνων (Santos et al., 2021). Η πρακτική αυτή εντάσσεται σε σύγχρονα προγράμματα Πιστοποίησης Ποιότητας Νοσοκομείων (π.χ. ISO 14001), προάγοντας μια κουλτούρα περιβαλλοντικής ευθύνης.

Η Ευρωπαϊκή Ένωση, μέσω της οδηγίας 2008/98/ΕΚ, έχει ενσωματώσει την ιεράρχηση στη διαχείριση αποβλήτων, η οποία αποτελεί οδηγό για πολλές χώρες: πρόληψη > επαναχρησιμοποίηση > ανακύκλωση > ανάκτηση ενέργειας > διάθεση (Ευρωπαϊκή Επιτροπή, 2008). Βάσει αυτής, τα κράτη-μέλη υποχρεούνται να προωθούν δράσεις περιορισμού της παραγωγής υγρών αποβλήτων, αναβάθμισης των μεθόδων επεξεργασίας και αυστηρής παρακολούθησης των ποιοτικών παραμέτρων των εκροών τους. Σημαντικά προγράμματα, όπως το «Pharmafilter» στην Ολλανδία, έχουν συνδυάσει πρωτοποριακά τεχνολογίες ανακύκλωσης υγρών με διαδικασίες απολύμανσης, μειώνοντας δραστικά τον περιβαλλοντικό αντίκτυπο νοσοκομείων (Mulder et al., 2018).

Ιδιαίτερο ενδιαφέρον παρουσιάζει η εμπειρία αναπτυσσόμενων χωρών, όπως η Ινδία και η Νιγηρία, όπου οι περιορισμένοι πόροι και η έλλειψη σύγχρονων υποδομών καθιστούν την εφαρμογή εξελιγμένων μεθόδων επεξεργασίας δύσκολη (Kümmerer et al., 2018). Στις χώρες αυτές, διεθνείς οργανισμοί, όπως ο Παγκόσμιος Οργανισμός Υγείας (WHO) και η UNICEF, υλοποιούν πιλοτικά προγράμματα εγκατάστασης μικρών, χαμηλού κόστους μονάδων επεξεργασίας, συνήθως με τεχνητούς υγροβιότοπους ή απλά συστήματα αερισμού, επιδιώκοντας τη βελτίωση των βασικών συνθηκών υγιεινής και τη μείωση των άμεσων κινδύνων για τις τοπικές κοινωνίες (WHO, 2014).

Τέλος, στις διεθνείς καλές πρακτικές περιλαμβάνονται οι διαδικασίες ελέγχου και ανάλυσης της σύστασης των υγρών αποβλήτων με έμφαση στη συστηματική παρακολούθηση των οργανικών χαρακτηριστικών COD, BOD, TN, TP και TSS, καθώς και των συγκεντρώσεων φαρμακευτικών ουσιών (Jelic et al., 2012). Η συστηματική αυτή καταγραφή, σε συνδυασμό με τη χρήση κατάλληλων μοντέλων πρόβλεψης, δίνει τη δυνατότητα βελτιστοποίησης των συστημάτων επεξεργασίας, προσαρμογής των στρατηγικών στις ιδιαιτερότητες κάθε περιοχής και ελαχιστοποίησης του περιβαλλοντικού κινδύνου.

Κεφάλαιο 2: Ποιοτικά χαρακτηριστικά υγρών νοσοκομειακών αποβλήτων

2.1 COD: Έννοια, σημασία και περιβαλλοντική επίδραση

Η Χημική Απαίτηση Οξυγόνου (Chemical Oxygen Demand – COD) αποτελεί έναν από τους πιο θεμελιώδεις και διαδεδομένους δείκτες αξιολόγησης της ποιότητας υδάτων και λυμάτων, με καθοριστική σημασία στη διαχείριση υγρών νοσοκομειακών αποβλήτων. Το COD εκφράζει το ποσό του οξυγόνου που απαιτείται για την πλήρη χημική οξείδωση των οργανικών ουσιών που περιέχονται σε ένα δείγμα, τόσο βιοαποδομήσιμων όσο και μη βιοαποδομήσιμων. Πρόκειται ουσιαστικά για μέτρο του συνολικού οργανικού φορτίου, το οποίο μπορεί να καταναλώσει το διαθέσιμο διαλυμένο οξυγόνο (DO) ενός υδάτινου σώματος (Metcalf & Eddy, 2014).

Η μέτρηση του COD έχει το πλεονέκτημα της ταχύτητας σε σύγκριση με το BOD (Βιοχημική Απαίτηση Οξυγόνου), καθώς ολοκληρώνεται σε μερικές ώρες, έναντι πέντε ημερών που απαιτεί η ανάλυση BOD₅. Αυτό την καθιστά ιδανική για την καθημερινή παρακολούθηση της λειτουργίας μονάδων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων (Shon et al., 2006). Επίσης, λόγω της ικανότητάς του να ανιχνεύει οργανικές ενώσεις που δεν βιοαποδομούνται εύκολα, το COD παρέχει μια πιο ολοκληρωμένη εικόνα για την παρουσία και τις πιθανές επιπτώσεις ανθεκτικών οργανικών ρύπων, όπως φαρμακευτικά υπολείμματα ή συνθετικές χημικές ουσίες (Verlicchi et al., 2010).

Η σημασία του COD στη διαχείριση των νοσοκομειακών αποβλήτων έγκειται στο γεγονός ότι τα νοσοκομειακά λύματα έχουν αυξημένο οργανικό φορτίο σε σχέση με τα αστικά, λόγω της παρουσίας απολυμαντικών, αντιβιοτικών, αναισθητικών και άλλων χημικών ουσιών, που συχνά είναι τοξικές ή και ανθεκτικές στη βιολογική επεξεργασία (Prado et al., 2019). Οι υψηλές συγκεντρώσεις COD στα νοσοκομειακά λύματα συνδέονται με αυξημένο κίνδυνο πρόκλησης οξείας μείωσης του διαλυμένου οξυγόνου στους αποδέκτες, με αποτέλεσμα την πρόκληση συνθηκών ανοξίας και τον θάνατο υδρόβιων οργανισμών (Luo et al., 2014).

Η περιβαλλοντική επίδραση υψηλών τιμών COD στα υδάτινα οικοσυστήματα είναι πολυδιάστατη. Η μείωση του DO οδηγεί σε αλλαγή των οικολογικών ισορροπιών, καθώς ευνοούνται αναερόβιες διεργασίες που συνοδεύονται από την παραγωγή τοξικών παραπροϊόντων, όπως μεθάνιο, αμμωνία και υδρόθειο. Παράλληλα,

υποβαθμίζεται η αυτοκαθαριστική ικανότητα των υδάτινων συστημάτων, επηρεάζοντας τη βιωσιμότητα της ιχθυοπανίδας και άλλων οργανισμών, και ενισχύεται η ανάπτυξη ανθεκτικών και δυνητικά παθογόνων μικροοργανισμών (Michael et al., 2013).

Τα νοσοκομειακά απόβλητα που περιέχουν αυξημένο COD συμβάλλουν, επιπλέον, στην εμφάνιση ευτροφισμού σε επιφανειακά ύδατα. Αν και το COD δεν αποτελεί άμεσο δείκτη θρεπτικών στοιχείων, όπως το άζωτο και ο φώσφορος, οι οργανικές ενώσεις που αυξάνουν το COD συχνά περιέχουν θρεπτικά, τα οποία ενισχύουν την ανάπτυξη φυτοπλαγκτού και μακροφυκών (Ebele et al., 2017). Ο ευτροφισμός υποβαθμίζει την ποιότητα του νερού και μπορεί να προκαλέσει ανθίσεις τοξικών κυανοβακτηρίων, με σοβαρούς κινδύνους για την ανθρώπινη υγεία και τα οικοσυστήματα.

Η χρήση του COD ως δείκτη ποιότητας των επεξεργασμένων νοσοκομειακών αποβλήτων είναι καθοριστική και για την παρακολούθηση της απόδοσης των μονάδων επεξεργασίας. Ο δείκτης COD/BOD χρησιμοποιείται για την εκτίμηση του βαθμού βιοαποδομησιμότητας των οργανικών ενώσεων ενός δείγματος: τιμές COD/BOD μεγαλύτερες του 3 υποδηλώνουν παρουσία ουσιών δύσκολα βιοδιασπάσιμων, ενώ τιμές μικρότερες του 2 δείχνουν καλό δυναμικό βιοαποικοδόμησης (Sharma et al., 2019). Επομένως, η παρακολούθηση του COD σε συνδυασμό με το BOD παρέχει πολύτιμη πληροφόρηση για την κατάλληλη επιλογή και βελτιστοποίηση των διεργασιών επεξεργασίας.

Η τιμή του COD επηρεάζεται από παράγοντες όπως η θερμοκρασία, η τιμή pH, η παρουσία ανόργανων αναγωγικών ή οξειδωτικών ουσιών, καθώς και η συγκέντρωση τοξικών ενώσεων που επιδρούν στη μέτρηση (Metcalf & Eddy, 2014). Έτσι, για την αξιόπιστη εκτίμηση του COD, απαιτείται κατάλληλη προεπεξεργασία και ακριβής δειγματοληψία, ειδικά όταν πρόκειται για νοσοκομειακά λύματα που περιέχουν σύνθετα μίγματα οργανικών και ανόργανων ρύπων.

Η Ευρωπαϊκή Ένωση έχει θεσπίσει αυστηρά όρια εκροών COD σε νοσοκομειακά και αστικά λύματα μέσω της Οδηγίας 91/271/ΕΟΚ για την επεξεργασία αστικών λυμάτων, με στόχο την προστασία των υδάτινων αποδεκτών (Ευρωπαϊκή Επιτροπή, 1991). Στην Ελλάδα, το Προεδρικό Διάταγμα 51/2007 προβλέπει όριο εκροής COD 125 mg/L για εγκαταστάσεις δευτεροβάθμιας επεξεργασίας, ενώ για νοσοκομεία ισχύουν αυστηρότεροι κανόνες μέσω των περιβαλλοντικών όρων που καθορίζονται ανά μονάδα (ΦΕΚ 54Α/2007).

Πέρα από τις ρυθμιστικές απαιτήσεις, ο έλεγχος του COD συνδέεται και με την ανθεκτικότητα των εγκαταστάσεων επεξεργασίας απέναντι σε αιφνίδιες αυξήσεις οργανικού φορτίου, που μπορεί να οδηγήσουν σε αναστολή της βιολογικής δραστηριότητας ή σε εμφάνιση ανεπιθύμητων διεργασιών (π.χ. αφρισμός, οσμές, συσσώρευση τοξικών ενώσεων). Για το λόγο αυτό, σύγχρονες μονάδες σε ανεπτυγμένες χώρες υιοθετούν online αισθητήρες COD, οι οποίοι παρέχουν άμεσα δεδομένα για την ποιότητα εισροών και εκροών, διευκολύνοντας την άμεση λήψη διορθωτικών μέτρων (Gerrity et al., 2011).

Η βελτίωση της μεθοδολογίας μέτρησης COD, σε συνδυασμό με την πρόοδο στις τεχνολογίες επεξεργασίας, επιτρέπει την πιο αποτελεσματική απομάκρυνση οργανικού φορτίου από τα νοσοκομειακά απόβλητα. Μέθοδοι όπως οι μεμβρανικοί βιοαντιδραστήρες (MBRs), οι προηγμένες οξειδωτικές διεργασίες (AOPs) και οι συνδυασμένες διεργασίες βιολογικής και φυσικοχημικής επεξεργασίας έχουν αποδειχθεί ικανές να μειώσουν το COD κάτω από τα 50 mg/L, ακόμη και σε λύματα με αρχικές τιμές άνω των 2000 mg/L (Verlicchi et al., 2010; Michael et al., 2013).

2.2 BOD: Σχέση με βιολογική επεξεργασία και υδάτινη ρύπανση

Η παράμετρος BOD (Biochemical Oxygen Demand – Βιοχημική Απαιτήση Οξυγόνου) αποτελεί έναν από τους σημαντικότερους δείκτες εκτίμησης της ρύπανσης υδάτων με οργανική ύλη και χρησιμοποιείται ευρέως για την αξιολόγηση της αποτελεσματικότητας των διεργασιών βιολογικής επεξεργασίας σε εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων (Metcalf & Eddy, 2014· Sawyer et al., 2003). Το BOD μετρά την ποσότητα διαλυμένου οξυγόνου που απαιτείται από τους μικροοργανισμούς για την αερόβια αποδόμηση της οργανικής ύλης και σχετίζεται άμεσα με την ικανότητα αυτοκαθαρισμού των υδάτινων σωμάτων (Tchobanoglous et al., 2003). Υψηλές συγκεντρώσεις BOD οδηγούν σε αυξημένη κατανάλωση διαλυμένου οξυγόνου, με αποτέλεσμα την πρόκληση υποξικών ή ανοξικών συνθηκών που επηρεάζουν αρνητικά την υδρόβια ζωή (Jaramillo & Restrepo, 2017).

Η σχέση του BOD με τη βιολογική επεξεργασία είναι καθοριστική, καθώς οι διεργασίες βιολογικής αποδόμησης στοχεύουν στη μείωσή του μέσω της δράσης μικροοργανισμών, οι οποίοι μεταβολίζουν την οργανική ύλη (Metcalf & Eddy, 2014). Στα συστήματα ενεργού ιλύος, το BOD μειώνεται καθώς τα βακτήρια αποδομούν τις οργανικές ενώσεις σε διοξείδιο του άνθρακα και νερό, με την απομάκρυνση του να

φτάνει συνήθως το 85-95% υπό ιδανικές συνθήκες λειτουργίας (Tchobanoglous et al., 2003). Η απόδοση αυτή επηρεάζεται από παράγοντες όπως η θερμοκρασία, το pH, η αναλογία άνθρακα-άζωτου-φωσφόρου (C:N:P) και η τοξικότητα των αποβλήτων, οι οποίοι επηρεάζουν άμεσα τη βιολογική δραστηριότητα (Sawyer et al., 2003· Kumar et al., 2023).

Η ύπαρξη υψηλών τιμών BOD στα απόβλητα, ιδίως από νοσοκομεία ή βιομηχανίες τροφίμων, μπορεί να προκαλέσει σοβαρή ρύπανση αν δεν εφαρμοστούν κατάλληλες τεχνολογίες επεξεργασίας (Jaramillo & Restrepo, 2017). Όταν μεγάλες ποσότητες οργανικών ουσιών εκβάλλονται σε υδάτινα οικοσυστήματα χωρίς επεξεργασία, προκαλείται αύξηση της βιολογικής δραστηριότητας που οδηγεί σε κατανάλωση του διαλυμένου οξυγόνου και εμφάνιση ανοξικών συνθηκών, με επακόλουθο θάνατο ιχθύων και άλλων υδρόβιων οργανισμών (Metcalf & Eddy, 2014· Wei et al., 2021). Η υποβάθμιση αυτή συνοδεύεται συχνά από την απελευθέρωση δυσάρεστων οσμών και τοξικών ενώσεων όπως H_2S και NH_3 , ενώ συμβάλλει στον ευτροφισμό λόγω υπερβολικής θρεπτικής φόρτισης που ευνοεί την ανάπτυξη άλγεων (Tchobanoglous et al., 2003· Matilainen et al., 2010).

Η Ευρωπαϊκή Οδηγία 91/271/ΕΟΚ για την επεξεργασία αστικών λυμάτων καθορίζει όρια συγκέντρωσης BOD στα εκροές των μονάδων επεξεργασίας, με στόχο την προστασία των υδάτινων αποδεκτών (European Council Directive 91/271/EEC, 1991). Η συμμόρφωση με τα όρια αυτά είναι κρίσιμη για τη διατήρηση της οικολογικής ισορροπίας και της καλής ποιότητας του νερού.

Η σύγχρονη τεχνολογία έχει φέρει εξελίξεις στην αποτελεσματική απομάκρυνση BOD. Τα συστήματα μεμβρανών (MBR) παρουσιάζουν αυξημένη σταθερότητα και αποδοτικότητα, παρέχοντας υψηλότερη ποιότητα εκροών συγκριτικά με τα συμβατικά συστήματα ενεργού ιλύος (Wei et al., 2021). Εναλλακτικά, η ενσωμάτωση προχωρημένων οξειδωτικών διεργασιών, όπως η χρήση όζοντος ή υπεροξειδίου του υδρογόνου, επιτρέπει τη μείωση του οργανικού φορτίου πριν από τη βιολογική επεξεργασία, αυξάνοντας τη συνολική απόδοση (Kumar et al., 2023).

Παράλληλα, η χρήση μικροφυκών έχει αναδειχθεί ως μια πολλά υποσχόμενη λύση, καθώς συνδυάζει την απομάκρυνση BOD και θρεπτικών συστατικών με την παραγωγή βιομάζας που μπορεί να αξιοποιηθεί σε άλλες εφαρμογές (Matilainen et al., 2010). Οι μικροφύκη έχουν την ικανότητα να καταναλώνουν οργανικά φορτία και να μειώνουν τις συγκεντρώσεις θρεπτικών όπως το άζωτο και ο φώσφορος, περιορίζοντας τον κίνδυνο ευτροφισμού.

Η ρύπανση από υψηλό BOD δεν έχει μόνο περιβαλλοντικές, αλλά και κοινωνικοοικονομικές επιπτώσεις, καθώς επηρεάζει την αλιεία, τον τουρισμό, την υγεία και τη διαθεσιμότητα καθαρού νερού (Jaramillo & Restrepo, 2017). Σε περιοχές με ανεπαρκείς υποδομές επεξεργασίας λυμάτων, η ανεξέλεγκτη απόρριψη αποβλήτων αυξάνει το BOD των φυσικών υδάτων, προκαλώντας διαδοχικά προβλήματα στο οικοσύστημα και στους τοπικούς πληθυσμούς.

Η παρακολούθηση του BOD σε πραγματικό χρόνο αποτελεί καθοριστικό εργαλείο για τη διαχείριση της ποιότητας του νερού. Πρόσφατες έρευνες έχουν αναπτύξει αισθητήρες βασισμένους σε μικροβιακά καύσιμα κύτταρα (MFC-BOD sensors), οι οποίοι επιτρέπουν τη γρήγορη και αξιόπιστη μέτρηση του οργανικού φορτίου, διευκολύνοντας την άμεση λήψη διορθωτικών μέτρων (Zang et al., 2020).

Η επίτευξη χαμηλών τιμών BOD στις εκροές αποτελεί βασική προϋπόθεση για την επίτευξη των στόχων της κυκλικής οικονομίας και της αειφορίας στη διαχείριση υδατικών πόρων. Ο συνδυασμός βιολογικών, φυσικοχημικών και καινοτόμων τεχνολογιών μπορεί να οδηγήσει στη βέλτιστη απομάκρυνση BOD, μειώνοντας την περιβαλλοντική επιβάρυνση και προωθώντας την επαναχρησιμοποίηση του νερού (Kumar et al., 2023).

2.3 TN και TP: Σχέση με ευτροφισμό και ρύπανση υδάτων

Η συνολική συγκέντρωση αζώτου (Total Nitrogen - TN) και φωσφόρου (Total Phosphorus - TP) στα υδάτινα οικοσυστήματα αποτελεί βασικό δείκτη της ποιότητας του νερού, καθώς οι παράμετροι αυτές σχετίζονται άμεσα με τον ευτροφισμό και τη ρύπανση. Το άζωτο και ο φώσφορος είναι βασικά θρεπτικά στοιχεία για την ανάπτυξη φυκιών και φυτών στα υδάτινα οικοσυστήματα, αλλά η υπερβολική τους παρουσία οδηγεί σε διαταραχή της ισορροπίας, ευνοώντας την υπερανάπτυξη άλγεων (algal blooms) και την επακόλουθη υποβάθμιση του περιβάλλοντος (Paerl et al., 2016).

Ο ευτροφισμός, δηλαδή η υπερβολική θρεπτική φόρτιση, χαρακτηρίζεται από μαζική αύξηση της βιομάζας φυτοπλαγκτού, οδηγώντας σε μείωση της διαύγειας του νερού, κατανάλωση του διαλυμένου οξυγόνου λόγω αποσύνθεσης οργανικής ύλης και εμφάνιση αναερόβιων συνθηκών, με αρνητικές συνέπειες για την υδρόβια ζωή (Smith & Schindler, 2009· Zhang et al., 2020). Οι κύριες ανθρωπογενείς πηγές TN

και TP περιλαμβάνουν γεωργικές απορροές με λιπάσματα, αστικά και βιομηχανικά λύματα, καθώς και εκροές από κτηνοτροφικές μονάδες (Withers et al., 2014).

Η σημασία της σχέσης TN/TP για τον ευτροφισμό έχει μελετηθεί εκτενώς. Η αναλογία Redfield (TN:TP \approx 16:1) θεωρείται ενδεικτική της ισορροπίας θρεπτικών στα υδάτινα οικοσυστήματα, ενώ αποκλίσεις από αυτήν υποδηλώνουν περιορισμό ενός από τα δύο θρεπτικά, επηρεάζοντας τη σύνθεση και την κυριαρχία των φυκών (Guildford & Hecky, 2000). Σε λίμνες ή εκβολές με χαμηλή αναλογία TN/TP, συνήθως παρατηρείται περιορισμός από άζωτο, ενώ σε υψηλή αναλογία, το φώσφορο γίνεται το περιοριστικό στοιχείο (Paerl et al., 2016). Ωστόσο, η συνεχής αύξηση των εκπομπών και των δύο στοιχείων λόγω ανθρωπογενών δραστηριοτήτων οδηγεί σε παράλληλη ενίσχυση του ευτροφισμού, ανεξαρτήτως ποιο θρεπτικό είναι περιοριστικό (Conley et al., 2009).

Η υψηλή συγκέντρωση TP αποτελεί καθοριστικό παράγοντα για τον ευτροφισμό σε γλυκά νερά, καθώς ο φώσφορος είναι συχνά το περιοριστικό στοιχείο για την ανάπτυξη φυτοπλαγκτού σε λίμνες και ταμιευτήρες (Schindler, 2006). Από την άλλη, το TN είναι συχνά πιο κρίσιμο σε παράκτια οικοσυστήματα και εκβολές ποταμών, όπου μπορεί να αποτελέσει τον περιοριστικό παράγοντα για την ανάπτυξη κυανοβακτηρίων (Paerl et al., 2014).

Η υπερβολική παρουσία TN και TP έχει σοβαρές περιβαλλοντικές συνέπειες. Ο ευτροφισμός οδηγεί σε μειωμένη συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου, δημιουργία νεκρών ζωνών (dead zones) και απώλεια βιοποικιλότητας, ενώ ορισμένα κυανοβακτήρια που ευδοκιμούν σε ευτροφικές συνθήκες παράγουν τοξίνες επικίνδυνες για την ανθρώπινη υγεία και τα ζώα (Paerl et al., 2018). Επιπλέον, το αυξημένο TN μπορεί να οδηγήσει σε νιτροποίηση και έκπλυση νιτρικών, επιβαρύνοντας περαιτέρω τα υπόγεια ύδατα (Goyette et al., 2018).

Η αντιμετώπιση της ρύπανσης από TN και TP απαιτεί στοχευμένες στρατηγικές μείωσης των εκπομπών. Η εφαρμογή πρακτικών γεωργικής διαχείρισης όπως οι ζώνες ανάσχεσης, η ελεγχόμενη εφαρμογή λιπασμάτων και η βελτιστοποίηση της άρδευσης συμβάλλουν στη μείωση της μεταφοράς θρεπτικών από αγροτικές εκτάσεις (Withers et al., 2014· Sharpley et al., 2015). Στον τομέα της επεξεργασίας λυμάτων, η εφαρμογή προηγμένων βιολογικών διεργασιών όπως η αναερόβια αμμωνιοξείδωση (anammox) για το άζωτο και η χημική καθίζηση με άλατα

αλουμινίου ή σιδήρου για το φώσφορο έχουν αποδειχθεί ιδιαίτερα αποτελεσματικές στη μείωση του TN και TP (Wang et al., 2021).

Η Ευρωπαϊκή Οδηγία Πλαίσιο για τα Ύδατα (2000/60/EK) απαιτεί από τα κράτη μέλη να μειώσουν τις συγκεντρώσεις TN και TP στους υδάτινους αποδέκτες για την αποτροπή του ευτροφισμού και την επίτευξη «καλής οικολογικής κατάστασης» (European Parliament and Council, 2000). Ωστόσο, όπως επισημαίνουν οι Van Meter et al. (2018), ακόμα και μετά την εφαρμογή μέτρων μείωσης, το φαινόμενο του legacy phosphorus μπορεί να παρατείνει τον ευτροφισμό για δεκαετίες λόγω συσσώρευσης φωσφόρου στα ιζήματα.

Η καινοτομία στον τομέα των αισθητήρων και της παρακολούθησης σε πραγματικό χρόνο TN και TP παρέχει εργαλεία για έγκαιρη ανίχνευση αυξημένων συγκεντρώσεων και εφαρμογή διορθωτικών μέτρων (Zhang et al., 2020). Παράλληλα, η εφαρμογή μοντέλων προσομοίωσης ροής και μεταφοράς θρεπτικών ουσιών, όπως το SWAT, διευκολύνει την πρόβλεψη των επιπτώσεων διαφορετικών πρακτικών διαχείρισης και κλιματικών σεναρίων στον ευτροφισμό (Neitsch et al., 2011).

Η ολοκληρωμένη διαχείριση TN και TP είναι κρίσιμη για τη βιωσιμότητα των υδάτινων οικοσυστημάτων και την ασφάλεια των υδάτινων πόρων. Η συνδυασμένη προσέγγιση με μείωση των εκπομπών, αποκατάσταση υγροτόπων, ελεγχόμενη χρήση θρεπτικών στη γεωργία και βελτίωση των υποδομών επεξεργασίας μπορεί να μειώσει τον κίνδυνο ευτροφισμού και να αποκαταστήσει την ισορροπία στα υδάτινα οικοσυστήματα (Sharpley et al., 2015· Paerl et al., 2018).

2.4 TSS: Σημασία στην επεξεργασία και περιβαλλοντικό φορτίο

Τα ολικά αιωρούμενα στερεά (Total Suspended Solids – TSS) αποτελούν έναν από τους βασικότερους δείκτες ποιότητας νερού και αξιολόγησης της αποτελεσματικότητας των εγκαταστάσεων επεξεργασίας λυμάτων, ενώ παράλληλα αποτελούν καθοριστική παράμετρο για την εκτίμηση του περιβαλλοντικού φορτίου σε υδάτινα οικοσυστήματα (Metcalf & Eddy, 2014· Tchobanoglous et al., 2003). Τα TSS περιλαμβάνουν ανόργανα και οργανικά σωματίδια που βρίσκονται σε αιώρηση, όπως ιλύς, άμμος, φυτικά υπολείμματα, μικροοργανισμοί, αλλά και μικροπλαστικά, τα οποία έχουν αρχίσει να μελετώνται εντατικά την τελευταία δεκαετία (Klein et al., 2015).

Η παρουσία TSS στα λύματα επηρεάζει άμεσα τη λειτουργία των μονάδων επεξεργασίας, καθώς τα σωματίδια αποτελούν το υπόστρωμα για την ανάπτυξη μικροοργανισμών στις βιολογικές διεργασίες και συμμετέχουν στον σχηματισμό ιλύος (Tchobanoglous et al., 2003). Η απομάκρυνση των TSS αποτελεί βασικό στάδιο της πρωτοβάθμιας επεξεργασίας μέσω φυσικών διεργασιών όπως η καθίζηση σε πρωτοβάθμιες δεξαμενές, καθώς και της δευτεροβάθμιας ή τριτοβάθμιας επεξεργασίας, ανάλογα με τις απαιτήσεις ποιότητας εκροής (Metcalf & Eddy, 2014).

Η αποτελεσματική απομάκρυνση των TSS μειώνει το οργανικό και θρεπτικό φορτίο, καθώς τα σωματίδια φέρουν προσροφημένες οργανικές ενώσεις και θρεπτικά συστατικά όπως φώσφορο, που συνεισφέρουν στην ανάπτυξη ευτροφικών φαινομένων αν εκλυθούν σε υδάτινους αποδέκτες (Huser et al., 2016). Σε αυτό το πλαίσιο, η απομάκρυνση TSS δεν αποτελεί μόνο ζήτημα βελτίωσης της αισθητικής του νερού (θολότητα) αλλά είναι ουσιαστική για την προστασία της ποιότητας των επιφανειακών νερών.

Η μέτρηση των TSS χρησιμοποιείται διεθνώς ως βασικός δείκτης συμμόρφωσης με περιβαλλοντικά πρότυπα και όρια εκπομπών. Η Οδηγία 91/271/ΕΟΚ της Ευρωπαϊκής Ένωσης για την επεξεργασία αστικών λυμάτων θέτει όρια συγκέντρωσης TSS στις εκροές, ώστε να μειώνεται η επιβάρυνση των αποδεκτών και να προστατεύεται η υδρόβια ζωή (European Council Directive 91/271/EEC, 1991). Στις περισσότερες περιπτώσεις, τα όρια αυτά καθορίζονται σε 35 mg/L για εγκαταστάσεις επεξεργασίας με δευτεροβάθμια επεξεργασία.

Η παρουσία υψηλών συγκεντρώσεων TSS στα φυσικά νερά σχετίζεται με σημαντικά περιβαλλοντικά προβλήματα. Η αυξημένη θολότητα μειώνει τη διαπερατότητα του φωτός, επηρεάζοντας τη φωτοσύνθεση φυκών και υδρόβιων φυτών, και κατ'επέκταση τη δομή και τη λειτουργία των υδάτινων οικοσυστημάτων (Bilotta & Brazier, 2008). Επιπλέον, τα TSS μπορούν να φράξουν τα βράγχια των ψαριών, να εμποδίσουν την ανάπτυξη αυγών και να προκαλέσουν ζημιά στους οργανισμούς του βενθικού οικοσυστήματος, περιορίζοντας την ποικιλότητα (Wood & Armitage, 1997).

Τα TSS λειτουργούν ως φορείς (vectors) για μεταφορά ρύπων, όπως βαρέα μέταλλα, οργανικούς ρύπους και παθογόνους μικροοργανισμούς, οι οποίοι προσροφώνται στην επιφάνεια των σωματιδίων και μεταφέρονται σε μεγάλες αποστάσεις, αυξάνοντας την εξάπλωση της ρύπανσης (Zhang et al., 2017). Το πρόβλημα επιτείνεται σε περιοχές με έντονη γεωργική ή αστική δραστηριότητα, όπου οι

απορροές καταιγίδας μεταφέρουν υψηλά φορτία TSS, ειδικά μετά από βροχοπτώσεις (Giri et al., 2018).

Η μείωση του TSS στις εγκαταστάσεις επεξεργασίας μπορεί να επιτευχθεί με διάφορες τεχνικές. Στην πρωτοβάθμια καθίζηση, οι γεωμετρικές παράμετροι των δεξαμενών και ο χρόνος παραμονής είναι κρίσιμα στοιχεία για την αποτελεσματικότητα. Στη δευτεροβάθμια επεξεργασία, οι βιολογικές δεξαμενές ενεργού ιλύος, καθώς και οι δεξαμενές δευτεροβάθμιας καθίζησης, έχουν καθοριστικό ρόλο στον διαχωρισμό των στερεών (Tchobanoglous et al., 2003). Παράλληλα, τεχνολογίες όπως η χρήση πολυμερών για βελτίωση της καθίζησης, η διήθηση μέσω άμμου ή υφασμάτων και τα συστήματα μεμβρανών (MBR) εξασφαλίζουν υψηλά επίπεδα απομάκρυνσης TSS (Hai et al., 2014).

Η τριτοβάθμια επεξεργασία με διήθηση ή προσρόφηση σε ειδικά υλικά έχει κερδίσει έδαφος για εγκαταστάσεις που επιδιώκουν εκροές υψηλής ποιότητας, κατάλληλες για επαναχρησιμοποίηση ή διάθεση σε ευαίσθητα οικοσυστήματα (Zhang et al., 2017). Παράλληλα, η απομάκρυνση TSS μειώνει και το φορτίο ιλύος που απαιτεί διαχείριση, περιορίζοντας το κόστος και τις περιβαλλοντικές επιπτώσεις διάθεσής της (Metcalf & Eddy, 2014).

Η παρακολούθηση των TSS αποτελεί αναπόσπαστο κομμάτι των στρατηγικών διαχείρισης υδάτων, με τη χρήση αυτοματοποιημένων αισθητήρων και διαδικασιών δειγματοληψίας να προσφέρουν άμεση πληροφόρηση για την ποιότητα του νερού και τη συμμόρφωση με τα πρότυπα (Gholizadeh et al., 2016). Οι τεχνολογίες δορυφορικής τηλεπισκόπησης χρησιμοποιούνται επίσης για την παρακολούθηση της θολότητας σε μεγάλες υδάτινες επιφάνειες, παρέχοντας πολύτιμα δεδομένα για την καταγραφή τάσεων ρύπανσης σε επίπεδο λεκάνης απορροής (Gholizadeh et al., 2016).

Κεφάλαιο 3: Βιολογική επεξεργασία υγρών αποβλήτων

3.1 Στάδια επεξεργασίας (πρωτοβάθμια, δευτεροβάθμια, τριτοβάθμια)

Η επεξεργασία λυμάτων αποτελεί μία από τις σημαντικότερες πρακτικές για την προστασία του περιβάλλοντος και της δημόσιας υγείας, καθώς μέσω αυτής επιτυγχάνεται η απομάκρυνση ρύπων πριν από τη διάθεση των λυμάτων σε φυσικούς αποδέκτες ή την επαναχρησιμοποίησή τους. Η σύγχρονη τεχνολογία διακρίνει την επεξεργασία σε τρία κύρια στάδια: πρωτοβάθμια, δευτεροβάθμια και τριτοβάθμια, καθένα από τα οποία στοχεύει σε συγκεκριμένες κατηγορίες ρύπων και προσφέρει κλιμακωτή βελτίωση της ποιότητας του νερού (Tchobanoglous et al., 2003· Metcalf & Eddy, 2014).

Η πρωτοβάθμια επεξεργασία είναι το πρώτο στάδιο και περιλαμβάνει φυσικές διεργασίες όπως η εσχάρωση, η άμμος, η καθίζηση και η επιπλέουσα απομάκρυνση. Στόχος είναι η απομάκρυνση χονδροειδών υλικών, αιωρούμενων στερεών και λιπαρών ουσιών (Tchobanoglous et al., 2003). Στις πρωτοβάθμιες δεξαμενές καθίζησης, επιτυγχάνεται απομάκρυνση 50-70% των TSS και περίπου 30-40% του BOD, μέσω της καθίζησης βαρύτερων σωματιδίων και του διαχωρισμού επιπλεόντων (Henze et al., 2008). Η πρωτοβάθμια επεξεργασία θεωρείται απαραίτητη για την προστασία των επόμενων σταδίων, καθώς μειώνει το οργανικό φορτίο και την πιθανότητα υπερφόρτωσης των βιολογικών μονάδων.

Η δευτεροβάθμια επεξεργασία επικεντρώνεται στην απομάκρυνση διαλυμένων και κολλοειδών οργανικών ενώσεων μέσω βιολογικών διεργασιών. Οι πιο συνηθισμένες μέθοδοι είναι τα συστήματα ενεργού ιλύος, τα βιολογικά φίλτρα, οι δεξαμενές αερισμού και οι βιοαντιδραστήρες με μεμβράνη (MBR), με τα συστήματα ενεργού

ιλύος να αποτελούν τη διαδεδομένη τεχνολογία (Judd, 2006). Οι μικροοργανισμοί καταναλώνουν τη βιοδιασπώμενη οργανική ύλη, μειώνοντας περαιτέρω το BOD κατά 85-95% σε σχέση με τα πρωτοβάθμια επεξεργασμένα λύματα (Metcalf & Eddy, 2014). Η επιτυχία της δευτεροβάθμιας επεξεργασίας εξαρτάται από παράγοντες όπως η θερμοκρασία, ο χρόνος παραμονής, η παροχή διαλυμένου οξυγόνου και η κατάλληλη αναλογία θρεπτικών.

Τα τελευταία χρόνια, έχουν αναπτυχθεί προηγμένα βιολογικά συστήματα όπως τα συστήματα SBR (Sequencing Batch Reactor) και οι MBR, που προσφέρουν μεγαλύτερη ευελιξία και υψηλότερη ποιότητα εκροής, ειδικά για περιοχές με περιορισμένο χώρο εγκατάστασης (Meng et al., 2009· Drews, 2010). Τα MBR συνδυάζουν τη βιολογική επεξεργασία με τη διήθηση μέσω μεμβρανών, παρέχοντας εκροές με πολύ χαμηλή περιεκτικότητα σε αιωρούμενα στερεά και παθογόνα (Hai et al., 2014).

Η τριτοβάθμια επεξεργασία εφαρμόζεται σε περιπτώσεις που απαιτείται υψηλή ποιότητα εκροής, όπως η επαναχρησιμοποίηση του νερού για άρδευση, βιομηχανική χρήση ή περιβαλλοντικά ευαίσθητους αποδέκτες (Lazarova et al., 2012). Στόχος της τριτοβάθμιας επεξεργασίας είναι η περαιτέρω απομάκρυνση υπολειπόμενων οργανικών ενώσεων, θρεπτικών (άζωτο και φώσφορος), παθογόνων και μικρορύπων (Yoon et al., 2017). Τεχνικές που χρησιμοποιούνται περιλαμβάνουν χημική καθίζηση, διήθηση, προσρόφηση με ενεργό άνθρακα, απολύμανση με χλώριο, υπεριώδη ακτινοβολία ή όζον και προχωρημένες οξειδωτικές διεργασίες (APCs) όπως η χρήση όζοντος με υπεροξείδιο του υδρογόνου (Sharma et al., 2016).

Η αφαίρεση θρεπτικών όπως το άζωτο και ο φώσφορος αποτελεί κρίσιμο μέρος της τριτοβάθμιας επεξεργασίας, καθώς οι ενώσεις αυτές προκαλούν ευτροφισμό σε υδάτινα οικοσυστήματα. Βιολογικές διεργασίες όπως η νιτροποίηση-απονιτροποίηση και η αναερόβια απομάκρυνση φωσφόρου έχουν υιοθετηθεί ευρέως (Henze et al., 2008· Wang et al., 2020). Παράλληλα, χημικές διεργασίες όπως η καθίζηση φωσφόρου με άλατα αλουμινίου ή σιδήρου προσφέρουν αποτελεσματική μείωση των επιπέδων TP.

Η σημασία των τριών σταδίων φαίνεται στη συνολική απόδοση των εγκαταστάσεων επεξεργασίας: το συνδυασμένο σύστημα πρωτοβάθμιας, δευτεροβάθμιας και τριτοβάθμιας επεξεργασίας μπορεί να επιτύχει απομάκρυνση 95% ή και μεγαλύτερη για το BOD, τα TSS και σημαντικό ποσοστό των θρεπτικών, μειώνοντας δραστικά το περιβαλλοντικό φορτίο (Metcalf & Eddy, 2014). Επιπλέον, οι τεχνολογίες

τριτοβάθμιας επεξεργασίας είναι καθοριστικές για την επίτευξη στόχων επαναχρησιμοποίησης νερού, συμβάλλοντας στην κυκλική οικονομία και στη βιώσιμη διαχείριση των υδάτινων πόρων (Lazarova et al., 2012).

Η τάση για ανάπτυξη έξυπνων συστημάτων επεξεργασίας με αισθητήρες, αυτοματοποιημένα συστήματα ελέγχου και τεχνητή νοημοσύνη βελτιώνει τη λειτουργία των μονάδων και μειώνει την κατανάλωση ενέργειας, διασφαλίζοντας υψηλή ποιότητα εκροής με χαμηλότερο λειτουργικό κόστος (García et al., 2020).

Τα τρία στάδια επεξεργασίας αποτελούν συμπληρωματικά και απαραίτητα βήματα για την αποτελεσματική επεξεργασία των λυμάτων. Η πρωτοβάθμια επεξεργασία μειώνει τα αιωρούμενα στερεά, η δευτεροβάθμια αφαιρεί την οργανική ύλη μέσω βιολογικών διεργασιών, και η τριτοβάθμια εξασφαλίζει την αφαίρεση θρεπτικών και άλλων μικρορύπων, προσφέροντας εκροές κατάλληλες για διάθεση ή επαναχρησιμοποίηση, προστατεύοντας ταυτόχρονα το περιβάλλον και τη δημόσια υγεία.

3.2 Αερόβιες διεργασίες: Αρχές, πλεονεκτήματα και περιορισμοί

Οι αερόβιες διεργασίες αποτελούν τη βάση της δευτεροβάθμιας επεξεργασίας λυμάτων σε αστικά και βιομηχανικά συστήματα, καθώς προσφέρουν αποδοτική απομάκρυνση οργανικών ρύπων μέσω της βιολογικής δραστηριότητας μικροοργανισμών που απαιτούν οξυγόνο (Metcalf & Eddy, 2014). Η αρχή τους στηρίζεται στην αερόβια οξείδωση: οι μικροοργανισμοί μεταβολίζουν οργανική ύλη (κυρίως διαλυμένο BOD) σε διοξείδιο του άνθρακα, νερό, βιομάζα και ανόργανα προϊόντα, καταναλώνοντας διαλυμένο οξυγόνο (Tchobanoglous et al., 2003). Το τελικό προϊόν είναι ένα σταθερό υγρό με σημαντικά μειωμένο οργανικό φορτίο.

Η αερόβια επεξεργασία μπορεί να εφαρμοστεί σε κλασικά συστήματα ενεργού ιλύος, σε βιολογικά φίλτρα, σταθεροποιητικές λίμνες αερισμού, καθώς και σε σύγχρονες τεχνολογίες όπως οι βιοαντιδραστήρες μεμβράνης (MBR), που συνδυάζουν αερόβια βιολογική επεξεργασία με διήθηση (Judd, 2006). Κοινό χαρακτηριστικό όλων των αερόβιων διεργασιών είναι η παροχή επαρκούς ποσότητας διαλυμένου οξυγόνου, που επιτυγχάνεται με μηχανικό ή διάχυτο αερισμό (Henze et al., 2008).

Η βιοχημική βάση των αερόβιων διεργασιών περιλαμβάνει τρία στάδια: (α) υδρόλυση/ενζυμική αποικοδόμηση μεγαλομοριακών οργανικών ενώσεων, (β) μετατροπή απλών ενώσεων σε ενδιάμεσα προϊόντα και (γ) οξείδωση αυτών σε

τελικά ανόργανα προϊόντα (Tchobanoglous et al., 2003). Η διεργασία αυτή απαιτεί διαρκή παροχή οξυγόνου, κατάλληλη θερμοκρασία (συνήθως 15–35 °C), pH 6,5–8,5 και επαρκή αναλογία θρεπτικών C:N:P για να υποστηριχθεί η ανάπτυξη της μικροβιακής κοινότητας (Henze et al., 2008).

Τα πλεονεκτήματα των αερόβιων διεργασιών είναι σημαντικά και περιλαμβάνουν υψηλή αποδοτικότητα στην απομάκρυνση οργανικών ρύπων, καθώς μπορούν να μειώσουν το BOD κατά 85–95% όταν λειτουργούν σωστά (Metcalf & Eddy, 2014). Παράλληλα, επιτυγχάνουν ταχεία αποικοδόμηση της οργανικής ύλης, καθιστώντας τα συστήματα κατάλληλα για εφαρμογές με μεγάλο οργανικό φορτίο, όπως σε αστικά λύματα. Τα αερόβια συστήματα είναι πιο σταθερά στις διακυμάνσεις του φορτίου σε σχέση με τις αναερόβιες διεργασίες και παράγουν εκροές με χαμηλότερη συγκέντρωση παθογόνων, ειδικά αν συνδυαστούν με απολύμανση (Sharma et al., 2016).

Επιπλέον, οι αερόβιες διεργασίες είναι απλές στην αρχή τους, με αποδεδειγμένη τεχνολογία και εκτεταμένη εμπειρία εφαρμογής διεθνώς, ενώ μπορούν να συνδυαστούν με προηγμένες τεχνολογίες όπως οι MBR, που προσφέρουν εκροές υψηλής ποιότητας κατάλληλες για επαναχρησιμοποίηση (Hai et al., 2014). Τα συστήματα ενεργού ιλύος έχουν ευελιξία στον σχεδιασμό (παραλλαγές όπως SBR, Extended Aeration) και δυνατότητα αναβάθμισης.

Ωστόσο, οι περιορισμοί των αερόβιων διεργασιών δεν μπορούν να αγνοηθούν. Ο σημαντικότερος περιορισμός είναι το υψηλό ενεργειακό κόστος, κυρίως για τη λειτουργία συστημάτων αερισμού, το οποίο αντιπροσωπεύει το 50–70% της συνολικής κατανάλωσης ενέργειας σε μια μονάδα επεξεργασίας λυμάτων (García et al., 2020). Επιπλέον, οι αερόβιες διεργασίες παράγουν μεγάλες ποσότητες περίσσειας ιλύος, η διαχείριση και διάθεση της οποίας αποτελεί σοβαρό οικονομικό και περιβαλλοντικό ζήτημα (Judd, 2006).

Η απόδοση των αερόβιων συστημάτων μπορεί να επηρεαστεί αρνητικά από τοξικούς ρύπους, υψηλές συγκεντρώσεις αλάτων ή βαρέων μετάλλων, που αναστέλλουν τη μικροβιακή δραστηριότητα (Sharma et al., 2016). Η ευαισθησία αυτή περιορίζει τη χρήση τους σε λύματα με υψηλή τοξικότητα ή ακραίες συνθήκες. Παράλληλα, οι αερόβιες διεργασίες δεν παράγουν ενέργεια, αντίθετα με τις αναερόβιες, που μπορούν να οδηγήσουν σε παραγωγή βιοαερίου (methane) και να συνεισφέρουν στη μείωση του ενεργειακού κόστους (Henze et al., 2008).

Η απαιτούμενη μεγάλη έκταση για παραδοσιακά αερόβια συστήματα, ειδικά σε περιοχές με περιορισμένη διαθέσιμη γη, αποτελεί επίσης πρόκληση, αν και τεχνολογίες όπως οι MBR προσφέρουν συμπαγείς λύσεις (Hai et al., 2014). Επίσης, η διατήρηση του κατάλληλου επιπέδου διαλυμένου οξυγόνου (συνήθως 2–4 mg/L) απαιτεί συνεχή έλεγχο και ρύθμιση, γεγονός που αυξάνει τις ανάγκες εξειδικευμένης παρακολούθησης και συντήρησης (Metcalf & Eddy, 2014).

Οι αερόβιες διεργασίες αποτελούν τον ακρογωνιαίο λίθο της βιολογικής επεξεργασίας λυμάτων λόγω της υψηλής αποδοτικότητας και ευελιξίας τους. Ωστόσο, η κατανάλωση ενέργειας, η παραγωγή ιλύος και η ευαισθησία σε τοξικούς ρύπους αποτελούν βασικούς περιορισμούς που απαιτούν σύγχρονες στρατηγικές βελτιστοποίησης και ελέγχου. Η ενσωμάτωση έξυπνων συστημάτων παρακολούθησης, η ανάπτυξη μικροβιακών κοινοτήτων ανθεκτικών σε τοξικούς ρύπους και η σύνδεση με αναερόβιες διεργασίες αποτελούν κατευθύνσεις για πιο βιώσιμες και αποδοτικές λύσεις στο μέλλον (García et al., 2020).

3.3 Αναερόβια χώνευση: Μηχανισμός, εφαρμογές και περιορισμοί

Η αναερόβια χώνευση (anaerobic digestion, AD) αποτελεί μια σημαντική βιολογική διεργασία για τη σταθεροποίηση οργανικών αποβλήτων, την παραγωγή ανανεώσιμης ενέργειας με τη μορφή βιοαερίου και τη μείωση του όγκου της παραγόμενης ιλύος. Η μέθοδος αυτή εφαρμόζεται ευρέως σε αστικά και βιομηχανικά λύματα, σε γεωργικά υπολείμματα και σε οργανικά κλάσματα αστικών απορριμμάτων (Appels et al., 2008). Στηρίζεται στη μικροβιακή αποικοδόμηση της οργανικής ύλης σε συνθήκες απουσίας οξυγόνου, μέσω ενός πολύπλοκου συνόλου βιοχημικών αντιδράσεων που οδηγούν στην παραγωγή μεθανίου (CH_4), διοξειδίου του άνθρακα (CO_2) και σταθεροποιημένης ιλύος (Amani et al., 2010).

Η αναερόβια χώνευση χωρίζεται σε τέσσερα διαδοχικά στάδια: (1) υδρόλυση, όπου οι σύνθετες πολυμερείς ενώσεις (πρωτεΐνες, λιπίδια, υδατάνθρακες) διασπώνται σε απλούστερα διαλυτά μόρια όπως αμινοξέα και σάκχαρα· (2) οξεογένεση (acidogenesis), όπου οι ενδιάμεσες ενώσεις μετατρέπονται σε οργανικά οξέα, αλκοόλες, υδρογόνο και CO_2 · (3) οξικογένεση (acetogenesis), με παραγωγή οξικού οξέος και επιπλέον H_2 · και (4) μεθανογένεση, κατά την οποία αρχικά παραγόμενα προϊόντα (κυρίως οξικό οξύ, H_2 και CO_2) μετατρέπονται από μεθανογόνους αρχαίους μικροοργανισμούς σε CH_4 και CO_2 (Deublein & Steinhauser, 2011).

Το παραγόμενο βιοαέριο αποτελείται κατά κανόνα από 50–70% μεθάνιο, με το υπόλοιπο να είναι CO₂ και ίχνη από H₂S, N₂ και άλλα αέρια. Το μεθάνιο είναι το κύριο ενεργειακό προϊόν και μπορεί να χρησιμοποιηθεί για την παραγωγή θερμότητας, ηλεκτρικής ενέργειας ή ακόμα και να αναβαθμιστεί σε ποιότητα βιομεθανίου για χρήση ως καύσιμο οχημάτων (Holm-Nielsen et al., 2009). Η αξιοποίηση του βιοαερίου συνεισφέρει σημαντικά στη μείωση των εκπομπών αερίων του θερμοκηπίου, αντικαθιστώντας συμβατικά ορυκτά καύσιμα (Scarlat et al., 2018).

Η αναερόβια χώνευση παρουσιάζει πολλαπλές εφαρμογές. Η πιο διαδεδομένη είναι η επεξεργασία της περίσσειας ιλύος από μονάδες επεξεργασίας λυμάτων, με σκοπό τη μείωση της μάζας και τη σταθεροποίηση του οργανικού υλικού, καθιστώντας την ιλύ λιγότερο οσμηρή και ευκολότερη στη διαχείριση (Appels et al., 2008). Επιπλέον, η AD χρησιμοποιείται σε γεωργικά απόβλητα, όπως κοπριές και φυτικά υπολείμματα, επιτρέποντας την παραγωγή ενέργειας στις αγροτικές περιοχές και τη μείωση της ρύπανσης από εκροές (Mata-Alvarez et al., 2014). Σημαντική εφαρμογή αποτελεί επίσης η επεξεργασία οργανικών κλασμάτων δημοτικών απορριμμάτων, υπολείμματα τροφίμων και βιομηχανικά απόβλητα πλούσια σε οργανική ύλη (Rajagopal et al., 2013).

Τα πλεονεκτήματα της αναερόβιας χώνευσης είναι πολλαπλά:

- ❖ Η παραγωγή ανανεώσιμης ενέργειας υπό μορφή βιοαερίου·
- ❖ Η μείωση του όγκου της οργανικής ύλης έως και 50%·
- ❖ Η σταθεροποίηση και υγειονομική προστασία της ιλύος·

Η παραγωγή σταθεροποιημένου χωνεμένου υπολείμματος (digestate), που μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως εδαφοβελτιωτικό, συμβάλλοντας στην κυκλική οικονομία (Holm-Nielsen et al., 2009· Appels et al., 2008).

Η AD έχει επίσης χαμηλότερες ενεργειακές απαιτήσεις από τις αερόβιες διεργασίες, καθώς δεν απαιτεί συνεχή παροχή οξυγόνου, και παράγει λιγότερη περίσσεια ιλύ σε σχέση με τις συμβατικές αερόβιες μεθόδους (Mata-Alvarez et al., 2014). Επιπλέον, η διεργασία μπορεί να συνδυαστεί με άλλες τεχνολογίες (π.χ. αναερόβια MBR) για την επεξεργασία αποβλήτων με υψηλό οργανικό φορτίο (Rajagopal et al., 2013).

Παρά τα πλεονεκτήματα, η αναερόβια χώνευση έχει και περιορισμούς. Ένας από τους σημαντικότερους είναι η μεγάλη ευαισθησία του συστήματος στις περιβαλλοντικές συνθήκες (θερμοκρασία, pH) και στις τοξικές ουσίες, όπως βαρέα μέταλλα, υψηλές συγκεντρώσεις λιπαρών ή αμμωνιακών ενώσεων, που μπορεί να οδηγήσουν σε αναστολή των μικροβιακών ομάδων, ιδιαίτερα των μεθανογόνων (Chen et al., 2008). Η διεργασία είναι σχετικά αργή, με απαιτούμενο χρόνο παραμονής που συνήθως κυμαίνεται από 15 έως 30 ημέρες, γεγονός που συνεπάγεται μεγάλους αντιδραστήρες και αυξημένο κόστος εγκατάστασης (Deublein & Steinhauser, 2011).

Επιπλέον, η AD δεν επιτυγχάνει αποτελεσματική απομάκρυνση παθογόνων ή μικρορύπων, με αποτέλεσμα το χώνεμα (digestate) να απαιτεί πρόσθετη επεξεργασία για ασφαλή χρήση ή διάθεση (Appels et al., 2008). Σε περιοχές με χαμηλές θερμοκρασίες, η απόδοση της διεργασίας μειώνεται σημαντικά, καθώς η μικροβιακή δραστηριότητα ελαττώνεται, καθιστώντας απαραίτητη τη θέρμανση των αντιδραστήρων για τη διατήρηση μεσοφιλικών (30–38 °C) ή θερμοφίλων (50–55 °C) συνθηκών (Rajagopal et al., 2013).

Η αναερόβια χώνευση αποτελεί μια οικολογικά και οικονομικά επωφελή τεχνολογία επεξεργασίας οργανικών αποβλήτων, συνδυάζοντας την παραγωγή ενέργειας με τη μείωση του οργανικού φορτίου και του περιβαλλοντικού αποτυπώματος. Ωστόσο, οι περιορισμοί που σχετίζονται με την ευαισθησία της διεργασίας, την ανάγκη για μακρούς χρόνους παραμονής και την πιθανή παρουσία τοξικών ουσιών απαιτούν προσεκτικό σχεδιασμό και παρακολούθηση για τη βελτιστοποίηση της απόδοσης (Scarlat et al., 2018). Η περαιτέρω έρευνα σε τομείς όπως οι ανθεκτικές μικροβιακές κοινότητες, τα συνδυαστικά συστήματα και η χρήση πρόσθετων (π.χ. ιχνοστοιχείων) θα ενισχύσει τη βιωσιμότητα και την αποδοτικότητα της τεχνολογίας.

Σε περιπτώσεις όπου τα αστικά λύματα φέρουν χαμηλό οργανικό φορτίο, η αναερόβια επεξεργασία είναι εφικτή, αλλά συνήθως απαιτεί συνδυασμό με άλλες μεθόδους επεξεργασίας για βέλτιστα αποτελέσματα. Ενώ η αναερόβια επεξεργασία είναι αποδοτική στην απομάκρυνση οργανικού φορτίου και παραγωγή βιοαερίου, η απόδοσή της μπορεί να μειωθεί σε χαμηλά φορτία. Επιπλέον, η επεξεργασμένη εκροή μπορεί να χρειαστεί περαιτέρω επεξεργασία για την απομάκρυνση υπολειμμάτων οργανικού φορτίου και άλλων ρύπων.

3.4 Σύγχρονες τεχνολογίες: Βιοαντιδραστήρες μεμβράνης, κοκκώδης ιλύς, συνδυασμένες διεργασίες

Η ανάγκη για υψηλή αποδοτικότητα επεξεργασίας λυμάτων, με μικρότερο περιβαλλοντικό αποτύπωμα, χαμηλό κόστος και δυνατότητα επαναχρησιμοποίησης του νερού, έχει οδηγήσει στην ανάπτυξη σύγχρονων τεχνολογιών, όπως οι βιοαντιδραστήρες μεμβράνης (MBRs), η κοκκώδης ενεργός ιλύς (aerobic granular sludge – AGS) και οι συνδυασμένες διεργασίες που συνδυάζουν φυσικοχημικά και βιολογικά στάδια. Οι τεχνολογίες αυτές αποτελούν την αιχμή στον τομέα της επεξεργασίας αστικών και βιομηχανικών λυμάτων, παρέχοντας υψηλής ποιότητας εκροές και δυνατότητα εφαρμογής σε περιοχές με περιορισμένο χώρο (Judd, 2006· Pronk et al., 2015).

Οι βιοαντιδραστήρες μεμβράνης (MBRs) αποτελούν συστήματα που συνδυάζουν βιολογική επεξεργασία και διαχωρισμό στερεών μέσω μεμβρανών υπερδιήθησης ή μικροδιήθησης. Η μεμβράνη αντικαθιστά την κλασική δευτεροβάθμια καθίζηση, συγκρατώντας την ενεργό ιλύ και επιτρέποντας τη διατήρηση υψηλής συγκέντρωσης μικροοργανισμών στον βιοαντιδραστήρα (Meng et al., 2009). Αυτό οδηγεί σε εκροές εξαιρετικά χαμηλής θολότητας και TSS ($<1 \text{ mg/L}$), κατάλληλες για επαναχρησιμοποίηση ή απόρριψη σε ευαίσθητους αποδέκτες (Hai et al., 2014).

Η τεχνολογία MBR προσφέρει σημαντικά πλεονεκτήματα, όπως η μικρότερη απαιτούμενη έκταση εγκατάστασης, η σταθερή ποιότητα εκροής και η ικανότητα αφαίρεσης παθογόνων (Judd, 2006). Ωστόσο, οι κύριοι περιορισμοί είναι η υψηλή κατανάλωση ενέργειας λόγω της ανάγκης καθαρισμού της μεμβράνης (air scouring) και η τάση για φράξιμο (fouling), που αυξάνει το λειτουργικό κόστος (Meng et al., 2009· Drews, 2010).

Η κοκκώδης ενεργός ιλύς (AGS) είναι μια καινοτόμος τεχνολογία που στηρίζεται στον σχηματισμό συμπαγών, πυκνών κοκκίων βιομάζας, τα οποία καθιζάνουν ταχύτερα από την κλασική ενεργό ιλύ (Pronk et al., 2015). Η κοκκώδης ιλύς επιτυγχάνεται κυρίως σε αντιδραστήρες τύπου SBR (Sequencing Batch Reactor) με κατάλληλες συνθήκες υδραυλικής φόρτισης και αναλογίας οργανικού φορτίου (de Kreuk & van Loosdrecht, 2004). Τα κοκκία αποτελούνται από πολυστρωματικές μικροβιακές δομές, όπου στο εξωτερικό αναπτύσσονται αερόβιοι οργανισμοί και στο εσωτερικό ανθεκτικότεροι ανοξικοί ή αναερόβιοι μικροοργανισμοί (Pronk et al., 2015).

Η AGS παρουσιάζει υψηλή ικανότητα ταυτόχρονης απομάκρυνσης οργανικού φορτίου, αζώτου και φωσφόρου, με μειωμένη παραγωγή ιλύος και δυνατότητα λειτουργίας χωρίς δευτεροβάθμια καθίζηση λόγω της καλής καθιζησιμότητας των κοκκίων (Pronk et al., 2015· Khan et al., 2013). Η τεχνολογία αυτή δείχνει μεγάλες δυνατότητες για εφαρμογές σε συμπαγείς μονάδες επεξεργασίας λυμάτων με περιορισμένο χώρο. Οι περιορισμοί περιλαμβάνουν την ευαισθησία στις διακυμάνσεις του υδραυλικού φορτίου και την ανάγκη προσεκτικής εκκίνησης για τη δημιουργία και σταθερότητα των κοκκίων (de Kreuk & van Loosdrecht, 2004).

Οι συνδυασμένες διεργασίες (hybrid systems) συνδυάζουν βιολογικά και φυσικοχημικά στάδια, προσφέροντας αυξημένη ικανότητα απομάκρυνσης οργανικών μικρορύπων, φαρμακευτικών καταλοίπων και θρεπτικών συστατικών, ενώ συμβάλλουν στη συμμόρφωση με αυστηρά περιβαλλοντικά πρότυπα (Sharma et al., 2016· Zhang et al., 2017).

Παραδείγματα συνδυασμένων διεργασιών περιλαμβάνουν:

- ❖ MBR σε συνδυασμό με προσρόφηση σε ενεργό άνθρακα (MBR-GAC) για απομάκρυνση οργανικών μικρορύπων.
- ❖ Βιοαντιδραστήρες σε συνδυασμό με προχωρημένες οξειδωτικές διεργασίες (AOPs), όπως όζον ή υπεριώδη ακτινοβολία με υπεροξειδίο του υδρογόνου, που αποδομούν ανθεκτικούς ρύπους.
- ❖ Συστήματα AGS συνδυασμένα με ανάντη ή κατόντη μεμβρανών για συμπληρωματικό διαχωρισμό μικρορύπων και μικροπλαστικών (Zhang et al., 2017).

Η χρήση συνδυασμένων διεργασιών απαντά στις αυξανόμενες ανάγκες επεξεργασίας για την απομάκρυνση νέων αναδυόμενων ρύπων, όπως μικρορύπων φαρμακευτικών, ορμονών, PFAS και νανοσωματιδίων, που δεν αφαιρούνται επαρκώς σε συμβατικά συστήματα (Sharma et al., 2016). Οι συνδυασμένες διεργασίες μπορούν να βελτιστοποιήσουν την ποιότητα της εκροής, αλλά συχνά συνεπάγονται υψηλότερο κόστος επένδυσης και αυξημένη πολυπλοκότητα λειτουργίας.

3.5 Μέθοδοι απολύμανσης: Χλωρίωση, UV, photo-Fenton, συνδυαστικές μέθοδοι

Η απολύμανση αποτελεί κρίσιμο στάδιο της επεξεργασίας λυμάτων, διασφαλίζοντας την υγειονομική ασφάλεια της εκροής και προστατεύοντας την υγεία των ανθρώπων και το περιβάλλον. Σκοπός της είναι η εξάλειψη ή η σημαντική μείωση παθογόνων μικροοργανισμών (βακτήρια, ιοί, παράσιτα) που μπορεί να προκαλέσουν υδατογενείς λοιμώξεις (EPA, 2012). Οι μέθοδοι απολύμανσης που εφαρμόζονται σήμερα περιλαμβάνουν χλωρίωση, υπεριώδη ακτινοβολία (UV), photo-Fenton και συνδυαστικές τεχνολογίες, οι οποίες προσφέρουν αυξημένη αποτελεσματικότητα και δυνατότητα αντιμετώπισης ανθεκτικών μικροβίων.

Η χλωρίωση είναι η πιο διαδεδομένη μέθοδος απολύμανσης παγκοσμίως λόγω της χαμηλής αρχικής επένδυσης, της απλής εφαρμογής και της παραμένουσας δράσης (residual effect) που προστατεύει το νερό κατά τη μεταφορά του (Li & Mitch, 2018). Χρησιμοποιούνται διάφορες μορφές χλωρίου, όπως αέριο χλώριο (Cl_2), υποχλωριώδες νάτριο (NaOCl) και διοξείδιο του χλωρίου (ClO_2), ανάλογα με τις απαιτήσεις της εγκατάστασης. Ο μηχανισμός δράσης στηρίζεται στην οξείδωση της κυτταρικής μεμβράνης και την απενεργοποίηση ενζύμων και νουκλεϊκών οξέων των παθογόνων (EPA, 2012).

Ωστόσο, η χλωρίωση έχει μειονεκτήματα: η αντίδραση του χλωρίου με οργανικές ενώσεις στα λύματα οδηγεί στη δημιουργία παραπροϊόντων απολύμανσης (disinfection by-products, DBPs), όπως τριαλογονομεθάνια (THMs) και αλογονοξικά οξέα (HAAs), ουσίες που συνδέονται με καρκινογόνο δράση και τοξικότητα σε υδρόβιους οργανισμούς (Richardson & Postigo, 2015). Επιπλέον, η αποτελεσματικότητα της χλωρίωσης επηρεάζεται από παράγοντες όπως το pH, η θερμοκρασία και η παρουσία οργανικής ύλης, απαιτώντας προσεκτικό έλεγχο της δόσης.

Η υπεριώδης ακτινοβολία (UV) αποτελεί μια φυσική μέθοδο απολύμανσης, η οποία έχει καθιερωθεί σε πολλές σύγχρονες εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων. Η UV-C ακτινοβολία (μήκος κύματος 200–280 nm) καταστρέφει το DNA και το RNA των μικροοργανισμών, εμποδίζοντας την αναπαραγωγή τους (Bolton & Cotton, 2011). Πλεονεκτήματα της UV περιλαμβάνουν την απουσία χημικών, την άμεση απολύμανση χωρίς σχηματισμό τοξικών παραπροϊόντων και την αποτελεσματικότητα έναντι ευρέος φάσματος παθογόνων (Hijnen et al., 2006).

Ωστόσο, η UV στερείται υπολειμματικής δράσης, καθιστώντας την ακατάλληλη σε δίκτυα διανομής όπου απαιτείται διαρκής προστασία, ενώ η παρουσία αιωρούμενων στερεών μπορεί να μειώσει την αποτελεσματικότητα λόγω σκίασης (Bello et al., 2020). Επιπλέον, απαιτεί καθαρότητα του νερού και τακτική συντήρηση των λαμπτήρων UV.

Η μέθοδος photo-Fenton ανήκει στις προχωρημένες οξειδωτικές διεργασίες (AOPs) και συνδυάζει το υπεροξείδιο του υδρογόνου (H_2O_2) με άλατα σιδήρου (Fe^{2+}) και υπεριώδη ακτινοβολία, παράγοντας ρίζες υδροξυλίου ($\bullet OH$) με ισχυρή οξειδωτική ικανότητα (Pignatello et al., 2006). Η photo-Fenton μπορεί να απενεργοποιήσει ανθεκτικά παθογόνα και να διασπάσει οργανικούς μικρορύπους που δεν απομακρύνονται σε συμβατικές διεργασίες. Η μέθοδος εφαρμόζεται κυρίως σε βιομηχανικά ή αστικά λύματα με υψηλή συγκέντρωση οργανικής ύλης, προσφέροντας ταυτόχρονη απολύμανση και οξείδωση ρύπων (Gogate & Pandit, 2004).

Η κύρια πρόκληση στη photo-Fenton είναι η ανάγκη οξέος pH (2,8–3,5) για βέλτιστη δράση, που περιορίζει την εφαρμογή της σε μεγάλη κλίμακα λόγω του κόστους ρύθμισης του pH και των πιθανών προβλημάτων διάθεσης του επεξεργασμένου νερού (Zhou et al., 2019). Επιπλέον, το υπόλειμμα σιδήρου πρέπει να αφαιρείται ή να ανακυκλώνεται για την αποφυγή δευτερογενούς ρύπανσης.

Οι συνδυαστικές μέθοδοι απολύμανσης αποτελούν σύγχρονη τάση, συνδυάζοντας πλεονεκτήματα διαφορετικών τεχνολογιών για αυξημένη αποτελεσματικότητα και μειωμένο σχηματισμό παραπροϊόντων. Για παράδειγμα, συνδυασμός UV με χλωρίωση (UV/ Cl_2) ή υπεροξείδιο του υδρογόνου (UV/ H_2O_2) επιτυγχάνει ταυτόχρονη απενεργοποίηση παθογόνων και οξείδωση μικρορύπων, με τη UV να διασπά το H_2O_2 ή το Cl_2 , παράγοντας ισχυρές ρίζες (Sharma et al., 2016· De Laat et al., 2011).

Οι συνδυαστικές μέθοδοι μπορούν να μειώσουν τη δόση χημικών, ελαχιστοποιώντας τα DBPs, ενώ βελτιώνουν την απολύμανση ακόμη και σε παρουσία ανθεκτικών παθογόνων όπως *Giardia* και *Cryptosporidium* (Hijnen et al., 2006). Ωστόσο, απαιτούν εξειδικευμένο σχεδιασμό, μεγαλύτερο κόστος επένδυσης και αυξημένο έλεγχο παραμέτρων (π.χ. UV δόση, pH, συγκεντρώσεις αντιδραστηρίων).

Κεφάλαιο 4: Μεθοδολογία έρευνας

4.1 Λέξεις-κλειδιά και στρατηγική αναζήτησης βιβλιογραφίας

Για τη διεξαγωγή της παρούσας έρευνας, κρίθηκε απαραίτητο να χρησιμοποιηθούν εξειδικευμένες λέξεις-κλειδιά που να αντανakλούν τόσο το πεδίο των νοσοκομειακών αποβλήτων όσο και τις τεχνολογίες επεξεργασίας που μελετήθηκαν. Οι όροι “hospital”, “wastewater”, “treatment”, “aerobic” και “anaerobic” επιλέχθηκαν ως οι πλέον αντιπροσωπευτικοί, καθώς καλύπτουν τον θεματικό άξονα των υγρών νοσοκομειακών αποβλήτων και τις μεθόδους επεξεργασίας τους, οι οποίες αποτελούν τον πυρήνα της εργασίας. Η αναζήτηση περιορίστηκε χρονικά στη δεκαετία 2015–σήμερα, ώστε να διασφαλιστεί η ενημερότητα των δεδομένων και να καλυφθεί η εξέλιξη των τεχνολογιών επεξεργασίας.

Η βιβλιογραφική έρευνα πραγματοποιήθηκε μέσω του scopus.com, μίας από τις πιο έγκυρες βάσεις δεδομένων διεθνώς αναγνωρισμένων επιστημονικών δημοσιεύσεων. Η Scopus προσφέρει πρόσβαση σε άρθρα με κριτές (peer-reviewed), παρέχοντας έτσι υψηλό επίπεδο αξιοπιστίας στις πηγές που συλλέχθηκαν. Στη στρατηγική αναζήτησης εφαρμόστηκαν λογικοί τελεστές (AND/OR) για τον συνδυασμό λέξεων-κλειδίων και φίλτρα για το είδος δημοσιεύσεων (articles, reviews) και τη γλώσσα (αγγλικά), ώστε να ελαχιστοποιηθεί ο θόρυβος στα αποτελέσματα. Επιπλέον, δεν τέθηκαν γεωγραφικοί περιορισμοί, επιτρέποντας την ανάλυση στοιχείων από διαφορετικά περιβάλλοντα, πολιτιστικά και τεχνολογικά επίπεδα, προσφέροντας έτσι μια παγκόσμια εικόνα για την κατάσταση των νοσοκομειακών αποβλήτων και των διαθέσιμων τεχνολογιών επεξεργασίας τους.

4.2 Επιλογή και κριτήρια εισαγωγής άρθρων

Τα άρθρα που επιλέχθηκαν πληρούσαν αυστηρά κριτήρια επιλογής, ώστε να εξασφαλιστεί η εγκυρότητα και η συνάφεια με το θέμα της μελέτης. Αρχικά, συμπεριλήφθηκαν μόνο άρθρα που επικεντρώνονται σε υγρά απόβλητα νοσοκομειακής ή εργαστηριακής προέλευσης, με απώτερο στόχο τη διερεύνηση χαρακτηριστικών όπως τα οργανικά φορτία (COD, BOD), τα θρεπτικά στοιχεία (TN, TP), τα αιωρούμενα στερεά (TSS) και, σε ορισμένες περιπτώσεις, την παρουσία φαρμακευτικών ουσιών ή παθογόνων μικροοργανισμών.

Στα κριτήρια εισαγωγής εντάχθηκαν επίσης:

- ❖ Το άρθρο να αναφέρει ρητά μεθόδους βιολογικής επεξεργασίας υγρών αποβλήτων (π.χ. αερόβια ή αναερόβια διεργασία,) και τα ποσοστά απομάκρυνσης παραμέτρων.
- ❖ Να παρουσιάζει ποσοτικά αποτελέσματα για συγκεντρώσεις ή για την απόδοση επεξεργασίας.
- ❖ Να ανήκει σε περιοδικά υψηλής απήχησης, τα οποία καταγράφονται στη βάση δεδομένων Scopus και καλύπτουν θέματα περιβαλλοντικής τεχνολογίας, υγειονομικής μηχανικής και υδατικών πόρων.

Αντίθετα, αποκλείστηκαν άρθρα που αφορούσαν αποκλειστικά στερεά νοσοκομειακά απόβλητα, δημοσιεύσεις χωρίς πρωτογενή στοιχεία ή με ελλιπή δεδομένα για τις συγκεντρώσεις ή την αποτελεσματικότητα απομάκρυνσης, καθώς και άρθρα που επικεντρώνονται μόνο στη θεωρητική περιγραφή χωρίς πειραματικά αποτελέσματα. Στον παρακάτω πίνακα παρουσιάζονται όλα τα άρθρα που χρησιμοποιήθηκαν στην βιβλιογραφική ανασκόπηση. Υπάρχουν περίπου 30 εργασίες με χρήση διαφορετικών τεχνολογιών βιολογικής επεξεργασίας. Στις εργασίες αυτές έχουν χρησιμοποιηθεί κυρίως πραγματικά υγρά απόβλητα νοσοκομείων αλλά υπάρχουν αρκετές εργασίες και με συνθετικά υγρά απόβλητα. Οι περισσότερες εργασίες είναι εργαστηριακής κλίμακας. Στη ανασκόπηση συμπεριλήφθηκαν και ορισμένες εργασίες που πραγματοποιήθηκαν σε πραγματική κλίμακα (πεδίου) που αφορούν σχεδόν αποκλειστικά μελέτες για την τύχη των φαρμακευτικών σε συμβατικές εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων (σύστημα ενεργού ιλύος).

Πίνακας 1. Άρθρα που χρησιμοποιήθηκαν στη βιβλιογραφική ανασκόπηση

| α/α | Τύπος αποβλήτων | Κλίμακα | Τεχνολογία | Αναφορά |
|-----|------------------------|--------------|--|--|
| 1 | Πραγματικά | εργαστηριακή | Αερόβιος βιοαντιδραστήρας ρευστοποιημένης κλίνης σε συνδυασμό με καθίζηση | Alkahtani et al. 2024, https://doi.org/10.1038/s41598-024-73494-6 |
| 2 | Πραγματικά | πιλοτική | Αντιδραστήρας SBR σε συνδυασμό με εξωτερική μεμβράνη που περιέχει ενεργό άνθρακα (PAC) | Alvarino et al. 2020 https://doi.org/10.1007/s11356-018-2670-2 |
| 3 | Συνθετικά | εργαστηριακή | Προσομοίωση συστήματος ενεργού ιλύος, UV-C, UV-C/H ₂ O ₂ | Franquet-Griell et al. 2017 https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.06.057 |
| 4 | Πραγματικά | εργαστηριακή | Αερόβιος, αναερόβιος, αναερόβιος/αερόβιος αντιδραστήρας, σύστημα υπερέχων, φωτοκαταλυτικός αντιδραστήρας με TiO ₂ | Guney and Sponza, 2016 https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1179348 |
| 6 | Πραγματικά & Συνθετικά | εργαστηριακή | Βιαντιδραστήρες MBR δυο φάσεων (ανοξική/αερόβια) και τριών φάσεων (προεπεξεργασία/ανοξική/αερόβια) | Hamjinda et al. 2017 https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.10.020 |
| 7 | Πραγματικά | εργαστηριακή | Βιοαντιδραστήρας μεμβράνης απόσταξης (membrane distillation bioreactor) | İnce et al. 2022 https://doi.org/10.17159/wsa/2022.v48.i4.3930 |
| 8 | Πραγματικά | εργαστηριακή | Αερόβιος αντιδραστήρας σταθερής κλίνης σε συνδυασμό με καθίζηση | Khan et al. 2022 https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131838 |

| | | | | |
|----|------------|--------------|--|--|
| 9 | Πραγματικά | εργαστηριακή | Αερόβια μεθανότροφα βακτήρια | Lu et al. 2021 https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145045 |
| 10 | Συνθετικά | πιλοτική | Αερόβιοι βιοαντιδραστήρες κοκκώδους βιομάζας | Muñoz-Palazon et al. 2022 https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102691 |
| 11 | Συνθετικά | εργαστηριακή | Αερόβια κοκκώδης βιομάζα | Perez-Bou et al. 2024a https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123115 |
| 12 | Συνθετικά | εργαστηριακή | Αερόβια κοκκώδης βιομάζα | Perez-Bou et al. 2024b https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105206 |
| 13 | Πραγματικά | εργαστηριακή | Βιολογική επεξεργασία | Sack et al. 2021 https://doi.org/10.1007/s11356-021-12785-1 |
| 14 | Πραγματικά | εργαστηριακή | Αναερόβια χώνευση-αερόβια οξείδωση, +χλωρίωση, | Santibañez-Villegas et al. 2022 https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.130099 |
| 15 | Συνθετικά | εργαστηριακή | Βιοαντιδραστήρας μεμβρανών | Tiwari et al. 2019 https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121362 |
| 16 | Πραγματικά | πεδίο | Εγκατάσταση επεξεργασίας Λυμάτων (ανοξική, αερόβια, χλωρίωση) | Xu et al. 2024 https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123910 |
| 17 | Συνθετικά | εργαστηριακή | Σύστημα SBRs | Yan et al. 2022 https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132510 |

| | | | | |
|----|------------|--------------|---|---|
| 18 | Πραγματικά | πιλοτική | Βιοαντιδραστήρας μεμβρανών με κοκκώδη ενεργό άνθρακα (Sponge-GAC-Sponge membrane) | Alsahy. et al. 2018 https://doi.org/10.1016/j.bej.2018.02.007 |
| 19 | Συνθετικά | εργαστηριακή | ηλεκτροβιοαντιδραστήρες | El Naker. et al. 2020 https://doi.org/10.2166/wst.2020.553 |
| 20 | Πραγματικά | πεδίου | Εγκατάσταση Επεξεργασίας Λυμάτων (ενεργό ιλύ) | Higgins et al. 2018 https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.04.057 |
| 21 | Πραγματικά | πιλοτική | Τεχνητός υδροβιότοπος οριζόντιας ροής και καθίζηση | Khan et al. 2020 https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110627 |
| 22 | Συνθετικά | εργαστηριακή | Αναερόβιος αντιδραστήρας UASB | Mares-Carbajal et al. 2022 https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103337 |
| 23 | Συνθετικά | εργαστηριακή | Αναερόβιος αντιδραστήρας Εγκατάσταση Επεξεργασίας Λυμάτων (ενεργό ιλύ)UASB | Martínez-Polanco et al. 2022 https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132191 |
| 24 | Πραγματικά | πεδίου | Εγκατάσταση Επεξεργασίας Λυμάτων (ενεργό ιλύ) | Niestępski et al. 2019 https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.12.056 |
| 25 | Πραγματικά | ανασκόπηση | Βιολογικές μέθοδοι | Lu, Hui et al. 2019 https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01131 |
| 26 | Πραγματικά | εργαστηριακή | Αναερόβιος αντιδραστήρας ανοδικής ροής και photo-Fenton | Lima Perini et al. 2018 https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2017.11.021 |

| | | | | |
|----|------------|------------|--|---|
| 27 | Πραγματικά | πεδίου | Εγκατάσταση Επεξεργασίας Λυμάτων (ενεργό ιλύ), ανεπεξέργαστα | Pourakbar et al. 2022 https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151391 |
| 28 | Πραγματικά | πεδίου | Εγκατάσταση Επεξεργασίας Λυμάτων (ενεργό ιλύ) | Rodríguez-Rodríguez et al. 2024 https://doi.org/10.1007/s10661-024-12872-z |
| 29 | Πραγματικά | πιλοτική | Εγκατάσταση Επεξεργασίας Λυμάτων (ενεργό ιλύ), Αναερόβιος αντιδραστήρας UASB | Subedi et al. 2017 https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.026 |
| 30 | Πραγματικά | πιλοτική | Βιο-ηλεκτρο Fenton | Yadav et al. 2024 https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.113874 |
| 31 | Πραγματικά | πιλοτική | Συνδυασμός Αναερόβιου/ανοξικού/αερόβιου φίλτρου | Yamashiro et al. 2019 https://doi.org/10.1007/s11356-019-05500-8 |
| 32 | Πραγματικά | ανασκόπηση | Αναερόβια/αερόβια επεξεργασία ιλύος | Yin et al. 2024 https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167862 |

4.3 Ανάλυση δεδομένων: παράμετροι και στατιστικές εξισώσεις

Η ανάλυση των δεδομένων στηρίχθηκε σε παράμετρους κλειδιά που σχετίζονται με την ποιότητα των νοσοκομειακών λυμάτων και την αποτελεσματικότητα των μεθόδων επεξεργασίας. Συγκεκριμένα, αξιολογήθηκαν:

- ❖ Χημική Απαίτηση Οξυγόνου (COD)
- ❖ Βιοχημική Απαίτηση Οξυγόνου (BOD)
- ❖ Ολικό Άζωτο (TN)
- ❖ Ολικός Φώσφορος (TP)
- ❖ Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (TSS)

Οι μετρήσεις εκφράστηκαν σε mg/L, ενώ η απομάκρυνση κάθε παραμέτρου υπολογίστηκε με βάση την εξίσωση ποσοστού απομάκρυνσης:

$$\text{Απομάκρυνση (\%)} = \frac{C_{\text{αρχικό}} - C_{\text{τελικό}}}{C_{\text{αρχικό}}} \times 100\%$$

όπου C αρχική και C τελική είναι οι συγκεντρώσεις της παραμέτρου πριν και μετά την επεξεργασία αντίστοιχα.

Η στατιστική επεξεργασία περιλάμβανε την εκτίμηση μέσω τιμών, τυπικών αποκλίσεων και διακύμανσης των συγκεντρώσεων, για την αξιολόγηση της διαφοροποίησης των δεδομένων ανά μέθοδο επεξεργασίας. Επιπλέον, χρησιμοποιήθηκαν διαγράμματα κατανομής συχνοτήτων και box plots για την απεικόνιση της διασποράς των τιμών, ώστε να εντοπιστούν τυχόν ακραίες τιμές ή μοτίβα που συνδέονται με συγκεκριμένες τεχνολογίες.

Για τον υπολογισμό των στατιστικών δεικτών χρησιμοποιήθηκαν οι παρακάτω εξισώσεις:

Διάμεση τιμή (Median)

Η διάμεση τιμή χρησιμοποιήθηκε ως μέτρο κεντρικής τάσης, καθώς είναι πιο ανθεκτική στις ακραίες τιμές σε σχέση με τον μέσο όρο. Η εξίσωση έχει τη μορφή:

$$\text{Διάμεση τιμή} = \begin{cases} \frac{x_{n+1}}{2} & , \text{αν } n \text{ περιττός} \\ \frac{X_{n/2} + X_{n/2+1}}{2} & , \text{αν } n \text{ άρτιος} \end{cases}$$

όπου n είναι το πλήθος των τιμών και x_i οι ταξινομημένες τιμές.

Μέσος όρος (Mean)

Ο μέσος όρος υπολογίστηκε με την εξίσωση:

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=0}^n x_i$$

όπου x_i είναι οι τιμές και n το πλήθος τους.

Τυπική απόκλιση (Standard deviation)

Η τυπική απόκλιση χρησιμοποιήθηκε για τη μέτρηση της διασποράς των δεδομένων γύρω από τον μέσο όρο. Ο υπολογισμός έγινε με την εξίσωση:

$$\sigma = \frac{1}{n} \sum_{i=0}^n (x_i - \bar{x})^2$$

όπου \bar{x} είναι ο μέσος όρος και x_i οι μεμονωμένες τιμές.

Η χρήση της διάμεσης τιμής κρίθηκε ιδιαίτερα σημαντική σε αυτήν την εργασία, καθώς σε πολλές περιπτώσεις παρατηρήθηκαν μεγάλες αποκλίσεις σε μετρήσεις που θα επηρέαζαν σημαντικά τον μέσο όρο. Με τη διάμεση τιμή, περιορίστηκε η

επίδραση των ακραίων τιμών, προσφέροντας μια πιο αντιπροσωπευτική εικόνα για την κεντρική τάση των συγκεντρώσεων και των ποσοστών απομάκρυνσης.

4.4 Εργαλεία επεξεργασίας δεδομένων

Για την ανάλυση και την απεικόνιση των δεδομένων χρησιμοποιήθηκαν εργαλεία επεξεργασίας και στατιστικής ανάλυσης, με κύριο το Microsoft Excel. Το Excel χρησιμοποιήθηκε για την ταξινόμηση των δεδομένων σε πίνακες, την εκτέλεση μαθηματικών πράξεων, τον υπολογισμό στατιστικών δεικτών (μέσος όρος, διάμεσος, τυπική απόκλιση), καθώς και για την παραγωγή γραφημάτων, όπως ραβδογράμματα και πίτες, που απεικονίζουν συγκριτικά την αποτελεσματικότητα των μεθόδων επεξεργασίας.

Η ευελιξία του Excel στην επεξεργασία μεγάλων συνόλων δεδομένων επέτρεψε τη δημιουργία φίλτρων και ταξινομήσεων με βάση συγκεκριμένες παραμέτρους (π.χ. COD, TN), διευκολύνοντας την ανάλυση της σχέσης μεθόδου–αποτελεσματικότητας. Επιπλέον, τα διαγράμματα box plot χρησιμοποιήθηκαν για τη γραφική παρουσίαση των κατανομών των μετρήσεων, ώστε να καταδειχθεί η μεταβλητότητα μεταξύ διαφορετικών μεθόδων επεξεργασίας ή γεωγραφικών περιοχών.

Κεφάλαιο 5: Στατιστική ανάλυση δεδομένων

5.1 Προέλευση άρθρων

Στο παρακάτω διάγραμμα (Διάγραμμα 1) παρουσιάζονται οι χώρες που έχουν ασχοληθεί ερευνητικά με μεθόδους βιολογικής επεξεργασίας υγρών αποβλήτων νοσοκομείων. Γενικά παρατηρείται μια αρκετά μεγάλη κατανομή σε διάφορες χώρες όπως ΗΠΑ, ΚΊΝΑ, Ινδία κλπ.



Διάγραμμα 5.1.1: Κατανομή των άρθρων ανά χώρα προέλευσης.

5.1 Ανάλυση συγκεντρώσεων οργανικών χαρακτηριστικών (COD, BOD, TN, TP, TSS)

Η ανάλυση των οργανικών χαρακτηριστικών των νοσοκομειακών λυμάτων αποτέλεσε καθοριστικό κομμάτι της παρούσας μελέτης, καθώς οι συγκεντρώσεις τους και τα ποσοστά απομάκρυνσης καθορίζουν την αποτελεσματικότητα των μεθόδων επεξεργασίας. Οι συγκεντρώσεις μετρήθηκαν σε mg/L και τα ποσοστά απομάκρυνσης σε %, ενώ οι στατιστικοί δείκτες που υπολογίστηκαν ήταν η ελάχιστη τιμή, η μέγιστη τιμή, η διάμεση τιμή, ο μέσος όρος και η τυπική απόκλιση, ώστε να αποτυπωθεί πλήρως η κατανομή των τιμών.

Για το COD, παρατηρήθηκε το μεγαλύτερο εύρος τιμών εισροής μεταξύ όλων των παραμέτρων, με ελάχιστη συγκέντρωση 0.825 mg/L και μέγιστη τιμή 20000 mg/L. Αυτό το μεγάλο εύρος εξηγείται από τη διαφορετικότητα των μονάδων προέλευσης των δειγμάτων, καθώς και από το αν είχαν προηγηθεί στάδια προεπεξεργασίας. Ο μέσος όρος συγκέντρωσης εισροής ήταν 1832 mg/L, ενώ η τυπική απόκλιση ήταν ιδιαίτερα υψηλή, 4380, υποδεικνύοντας μεγάλη διασπορά στις τιμές. Η διάμεση τιμή ήταν 388 mg/L, πολύ χαμηλότερη από τον μέσο όρο, γεγονός που υποδηλώνει ότι λίγες εξαιρετικά υψηλές τιμές επηρεάζουν δυσανάλογα το μέσο όρο. Τα ποσοστά απομάκρυνσης του COD παρουσίασαν τιμές από 21% έως 100%, με μέσο όρο 78%, διάμεση τιμή 85% και τυπική απόκλιση 19. Η υψηλή διάμεση τιμή δείχνει ότι οι

περισσότερες μέθοδοι επεξεργασίας ήταν αποτελεσματικές. Πιο αναλυτικά, για τα αερόβια συστήματα, παρατηρήθηκε απομάκρυνση 74%, ενώ για τα αναερόβια υπολογίστηκε στο 87%.

Για το BOD, τα δεδομένα ήταν πιο περιορισμένα, καθώς καταγράφηκαν μόνο δύο τιμές: 76 mg/L και 256 mg/L, με μέσο όρο και διάμεση τιμή ταυτόσημες (166 mg/L) και τυπική απόκλιση 89. Παρά τον περιορισμένο αριθμό δειγμάτων, η ανάλυση των ποσοστών απομάκρυνσης έδειξε τιμές από 54% έως 99%, με μέσο όρο 72%, διάμεση τιμή 64% και τυπική απόκλιση 17. Αυτά τα αποτελέσματα υποδεικνύουν ικανοποιητική απομάκρυνση του BOD, αν και τα δεδομένα δεν επαρκούν για ασφαλή γενικά συμπεράσματα.

Στην περίπτωση του TN, οι συγκεντρώσεις παρουσίασαν επίσης μεγάλο εύρος, από 4.6 mg/L έως 231 mg/L, ανάλογα με τη μέθοδο επεξεργασίας και το αρχικό φορτίο των λυμάτων. Ο μέσος όρος TN υπολογίστηκε στα 96 mg/L με τυπική απόκλιση 72, ενώ η διάμεση τιμή ήταν 66 mg/L. Τα ποσοστά απομάκρυνσης κυμάνθηκαν από 7% έως 100%, καταδεικνύοντας τη διαφορετική στόχευση των μεθόδων επεξεργασίας (π.χ., κάποιες δίνουν έμφαση στην απομάκρυνση του αζώτου, ενώ άλλες όχι). Ο μέσος όρος απομάκρυνσης ήταν 61%, με υψηλή τυπική απόκλιση 36, και η διάμεση τιμή 85%, ένδειξη της μεγάλης διακύμανσης στις αποδόσεις.

Για το TP, οι συγκεντρώσεις εμφάνισαν μικρότερο εύρος, από 5.8 mg/L έως 22.88 mg/L, με μέσο όρο 16 mg/L και τυπική απόκλιση 5, ενώ η διάμεση τιμή ήταν κοντά στον μέσο όρο, στα 17.5 mg/L. Τα ποσοστά απομάκρυνσης για τον φώσφορο ήταν από 25% έως 100%, με μέσο όρο 62%, τυπική απόκλιση 25 και διάμεση τιμή 69%. Η μικρότερη διακύμανση στις συγκεντρώσεις υποδεικνύει πιο ομοιογενή ποιότητα λυμάτων σε σχέση με άλλες παραμέτρους.

Όσον αφορά τα TSS, οι συγκεντρώσεις κυμάνθηκαν από 10 mg/L έως 3200 mg/L, με μέσο όρο 180 mg/L και πολύ υψηλή τυπική απόκλιση 179, ένδειξη των σημαντικών διαφορών που οφείλονται τόσο στη μέθοδο επεξεργασίας όσο και στο επίπεδο προεπεξεργασίας. Η διάμεση τιμή καταγράφηκε στα 168 mg/L. Τα ποσοστά απομάκρυνσης παρουσίασαν τιμές από 32% έως 97%, με μέσο όρο 62%, τυπική απόκλιση 30 και διάμεση τιμή 61%, τιμές που καταδεικνύουν γενικά ικανοποιητική απόδοση, αλλά και σημαντικές αποκλίσεις μεταξύ μεθόδων.

Η σύγκριση μέσου όρου και διάμεσης τιμής σε όλες τις παραμέτρους αναδεικνύει τη σημασία της χρήσης και των δύο δεικτών. Στις περισσότερες περιπτώσεις η διάμεση τιμή ήταν χαμηλότερη του μέσου όρου, υποδηλώνοντας την ύπαρξη ακραίων τιμών

που επηρεάζουν τη μέση τιμή, ιδίως για το COD και το TSS. Ωστόσο, σε όλες τις παραμέτρους ο μέσος όρος απομάκρυνσης υπερέβη το 60%, δείχνοντας την αποτελεσματικότητα των εξεταζόμενων μεθόδων επεξεργασίας. Τα αποτελέσματα αυτά επιβεβαιώνουν την αξία συνδυασμένων ή καινοτόμων τεχνολογιών που μπορούν να αντικαταστήσουν ή να συμπληρώσουν τις παραδοσιακές μεθόδους επεξεργασίας νοσοκομειακών αποβλήτων, συνεισφέροντας στη μείωση του περιβαλλοντικού κινδύνου.

Πίνακας 5.1.1: Τα δεδομένα που χρησιμοποιήθηκαν αφορούν τις συγκεντρώσεις των οργανικών χαρακτηριστικών των λυμάτων όπως προαναφέρθηκε και εξετάστηκε στις εξής κατηγορίες: αριθμός δειγμάτων, ελάχιστη τιμή, μέγιστη τιμή, διάμεση τιμή, μέσος όρος και τυπική απόκλιση.

| ΦΥΣΙΚΟΧΗΜΙΚΑ ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ | ΑΡΙΘΜΟΣ ΔΕΙΓΜΑΤΩΝ | ΕΛΑΧΙΣΤΗ ΤΙΜΗ | ΜΕΓΙΣΤΗ ΤΙΜΗ | ΔΙΑΜΕΣΗ ΤΙΜΗ | ΜΕΣΟΣ ΟΡΟΣ | ΤΥΠΙΚΗ ΑΠΟΚΛΙΣΗ |
|-----------------------------|-------------------|---------------|--------------|--------------|------------|-----------------|
| COD | 20 | 0.8 | 20000 | 389 | 1832 | 4380 |
| TN | 17 | 5 | 232 | 67 | 96 | 72 |
| TP | 10 | 6 | 23 | 18 | 17 | 5 |
| BOD | 4 | 77 | 256 | 166 | 166 | 89 |
| TSS | 9 | 10 | 3200 | 168 | 180 | 179 |

Πίνακας 5.1.2 : Αφορά τα ποσοστά απομακρύνσεων των οργανικών χαρακτηριστικών με τις κατηγορίες να είναι οι ίδιες.

| ΦΥΣΙΚΟΧΗΜΙΚΑ ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ | ΑΡΙΘΜΟΣ ΔΕΙΓΜΑΤΩΝ | ΕΛΑΧΙΣΤΗ ΤΙΜΗ | ΜΕΓΙΣΤΗ ΤΙΜΗ | ΔΙΑΜΕΣΗ ΤΙΜΗ | ΜΕΣΟΣ ΟΡΟΣ ΑΠΟΜΑΚΡΥΝΣΗΣ | ΤΥΠΙΚΗ ΑΠΟΚΛΙΣΗ |
|-----------------------------|-------------------|---------------|--------------|--------------|-------------------------|-----------------|
| COD | 20 | 21 | 100 | 85 | 78% | 19 |
| TN | 17 | 7 | 100 | 85 | 61% | 36 |
| TP | 10 | 25 | 100 | 69 | 62% | 25 |
| BOD | 4 | 54 | 99 | 64 | 72% | 17 |
| TSS | 9 | 32 | 97 | 61 | 62% | 30 |

5.2 Ανάλυση ποσοστών απομάκρυνσης οργανικών χαρακτηριστικών

Η αξιολόγηση των ποσοστών απομάκρυνσης των οργανικών χαρακτηριστικών των νοσοκομειακών λυμάτων αποτελεί βασικό κριτήριο για την αποτελεσματικότητα των μεθόδων επεξεργασίας. Στην παρούσα μελέτη, τα ποσοστά απομάκρυνσης υπολογίστηκαν για κάθε δείγμα και παραμετροποιήθηκαν με στατιστικούς δείκτες, ώστε να αποτυπωθεί το εύρος των αποτελεσμάτων και η αξιοπιστία των χρησιμοποιούμενων τεχνολογιών. Οι δείκτες που υπολογίστηκαν ήταν η ελάχιστη

τιμή, η μέγιστη τιμή, η διάμεση τιμή, ο μέσος όρος απομάκρυνσης και η τυπική απόκλιση, παρέχοντας μια πλήρη εικόνα της διακύμανσης των ποσοστών.

Για το COD, το ποσοστό απομάκρυνσης παρουσίασε τιμές από 21% έως 100%, γεγονός που καταδεικνύει την ποικιλία στις επιδόσεις των μεθόδων που εφαρμόστηκαν στα διάφορα λύματα. Ο μέσος όρος ποσοστού απομάκρυνσης ήταν 78% με τυπική απόκλιση 19, ενώ η διάμεση τιμή καταγράφηκε στο 85%. Η σχετικά μικρή απόσταση διάμεσης–μέσου όρου υποδηλώνει ότι, αν και υπήρξαν μέθοδοι με χαμηλές επιδόσεις, οι περισσότερες τεχνολογίες κατάφεραν υψηλά ποσοστά απομάκρυνσης, καθιστώντας την επεξεργασία του COD ιδιαίτερα αποτελεσματική.

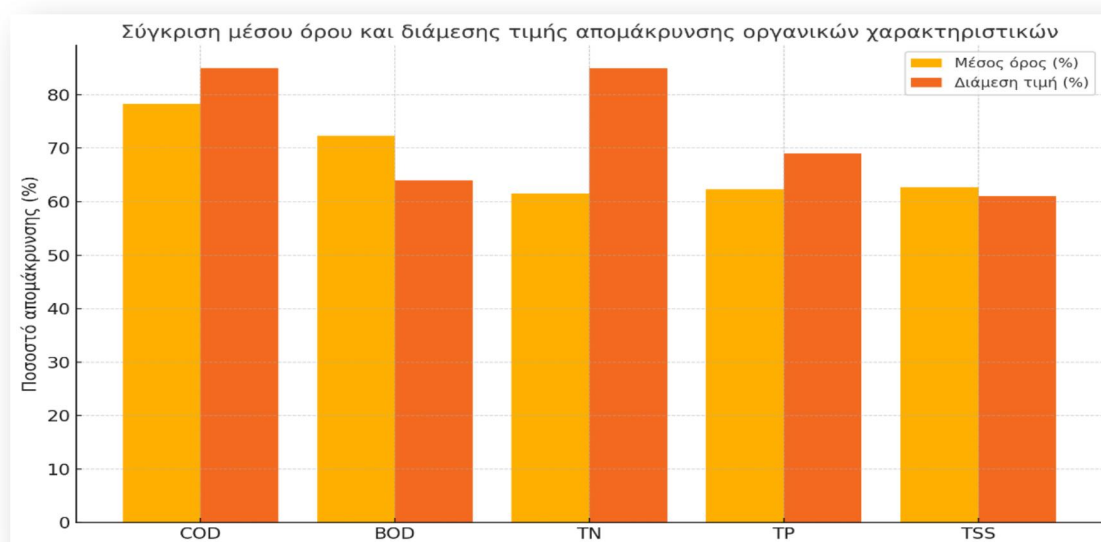
Στην περίπτωση του BOD, τα ποσοστά απομάκρυνσης κυμάνθηκαν από 54% έως 99%, με μέσο όρο 72% και τυπική απόκλιση 17, ενώ η διάμεση τιμή υπολογίστηκε στο 64%. Το εύρος τιμών δείχνει ότι οι μέθοδοι επεξεργασίας ήταν σε γενικές γραμμές αποτελεσματικές, αλλά η μεγαλύτερη απόσταση ανάμεσα σε μέσο όρο και διάμεση τιμή φανερώνει ότι ορισμένα δείγματα παρουσίασαν ιδιαίτερα υψηλή ή χαμηλή απόδοση, αυξάνοντας την διακύμανση.

Για το TN, παρατηρήθηκε η μεγαλύτερη διακύμανση από όλες τις παραμέτρους, καθώς τα ποσοστά απομάκρυνσης ξεκινούσαν από μόλις 7% και έφταναν έως το 100%. Αυτή η μεγάλη απόκλιση αποδίδεται στο γεγονός ότι οι μέθοδοι επεξεργασίας δεν έχουν πάντα ως πρωταρχικό στόχο την απομάκρυνση του αζώτου, ενώ άλλες τεχνολογίες, όπως οι προηγμένες αερόβιες και αναερόβιες διεργασίες, μπορούν να επιτύχουν σχεδόν πλήρη απομάκρυνση. Ο μέσος όρος ποσοστού απομάκρυνσης του TN ήταν 61%, με πολύ υψηλή τυπική απόκλιση 36, ενώ η διάμεση τιμή υπολογίστηκε στο 85%, δείχνοντας ότι οι περισσότερες μέθοδοι είχαν καλή απόδοση, αλλά λίγες περιπτώσεις χαμηλής απομάκρυνσης επηρέασαν σημαντικά τη μέση τιμή. Για το TP, τα ποσοστά απομάκρυνσης κυμάνθηκαν από 25% έως 100%, με μέσο όρο 62% και τυπική απόκλιση 25, ενώ η διάμεση τιμή ήταν 69%. Η ανάλυση αυτή δείχνει ότι παρόλο που οι μέθοδοι επεξεργασίας είχαν ποικίλες επιδόσεις ως προς την απομάκρυνση του φωσφόρου, η πλειοψηφία των μεθόδων κατάφερε απομάκρυνση μεγαλύτερη του 60%. Η διάμεση τιμή, κοντά στον μέσο όρο, υποδεικνύει σχετικά ομοιογενή κατανομή των αποτελεσμάτων, με λιγότερες ακραίες τιμές σε σχέση με το TN.

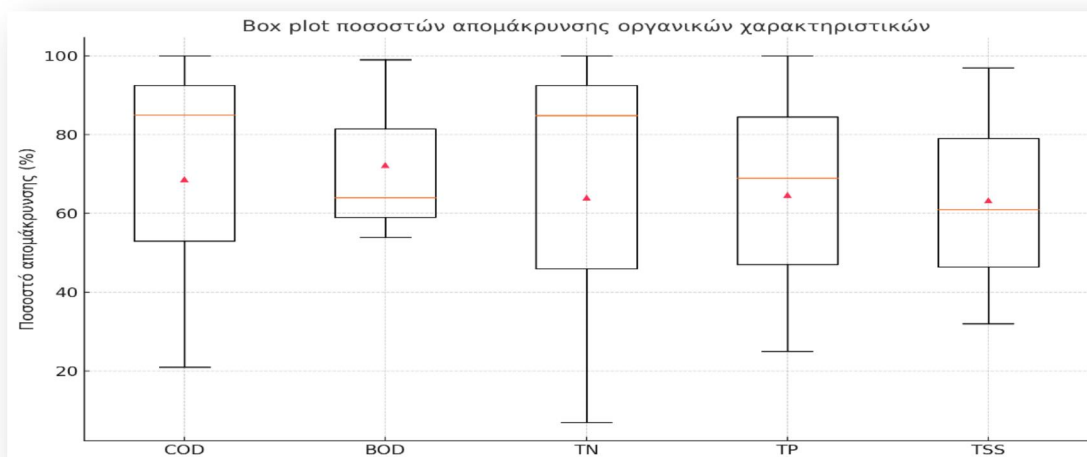
Όσον αφορά τα TSS, τα ποσοστά απομάκρυνσης παρουσίασαν τιμές από 32% έως 97%, με μέσο όρο 62% και τυπική απόκλιση 30, ενώ η διάμεση τιμή καταγράφηκε στο 61%. Η μεγάλη τυπική απόκλιση υποδεικνύει την ανομοιογένεια στην απόδοση

διαφορετικών συστημάτων προεπεξεργασίας και μεθόδων καθίζησης ή διήθησης, που επηρεάζουν σημαντικά την απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών. Παρά τη διακύμανση, η πλειονότητα των μεθόδων εμφάνισε απομάκρυνση άνω του 50%, ένδειξη ότι η αποτελεσματικότητα για την απομάκρυνση TSS είναι γενικά ικανοποιητική.

Η σύγκριση διάμεσης και μέσου όρου σε όλες τις παραμέτρους δείχνει ότι στις περισσότερες περιπτώσεις, οι δύο δείκτες βρίσκονται σχετικά κοντά, γεγονός που υποδηλώνει ότι η κατανομή των ποσοστών απομάκρυνσης είναι σχετικά ισομερής, με εξαίρεση το TN, όπου η διαφορά είναι μεγαλύτερη λόγω ακραίων τιμών χαμηλής απομάκρυνσης. Παράλληλα, η τυπική απόκλιση προσέφερε πολύτιμη πληροφορία για τη μεταβλητότητα της απόδοσης κάθε παραμέτρου, επιτρέποντας την αξιολόγηση της σταθερότητας των μεθόδων επεξεργασίας.



Γράφημα 5.2.1 που δείχνει τη σύγκριση μέσου όρου και διάμεσης τιμής απομάκρυνσης για κάθε οργανικό χαρακτηριστικό.



Γράφημα 5.2.2: ένα box plot που απεικονίζει το εύρος, τη διάμεση τιμή και τις ακραίες τιμές των ποσοστών απομάκρυνσης για κάθε παράμετρο.



Γράφημα 5.2.3: σύγκριση συγκεντρώσεων πριν και μετά την επεξεργασία για κάθε οργανικό χαρακτηριστικό.

5.3 Ανάλυση συγκεντρώσεων και απομακρύνσεων φαρμακευτικών ουσιών

Η ανάλυση των φαρμακευτικών ουσιών που εντοπίστηκαν στα νοσοκομειακά λύματα ανέδειξε μια ποικιλία ενώσεων με σημαντικές διαφοροποιήσεις στις συγκεντρώσεις και την αποτελεσματικότητα απομάκρυνσής τους. Αν και εντοπίστηκαν δεκάδες ενώσεις, η έρευνα επικεντρώθηκε σε όσες αναφέρθηκαν συχνότερα στα άρθρα ή κρίθηκαν περιβαλλοντικά σημαντικές λόγω τοξικότητας και ανθεκτικότητας στη διάσπαση.

Η carbamazepine, αντιεπιληπτικό ευρέως χρησιμοποιούμενο, καταγράφηκε σε συγκέντρωση 350 ng/L. Παρά την περιορισμένη διαθεσιμότητα δεδομένων συγκέντρωσης, τα ποσοστά απομάκρυνσης ποικίλλουν σημαντικά: από 5% έως 80%, με μέσο όρο 49%, διάμεση τιμή 64% και τυπική απόκλιση 32. Η χαμηλή αποδοτικότητα σε αρκετές περιπτώσεις υποδεικνύει ότι πρόκειται για ουσία ανθεκτική στις συνήθεις μεθόδους επεξεργασίας, επιβεβαιώνοντας τα ευρήματα της διεθνούς βιβλιογραφίας για την επιμονή της carbamazepine στα λύματα.

Η sulfamethoxazole, ένα συχνά ανιχνευόμενο αντιβιοτικό, βρέθηκε με ελάχιστη συγκέντρωση 1553 ng/L και μέγιστη 5.6 mg/L. Η μέση και διάμεση τιμή ταυτίστηκαν στα 779 ng/L, με υψηλή τυπική απόκλιση 2.800, γεγονός που αντικατοπτρίζει την ετερογένεια των λυμάτων που αναλύθηκαν. Τα ποσοστά απομάκρυνσης εμφάνισαν εύρος από 7% έως 100%, μέσο όρο 72.5%, διάμεση τιμή 82.5% και τυπική απόκλιση 27, δείχνοντας ότι σε ορισμένες περιπτώσεις η επεξεργασία είναι εξαιρετικά αποτελεσματική, ενώ σε άλλες ανεπαρκής.

Η lorazepam, ουσία με κατασταλτική δράση στο κεντρικό νευρικό σύστημα, ανιχνεύθηκε σε συγκέντρωση 3470 ng/L, χωρίς άλλα διαθέσιμα δεδομένα συγκεντρώσεων. Ωστόσο, η απομάκρυνσή της κυμάνθηκε από 32% έως 50%, με μέσο όρο και διάμεση τιμή στο 41% και τυπική απόκλιση 9, γεγονός που φανερώνει τη χαμηλή αποτελεσματικότητα των μεθόδων απομάκρυνσής της.

Η ibuprofen παρουσιάζει ενδιαφέρον, καθώς, αν και δεν καταγράφηκαν συγκεντρώσεις στα άρθρα που εξετάστηκαν, τα ποσοστά απομάκρυνσης ήταν εντυπωσιακά υψηλά: 90% έως 100%, με μέσο όρο και διάμεση τιμή 95% και μικρή τυπική απόκλιση 5. Το γεγονός αυτό δείχνει ότι οι περισσότερες μέθοδοι επεξεργασίας που εφαρμόζονται σήμερα επιτυγχάνουν εξαιρετική απομάκρυνση του ibuprofen, πιθανώς λόγω της υψηλής βιοαποδομησιμότητάς του.

Για το diclofenac, δεν εντοπίστηκαν ούτε συγκεντρώσεις ούτε ποσοστά απομάκρυνσης στα δεδομένα που συλλέχθηκαν, γεγονός που αντικατοπτρίζει είτε έλλειψη μελετών που να το εξετάζουν στο συγκεκριμένο πλαίσιο είτε δυσκολία ανίχνευσής του λόγω ιδιοτήτων όπως η απορρόφησή του σε στερεά σωματίδια.

Η ciprofloxacin, ένα ισχυρό αντιβιοτικό, ανιχνεύθηκε με συγκεντρώσεις από 1660 ng/L έως 0.9 mg/L, μέση και διάμεση τιμή 0.45 mg/L και τυπική απόκλιση 0.38, που δείχνει έντονη μεταβλητότητα μεταξύ των δειγμάτων. Τα ποσοστά απομάκρυνσης κυμάνθηκαν από 2% έως 97%, με μέσο όρο 73%, διάμεση τιμή 80.5% και τυπική

απόκλιση 25, υποδεικνύοντας ότι ορισμένες μέθοδοι επεξεργασίας είναι ικανές να μειώσουν σημαντικά την παρουσία της, ενώ άλλες αποτυγχάνουν.

Η tetracycline, που χρησιμοποιείται ευρέως ως αντιβιοτικό, παρουσίασε πολύ υψηλές συγκεντρώσεις, από 2.1 mg/L έως 86.5 g/L (!), με μέση και διάμεση τιμή 44.3 και μεγάλη τυπική απόκλιση 42.2, υποδηλώνοντας τεράστιες διαφορές στη ρύπανση μεταξύ των δειγμάτων. Τα ποσοστά απομάκρυνσής της εκτείνονται σε όλο το φάσμα, από 0% έως 100%, με διάμεση τιμή 85.5%, μέσο όρο 76% και τυπική απόκλιση 28. Τα αποτελέσματα φανερώνουν την ύπαρξη μεθόδων με ιδιαίτερα αποτελεσματική απομάκρυνση, αλλά και περιπτώσεων όπου η ουσία παραμένει αμετάβλητη.

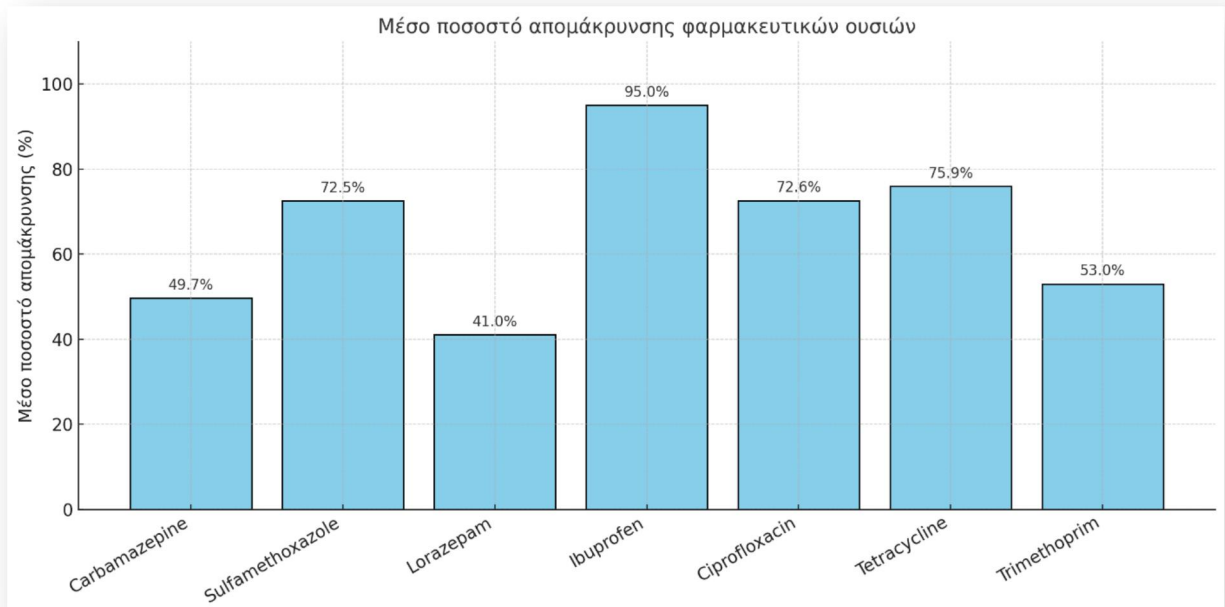
Τέλος, για το trimethoprim, δεν καταγράφηκαν συγκεντρώσεις, αλλά τα ποσοστά απομάκρυνσης κυμάνθηκαν από -2% (δείχνοντας αύξηση της συγκέντρωσης πιθανώς λόγω αποδέσμευσης από ιλύ ή άλλα φαινόμενα) έως 100%. Η διάμεση τιμή ήταν 42.5%, ο μέσος όρος 53% και η τυπική απόκλιση 36, ένδειξη μεγάλων διαφορών στην απόδοση μεταξύ μεθόδων.

Πίνακας 5.3.1: Αναφέρονται στις φαρμακευτικές ουσίες που ανιχνεύθηκαν.

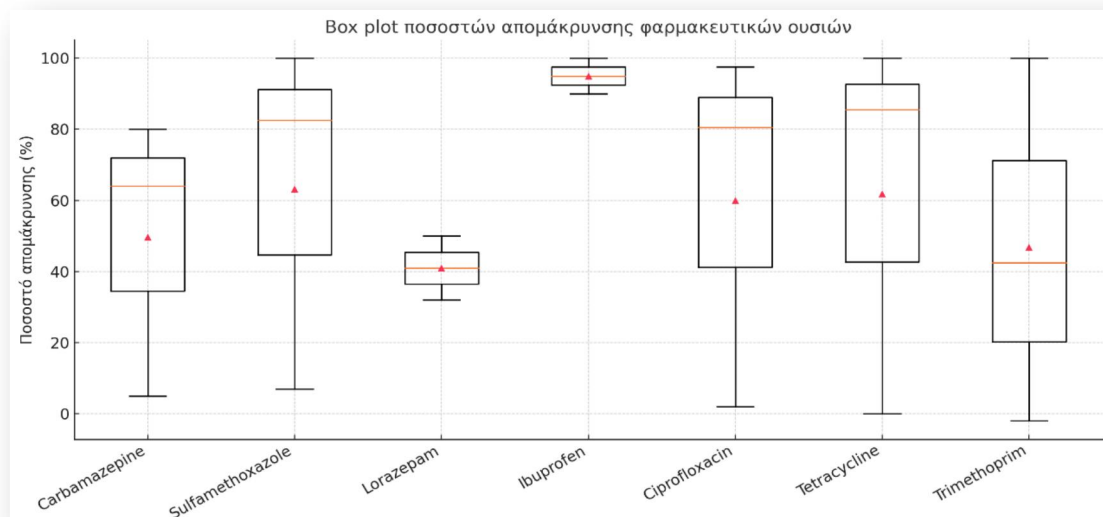
| ΦΑΡΜΑΚΕΥΤΙΚΕΣ ΟΥΣΙΕΣ | Αριθμός αναφορών | ΕΛΑΧΙΣΤΗ ΤΙΜΗ | ΜΕΓΙΣΤΗ ΤΙΜΗ | ΔΙΑΜΕΣΗ ΤΙΜΗ | ΜΕΣΟΣ ΟΡΟΣ | ΤΥΠΙΚΗ ΑΠΟΚΛΙΣΗ |
|----------------------|------------------|---------------|--------------|--------------|------------|-----------------|
| carbamazepine | 5 | 350 ng/L | 350 ng/L | 350 | 350 ng/L | 0 |
| sulfamethoxazole | 3 | 1553 ng/L | 6 mg/L | 779 | 779 ng/L | 2.800 |
| lorazepam | 3 | 3470 ng/L | 3470 ng/L | 3470 | 3470 ng/L | 0 |
| ibuprofen | 3 | - | - | - | - | - |
| diclofenac | 3 | - | - | - | - | - |
| ciprofloxacin | 6 | 1660 ng/L | 1 mg/L | 0.5 | 0.5 | 0.4 |
| tetracycline | 4 | 2 mg/L | 87 mg/L | 44 | 44 | 42 |
| trimethoprim | 3 | - | - | - | - | - |
| enrofloxacin | 1 | 1421 ng/L | 1421 ng/L | 1421 ng/L | 1421 ng/L | 0 |
| ketoprofen | 1 | 601 ng/L | 601 ng/L | 601 ng/L | 601 ng/L | 0 |

Πίνακας 5.3.2: Αναφέρεται στα ποσοστά απομάκρυνσης των φαρμακευτικών ουσιών

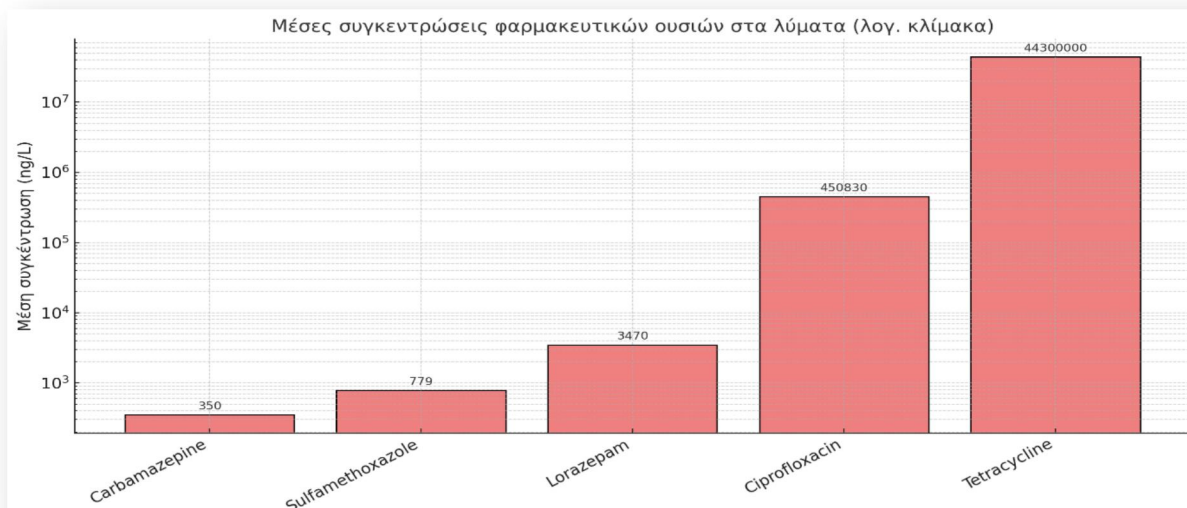
| Pharmaceuticals' removal efficiency | | | | | |
|-------------------------------------|---------------|--------------|--------------|-------------------------|-----------------|
| ΦΑΡΜΑΚΕΥΤΙΚΕΣ ΟΥΣΙΕΣ | ΕΛΑΧΙΣΤΗ ΤΙΜΗ | ΜΕΓΙΣΤΗ ΤΙΜΗ | ΔΙΑΜΕΣΗ ΤΙΜΗ | ΜΕΣΟΣ ΟΡΟΣ ΑΠΟΜΑΚΡΥΝΣΗΣ | ΤΥΠΙΚΗ ΑΠΟΚΛΙΣΗ |
| carbamazepine | 5 | 80 | 64 | 50% | 32 |
| sulfamethoxazole | 7 | 100 | 83 | 73% | 27 |
| lorazepam | 32 | 50 | 41 | 41% | 9 |
| ibuprofen | 90 | 100 | 95 | 95% | 5 |
| diclofenac | - | - | - | - | - |
| ciprofloxacin | 2 | 98 | 81 | 73% | 25 |
| tetracycline | 0 | 100 | 86 | 76% | 28 |
| trimethoprim | -2 | 100 | 42.5 | 53% | 36.6 |
| enrofloxacin | 12 | 90 | 82 | 75% | 21 |
| ketoprofen | 77 | 77 | 77 | 77% | 0 |



Ραβδογράφημα 5.3.1 με το μέσο ποσοστό απομάκρυνσης κάθε φαρμακευτικής ουσίας.



Box plot 5.3.2 που δείχνει το εύρος και τη διάμεση τιμή απομάκρυνσης για κάθε φαρμακευτική ουσία.



Διάγραμμα 5.3.3 που δείχνει τις μέσες συγκεντρώσεις των φαρμακευτικών ουσιών στα λύματα σε λογαριθμική κλίμακα, ώστε να αποτυπώνεται καθαρά το τεράστιο εύρος τιμών.

5.4 Ανάλυση παθογόνων μικροοργανισμών: είδη, συγκεντρώσεις, απομακρύνσεις

Η ανάλυση των παθογόνων μικροοργανισμών στα νοσοκομειακά λύματα ανέδειξε μια μεγάλη ποικιλία ειδών, τα οποία διαφέρουν σημαντικά ως προς τη βιολογία τους, την επικινδυνότητα τους και την ευαισθησία τους σε μεθόδους επεξεργασίας. Στη βιβλιογραφία που εξετάστηκε, καταγράφηκαν αρκετά παθογόνα, με κυριότερες ομάδες τα Type I MOB (*Gamma-proteobacteria*), Type II MOB (*Alpha-proteobacteria*), Gram αρνητικά και Gram θετικά βακτήρια, καθώς και μεμονωμένα είδη με κλινικό ενδιαφέρον.

Τα Type I MOB (*Gamma-proteobacteria*) περιλαμβάνουν Gram αρνητικά βακτήρια της κλάσης *Gamma-proteobacteria*, που αποτελούν σημαντικό τμήμα της μικροβιακής ποικιλίας στα λύματα. Τα μέλη αυτής της ομάδας, όπως τα *Proteus* και *Salmonella*, έχουν συνδεθεί με εντερίτιδα, σήψη και σοβαρές λοιμώξεις οργάνων. Παράλληλα, το γένος *Proteus* περιλαμβάνει βακτήρια με υψηλή ικανότητα προσαρμογής σε υδατικά περιβάλλοντα. Έρευνες καταδεικνύουν ότι αυτά τα βακτήρια μπορούν να αποτελέσουν δεξαμενή αντοχής σε αντιβιοτικά, καθώς αποκτούν εύκολα γονίδια αντοχής μέσω μηχανισμών όπως οι πλασμίδες. Η παρουσία τους στα νοσοκομειακά λύματα τα καθιστά σημαντικούς δείκτες κινδύνου για τη δημόσια υγεία, ιδίως αν δεν υπάρξει αποτελεσματική απολύμανση.

Τα Type II MOB (*Alpha-proteobacteria*), από την άλλη, περιλαμβάνουν μικρότερα σε μέγεθος βακτήρια, με στενή συσχέτιση με ευκαρυωτικά κύτταρα. Αρκετές μελέτες

έχουν καταδείξει την αυξημένη αφθονία τους σε συνθήκες που σχετίζονται με μεταβολικές διαταραχές ή φλεγμονώδεις νόσους του εντέρου. Επιπλέον, έχουν αναγνωριστεί ως πιθανοί μικροβιακοί δείκτες διαταραχής μικροβιώματος, γεγονός που καθιστά την παρουσία τους στα λύματα ιδιαίτερα ανησυχητική, καθώς μπορεί να συνδεθεί με την εξάπλωση παθογόνων και την εμφάνιση ασθενειών στον πληθυσμό. Στα Gram αρνητικά βακτήρια, η ανάλυση ανέδειξε δεκάδες είδη, όπως *Klebsiella*, *Enterobacter*, *Proteus mirabilis*, *Acinetobacter baumannii*, *Pseudomonadota* και άλλα. Τα Gram αρνητικά βακτήρια αποτελούν κορυφαία αιτία ενδονοσοκομειακών λοιμώξεων και έχουν μεγάλη κλινική σημασία λόγω της υψηλής αντοχής τους στα αντιβιοτικά. Πολλά από αυτά περιλαμβάνουν εντεροβακτηρίδια, υπεύθυνα για λοιμώξεις του ουροποιητικού και του αναπνευστικού, αλλά και μη ζυμωτικά βακτήρια, όπως το *A. baumannii*, που συχνά σχετίζεται με λοιμώξεις σε μονάδες εντατικής θεραπείας. Η υψηλή αντοχή τους καθιστά την απομάκρυνσή τους από τα λύματα επιτακτική για τη δημόσια υγεία.

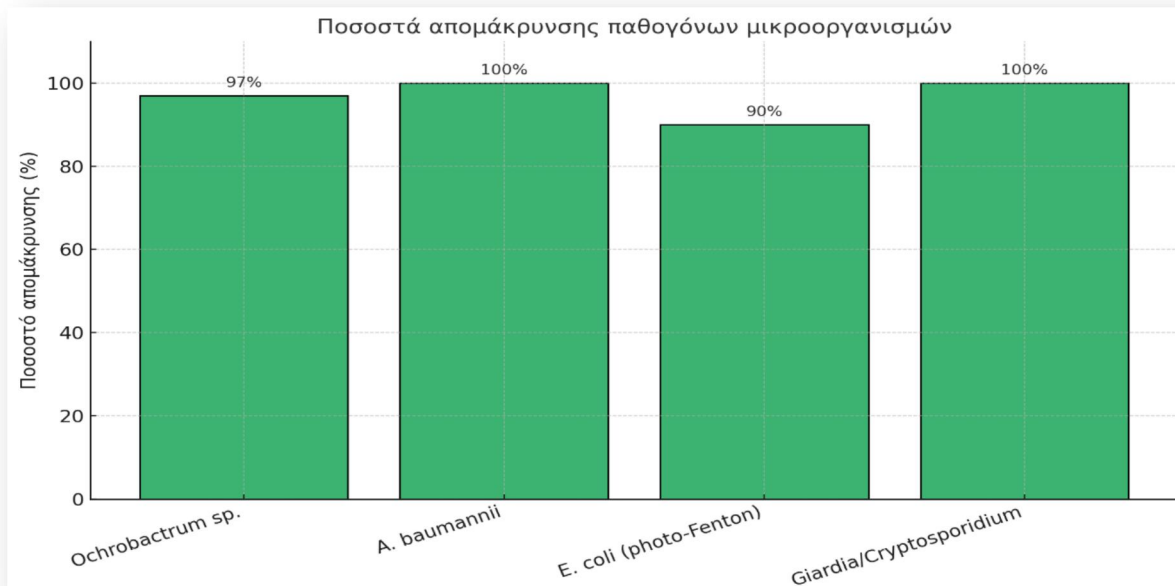
Αναφορικά με τα Gram θετικά βακτήρια, καταγράφηκαν είδη όπως *Staphylococcus aureus*, *Bacillus subtilis* και *Streptococcus pneumoniae*, τα οποία είναι γνωστά για την ικανότητά τους να προκαλούν σοβαρές λοιμώξεις, από τροφική δηλητηρίαση έως πνευμονία. Η κύρια διαφορά τους από τα Gram αρνητικά έγκειται στη δομή του κυτταρικού τους τοιχώματος, καθώς διαθέτουν παχύτερη στρώση πεπτιδογλυκάνης. Ορισμένα είδη παράγουν τοξίνες που μπορούν να οδηγήσουν σε θανατηφόρες καταστάσεις, ενώ για την αντιμετώπισή τους χρησιμοποιούνται συνήθως αντιβιοτικά ή αντιτοξίνες. Η παρουσία τους στα λύματα επιβάλλει την εφαρμογή αποτελεσματικών μεθόδων απολύμανσης, ώστε να αποφευχθεί η διασπορά τους στο περιβάλλον.

Στα μεμονωμένα παθογόνα, καταγράφηκαν μικροοργανισμοί όπως *E. coli* (συμπεριλαμβανομένων στελεχών που παράγουν *beta-lactamase*), *Giardia spp.*, *Cryptosporidium spp.*, καθώς και ανθεκτικά σε αντιβιοτικά βακτήρια (ARB) και γονίδια αντοχής (ARGs). Οι οργανισμοί αυτοί αποτελούν σοβαρή απειλή λόγω της ικανότητάς τους να προκαλούν διαρροϊκά σύνδρομα και να διαδίδουν αντοχή σε αντιβιοτικά. Αν και οι συγκεντρώσεις τους στα λύματα είναι χαμηλές, οι μεγάλες ποσότητες λυμάτων οδηγούν σε συνολική παρουσία επαρκή για να θεωρηθεί επικίνδυνη για τη δημόσια υγεία.

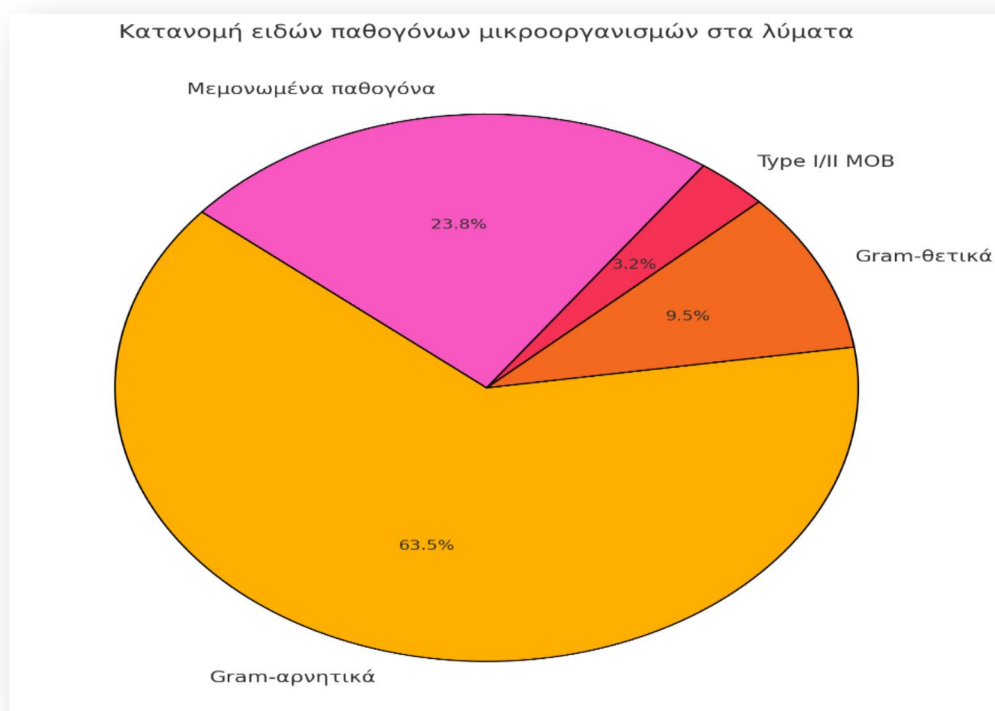
Όσον αφορά την αποτελεσματικότητα απομάκρυνσης, τα διαθέσιμα δεδομένα είναι περιορισμένα. Για το *A. baumannii*, έχει καταγραφεί ότι η επεξεργασία της ιλύος με

αλκαλικό ασβέστη μειώνει δραστικά την παρουσία του, αποτρέποντας την απελευθέρωσή του στο περιβάλλον. Για το *Ochrobactrum* sp., η βιολογική αποικοδόμηση μπορεί να φτάσει έως και 97% απομάκρυνση. Σε άλλη μελέτη, η μέθοδος photo-Fenton με UVA και ηλιακή ακτινοβολία μείωσε δραστικά τα κολοβακτηρίδια και το *E. coli* μέσα σε 90 λεπτά. Σημαντικά ευρήματα προέκυψαν και για τα *Giardia* spp. και *Cryptosporidium* spp., τα οποία απομακρύνθηκαν εξ ολοκλήρου μέσω συνδυασμένου συστήματος σταθερής μεμβράνης σε εγκατάσταση που επεξεργάζεται οικιακά και νοσοκομειακά λύματα, με απόδοση 1.8 ± 1.0 log κύστες.

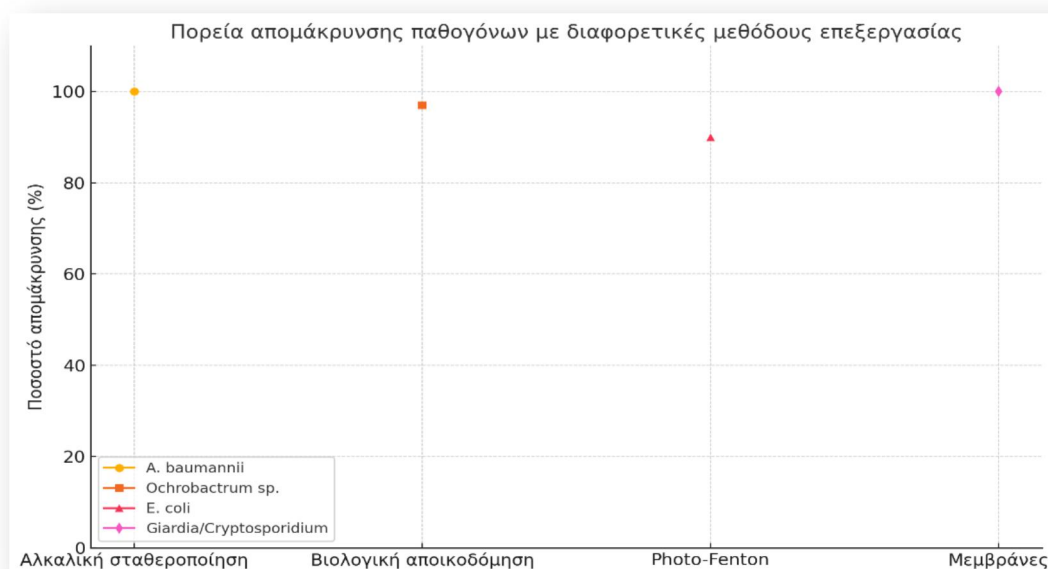
Η απουσία συστηματικών δεδομένων για τα περισσότερα παθογόνα δείχνει ότι η έρευνα έως σήμερα εστιάζει πρωτίστως σε φυσικοχημικά χαρακτηριστικά (όπως COD, BOD, TN, TP, TSS) ή φαρμακευτικές ουσίες, αφήνοντας τη μικροβιολογική αξιολόγηση σε δεύτερη μοίρα. Παράλληλα, η αντιμετώπιση των παθογόνων με εξειδικευμένες μεθόδους, όπως προηγμένες τεχνολογίες μεμβρανών, UV, όζον, photo-Fenton και αλκαλική σταθεροποίηση, είναι εφικτή, αλλά συχνά δύσκολο να ενσωματωθεί σε κλασικές εγκαταστάσεις επεξεργασίας νοσοκομειακών αποβλήτων λόγω υψηλού κόστους ή τεχνικής πολυπλοκότητας.



Ραβδογράφημα 5.4.1 που δείχνει τα ποσοστά απομάκρυνσης των παθογόνων μικροοργανισμών.



Διάγραμμα πίτας 5.4.2 που δείχνει την αναλογία των ειδών παθογόνων μικροοργανισμών ανά κατηγορία.



Γραμμικό διάγραμμα 5.4.3 που απεικονίζει την πορεία απομάκρυνσης κάθε παθογόνου με διαφορετικές τεχνολογίες επεξεργασίας.

5.5 Σύγκριση δεδομένων ανάλογα με την προέλευση των αποβλήτων

Η συγκριτική ανάλυση των δεδομένων αποκάλυψε σημαντικές διαφορές στα αποτελέσματα ανάλογα με την προέλευση των αποβλήτων, δηλαδή εάν επρόκειτο για καθαρά νοσοκομειακά λύματα ή για μίγμα διαφορετικών τύπων αποβλήτων, όπως εργαστηριακά ή αστικά λύματα που είχαν δεχθεί και νοσοκομειακά απόβλητα. Η διάκριση αυτή κρίνεται καθοριστική, καθώς η ποιότητα, η σύνθεση και οι συγκεντρώσεις ρύπων διαφέρουν σημαντικά μεταξύ των δύο περιπτώσεων, επηρεάζοντας την αποτελεσματικότητα των μεθόδων επεξεργασίας και την αξιοπιστία των αποτελεσμάτων.

Στις περιπτώσεις με μη καθαρά νοσοκομειακά απόβλητα, διαπιστώθηκε ότι σχεδόν σε όλες τις έρευνες (9 στις 10 φορές) δεν καταγράφονται συγκεντρώσεις οργανικών παραμέτρων, όπως COD, BOD, TN, TP και TSS. Σε λίγες μόνο περιπτώσεις αναφέρονται ποσοστά απομάκρυνσης συγκεκριμένων χαρακτηριστικών, τα οποία κυμαίνονται σε υψηλά επίπεδα: για το COD από 75% έως 98%, για το TN από 85% έως 100% και για το TP από 30% έως 100%. Για το BOD, υπήρχε μόνο μία μέτρηση που έδειξε 100% απομάκρυνση. Αξιοσημείωτο είναι ότι δεν υπήρξε καμία αναφορά για το TSS, το οποίο είναι καθοριστική παράμετρος για την αξιολόγηση της καθαρότητας των επεξεργασμένων λυμάτων. Παρά τα υψηλά ποσοστά απομάκρυνσης που αναφέρονται, η απουσία καταγραφής συγκεντρώσεων καθιστά δύσκολη την εξαγωγή αξιόπιστων συμπερασμάτων για την αρχική επιβάρυνση των αποβλήτων και την πραγματική αποτελεσματικότητα των μεθόδων.

Αναφορικά με τις φαρμακευτικές ουσίες στα μη καθαρά νοσοκομειακά λύματα, διαπιστώνεται πιο συστηματική και εξειδικευμένη εξέταση της απομάκρυνσής τους, με μετρήσεις ποσοστών που ποικίλλουν σημαντικά ανάλογα με τη μέθοδο που χρησιμοποιήθηκε. Εντούτοις, οι συγκεντρώσεις τους σπανίως αναφέρονται, περιορίζοντας τη δυνατότητα σύγκρισης των δεδομένων. Σημαντικό εύρημα αποτελεί το γεγονός ότι, σε εργαστηριακές δοκιμές, οι μέθοδοι εφαρμόζονται σε πιο ελεγχόμενες συνθήκες, επιτρέποντας την παράλληλη δοκιμή διαφορετικών τεχνολογιών σε διάφορες φαρμακευτικές ενώσεις. Αυτό καθιστά τα αποτελέσματα αυτών των μελετών χρήσιμα για την αξιολόγηση της συγκριτικής

αποτελεσματικότητας των μεθόδων, αλλά μειώνει τη δυνατότητα άμεσης γενίκευσης σε πραγματικά, μη ελεγχόμενα περιβάλλοντα.

Αναφορικά με τους παθογόνους μικροοργανισμούς στα αναμεμειγμένα λύματα, τα δεδομένα είναι εξαιρετικά περιορισμένα. Στις περισσότερες περιπτώσεις, τα άρθρα παρέχουν μόνο ποιοτικές αναφορές ειδών ή κατηγοριών παθογόνων (όπως Type I και II MOB) χωρίς να δίνονται συγκεντρώσεις ή λεπτομερή στατιστικά. Μοναδική εξαίρεση αποτελεί ένα άρθρο στο οποίο αναφέρεται ποσοστό απομάκρυνσης για το *Ochrobactrum sp.* που έφτασε το 97% μέσω βιολογικής αποικοδόμησης. Η απουσία μετρήσεων συγκεντρώσεων για τους παθογόνους μικροοργανισμούς περιορίζει την αξιοπιστία της αξιολόγησης του μικροβιολογικού κινδύνου των αποβλήτων αυτών.

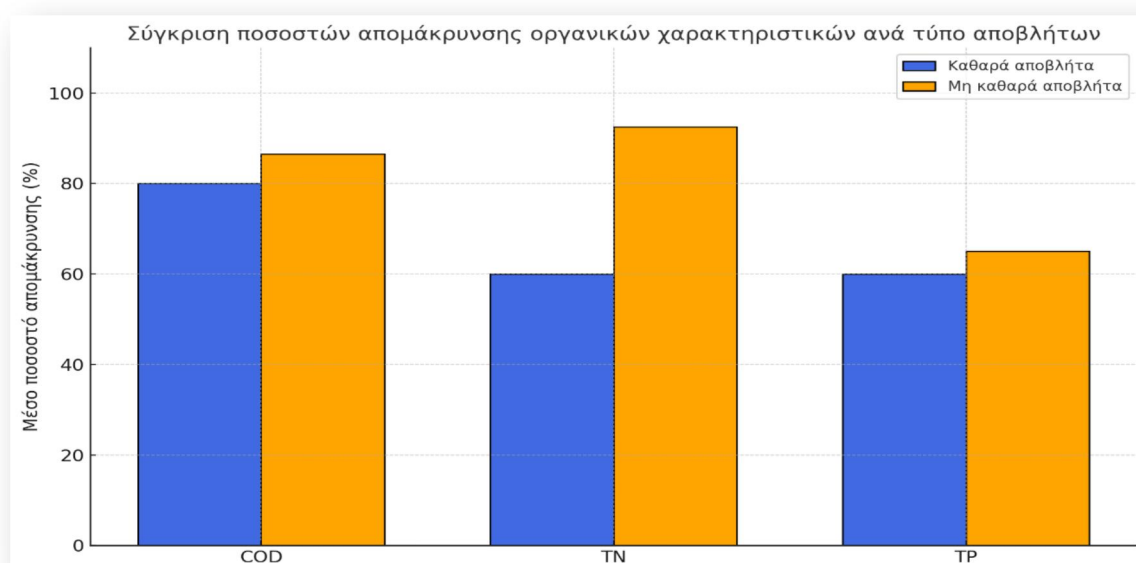
Αντίθετα, στις περιπτώσεις όπου μελετήθηκαν καθαρά νοσοκομειακά λύματα, τα δεδομένα εμφανίζονται πιο πλήρη και ακριβή. Στις περισσότερες μελέτες καταγράφονται συγκεντρώσεις των οργανικών παραμέτρων, επιτρέποντας την εκτίμηση τόσο της αρχικής επιβάρυνσης όσο και της αποτελεσματικότητας της επεξεργασίας. Ωστόσο, παρατηρείται ότι σε σχεδόν τις μισές μελέτες δεν εξετάστηκαν ποσοστά απομάκρυνσης, περιορίζοντας την αξιολόγηση της απόδοσης των μεθόδων.

Ειδικότερα, για το COD, παρατηρήθηκαν ποσοστά απομάκρυνσης από 62% έως 98%, με μία μόνο μέτρηση να δείχνει χαμηλό ποσοστό 21%, πιθανώς λόγω ακατάλληλης μεθόδου ή δυσλειτουργίας στη διαδικασία επεξεργασίας. Για το TN, τα ποσοστά απομάκρυνσης κυμάνθηκαν από 7% έως 96.6%, με χαρακτηριστική περίπτωση αύξησης των TN σε μία μέθοδο, γεγονός που υποδεικνύει πιθανή ακαταλληλότητα της τεχνολογίας για την απομάκρυνση αζωτούχων ενώσεων. Τα ποσοστά απομάκρυνσης του TP κυμαίνονται από 25% έως 93%, αναδεικνύοντας την ανάγκη για προσεκτική επιλογή τεχνολογιών ανάλογα με τη στοχευόμενη παράμετρο. Σε αντίθεση με τα μη καθαρά λύματα, στα καθαρά νοσοκομειακά καταγράφηκαν επανειλημμένα οι συγκεντρώσεις, διευκολύνοντας τον ποσοτικό έλεγχο και τη σύγκριση αποτελεσμάτων.

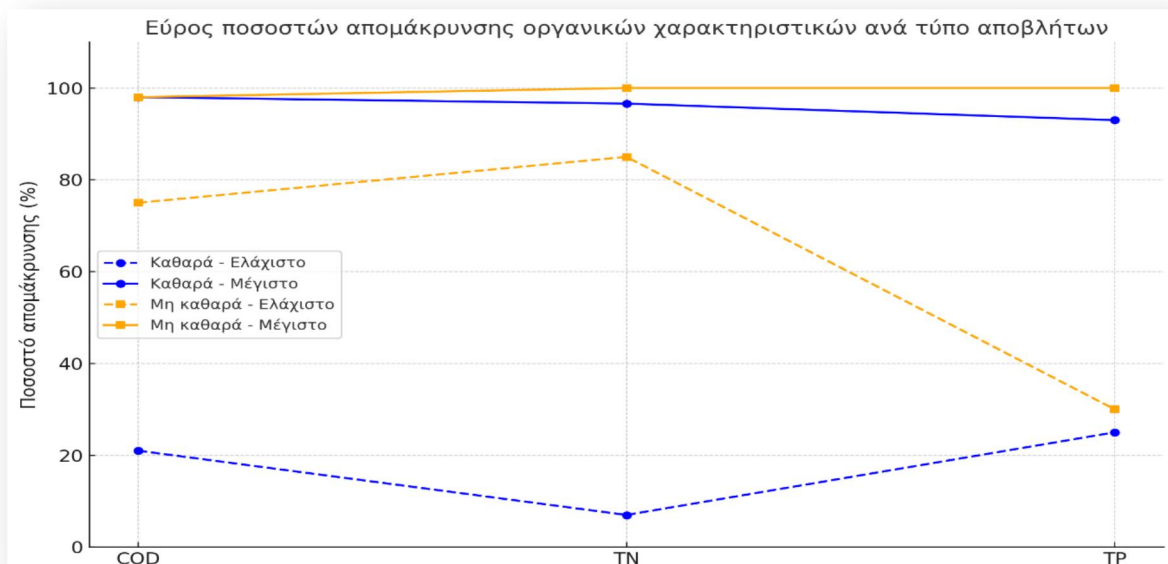
Όσον αφορά τις φαρμακευτικές ουσίες στα καθαρά νοσοκομειακά λύματα, παρατηρήθηκε ότι συχνά δεν καταγράφονται οι συγκεντρώσεις τους, αλλά αναφέρονται πολλές ουσίες με λεπτομέρειες για την απομάκρυνσή τους. Σε ορισμένες περιπτώσεις, τα άρθρα εξετάζουν την αποτελεσματικότητα μεθόδων για συγκεκριμένες ουσίες που εντοπίζονται συχνότερα στα νοσοκομειακά λύματα,

γεγονός που προσφέρει στοχευμένα δεδομένα με πρακτική σημασία για τη διαχείριση αποβλήτων.

Η ανάλυση των παθογόνων μικροοργανισμών στα καθαρά νοσοκομειακά λύματα είναι επίσης περιορισμένη. Στις περισσότερες μελέτες δεν γίνεται αναφορά σε παθογόνους μικροοργανισμούς, ενώ σε ελάχιστες περιπτώσεις γίνεται ομαδική αναφορά (π.χ. MOB, Gram-αρνητικά, Gram-θετικά). Σε μόλις δύο περιπτώσεις εξετάστηκε η αποτελεσματικότητα των μεθόδων στην απομάκρυνση παθογόνων, γεγονός που υπογραμμίζει την ανάγκη για περαιτέρω έρευνα.



Διάγραμμα σύγκρισης 5.5.1 που δείχνει τα μέσα ποσοστά απομάκρυνσης COD, TN και TP ανά τύπο αποβλήτων.



Γραμμικό διάγραμμα 5.5.2 που δείχνει το εύρος ποσοστών απομάκρυνσης για κάθε οργανικό χαρακτηριστικό, συγκρίνοντας καθαρά και μη καθαρά νοσοκομειακά απόβλητα.

Κεφάλαιο 6: Παθογόνοι μικροοργανισμοί

6.1 Ειδικά παθογόνα: *E. coli*, *Klebsiella*, *Giardia*, *Cryptosporidium*

Η παρουσία και ανθεκτικότητα συγκεκριμένων παθογόνων μικροοργανισμών στα λύματα νοσοκομείων και σε μικτά αστικά λύματα συνιστούν σοβαρή απειλή για τη δημόσια υγεία, ιδιαίτερα όταν τα λύματα διοχετεύονται ανεπαρκώς επεξεργασμένα σε φυσικά υδάτινα συστήματα. Στην κορυφή αυτής της ανησυχίας βρίσκονται τα παθογόνα *E. coli* και *Klebsiella spp.* –που ανήκουν στην οικογένεια *Enterobacteriaceae*– καθώς και τα πρωτόζωα *Giardia spp.* και *Cryptosporidium spp.*, που θεωρούνται δείκτες κοπρανώδους μόλυνσης και υπεύθυνα για πλήθος επιδημιών (WHO, 2023; Efstratiou et al., 2017).

Η *Escherichia coli* αποτελεί τον συχνότερο δείκτη μικροβιακής επιμόλυνσης σε δείγματα νερού και λυμάτων, με τα περισσότερα στελέχη να θεωρούνται ακίνδυνα ή συμβιωτικά. Ωστόσο, ορισμένα παθογόνα στελέχη της *E. coli* –όπως τα EPEC, EHEC, ETEC– προκαλούν σοβαρές εντερικές και εξωεντερικές λοιμώξεις (Kaper et al., 2004). Η παρουσία της *E. coli* στα νοσοκομειακά λύματα σχετίζεται άμεσα με τη μεταφορά ανθεκτικών γονιδίων στα αντιβιοτικά, ενώ πρόσφατες μελέτες καταδεικνύουν ότι τα συστήματα επεξεργασίας δεν επιτυγχάνουν πάντα πλήρη απομάκρυνσή της (Berglund, 2015). Μεθοδολογίες όπως η φωτο-Fenton και η υπεριώδης απολύμανση έχουν δείξει σημαντική αποτελεσματικότητα, με ποσοστά απομάκρυνσης που ξεπερνούν το 90% υπό κατάλληλες συνθήκες (Garg et al., 2018). Η *Klebsiella spp.*, και κυρίως το *Klebsiella pneumoniae*, καταγράφεται ολοένα και συχνότερα ως πολυανθεκτικός μικροοργανισμός, με ιδιαίτερη ικανότητα σχηματισμού βιομεμβρανών σε αγωγούς και δεξαμενές επεξεργασίας. Αυτό το χαρακτηριστικό αυξάνει σημαντικά την ανθεκτικότητά του σε χημικά και φυσικά μέσα απολύμανσης (Podschun & Ullmann, 1998). Τα νοσοκομειακά λύματα αποτελούν σημαντικό αποθετήριο στελεχών *K. pneumoniae* παραγωγής καρβαπενεμασών (KPC, NDM), τα οποία παρουσιάζουν αντοχή σχεδόν σε όλα τα διαθέσιμα αντιβιοτικά (Munoz-Price et al., 2013). Τα ποσοστά απομάκρυνσης της *Klebsiella* μέσω βιολογικών και φυσικοχημικών διεργασιών ποικίλλουν ευρέως (40-95%), με αποτελεσματικότερες τις συνδυαστικές διεργασίες με τεχνολογίες μεμβρανών ή οξειδωτικές διεργασίες (Schages et al., 2020).

Η *Giardia spp.*, πρωτόζωο γνωστό για την ανθεκτικότητά του στις κλασικές μεθόδους απολύμανσης, ευθύνεται για το σύνδρομο της γιαρδίασης που χαρακτηρίζεται από διάρροια και σοβαρή αφυδάτωση, ιδιαίτερα σε ευπαθείς πληθυσμούς (Feng & Xiao, 2011). Οι κύστες της *Giardia* παρουσιάζουν υψηλή επιβίωση στο περιβάλλον και στις διεργασίες επεξεργασίας λυμάτων, επιμένοντας σε σημαντικές συγκεντρώσεις ακόμα και σε τριτοβάθμια επεξεργασία. Συστήματα μεμβρανών, όπως οι μονάδες MBR, έχουν αποδειχθεί ιδιαίτερα αποτελεσματικά στην απομάκρυνση των κυστεών *Giardia*, με αποδόσεις που φτάνουν το $1.8 \pm 1.0 \log$ κύστες (Freeman et al., 2018).

Το *Cryptosporidium spp.* αποτελεί επίσης σοβαρό παράγοντα υδατογενών επιδημιών. Το είδος *Cryptosporidium parvum* είναι υπεύθυνο για το κρυπτοσποριδίωση, μία από τις πιο ανθεκτικές σε απολύμανση παρασιτικές λοιμώξεις. Οι οοκύστες του *Cryptosporidium* εμφανίζουν ιδιαίτερη αντοχή στη χλωρίωση, ενώ η UV και οι προηγμένες μεμβρανικές τεχνολογίες θεωρούνται πιο αξιόπιστες μέθοδοι για την πλήρη απομάκρυνσή τους (Efstratiou et al., 2017). Τα δεδομένα δείχνουν ότι τα συστήματα επεξεργασίας με συνδυασμένη εφαρμογή φυσικών και χημικών μεθόδων μπορούν να επιτύχουν απομακρύνσεις *Cryptosporidium* άνω του 99% (King & Monis, 2007).

Η ταυτοποίηση και παρακολούθηση αυτών των παθογόνων στα λύματα είναι κρίσιμη για την πρόληψη της διασποράς τους στο περιβάλλον. Η χρήση μοριακών τεχνικών όπως PCR και qPCR για την ανίχνευση *E. coli* και *Klebsiella*, καθώς και εξειδικευμένων ανοσοφθορίζουσων μεθόδων για τις κύστες *Giardia* και τις οοκύστες *Cryptosporidium*, έχουν αυξήσει σημαντικά την ευαισθησία και την ταχύτητα εντοπισμού τους (Verbyla & Mihelcic, 2015).

6.2 Κίνδυνοι για τη δημόσια υγεία

Η απόρριψη ανεπαρκώς επεξεργασμένων νοσοκομειακών λυμάτων στο περιβάλλον συνιστά σοβαρό κίνδυνο για τη δημόσια υγεία. Τα λύματα αυτά περιέχουν πληθώρα παθογόνων μικροοργανισμών, ανθεκτικά στελέχη βακτηρίων, φαρμακευτικές ουσίες και άλλες τοξικές χημικές ενώσεις, που μπορούν να επηρεάσουν την υγεία του ανθρώπου μέσω διαφόρων μηχανισμών, όπως η άμεση έκθεση, η κατανάλωση επιμολυσμένου νερού ή τροφής, και η διασπορά ανθεκτικών γονιδίων στο περιβάλλον (Kümmerer et al., 2018; Michael et al., 2013).

Τα παθογόνα βακτήρια, όπως ανθεκτικά στελέχη *E. coli*, *Klebsiella pneumoniae*, *Acinetobacter baumannii* και *Pseudomonas aeruginosa*, εντοπίζονται συχνά στα νοσοκομειακά λύματα και συνδέονται με λοιμώξεις που κυμαίνονται από απλές γαστρεντερίτιδες μέχρι βαριές νοσοκομειακές λοιμώξεις, όπως σηψαιμία και πνευμονία. Η παρουσία αυτών των παθογόνων σε υδάτινους αποδέκτες μπορεί να οδηγήσει σε επιδημίες, κυρίως σε περιοχές με ανεπαρκές δίκτυο αποχέτευσης ή όπου χρησιμοποιείται νερό για άρδευση (Bouki et al., 2013). Επιπλέον, τα ανθεκτικά στελέχη αυξάνουν σημαντικά το κόστος και τη διάρκεια νοσηλείας, ενώ απειλούν την αποτελεσματικότητα των αντιβιοτικών που χρησιμοποιούνται στη θεραπεία κοινών λοιμώξεων (Marti et al., 2014).

Οι φαρμακευτικές ουσίες που περιέχονται στα λύματα, όπως αντιβιοτικά, αναλγητικά και αντικαταθλιπτικά, ανιχνεύονται σε συγκεντρώσεις που μπορεί να επηρεάσουν τη μικροχλωρίδα του περιβάλλοντος και να προάγουν την εμφάνιση ανθεκτικών βακτηρίων (Michael et al., 2013). Μελέτες δείχνουν ότι η συνεχής έκθεση μικροοργανισμών σε υποθεραπευτικές συγκεντρώσεις αντιβιοτικών στα λύματα αποτελεί κύριο παράγοντα ανάπτυξης και διάδοσης ανθεκτικών γονιδίων (Kümmerer, 2009). Το πρόβλημα είναι παγκόσμιας κλίμακας και έχει χαρακτηριστεί από τον Παγκόσμιο Οργανισμό Υγείας ως μία από τις μεγαλύτερες απειλές για τη δημόσια υγεία του 21ου αιώνα (WHO, 2023).

Ιδιαίτερα ανησυχητικά είναι τα πρωτόζωα *Giardia* και *Cryptosporidium*, τα οποία προκαλούν σοβαρές διαρροϊκές νόσους, ειδικά σε παιδιά και άτομα με εξασθενημένο ανοσοποιητικό σύστημα. Οι κύστες και οι οοκύστες τους έχουν εξαιρετική ανθεκτικότητα στις κλασικές μεθόδους απολύμανσης, όπως η χλωρίωση, και μπορούν να επιβιώσουν για εβδομάδες σε υδάτινα περιβάλλοντα (Feng & Xiao, 2011). Η μετάδοση στον άνθρωπο μπορεί να γίνει μέσω κατανάλωσης νερού ή τροφής που έχει επιμολυνθεί με λύματα, προκαλώντας σοβαρές επιδημίες υδατογενών λοιμώξεων (Efstratiou et al., 2017).

Τα ανθεκτικά βακτήρια και τα γονίδια αντοχής (ARGs) που ανιχνεύονται συχνά στα νοσοκομειακά λύματα είναι επίσης κρίσιμοι παράγοντες κινδύνου. Τα ARGs έχουν τη δυνατότητα να μεταφέρονται οριζόντια μεταξύ βακτηρίων, ακόμα και διαφορετικών ειδών, μέσω πλασμιδίων και άλλων κινητών γενετικών στοιχείων, ενισχύοντας τη διασπορά της αντοχής σε ολόκληρες μικροβιακές κοινότητες (Rizzo et al., 2013). Οι υδάτινοι αποδέκτες των νοσοκομειακών λυμάτων μπορούν να λειτουργήσουν ως

“δεξαμενές” ανθεκτικών γονιδίων, τα οποία στη συνέχεια επανεισάγονται στον άνθρωπο μέσω του κύκλου του νερού (Manaiia et al., 2018).

Η μακροχρόνια έκθεση του πληθυσμού σε νερά επιμολυσμένα με παθογόνα και αντιμικροβιακούς παράγοντες συνδέεται με αυξημένο κίνδυνο χρόνιων νοσημάτων, εμφάνιση αλλεργιών, δυσβίωση της εντερικής μικροχλωρίδας, και σε κάποιες περιπτώσεις με ανάπτυξη καρκινογόνων επιδράσεων λόγω παραπροϊόντων απολύμανσης (Michael et al., 2013). Επιπλέον, η έλλειψη επαρκούς επεξεργασίας των νοσοκομειακών λυμάτων οδηγεί σε περιβαλλοντική υποβάθμιση, θέτοντας σε κίνδυνο όχι μόνο την ανθρώπινη υγεία, αλλά και την υγεία των οικοσυστημάτων.

Η διαχείριση των κινδύνων απαιτεί την εφαρμογή συνδυασμένων τεχνολογιών επεξεργασίας, όπως βιολογικά συστήματα μεμβρανών (MBR), οξειδωτικές διεργασίες (π.χ. photo-Fenton) και προηγμένες μεθόδους απολύμανσης (UV), που έχουν αποδειχθεί αποτελεσματικές στη μείωση των παθογόνων και των φαρμακευτικών υπολειμμάτων (Verlicchi et al., 2015). Ωστόσο, η εφαρμογή τους σε μεγάλη κλίμακα παραμένει περιορισμένη λόγω υψηλού κόστους και τεχνικών απαιτήσεων. Η συστηματική παρακολούθηση των λυμάτων με μοριακές τεχνικές (π.χ. qPCR) θεωρείται απαραίτητη για την έγκαιρη ανίχνευση παθογόνων και την αποτροπή εξάπλωσης ανθεκτικών βακτηρίων (Karkman et al., 2019).

6.3 Αποτελεσματικότητα μεθόδων απομάκρυνσης

Η επεξεργασία των νοσοκομειακών αποβλήτων αποτελεί κρίσιμο βήμα για την προστασία της δημόσιας υγείας και του περιβάλλοντος, καθώς περιέχουν υψηλά φορτία οργανικών ρύπων, παθογόνων μικροοργανισμών, ανθεκτικών βακτηρίων και φαρμακευτικών υπολειμμάτων. Η αποτελεσματικότητα των μεθόδων απομάκρυνσης κρίνεται κυρίως από την ικανότητά τους να μειώνουν τις συγκεντρώσεις οργανικών και ανόργανων ρύπων, να απενεργοποιούν παθογόνα και να εξαλείφουν ή να διασπούν φαρμακευτικές ενώσεις. Οι κύριες κατηγορίες μεθόδων που εφαρμόζονται είναι οι βιολογικές, οι φυσικοχημικές, οι μεμβρανικές και οι προηγμένες οξειδωτικές διεργασίες (AOPs).

Στο βιολογικό επίπεδο, οι μέθοδοι αερόβιας επεξεργασίας (π.χ. ενεργός ιλύς) παρουσιάζουν υψηλή αποδοτικότητα στην απομάκρυνση οργανικών ρύπων (COD και BOD) με ποσοστά 60-95% (Verlicchi et al., 2015). Ωστόσο, η απομάκρυνση θρεπτικών στοιχείων όπως το άζωτο και ο φώσφορος είναι συχνά περιορισμένη

χωρίς πρόσθετες διεργασίες νιτροποίησης-απονιτροποίησης ή χημικής καθίζησης. Επίσης, οι βιολογικές μέθοδοι δεν είναι επαρκείς για την απομάκρυνση ανθεκτικών φαρμακευτικών ουσιών, καθώς πολλά φαρμακευτικά μόρια παρουσιάζουν χαμηλή βιοδιασπασιμότητα.

Η αναερόβια επεξεργασία, μέσω διεργασιών όπως η αναερόβια χώνευση, προσφέρει υψηλή σταθεροποίηση οργανικών ουσιών, αλλά παρουσιάζει χαμηλότερη αποτελεσματικότητα σε αερόβιους ρύπους και δεν επαρκεί για πλήρη απομάκρυνση φαρμακευτικών ενώσεων. Παράλληλα, η αναερόβια χώνευση έχει σημαντικό πλεονέκτημα την παραγωγή βιοαερίου, το οποίο μπορεί να αξιοποιηθεί ως ανανεώσιμη πηγή ενέργειας, ενισχύοντας τη βιωσιμότητα της διαδικασίας.

Οι βιοαντιδραστήρες μεμβράνης (MBR) συνδυάζουν την αερόβια βιολογική επεξεργασία με διαχωρισμό μέσω μεμβρανών, επιτυγχάνοντας πολύ υψηλά ποσοστά απομάκρυνσης αιωρούμενων στερεών (TSS >99%), COD (>90%) και αρκετών φαρμακευτικών υπολειμμάτων (>80% για ορισμένα μόρια) (Schages et al., 2020). Τα MBR έχουν επίσης αποδειχθεί αποτελεσματικά στην απομάκρυνση παθογόνων, όπως *Giardia* και *Cryptosporidium*, μειώνοντας σημαντικά τον κίνδυνο μετάδοσης υδατογενών ασθενειών (Freeman et al., 2018). Ωστόσο, το υψηλό κόστος εγκατάστασης και συντήρησης, η κατανάλωση ενέργειας και το πρόβλημα της απόφραξης των μεμβρανών αποτελούν σημαντικούς περιορισμούς.

Οι προηγμένες οξειδωτικές διεργασίες (AOPs), όπως η photo-Fenton, η όζοντωση και η UV/H₂O₂, έχουν αποδειχθεί ιδιαίτερα αποτελεσματικές στην αποδόμηση οργανικών μικρορύπων και φαρμακευτικών ενώσεων που είναι ανθεκτικές στη βιολογική απομάκρυνση. Η διεργασία photo-Fenton υπό ηλιακή ή τεχνητή UV ακτινοβολία μπορεί να επιτύχει απομακρύνσεις φαρμακευτικών ουσιών >80% και σημαντική μείωση παθογόνων. Το κύριο μειονέκτημα των AOPs είναι το κόστος αντιδραστηρίων (π.χ. H₂O₂, Fe²⁺) και η ανάγκη αυστηρού ελέγχου των συνθηκών λειτουργίας (pH, φωτεινότητα).

Η UV απολύμανση χρησιμοποιείται ευρέως ως τελικό στάδιο επεξεργασίας, επιτυγχάνοντας απενεργοποίηση παθογόνων σε ποσοστά >99% για *E. coli* και άλλα κολοβακτηριοειδή. Ωστόσο, η UV δεν επηρεάζει σημαντικά οργανικούς ρύπους και φαρμακευτικά κατάλοιπα. Επιπλέον, η θολότητα και τα αιωρούμενα στερεά στο νερό μπορούν να μειώσουν την αποτελεσματικότητα της UV.

Η χλωρίωση, αν και ευρέως χρησιμοποιούμενη λόγω χαμηλού κόστους και ευκολίας εφαρμογής, παρουσιάζει μειωμένη αποτελεσματικότητα έναντι ορισμένων

παθογόνων (π.χ. *Giardia*, *Cryptosporidium*) και προκαλεί το σχηματισμό τοξικών παραπροϊόντων,

όπως τριαλογονομεθάνια (THMs), που συνδέονται με καρκινογόνες δράσεις (Karanfil et al., 2010). Για τον λόγο αυτό, η χλωρίωση κρίνεται αναγκαίο να χρησιμοποιείται σε συνδυασμό με προηγμένα στάδια επεξεργασίας.

Ο συνδυασμός τεχνολογιών (π.χ. MBR + UV, ή βιολογική επεξεργασία + AOPs) φαίνεται να παρέχει τις καλύτερες αποδόσεις σε όλες τις κρίσιμες παραμέτρους, εξασφαλίζοντας υψηλή απομάκρυνση οργανικών ρύπων, παθογόνων και φαρμακευτικών ουσιών. Μελέτες καταδεικνύουν ότι οι συνδυασμένες διεργασίες μπορούν να επιτύχουν απομακρύνσεις COD >95%, αποδόσεις >99% σε παθογόνα και >80% σε φαρμακευτικά υπολείμματα (Schages et al., 2020; Verlicchi et al., 2015).

Κεφάλαιο 7: Μέθοδοι επεξεργασίας υγρών νοσοκομειακών αποβλήτων

7.1 Συμβατικές μέθοδοι: Πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα

Οι συμβατικές μέθοδοι επεξεργασίας λυμάτων, όπως η πρωτοβάθμια καθίζηση, η βιολογική επεξεργασία με ενεργό ιλύ, η δευτεροβάθμια καθίζηση και η χλωρίωση, αποτελούν εδώ και δεκαετίες τη βάση των συστημάτων επεξεργασίας αστικών και νοσοκομειακών λυμάτων (Verlicchi et al., 2010). Παρά την απλότητά τους, συνεχίζουν να χρησιμοποιούνται ευρέως σε πολλές χώρες, κυρίως λόγω του χαμηλού κόστους εγκατάστασης και λειτουργίας. Ωστόσο, η καταλληλότητά τους για την επεξεργασία νοσοκομειακών λυμάτων αμφισβητείται ολοένα και περισσότερο, λόγω των περιορισμών τους σε κρίσιμες παραμέτρους.

Η πρωτοβάθμια καθίζηση αποτελεί το πρώτο βήμα, αφαιρώντας μεγάλα αιωρούμενα στερεά μέσω βαρύτητας. Το βασικό της πλεονέκτημα είναι η απλότητα και η χαμηλή απαίτηση σε ενέργεια (Tchobanoglous et al., 2014). Ωστόσο, η αποτελεσματικότητα περιορίζεται μόνο στα μεγάλα σωματίδια, χωρίς καμία ουσιαστική απομάκρυνση οργανικών ενώσεων, θρεπτικών ή παθογόνων μικροοργανισμών.

Η βιολογική επεξεργασία με ενεργό ιλύ είναι το κυριότερο στάδιο δευτεροβάθμιας επεξεργασίας, όπου μικροοργανισμοί αποδομούν το οργανικό φορτίο. Παρουσιάζει αποδόσεις 60–90% στην απομάκρυνση COD και BOD, καθιστώντας την ικανοποιητική για βασικά οργανικά χαρακτηριστικά (Verlicchi et al., 2015). Επιπλέον, είναι τεχνολογία αποδεδειγμένης αξιοπιστίας και έχει χαμηλό κόστος σε σύγκριση με πιο εξελιγμένες μεθόδους (Massé et al., 2018). Όμως, η βιολογική επεξεργασία είναι ανεπαρκής απέναντι σε φαρμακευτικά κατάλοιπα και ανθεκτικά παθογόνα, που συναντώνται συχνά σε νοσοκομειακά λύματα, καθώς πολλά φάρμακα δεν είναι βιοδιασπώμενα ή διασπώνται πολύ αργά (Michael et al., 2013).

Η δευτεροβάθμια καθίζηση προσφέρει απομάκρυνση της βιομάζας που σχηματίζεται κατά το αερόβιο στάδιο, μειώνοντας τα αιωρούμενα στερεά. Αν και το στάδιο αυτό συμβάλλει στην αισθητική και υγιεινή ποιότητα του επεξεργασμένου νερού, δεν παρέχει επιπλέον δυνατότητες αφαίρεσης διαλυμένων ρύπων ή παθογόνων (Tchobanoglous et al., 2014).

Η χλωρίωση, ως μέθοδος απολύμανσης, είναι ίσως το πιο διαδεδομένο τελικό στάδιο συμβατικών εγκαταστάσεων, λόγω του χαμηλού κόστους, της ευκολίας εφαρμογής και της αποτελεσματικότητας έναντι βακτηρίων όπως *E. coli* (>99% απομάκρυνση) (Hijnen et al., 2006). Παρά τα πλεονεκτήματα αυτά, η χλωρίωση παρουσιάζει σοβαρούς περιορισμούς: δημιουργεί τοξικά παραπροϊόντα, όπως τριαλογονομεθάνια (THMs) και χλωροφαινολικές ενώσεις, που έχουν συσχετιστεί με καρκινογένεση και

άλλες χρόνιες παθήσεις (Richardson et al., 2007). Επιπλέον, δεν είναι αποτελεσματική σε ανθεκτικά παθογόνα, όπως *Giardia* και *Cryptosporidium*, τα οποία παραμένουν βιώσιμα ακόμη και μετά από υψηλές δόσεις χλωρίου (Feng & Xiao, 2011).

Ένα βασικό πλεονέκτημα των συμβατικών μεθόδων είναι η μακρόχρονη χρήση και η τεχνογνωσία που έχει αποκτηθεί, γεγονός που επιτρέπει την εφαρμογή τους ακόμα και σε χώρες με περιορισμένους οικονομικούς πόρους (Massé et al., 2018). Επιπλέον, έχουν χαμηλότερες απαιτήσεις συντήρησης και προσωπικού, ενώ συχνά η ενεργειακή τους κατανάλωση είναι μικρότερη από εξελιγμένα συστήματα, όπως οι βιοαντιδραστήρες μεμβράνης (MBR).

Ωστόσο, τα μειονεκτήματα είναι σημαντικά: οι συμβατικές μέθοδοι έχουν χαμηλή απόδοση απομάκρυνσης σε φαρμακευτικά υπολείμματα, αντιβιοτικά και ανθεκτικά βακτήρια, επιτρέποντας τη διασπορά τους στο περιβάλλον και συμβάλλοντας στην ανάπτυξη αντιμικροβιακής αντοχής (Michael et al., 2013). Αδυνατούν επίσης να μειώσουν σημαντικά τις συγκεντρώσεις θρεπτικών στοιχείων (TN, TP), ενισχύοντας τον κίνδυνο ευτροφισμού στους υδάτινους αποδέκτες (Verlicchi et al., 2010). Επιπλέον, η αποτελεσματικότητα της απολύμανσης μειώνεται σε υψηλή θολότητα ή υψηλά φορτία COD, καθώς το οργανικό υλικό καταναλώνει το χλώριο, αφήνοντας ανεπαρκές υπόλοιπο για την απενεργοποίηση παθογόνων (Hijnen et al., 2006).

Αν και οι συμβατικές μέθοδοι εξακολουθούν να αποτελούν τη ραχοκοκαλιά της επεξεργασίας, η ανάγκη για τεχνολογίες με υψηλότερη απόδοση σε φαρμακευτικά και παθογόνα υπολείμματα είναι επιτακτική, ιδιαίτερα σε νοσοκομειακά λύματα, ώστε να προστατεύεται αποτελεσματικά η δημόσια υγεία και το περιβάλλον.

7.2 Αξιολόγηση αποτελεσματικότητας με βάση τις συγκεντρώσεις και απομακρύνσεις

Η αξιολόγηση της αποτελεσματικότητας των μεθόδων επεξεργασίας νοσοκομειακών αποβλήτων είναι θεμελιώδης, καθώς οι συγκεντρώσεις οργανικών και ανόργανων παραμέτρων, φαρμακευτικών καταλοίπων και παθογόνων μικροοργανισμών διαφέρουν σημαντικά ανάλογα με τη μέθοδο και το είδος των λυμάτων. Οι

περισσότερες έρευνες χρησιμοποιούν βασικούς δείκτες, όπως το χημικά απαιτούμενο οξυγόνο (COD), το βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνο (BOD), το ολικό άζωτο (TN), το συνολικό φώσφορο (TP) και τα αιωρούμενα στερεά (TSS) ως παραμέτρους για την εκτίμηση της απόδοσης (Verlicchi et al., 2010). Τα αποτελέσματα δείχνουν ότι οι συμβατικές μέθοδοι, όπως οι βιολογικές μονάδες ενεργού ιλύος, παρουσιάζουν μέσο ποσοστό απομάκρυνσης COD από 60% έως 85%, με μέσες τελικές συγκεντρώσεις 150–500 mg/L, τιμές που συχνά υπερβαίνουν τα όρια ασφαλούς απόρριψης (Michael et al., 2013).

Σε μελέτες με τεχνολογίες προηγμένων οξειδωτικών διεργασιών (AOPs) ή βιοαντιδραστήρες μεμβράνης (MBR), παρατηρείται σημαντική βελτίωση. Συγκεκριμένα, οι MBR επιτυγχάνουν ποσοστά απομάκρυνσης COD >90% με τελικές συγκεντρώσεις κάτω από 50 mg/L (Schages et al., 2020), ενώ οι AOPs προσφέρουν αποτελεσματική διάσπαση ανθεκτικών φαρμακευτικών ενώσεων όπως carbamazepine και diclofenac, με ποσοστά απομάκρυνσης >70% (Rosal et al., 2010). Τα δεδομένα αυτά υποδεικνύουν σαφώς ότι οι καινοτόμες μέθοδοι υπερέχουν όσον αφορά τη μείωση οργανικού φορτίου και μικρορυπαντών.

Αναφορικά με τα θρεπτικά στοιχεία, οι περισσότερες συμβατικές μέθοδοι έχουν περιορισμένη ικανότητα απομάκρυνσης TN και TP, με ποσοστά 30–60% και 20–50% αντίστοιχα, με αποτέλεσμα συγκεντρώσεις TN >30 mg/L και TP >5 mg/L στην εκροή, που μπορεί να συμβάλουν σε φαινόμενα ευτροφισμού στους υδάτινους αποδέκτες (Verlicchi et al., 2015). Αντίθετα, συνδυασμένες τεχνολογίες, όπως MBR με ανοδική νιτροποίηση ή υγροβιότοποι με αερόβιο στάδιο, επιτυγχάνουν ποσοστά απομάκρυνσης TN >85% και TP >70%, φέρνοντας τις συγκεντρώσεις κάτω από 10 mg/L και 1 mg/L αντίστοιχα (Hijosa-Valsero et al., 2010).

Σχετικά με τα αιωρούμενα στερεά (TSS), οι τεχνολογίες μεμβράνης υπερέχουν, προσφέροντας ποσοστά απομάκρυνσης >99% και τελικές συγκεντρώσεις <5 mg/L. Στις συμβατικές δευτεροβάθμιες μονάδες, οι τιμές TSS παραμένουν υψηλότερες, από 15 έως 50 mg/L (Tchobanoglous et al., 2014), υποδηλώνοντας μειωμένη ποιότητα εκροής.

Όσον αφορά τα φαρμακευτικά κατάλοιπα, η εικόνα είναι ακόμη πιο κρίσιμη: οι συμβατικές μέθοδοι συχνά παρουσιάζουν απομακρύνσεις <30% για ενώσεις όπως carbamazepine, ciprofloxacin ή sulfamethoxazole, ενώ οι MBR και οι AOPs επιτυγχάνουν ποσοστά >70–90% (Michael et al., 2013; Garg et al., 2018). Οι προηγμένες μέθοδοι όπως photo-Fenton και ozonation έχουν δείξει ιδιαίτερα υψηλές

επιδόσεις στη διάσπαση ανθεκτικών ουσιών, με απομακρύνσεις έως και 100% σε εργαστηριακή κλίμακα, ωστόσο το κόστος και οι απαιτήσεις λειτουργίας τους περιορίζουν την ευρεία εφαρμογή.

Σχετικά με τους παθογόνους μικροοργανισμούς, η χλωρίωση και η UV ακτινοβολία επιτυγχάνουν απομακρύνσεις >99% για *E. coli* και άλλα βακτηριακά δείκτες, αλλά υπολείπονται σε ανθεκτικούς οργανισμούς όπως *Giardia* και *Cryptosporidium* (Hijnen et al., 2006). Στην περίπτωση των MBR, οι μεμβράνες λειτουργούν και ως φραγμός για παθογόνα, προσφέροντας υψηλή ασφάλεια (Schages et al., 2020). Συνδυασμένες μέθοδοι, όπως MBR+UV ή MBR+ozonation, εξασφαλίζουν την καλύτερη απόδοση, μειώνοντας δραστικά την πιθανότητα διασποράς παθογόνων και ανθεκτικών βακτηρίων.

Η σύγκριση των δεδομένων από διεθνείς μελέτες δείχνει ότι, παρά τη βελτίωση στις καινοτόμες μεθόδους, εξακολουθούν να υπάρχουν παράμετροι (π.χ. TN, ανθεκτικά αντιβιοτικά) που απαιτούν εξειδικευμένες λύσεις για αποδοτική απομάκρυνση. Η συνδυαστική εφαρμογή τεχνολογιών φαίνεται να αποτελεί το πλέον υποσχόμενο σενάριο για την αποτελεσματική διαχείριση νοσοκομειακών αποβλήτων, καθώς καμία μεμονωμένη μέθοδος δεν εξασφαλίζει καθολική επεξεργασία.

Κεφάλαιο 8: Εφαρμογές μεθόδων & προοπτικές

8.1 Δυνατότητα εφαρμογής καινοτόμων μεθόδων σε νοσοκομεία

Η δυνατότητα εφαρμογής καινοτόμων τεχνολογιών στα νοσοκομεία εξαρτάται από πολλούς παράγοντες, όπως η υπάρχουσα υποδομή, η κλίμακα των εγκαταστάσεων, οι κανονιστικές απαιτήσεις και η τεχνική επάρκεια του προσωπικού (Verlicchi et al., 2015). Οι τεχνολογίες όπως οι βιοαντιδραστήρες μεμβράνης (MBR) μπορούν να ενσωματωθούν σχετικά εύκολα σε σύγχρονες μονάδες επεξεργασίας, ειδικά σε χώρες με αυστηρά πρότυπα εκροής. Αντίθετα, συστήματα photo-Fenton ή προηγμένες οξειδωτικές διεργασίες (AOPs) απαιτούν πιο σύνθετο εξοπλισμό, ακριβή έλεγχο συνθηκών pH και σταθερή παροχή χημικών, γεγονός που περιορίζει την εγκατάστασή τους σε νοσοκομεία μικρού ή μεσαίου μεγέθους (Nidheesh et al., 2018). Παρόλα αυτά, η συνεχής έρευνα οδηγεί σε βελτιώσεις, όπως η ηλιακή photo-Fenton, που μειώνει το ενεργειακό κόστος και καθιστά την τεχνολογία πιο ελκυστική για ευρύτερη εφαρμογή (Garg et al., 2018).

Η ολοκληρωμένη χρήση υγροβιότοπων αποτελεί μία άλλη πρακτική λύση σε νοσοκομεία με διαθέσιμη έκταση, ιδίως σε αγροτικές περιοχές ή σε χώρες με χαμηλή πληθυσμιακή πυκνότητα. Οι υγροβιότοποι έχουν το πλεονέκτημα της χαμηλής κατανάλωσης ενέργειας και της δυνατότητας ενσωμάτωσης με φυσικά τοπία, γεγονός που τους καθιστά ιδιαίτερα φιλικούς προς το περιβάλλον. Παράλληλα, οι συνδυασμοί MBR με UV ή οζόνωση έχουν αρχίσει να εφαρμόζονται πιλοτικά σε ευρωπαϊκές χώρες και έχουν δείξει ότι προσφέρουν υψηλή αποτελεσματικότητα, ενώ παράλληλα εξασφαλίζουν αξιόπιστη μικροβιολογική ποιότητα (Schages et al., 2020). Επιπλέον, η ανάπτυξη ευέλικτων μονάδων επεξεργασίας σε κοντέινερ ή συμπαγείς μονάδες plug-and-play ανοίγει νέες δυνατότητες για νοσοκομεία σε περιοχές χωρίς δίκτυο αποχέτευσης, καθώς επιτρέπουν την εγκατάσταση και λειτουργία με ελάχιστες τροποποιήσεις στην υφιστάμενη υποδομή, μειώνοντας τον χρόνο και το κόστος εφαρμογής.

8.2 Οικονομική ανάλυση κόστους-οφέλους

Η οικονομική διάσταση είναι καθοριστικός παράγοντας για την επιλογή τεχνολογίας. Οι συμβατικές μέθοδοι εξακολουθούν να έχουν χαμηλό αρχικό κόστος, ενώ τα λειτουργικά τους έξοδα παραμένουν διαχειρίσιμα (Massé et al., 2018). Η απλότητα στη λειτουργία, η χαμηλή απαίτηση εξειδικευμένου προσωπικού και το μικρότερο κόστος συντήρησης κάνουν τις συμβατικές μονάδες επεξεργασίας προσιτές ακόμα και σε νοσοκομεία με περιορισμένο προϋπολογισμό. Αντίθετα, οι MBR παρουσιάζουν υψηλό αρχικό κόστος (1.5–3 φορές μεγαλύτερο από τις συμβατικές μονάδες) και αυξημένες ανάγκες συντήρησης λόγω των μεμβρανών. Ωστόσο, το χαμηλότερο κόστος διάθεσης λάσπης και η δυνατότητα επαναχρησιμοποίησης του νερού μπορούν να μειώσουν το λειτουργικό κόστος μακροπρόθεσμα (Tchobanoglous et al., 2014). Επιπλέον, τα MBR έχουν μικρότερο αποτύπωμα σε έκταση, γεγονός που μειώνει τα κόστη γης και καθιστά τη μέθοδο συμφέρουσα σε αστικά νοσοκομεία με περιορισμένο χώρο.

Στις AOPs, το κόστος επενδύσεων και χημικών παραγόντων μπορεί να καταστήσει τη μέθοδο ασύμφορη για νοσοκομεία με περιορισμένο προϋπολογισμό, παρά την υψηλή απόδοση. Για παράδειγμα, το κόστος επεξεργασίας με photo-Fenton υπολογίζεται σε 0.5–1 €/m³, ενώ για το MBR είναι συνήθως 0.3–0.7 €/m³, και για τη χλωρίωση κάτω από 0.1 €/m³ (Michael et al., 2013). Επιπλέον, πρέπει να συνυπολογιστούν οι δαπάνες για την προμήθεια αντιδραστηρίων (όπως Fe²⁺ και H₂O₂) και οι ενεργειακές απαιτήσεις, ειδικά όταν η μέθοδος βασίζεται σε τεχνητό φωτισμό UV. Παρά τα υψηλότερα κόστη, οι καινοτόμες μέθοδοι συνεισφέρουν στη μείωση της περιβαλλοντικής επιβάρυνσης και στη συμμόρφωση με αυστηρότερους κανονισμούς, γεγονός που μπορεί να αποφύγει μελλοντικά πρόστιμα και να βελτιώσει την κοινωνική εικόνα του νοσοκομείου (Rosal et al., 2010). Επιπλέον, οι επενδύσεις σε σύγχρονες τεχνολογίες μπορούν να οδηγήσουν σε επιπλέον οικονομικά οφέλη, όπως επιδοτήσεις από κρατικούς ή ευρωπαϊκούς φορείς, αυξάνοντας την ελκυστικότητα των καινοτόμων λύσεων για φορείς υγειονομικής περίθαλψης που επιθυμούν να αναβαθμίσουν την περιβαλλοντική τους στρατηγική.

8.3 Βιωσιμότητα και περιβαλλοντική αποδοτικότητα

Η περιβαλλοντική αποδοτικότητα των καινοτόμων τεχνολογιών αποτελεί σημαντικό πλεονέκτημα. Οι μέθοδοι MBR, photo-Fenton, οζόνωσης και υγροβιότοπων μπορούν να μειώσουν τις συγκεντρώσεις οργανικών ρύπων κάτω από τα όρια ασφαλούς διάθεσης, ενώ συμβάλλουν και στην απομάκρυνση ανθεκτικών φαρμακευτικών ουσιών (Michael et al., 2013). Επιπλέον, τεχνολογίες όπως οι αναερόβιοι βιοαντιδραστήρες (AnMBR) προσφέρουν το πλεονέκτημα της παραγωγής βιοαερίου, βελτιώνοντας τη βιωσιμότητα με ενεργειακή αυτονομία (Dereli et al., 2012).

Στη μακροχρόνια προοπτική, οι καινοτόμες μέθοδοι είναι περιβαλλοντικά αποδοτικότερες, καθώς μειώνουν τις εκροές τοξικών ουσιών στους φυσικούς αποδέκτες, περιορίζοντας τη ρύπανση και τους κινδύνους για την υδρόβια ζωή και τη δημόσια υγεία. Ωστόσο, η εξάρτησή τους από χημικά αντιδραστήρια και η υψηλή κατανάλωση ενέργειας ορισμένων τεχνολογιών αποτελούν ζητήματα που απαιτούν βελτιώσεις για την πλήρη επίτευξη βιώσιμης λειτουργίας (Garg et al., 2018).

8.4 Εφαρμογές μεθόδων – Τρόποι λειτουργίας

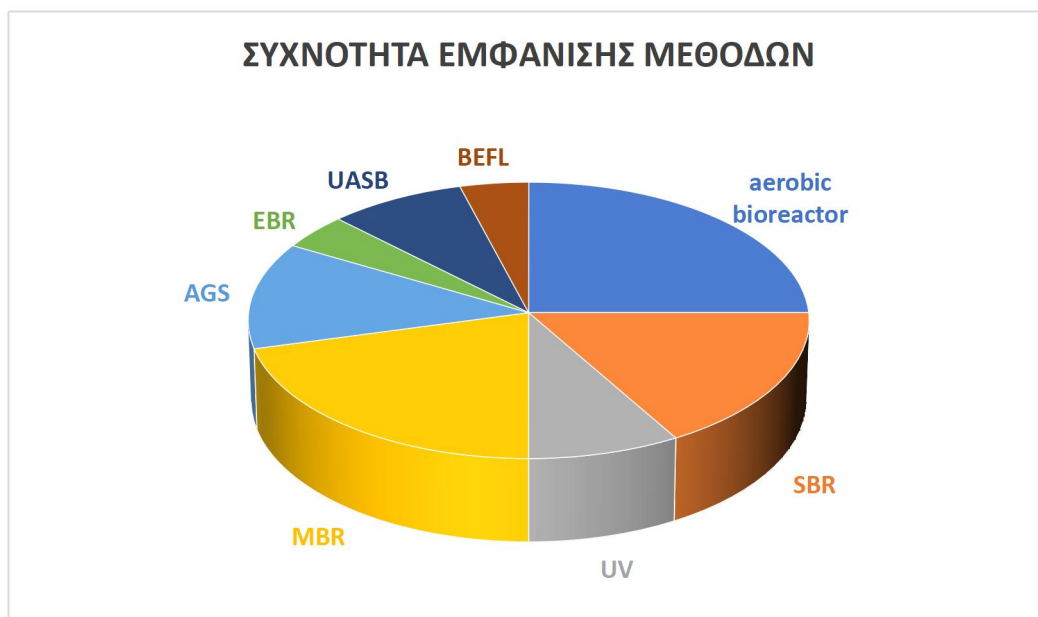
MBR: Τα λύματα διέρχονται από έναν αερόβιο αντιδραστήρα όπου τα βακτήρια αποδομούν το οργανικό φορτίο, μειώνοντας σημαντικά το COD και το BOD (Tchobanoglous et al., 2014). Η μεμβράνη συγκρατεί αιωρούμενα στερεά και παθογόνα, εξασφαλίζοντας υψηλή ποιότητα εκροής. Η μέθοδος συνδυάζει βιολογική επεξεργασία και φυσικό φιλτράρισμα, περιορίζοντας τη χρήση απολυμαντικών (Verlicchi et al., 2015). Παράλληλα, μειώνεται ο όγκος παραγόμενης λάσπης. Η τεχνολογία είναι κατάλληλη για νοσοκομεία με αυστηρά πρότυπα εκροής.

Αναερόβιοι βιοαντιδραστήρες (AnMBR): Τα λύματα υποβάλλονται σε αναερόβιες συνθήκες, όπου το οργανικό φορτίο διασπάται από αναερόβια βακτήρια με παραγωγή βιοαερίου. Η μεμβράνη διαχωρίζει τα στερεά, επιτρέποντας καθαρή εκροή. Το παραγόμενο μεθάνιο μπορεί να αξιοποιηθεί ενεργειακά, μειώνοντας το λειτουργικό κόστος. Η μέθοδος μειώνει την παραγόμενη λάσπη, καθιστώντας την ιδανική για νοσοκομεία με υψηλό οργανικό φορτίο.

Αντιδραστήρας διαδοχικής δέσμης (SBR): Ο αντιδραστήρας διαδοχικών παρτίδων (SBR) είναι ένας τύπος συστήματος επεξεργασίας λυμάτων που λειτουργεί σε λειτουργία παρτίδων εντός ενός ενιαίου δεξαμενή. Περιλαμβάνει φάσεις πλήρωσης, ανάμειξης, καθίζησης και απομάκρυνσης υγρών εντός του ίδιου αντιδραστήρα. Οι SBR χρησιμοποιούνται σε διάφορες εφαρμογές, συμπεριλαμβανομένης της επεξεργασίας νοσοκομειακών και αστικών λυμάτων, και είναι γνωστοί για την ευελιξία και την αποτελεσματικότητά τους στην απομάκρυνση ρύπων.

Αναερόβιο στρώμα λάσπης με ανοδική ροή (UASB): Το UASB είναι μια τεχνολογία επεξεργασίας λυμάτων που χρησιμοποιεί αναερόβια πέψη για την απομάκρυνση οργανικών ρύπων, μετατρέποντάς τους σε βιοαέριο. Είναι ένας τύπος βιοαντιδραστήρα που χρησιμοποιεί κοκκώδη στρώματα μικροβίων για την αποτελεσματική επεξεργασία λυμάτων, ιδιαίτερα κατάλληλο για βιομηχανικά λύματα υψηλής συγκέντρωσης καθώς χρησιμοποιείται και για την επεξεργασία νοσοκομειακών αποβλήτων.

Αερόβιος κοκκώδης αντιδραστήρας AGS: Η αερόβια κοκκώδης ιλύς (AGS) αντιπροσωπεύει αυτοακινητοποιημένους κόκκους φορτωμένους με βακτήρια με συμπαγή μικροβιακή δομή, υψηλότερη περιεκτικότητα σε εξωπολυμερή, ανώτερες ιδιότητες καθίζησης και αποτελεσματική απομάκρυνση ρύπων σε σύγκριση με την ενεργό ιλύ (AS) και θεωρείται για την αντιμετώπιση των προβλημάτων διαχωρισμού των επεξεργασμένων με ιλύ υγρών αποβλήτων και τη βελτίωση της βιωσιμότητας στις εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων (Isanta et al., 2012; Nancharaiah and Kiran Kumar Reddy, 2018). Η τεχνολογία AGS είναι μια αναδυόμενη εναλλακτική λύση βιολογικής επεξεργασίας στα υπάρχοντα συστήματα που βασίζονται στην ενεργό ιλύ (AS) για την επεξεργασία οικιακών και βιομηχανικών λυμάτων.



Γράφημα 8.4: Συχνότητα εμφάνισης μεθόδων βάσει τον αριθμό των διεργασιών που χρησιμοποιήθηκαν

Συμπεράσματα

Η παρούσα μελέτη ανέδειξε τις μεγάλες προκλήσεις αλλά και τις δυνατότητες που υπάρχουν στον τομέα της επεξεργασίας υγρών νοσοκομειακών αποβλήτων, ιδιαίτερα σε ό,τι αφορά τις συγκεντρώσεις οργανικών ρύπων, τα ποσοστά απομάκρυνσης, τις φαρμακευτικές ουσίες και την παρουσία παθογόνων μικροοργανισμών. Καθώς τα νοσοκομεία αποτελούν πηγές ιδιαίτερα φορτισμένων αποβλήτων με ποικιλία ρύπων, η αποτελεσματική τους διαχείριση καθίσταται επιτακτική τόσο για την προστασία του περιβάλλοντος όσο και για τη δημόσια υγεία. Τα αποτελέσματα της ανάλυσης συγκεντρώσεων έδειξαν ότι οι τιμές των οργανικών χαρακτηριστικών (COD, BOD, TN, TP, TSS) εμφανίζουν μεγάλη διασπορά, που συνδέεται άμεσα με την προέλευση των αποβλήτων, την κλίμακα της μονάδας και τις μεθόδους προεπεξεργασίας. Τα ποσοστά απομάκρυνσης για το COD και το BOD ήταν κατά μέσο όρο άνω του 70%, γεγονός που αποδεικνύει ότι ακόμα και οι συμβατικές μέθοδοι μπορούν να αποδώσουν ικανοποιητικά σε αυτούς τους δείκτες. Ωστόσο, σε δείκτες όπως το TN και το TP, τα ποσοστά απομάκρυνσης παρουσίασαν μεγάλες διακυμάνσεις, με περιπτώσεις που έφτασαν το 100% και άλλες όπου παρατηρήθηκε αύξηση των συγκεντρώσεων. Το γεγονός αυτό καταδεικνύει την ανάγκη επιλογής κατάλληλης τεχνολογίας ανάλογα με τα χαρακτηριστικά του εκάστοτε νοσοκομείου, ενώ τονίζει ότι η αποτελεσματικότητα δεν μπορεί να θεωρείται δεδομένη για όλες τις μεθόδους. Οι φαρμακευτικές ουσίες αναδείχθηκαν ως ένας από τους πιο κρίσιμους παράγοντες, καθώς ανιχνεύθηκαν σε σημαντικές συγκεντρώσεις, και μερικές εμφάνισαν χαμηλά ποσοστά απομάκρυνσης, όπως η carbamazepine, η οποία σε πολλές περιπτώσεις απομακρύνεται σε ποσοστά κάτω του 50%. Από την άλλη, ουσίες όπως η ibuprofen παρουσίασαν υψηλά ποσοστά απομάκρυνσης (>90%), καταδεικνύοντας ότι η φύση και οι χημικές ιδιότητες κάθε ενώσεως παίζουν καθοριστικό ρόλο στη συμπεριφορά της κατά την επεξεργασία. Η παρουσία παθογόνων μικροοργανισμών επιβεβαιώθηκε σε αρκετά από τα λύματα που εξετάστηκαν, με κυρίαρχες κατηγορίες τα Gram-αρνητικά βακτήρια, τους τύπους I και II MOB και διάφορα ανθεκτικά στελέχη όπως το *Acinetobacter baumannii*. Παρότι οι συγκεντρώσεις τους δεν αναφέρονταν συστηματικά, η ύπαρξή τους καθιστά σαφές ότι απαιτούνται μέθοδοι με ισχυρή μικροβιοκτόνο δράση, όπως η UV απολύμανση, η οζόνωση και οι προηγμένες οξειδωτικές διεργασίες. Ιδιαίτερα κρίσιμη ήταν η εύρεση παθογόνων όπως *Giardia* και *Cryptosporidium*, που μπορούν να

προκαλέσουν σοβαρά κρούσματα υδατογενών ασθενειών σε περίπτωση ανεπαρκούς επεξεργασίας.

Συγκρίνοντας τις συμβατικές και τις καινοτόμες μεθόδους, επιβεβαιώθηκε ότι οι παραδοσιακές τεχνολογίες, όπως η ενεργός ιλύς, παρέχουν αποδεκτά αποτελέσματα σε βασικούς δείκτες, αλλά υπολείπονται σε απόδοση όσον αφορά ανθεκτικούς μικρορύπους και παθογόνα. Αντίθετα, οι καινοτόμες τεχνολογίες, όπως οι βιοαντιδραστήρες μεμβράνης (MBR), η photo-Fenton και τα αναερόβια συστήματα με μεμβράνη (AnMBR), εμφανίζουν υψηλότερη απόδοση απομάκρυνσης οργανικών και μικρορύπων, ενώ επιτυγχάνουν καλύτερη απολύμανση. Όμως, το αυξημένο αρχικό κόστος και οι τεχνικές απαιτήσεις αποτελούν ακόμα τροχοπέδη στην ευρεία εφαρμογή τους, ειδικά σε νοσοκομεία με περιορισμένο προϋπολογισμό ή σε αναπτυσσόμενες χώρες.

Από την ανάλυση κόστους-οφέλους, φαίνεται ότι οι τεχνολογίες με υψηλότερο αρχικό κόστος μπορούν μακροπρόθεσμα να οδηγήσουν σε μειωμένο λειτουργικό κόστος μέσω της μείωσης της παραγόμενης λάσπης, της δυνατότητας επαναχρησιμοποίησης του νερού και της συμμόρφωσης με αυστηρότερους κανονισμούς, αποτρέποντας περιβαλλοντικά πρόστιμα. Ταυτόχρονα, η αξιοποίηση μονάδων με ενεργειακή ανάκτηση, όπως οι AnMBR, προσφέρει πρόσθετα οικονομικά οφέλη, ενισχύοντας τη βιωσιμότητα της επένδυσης. Οι υγροβιότοποι, αν και λιγότερο αποτελεσματικοί στην απομάκρυνση συγκεκριμένων φαρμακευτικών ουσιών, αποτελούν μια οικολογική λύση για αγροτικές ή ημιαστικές περιοχές με επαρκή διαθέσιμη έκταση, συνδυάζοντας χαμηλό κόστος και περιβαλλοντική αποδοτικότητα.

Σημαντική ήταν και η παρατήρηση της διαφοροποίησης αποτελεσμάτων ανάλογα με την καθαρότητα των αποβλήτων: στις περιπτώσεις με μίξη αποβλήτων ή εργαστηριακά λύματα, η καταγραφή συγκεντρώσεων ήταν σπάνια και τα δεδομένα λιγότερο αξιόπιστα. Στα καθαρά νοσοκομειακά απόβλητα υπήρχαν πληρέστερες μετρήσεις, με τη δυνατότητα καλύτερης σύγκρισης μεθόδων. Αυτό δείχνει την ανάγκη για τυποποίηση στη δειγματοληψία και αναλυτική μεθοδολογία, ώστε να καταστούν οι μελέτες συγκρίσιμες και να υποστηρίζουν τεκμηριωμένη λήψη αποφάσεων.

Η βιβλιογραφική επισκόπηση ανέδειξε την ύπαρξη μεγάλου αριθμού ερευνητικών έργων που αξιολογούν νέες τεχνολογίες σε εργαστηριακή ή πιλοτική κλίμακα, επιβεβαιώνοντας το έντονο ερευνητικό ενδιαφέρον διεθνώς για την ανάπτυξη πιο αποτελεσματικών και βιώσιμων λύσεων. Ωστόσο, η μεταφορά τους σε πλήρη

κλίμακα παραμένει περιορισμένη, κυρίως λόγω οικονομικών και τεχνικών προκλήσεων, που πρέπει να ξεπεραστούν με την υποστήριξη επενδυτικών εργαλείων και κινήτρων από την πολιτεία και διεθνείς οργανισμούς.

Συνοψίζοντας, η ολοκληρωμένη επεξεργασία νοσοκομειακών αποβλήτων απαιτεί συνδυασμό μεθόδων για την επίτευξη υψηλών αποδόσεων σε οργανικά, φαρμακευτικά και παθογόνα φορτία. Η επιλογή τεχνολογίας πρέπει να γίνεται με βάση τις ιδιαιτερότητες κάθε νοσοκομείου, τη διαθεσιμότητα χώρου, το κόστος και τις κανονιστικές απαιτήσεις, ενώ τα αποτελέσματα της έρευνας υπογραμμίζουν την ανάγκη για επενδύσεις σε καινοτόμες, βιώσιμες λύσεις που εξασφαλίζουν την προστασία της δημόσιας υγείας και του περιβάλλοντος.

Προτάσεις

Η επεξεργασία υγρών νοσοκομειακών αποβλήτων αποτελεί διαρκή πρόκληση, καθώς οι τεχνολογίες που χρησιμοποιούνται σήμερα δεν εξασφαλίζουν πάντα την πλήρη απομάκρυνση όλων των ρύπων και παθογόνων. Στο πλαίσιο αυτό, προτείνονται νέες στρατηγικές για τη βελτίωση της αποδοτικότητας, της οικονομικής βιωσιμότητας και της περιβαλλοντικής φιλικότητας των συστημάτων επεξεργασίας. Μία βασική πρόταση είναι η ανάπτυξη υβριδικών συστημάτων που συνδυάζουν τεχνολογίες με διαφορετικούς μηχανισμούς δράσης, όπως MBR με AOPs ή UV-οζόνωση, ώστε να εξασφαλίζεται απομάκρυνση οργανικών, ανόργανων και μικροβιολογικών ρύπων (Michael et al., 2013· Rosal et al., 2010). Η συνδυασμένη χρήση μεθόδων επιτρέπει τη στόχευση σε συγκεκριμένες κατηγορίες ρύπων και μειώνει την ανάγκη για υπερβολική χρήση χημικών, συμβάλλοντας στην εξοικονόμηση πόρων και τη μείωση της τοξικότητας.

Επιπλέον, η έρευνα πρέπει να στραφεί στη βελτιστοποίηση των αναερόβιων βιοαντιδραστήρων με μεμβράνες (AnMBR), ώστε να είναι πιο ανθεκτικοί σε διακυμάνσεις φορτίου και τοξικών ουσιών, καθώς και να επιτυγχάνουν υψηλότερες αποδόσεις παραγωγής βιοαερίου (Dereli et al., 2012). Η ενεργειακή αξιοποίηση του μεθανίου από τέτοιες μονάδες μπορεί να μειώσει σημαντικά το λειτουργικό κόστος, βελτιώνοντας την οικονομική βιωσιμότητα των επενδύσεων. Παράλληλα, η έρευνα για νέες μεμβράνες με βελτιωμένη αντοχή στη μόλυνση (fouling) και μεγαλύτερη διάρκεια ζωής θα περιορίσει τα κόστη συντήρησης, καθιστώντας τις τεχνολογίες MBR και AnMBR πιο ελκυστικές για εφαρμογή σε μικρές και μεσαίες νοσοκομειακές μονάδες (Tchobanoglous et al., 2014).

Μια ακόμα σημαντική κατεύθυνση είναι η εφαρμογή λύσεων βασισμένων στη νανοτεχνολογία, όπως νανοκαταλύτες για AOPs ή νανοϋλικά για ενισχυμένη απορρόφηση φαρμακευτικών ουσιών και βαρέων μετάλλων (Garg et al., 2018). Οι τεχνολογίες αυτές βρίσκονται ακόμα σε ερευνητικό στάδιο, ωστόσο τα αποτελέσματα είναι ιδιαίτερα ενθαρρυντικά, καθώς επιτυγχάνεται αυξημένη επιλεκτικότητα και ταχύτητα απομάκρυνσης. Παράλληλα, η ενσωμάτωση αισθητήρων σε πραγματικό χρόνο για την παρακολούθηση κρίσιμων παραμέτρων, όπως το COD, το pH και οι συγκεντρώσεις φαρμακευτικών ουσιών, θα προσφέρει τη δυνατότητα άμεσης προσαρμογής των συνθηκών λειτουργίας των μονάδων, οδηγώντας σε καλύτερο έλεγχο και βελτιστοποίηση της επεξεργασίας (Massé et al., 2018).

Σημαντική είναι και η ανάγκη ανάπτυξης μεθοδολογιών για την εκτίμηση και την πρόβλεψη της επικινδυνότητας των μικρορύπων, ώστε να δοθεί προτεραιότητα στην απομάκρυνση ουσιών με υψηλή τοξικότητα ή ορμονική δράση, όπως τα ανθεκτικά αντιβιοτικά και οι ορμονικοί ρύποι. Η αξιολόγηση της επικινδυνότητας πρέπει να βασίζεται σε οικοτοξικολογικά δεδομένα και όχι μόνο σε συγκεντρώσεις, καθώς ακόμα και πολύ χαμηλά επίπεδα ορισμένων ουσιών μπορούν να έχουν σημαντικές επιπτώσεις (Verlicchi et al., 2015). Παράλληλα, προτείνεται η ανάπτυξη βάσεων δεδομένων με ολοκληρωμένα στοιχεία για συγκεντρώσεις, ποσοστά απομάκρυνσης και παραγόμενα παραπροϊόντα από διάφορες τεχνολογίες, ώστε να διευκολύνεται η επιλογή κατάλληλων μεθόδων ανάλογα με τα χαρακτηριστικά κάθε νοσοκομείου.

Από άποψη περιβαλλοντικής διαχείρισης, η ενίσχυση της εκπαίδευσης και ευαισθητοποίησης του προσωπικού νοσοκομείων σχετικά με την ορθή χρήση φαρμάκων, τη διαχείριση αποβλήτων και την εφαρμογή πρωτοκόλλων πρόληψης ρύπανσης μπορεί να μειώσει τις ποσότητες ρύπων που καταλήγουν στα λύματα στη «πηγή», συμβάλλοντας σε πιο αποτελεσματική συνολική διαχείριση (Michael et al., 2013). Η εφαρμογή διαχωρισμένων δικτύων συλλογής φαρμακευτικών αποβλήτων σε νοσοκομεία, όπου θα διαχειρίζονται χωριστά από τα γενικά λύματα, αποτελεί επίσης σημαντική μελλοντική πρόταση, καθώς μπορεί να μειώσει τον όγκο των ρύπων που χρειάζονται επεξεργασία με προηγμένες μεθόδους.

Σε επίπεδο πολιτικής, είναι απαραίτητο να προταθούν κίνητρα από την πολιτεία ή την Ευρωπαϊκή Ένωση, όπως επιδοτήσεις ή φοροαπαλλαγές, για τα νοσοκομεία που επενδύουν σε καινοτόμες τεχνολογίες επεξεργασίας αποβλήτων, διευκολύνοντας την υιοθέτηση πιο φιλικών προς το περιβάλλον λύσεων (Schages et al., 2020). Επιπλέον, η καθιέρωση αυστηρότερων ρυθμίσεων για την ποιότητα των εκροών νοσοκομειακών αποβλήτων μπορεί να επιταχύνει τη μετάβαση σε προηγμένα συστήματα επεξεργασίας, βελτιώνοντας παράλληλα τη δημόσια υγεία και την προστασία των υδάτινων οικοσυστημάτων.

Συνολικά, η επόμενη μέρα για τη διαχείριση των νοσοκομειακών αποβλήτων πρέπει να συνδυάζει καινοτόμες τεχνολογίες, προληπτικές πρακτικές, συνεχή παρακολούθηση και πολιτικές που ευνοούν τη βιωσιμότητα, ώστε να επιτευχθεί η μέγιστη περιβαλλοντική προστασία και να διασφαλιστεί η υγεία των πολιτών.

Βιβλιογραφία

- Amani, T., Nosrati, M., & Sreekrishnan, T. R. (2010). Anaerobic digestion from the viewpoint of microbiological, chemical, and operational aspects: A review. *Environmental Reviews*, 18(1), 255–278. <https://doi.org/10.1139/A10-018>
- Appels, L., Baeyens, J., Degreé, J., & Dewil, R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science*, 34(6), 755–781. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2008.06.002>
- aus der Beek, T., Weber, F. A., Bergmann, A., Hickmann, S., Ebert, I., Hein, A., & Küster, A. (2016). Pharmaceuticals in the environment—Global occurrences and perspectives. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(4), 823–835. <https://doi.org/10.1002/etc.3339>
- Bello, M. M., Raman, A. A. A., & Asghar, A. (2020). Review on UV disinfection in wastewater treatment: Effectiveness, mechanisms and perspectives. *Journal of Environmental Management*, 258, 110074. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.110074>
- Bengtsson-Palme, J., Kristiansson, E., & Larsson, D. G. J. (2018). Environmental factors influencing the development and spread of antibiotic resistance. *FEMS Microbiology Reviews*, 42(1), fux053. <https://doi.org/10.1093/femsre/fux053>
- Berglund, B. (2015). Environmental dissemination of antibiotic resistance genes and correlation to anthropogenic contamination with antibiotics. *Infection Ecology & Epidemiology*, 5, 28564. <https://doi.org/10.3402/iee.v5.28564>
- Bilotta, G. S., & Brazier, R. E. (2008). Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research*, 42(12), 2849–2861. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.03.018>
- Bolton, J. R., & Cotton, C. A. (2011). *The ultraviolet disinfection handbook*. American Water Works Association.
- Bouki, C., Venieri, D., & Diamadopoulos, E. (2013). Detection and fate of antibiotic resistant bacteria and resistance genes in wastewater treatment facilities: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 91, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.01.016>
- Brillas, E., & Martínez-Huitle, C. A. (2015). Decontamination of wastewaters containing synthetic organic dyes by electrochemical methods: A general review. *Applied Catalysis B: Environmental*, 166–167, 603–643. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2014.11.016>
- Chartier, Y., Emmanuel, J., Pieper, U., Prüss, A., Rushbrook, P., Stringer, R., & Townend, W. K. (2014). *Safe management of wastes from health-care activities: A WHO handbook* (2nd ed.). World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/85349>
- Chen, Y., Cheng, J. J., & Creamer, K. S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology*, 99(10), 4044–4064. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.057>
- Conley, D. J., Paerl, H. W., Howarth, R. W., Boesch, D. F., Seitzinger, S. P., Havens, K. E., Lancelot, C., & Likens, G. E. (2009). Controlling eutrophication: Nitrogen and phosphorus. *Science*, 323(5917), 1014–1015. <https://doi.org/10.1126/science.1167755>
- Croxatto, A., Prod'hom, G., & Greub, G. (2012). Applications of MALDI-TOF mass spectrometry in clinical diagnostic microbiology. *FEMS Microbiology Reviews*, 36(2), 380–407. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.2011.00298.x>

- De Laat, J., Truong Le, G., Legube, B., & Bonnel, C. (2011). UV/H₂O₂ treatment for drinking water production: Efficiency, formation of by-products and controlling factors. *Water Research*, 45(10), 3189–3198. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.03.025>
- Dereli, R. K., Ersahin, M. E., Ozgun, H., Ozturk, I., Jeison, D., van der Zee, F., & van Lier, J. B. (2012). Anaerobic membrane bioreactors: A review. *Process Biochemistry*, 47(8), 1271–1281. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2012.04.005>
- Deublein, D., & Steinhauser, A. (2011). *Biogas from waste and renewable resources: An introduction* (2nd ed.). Wiley-VCH.
- Drews, A. (2010). Membrane fouling in membrane bioreactors—Characterisation, contradictions, cause and cures. *Journal of Membrane Science*, 363(1–2), 1–28. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2010.06.046>
- Dumolin, C., Franquet, E., & Delafont, V. (2022). Alpha-proteobacteria: Environmental significance and roles in biogeochemical cycles. *Microbial Ecology*, 83, 152–167. <https://doi.org/10.1007/s00248-021-01789-9>
- Ebele, A. J., Abou-Elwafa Abdallah, M., & Harrad, S. (2017). Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. *Emerging Contaminants*, 3(1), 1–16.
- Efstratiou, A., Ongerth, J. E., & Karanis, P. (2017). Waterborne transmission of protozoan parasites: Review of worldwide outbreaks. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 220(4), 577–599. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2017.02.010>
- Elmolla, E. S., & Chaudhuri, M. (2010). Degradation of amoxicillin, ampicillin and cloxacillin antibiotics in aqueous solution by the photo-Fenton process. *Journal of Hazardous Materials*, 179(1–3), 792–798. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.03.088>
- EPA. (2012). *Wastewater technology fact sheet: Disinfection* (EPA 832-F-99-040). United States Environmental Protection Agency.
- European Council. (1991). Directive 91/271/EEC concerning urban waste water treatment. *Official Journal of the European Communities*.
- European Parliament. (2000). Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*.
- European Parliament. (2008). Directive 2008/98/EC on waste and repealing certain Directives. *Official Journal of the European Union*.
- Feng, Y., & Xiao, L. (2011). Zoonotic potential and molecular epidemiology of Giardia species and giardiasis. *Clinical Microbiology Reviews*, 24(1), 110–140. <https://doi.org/10.1128/CMR.00033-10>
- Freeman, M. C., Garn, J. V., Sclar, G. D., Boisson, S., Medlicott, K. O., Alexander, K. T., Penakalapati, G., Anderson, D., Mahtani, A. G., Grimes, J. E., & Clasen, T. F. (2018). The impact of sanitation on infectious disease and nutritional status: A systematic review and meta-analysis. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 221(4), 673–683. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2018.02.007>
- Galani, A., Alygizakis, N., Aalizadeh, R., & Thomaidis, N. S. (2021). Wastewater management and the role of regulations in environmental health. *Environmental Research*, 192, 110308. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110308>
- García, M. H., Carrasco, J. F., & Blázquez, A. (2020). Smart water treatment systems: A review. *Water Research*, 176, 115738. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115738>

- Garg, S., Singh, S., Pandey, A., & Bhatnagar, A. (2018). Advanced oxidation processes for removal of antibiotic resistant bacteria and genes from wastewater. *Environmental Research*, 164, 602–615. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.03.004>
- Gavrilescu, M., Demnerová, K., Aamand, J., Agathos, S., & Fava, F. (2015). Emerging pollutants in the environment: Present and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation. *New Biotechnology*, 32(1), 147–156. <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2014.01.001>
- Gerrity, D., Pecson, B., Trussell, R. S., & Trussell, R. R. (2011). Evaluation of a pilot-scale ozone-biofiltration system for trace organic contaminant removal. *Water Research*, 45(2), 876–885. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.09.036>
- Gholizadeh, M. H., Melesse, A. M., & Reddi, L. (2016). A review of remote sensing application for suspended sediment concentration monitoring in inland water. *Remote Sensing of Environment*, 177, 54–65. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.01.019>
- Giri, S., Qiu, Z., Zhang, Z., & Luo, W. (2018). Assessing impacts of urbanization on suspended sediment yield using SWAT model. *Journal of Hydrology*, 559, 524–536. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.02.065>
- Gogate, P. R., & Pandit, A. B. (2004). A review of imperative technologies for wastewater treatment I: Oxidation technologies at ambient conditions. *Advances in Environmental Research*, 8(3–4), 501–551. [https://doi.org/10.1016/S1093-0191\(03\)00032-7](https://doi.org/10.1016/S1093-0191(03)00032-7)
- Gogoi, A., Mazumder, P., Tyagi, V. K., Chaminda, T., An, A. K., Kumar, M., & Kyoung, J. Y. (2018). Occurrence and fate of emerging contaminants in water environment: A review. *Groundwater for Sustainable Development*, 6, 169–180. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2017.10.005>
- Goyette, J. O., Connors, B. M., Janssen, J., & Findlay, D. L. (2018). Aquatic ecosystem responses to the accumulation of legacy phosphorus. *Nature Geoscience*, 11(6), 421–427. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0120-y>
- Guildford, S. J., & Hecky, R. E. (2000). Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? *Limnology and Oceanography*, 45(6), 1213–1223. <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.6.1213>
- Hai, F. I., Yamamoto, K., & Fukushima, K. (2014). Membrane biological reactors: Historical development and current status. *Comprehensive Biotechnology*, 6, 179–194. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-59538-4.00027-2>
- Henze, M., van Loosdrecht, M. C. M., Ekama, G. A., & Brdjanovic, D. (2008). *Biological wastewater treatment: Principles, modelling and design*. IWA Publishing.
- Hijnen, W. A. M., Beerendonk, E. F., & Medema, G. J. (2006). Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo)cysts in water: A review. *Water Research*, 40(1), 3–22. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.10.030>
- Hijosa-Valsero, M., Matamoros, V., Sidrach-Cardona, R., Martín-Villacorta, J., Bécares, E., & Bayona, J. M. (2010). A review of the fate of emerging contaminants in constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 408(20), 4221–4230. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.07.001>
- Holm-Nielsen, J. B., Al Seadi, T., & Oleskowicz-Popiel, P. (2009). The future of anaerobic digestion and biogas utilization. *Bioresource Technology*, 100(22), 5478–5484. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.12.046>

- Huser, B. J., Egemose, S., Harper, H., Hupfer, M., Jensen, H. S., Pilgrim, K. M., Reitzel, K., Rydin, E., & Futter, M. (2016). Managing phosphorus for water quality improvement: Effects of alum treatments on phosphorus and suspended solids. *Water Research*, 92, 307–318.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.01.056>
- Igos, E., Benetto, E., Venditti, S., Kohler, C., Cornelissen, A., & Moeller, R. (2012). Is it better to remove pharmaceuticals in decentralized or centralized wastewater treatment? A life cycle assessment comparison. *Science of the Total Environment*, 438, 533–540. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.086>
- Jaramillo, M. F., & Restrepo, I. (2017). Wastewater reuse in agriculture: A review about its limitations and benefits. *Sustainability*, 9(10), 1734.
<https://doi.org/10.3390/su9101734>
- Jelic, A., Gros, M., Ginebreda, A., Cespedes-Sánchez, R., Ventura, F., Petrovic, M., & Barceló, D. (2012). Occurrence, partition and removal of pharmaceuticals in sewage water and sludge during wastewater treatment. *Water Research*, 46(3), 1165–1176. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.010>
- Judd, S. (2006). *The MBR book: Principles and applications of membrane bioreactors for water and wastewater treatment*. Elsevier.
- Karkman, A., Do, T. T., Walsh, F., & Virta, M. P. J. (2019). High-throughput sequencing in monitoring antibiotic resistance in wastewater. *Environmental Science & Technology*, 53(9), 4772–4782.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.8b06279>
- Khan, A. N., Saroj, D. P., & Mohammadi, M. (2013). Aerobic granular sludge: A possible future solution for wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 141, 142–152. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.02.016>
- King, B. J., & Monis, P. T. (2007). Critical processes affecting *Cryptosporidium* oocyst survival in the environment. *Parasitology*, 134(3), 309–323.
<https://doi.org/10.1017/S0031182006001493>
- Klein, S., Worch, E., & Knepper, T. P. (2015). Occurrence and spatial distribution of microplastics in river shore sediments of the Rhine-Main area in Germany. *Environmental Science & Technology*, 49(10), 6070–6076.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00492>
- Kumar, A., Sharma, S., & Meena, R. A. (2023). Emerging trends in wastewater treatment: A comprehensive review on advanced technologies. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(1), 109775.
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.109775>
- Kumar, M., Ram, B., Sewwandi, H., Mudhoo, A., Sharma, P., Tsang, D. C. W., & Pandey, A. (2020). Current knowledge on the occurrence, fate and removal of pathogens and resistance genes in wastewater treatment plants. *Journal of Hazardous Materials*, 386, 121660.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121660>
- Kümmerer, K. (2009). The presence of pharmaceuticals in the environment due to human use—present knowledge and future challenges. *Journal of Environmental Management*, 90(8), 2354–2366.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.01.023>
- Kümmerer, K., Dionysiou, D. D., Olsson, O., & Fatta-Kassinos, D. (2018). A path to clean water. *Science*, 361(6399), 222–224.
<https://doi.org/10.1126/science.aau2405>

- Larsen, T. A., Udert, K. M., & Lienert, J. (2021). Source separation and decentralization for wastewater management. *Science*, 348(6237), 743–744. <https://doi.org/10.1126/science.aaa4736>
- Lazarova, V., Asano, T., Bahri, A., & Anderson, J. (2012). *Water reuse: An international survey of current practice, issues and needs*. IWA Publishing.
- Li, X., & Mitch, W. A. (2018). Drinking water disinfection by-products (DBPs) and human health risks: Research gaps and future directions. *Environmental Science & Technology*, 52(4), 1681–1689. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05440>
- Li, Z., Liu, Y., Zhou, Y., & Yang, H. (2019). Zero liquid discharge: A state of the art review. *Journal of Cleaner Production*, 228, 1514–1529. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.305>
- 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>
- Manaia, C. M., Rocha, J., Scaccia, N., Marano, R. B., Radu, E., Biancullo, F., Cerqueira, F., Fortunato, G., Iakovides, I. C., Zammit, I., Kampouris, I. D., Vaz-Moreira, I., & Nunes, O. C. (2018). Antibiotic resistance in wastewater treatment plants: Tackling the black box. *Environment International*, 115, 312–324. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.03.044>
- Massé, D. I., Talbot, G., & Gilbert, Y. (2018). Anaerobic digestion of hospital wastewater: A review of current status and future perspectives. *Bioresource Technology*, 255, 439–452. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.01.135>
- Mata-Alvarez, J., Dosta, J., Macé, S., & Astals, S. (2014). Codigestion of solid wastes: A review of its uses and perspectives including modeling. *Critical Reviews in Biotechnology*, 34(1), 64–72. <https://doi.org/10.3109/07388551.2013.764631>
- Matilainen, A., Vepsäläinen, M., & Sillanpää, M. (2010). Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: A review. *Advances in Colloid and Interface Science*, 159(2), 189–197. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2010.06.007>
- Meng, F., Zhang, S., Oh, Y., Zhou, Z., Shin, H. S., & Chae, S. R. (2009). Recent advances in membrane bioreactors: Configurations, membrane fouling and control. *Journal of Environmental Sciences*, 21(1), 1–17. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62240-2](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62240-2)
- Metcalf & Eddy. (2014). *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery* (5th ed.). McGraw-Hill Education.
- Michael, I., Rizzo, L., McArdell, C. S., Manaia, C. M., Merlin, C., Schwartz, T., Dagot, C., & Fatta-Kassinos, D. (2013). Urban wastewater treatment plants as hotspots for antibiotic resistant bacteria and genes spread into the environment: A review. *Science of the Total Environment*, 447, 345–360. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.032>
- Mulder, M., Asselman, M., Lijzen, J. P. A., & Fatta-Kassinos, D. (2018). The Pharmafilter concept: Reducing emissions of pharmaceuticals into surface water through improved hospital wastewater treatment. *Environmental Science & Technology*, 52(20), 11811–11819. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02961>

- Munoz-Price, L. S., Poirel, L., Bonomo, R. A., Schwaber, M. J., Daikos, G. L., Cormican, M., Cornaglia, G., Garau, J., Gniadkowski, M., Hayden, M. K., Kumarasamy, K., Livermore, D. M., Maya, J. J., Nordmann, P., Patel, J. B., Paterson, D. L., Pitout, J., Villegas, M. V., Wang, H., ... Carmeli, Y. (2013). Clinical epidemiology of the global expansion of *Klebsiella pneumoniae* carbapenemases. *The Lancet Infectious Diseases*, 13(9), 785–796.
[https://doi.org/10.1016/S1473-3099\(13\)70190-7](https://doi.org/10.1016/S1473-3099(13)70190-7)
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., & Williams, J. R. (2011). *Soil and water assessment tool theoretical documentation version 2009*. USDA & Texas A&M.
- Nidheesh, P. V., Kumar, M. S., & Anilkumar, P. R. (2018). Recent advancements in the homogeneous Fenton and Fenton-like processes for wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, 347, 741–762.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.04.021>
- Noguera-Oviedo, K., & Aga, D. S. (2016). Lessons learned from more than two decades of research on emerging contaminants in the environment. *Journal of Hazardous Materials*, 316, 242–251.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.04.058>
- Padhye, L. P., Yao, H., Kung'u, F. T., & Huang, C. H. (2014). Year-long evaluation on the occurrence and fate of pharmaceuticals, personal care products, and endocrine disrupting chemicals in an urban drinking water treatment plant. *Water Research*, 51, 266–276.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.070>
- Paerl, H. W., Otten, T. G., & Kudela, R. (2014). Mitigating cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems impacted by climate change and anthropogenic nutrients. *Harmful Algae*, 54, 213–222.
<https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.09.009>
- Paerl, H. W., Scott, J. T., McCarthy, M. J., Newell, S. E., Gardner, W. S., Havens, K. E., Hoffman, D. K., Wilhelm, S. W., & Wurtsbaugh, W. A. (2016). It takes two to tango: When and where dual nutrient (N & P) reductions are needed to protect lakes and downstream ecosystems. *Environmental Science & Technology*, 50(20), 10805–10813. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02575>
- Paerl, H. W., Gardner, W. S., Havens, K. E., Joyner, A. R., McCarthy, M. J., Newell, S. E., Qin, B., & Scott, J. T. (2018). Mitigating eutrophication and harmful algal blooms in a changing world: Importance of nutrient ratios and stoichiometry. *Science of the Total Environment*, 612, 841–857.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.067>
- Pal, A., Gin, K. Y.-H., Lin, A. Y.-C., & Reinhard, M. (2014). Impacts of emerging organic contaminants on freshwater resources: Review of recent occurrences, sources, fate and effects. *Science of the Total Environment*, 408(24), 6062–6069.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.09.026>
- Pazda, M., Kumirska, J., Stepnowski, P., & Mulkiewicz, E. (2019). Antibiotic resistance genes identified in wastewater treatment plant systems: A review. *Science of the Total Environment*, 697, 134023.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134023>
- 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>

- Prado, N., Ochoa, J., Amaya, C., & Cortés, J. (2019). Hospital wastewater treatment: Characteristics, technologies and management. *Science of the Total Environment*, 707, 136–144. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135569>
- Pronk, M., Abbas, B., Kleerebezem, R., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015). Full-scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. *Water Research*, 84, 207–217. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.011>
- Pruden, A., Larsson, D. G. J., Amézquita, A., Collignon, P., Brandt, K. K., Graham, D. W., Lazorchak, J. M., Suzuki, S., Silley, P., Snape, J. R., Topp, E., Zhang, T., & Zhu, Y.-G. (2013). Management options for reducing the release of antibiotics and antibiotic resistance genes to the environment. *Environmental Health Perspectives*, 121(8), 878–885. <https://doi.org/10.1289/ehp.1206446>
- Rahman, M. M., Islam, M. S., & Sharifuzzaman, S. M. (2020). Constructed wetlands for wastewater treatment: A review of recent developments. *Journal of Environmental Management*, 267, 110608. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110608>
- Rajagopal, R., Massé, D. I., & Singh, G. (2013). A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia. *Bioresource Technology*, 143, 632–641. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.030>
- Richardson, S. D., & Postigo, C. (2015). Drinking water disinfection by-products. In *Emerging Organic Contaminants and Human Health* (pp. 93–137). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16811-1_4
- Richardson, S. D., Plewa, M. J., Wagner, E. D., Schoeny, R., & DeMarini, D. M. (2007). Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: A review and roadmap for research. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research*, 636(1-3), 178–242. <https://doi.org/10.1016/j.mrrev.2007.09.001>
- Rizzo, L., Manaia, C., Merlin, C., Schwartz, T., Dagot, C., Ploy, M.-C., Michael, I., & Fatta-Kassinos, D. (2013). Urban wastewater treatment plants as hotspots for antibiotic resistant bacteria and genes spread into the environment: A review. *Science of the Total Environment*, 447, 345–360. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.032>
- Rosal, R., Rodríguez, A., Perdigón-Melón, J. A., Petre, A., García-Calvo, E., Gómez, M. J., Agüera, A., & Fernández-Alba, A. R. (2010). Occurrence of emerging pollutants in urban wastewater and their removal through biological treatment followed by ozonation. *Water Research*, 44(2), 578–588. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.07.004>
- Santos, L. H. M. L. M., Gros, M., Rodriguez-Mozaz, S., Delerue-Matos, C., Pena, A., Barceló, D., & Montenegro, M. C. B. S. M. (2021). The impact of hospital effluent on the aquatic environment. *Environmental Research*, 192, 110244. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110244>
- Sawyer, C. N., McCarty, P. L., & Parkin, G. F. (2003). *Chemistry for Environmental Engineering and Science* (5th ed.). McGraw-Hill.
- Scarlat, N., Dallemand, J.-F., Fahl, F., & Monforti-Ferrario, F. (2018). Biogas: Developments and perspectives in Europe. *Renewable Energy*, 129, 457–472. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.03.006>
- Schages, L., Wichern, F., Kalscheuer, R., Bockmühl, D., & Schwartz, T. (2020). Removal of antibiotic resistant bacteria and genes in wastewater treatment: Status, challenges and perspectives. *Water Research*, 169, 115252. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115252>

- Schindler, D. W. (2006). Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography*, 51(1), 356–363. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0356
- Sharma, K., Kaur, R., & Sharma, S. (2016). Advanced oxidation processes for treatment of emerging pollutants. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4(3), 3718–3729. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.07.032>
- Sharpley, A. N., Kleinman, P. J. A., Flaten, D., & Buda, A. R. (2015). Phosphorus legacy: Overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. *Journal of Environmental Quality*, 44(5), 1496–1508. <https://doi.org/10.2134/jeq2014.07.0251>
- Shon, H. K., Vigneswaran, S., & Snyder, S. A. (2006). Membrane biological treatment processes for municipal wastewater treatment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 36(6), 495–570. <https://doi.org/10.1080/10643380600580011>
- Smith, V. H., & Schindler, D. W. (2009). Eutrophication science: Where do we go from here? *Trends in Ecology & Evolution*, 24(4), 201–207. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>
- Syafrudin, M., Kristanti, R. A., Yuniarto, A., Hadibarata, T., Rhee, J., Al-Onazi, W. A., Algarni, T. S., Almarri, A. H., & Al-Mutairi, K. A. (2021). Pesticides in drinking water—A review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(2), 468. <https://doi.org/10.3390/ijerph18020468>
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., & Stensel, H. D. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery* (5th ed.). McGraw-Hill Education.
- Tran, N. H., Reinhard, M., & Gin, K. Y.-H. (2018). Occurrence and fate of emerging contaminants in municipal wastewater treatment plants from different geographical regions—a review. *Water Research*, 133, 182–207. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.029>
- UNEP. (2011). *Basel Convention on the Control of Transboundary Movements of Hazardous Wastes and Their Disposal*. United Nations Environment Programme.
- Verlicchi, P., Al Aukidy, M., & Zambello, E. (2012). Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: Removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment—A review. *Science of the Total Environment*, 429, 123–155. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.04.028>
- 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>
- Wang, J., Lu, J., Zhang, X., Liu, Y., Li, Y., & Li, L. (2020). Enhanced nutrient removal from wastewater by novel processes: A review. *Bioresource Technology*, 314, 123724. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123724>
- Wang, Y., Chen, H., Li, D., Wang, X., Zhang, H., & Li, Y. (2021). Innovative technologies for nutrient removal from wastewater: A review. *Science of the Total Environment*, 776, 145795. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145795>
- Wei, C., Wang, L., & Zhang, X. (2021). Advances in wastewater treatment technologies for high-strength organic wastewater: A review. *Chemical Engineering Journal*, 418, 129412. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.129412>
- World Health Organization. (2014). *Safe management of wastes from health-care activities* (2nd ed.). WHO Press.

- World Health Organization. (2023). *Global antimicrobial resistance and use surveillance system (GLASS) report*.
<https://www.who.int/publications/i/item/9789240071280>
- 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>
- Withers, P. J. A., Neal, C., Jarvie, H. P., & Doody, D. G. (2014). Agricultural phosphorus management: A historical perspective and a contemporary overview. *Journal of Environmental Quality*, 43(4), 1033–1050.
<https://doi.org/10.2134/jeq2013.10.0411>
- Wood, P. J., & Armitage, P. D. (1997). Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management*, 21(2), 203–217.
<https://doi.org/10.1007/s002679900019>
- World Health Organization. (2019). *Health-care waste*.
<https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/health-care-waste>
- Yoon, Y., Westerhoff, P., Snyder, S. A., Wert, E. C., Yoon, J., & Cho, J. (2017). Removal of micropollutants by advanced water treatment processes. *Chemosphere*, 173, 501–512.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.01.027>
- Zang, X., Zhang, Y., & Li, Y. (2020). Real-time monitoring of biochemical oxygen demand (BOD) using a microbial fuel cell-based biosensor. *Biosensors and Bioelectronics*, 150, 111909. <https://doi.org/10.1016/j.bios.2019.111909>
- Zhang, D. Q., Jinadasa, K. B. S. N., Gersberg, R. M., Liu, Y., Ng, W. J., & Tan, S. K. (2014). Constructed wetlands in China: Recent developments and future challenges. *Ecological Engineering*, 71, 534–542.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.012>
- Zhang, X., Shen, Y., Zhang, Y., & Zheng, Y. (2020). Review on nutrient sensors for water quality monitoring. *Environment International*, 138, 105588.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105588>
- Zhang, Z., Hou, L., Zhang, Y., Wang, J., Wan, J., & Chen, J. (2017). Application of enhanced coagulation for removal of microplastics and suspended solids from wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 317, 331–336.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.02.088>
- Zhou, L., Wang, L., Wang, J., Zhang, J., Zhang, L., & Zhang, S. (2019). Review of Fenton and modified Fenton processes for wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, 368, 836–851. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.03.131>
- Mustafa Al Aukidy, Paola Verlicchi, Nikolaos Voulvoulis (2015). A framework for the assessment of the environmental risk posed by pharmaceuticals originating from hospital effluents. *Science of The Total Environment*, 493.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.128>
- P. Verlicchi, A. Galletti M. Petrovic, D. Barceló (2010). Hospital effluents as a source of emerging pollutants: An overview of micropollutants and sustainable treatment options. *Journal of Hydrology*, 389.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.06.005>
- Claire N. Freeman, Lena Scriver, Kara D. Neudorf, Lisbeth Truelstrup Hansen, Rob C. Jamieson, and Christopher K. Yost (2018). Antimicrobial resistance gene surveillance in the receiving waters of an upgraded wastewater treatment plant. FACETS. <https://doi.org/10.1139/facets-2017-0085>

- Hocheol Song a, Jesse W. Addison b, Jia Hu b, Tanju Karanfil(2010). Halonitromethanes formation in wastewater treatment plant effluents. *Chemosphere*, 79. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.01.001>
- Tereza Stachurová, Hana Píková, Martin Bartas, Jaroslav Semerád, Kateřina Svobodová, Kateřina Malachová(2021). Beta-lactam resistance development during the treatment processes of municipal wastewater treatment plants. *Chemosphere*, 280. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130749>
- Eduardo Isanta, María E. Suárez-Ojeda, Ángeles Val del Río, Nicolás Morales, Julio Pérez, Julián Carrera (2012). Long term operation of a granular sequencing batch reactor at pilot scale treating a low-strength wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 198-199. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.05.066>
- Y.V. Nancharaiyah, M. Sarvajith, T.V. Krishna Mohan (2023). Pilot-scale aerobic granular sludge reactors with granular activated carbon for effective nitrogen and phosphorus removal from domestic wastewater. *Science of The Total Environment*, 894. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164822>
- Ελληνική Κυβέρνηση. (2003). ΚΥΑ 37591/2031/2003. *ΦΕΚ 1419/Β/1-10-2003*.
- Ευρωπαϊκή Επιτροπή. (1991). Οδηγία 91/271/ΕΟΚ για την επεξεργασία αστικών λυμάτων. *Επίσημη Εφημερίδα των Ευρωπαϊκών Κοινοτήτων*.
- Ευρωπαϊκή Επιτροπή. (2008). Οδηγία 2008/98/ΕΚ για τα απόβλητα (Πλαίσιο Οδηγία). *Επίσημη Εφημερίδα της Ευρωπαϊκής Ένωσης*.
- Υπουργείο Περιβάλλοντος & Ενέργειας. (2017). Νόμος 4496/2017 – Τροποποίηση διατάξεων για τη διαχείριση αποβλήτων.
- Υπουργείο Περιβάλλοντος & Ενέργειας. (2020). *Εθνικό Σχέδιο Διαχείρισης Αποβλήτων*.