



ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ

ΔΙΕΠΙΣΤΗΜΟΝΙΚΟ - ΔΙΑΤΜΗΜΑΤΙΚΟ

ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΩΝ ΣΠΟΥΔΩΝ

«ΕΠΙΣΤΗΜΗ ΚΑΙ ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ ΥΔΑΤΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ»

**Βέλτιστη χωροθέτηση και προσομοίωση λειτουργίας
μονάδων εξόρυξης και επεξεργασίας λυμάτων
(sewer mining units) σε αστικά δίκτυα αποχέτευσης**

ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ

Ελευθερία Ψαρρού

**«ΕΠΙΣΤΗΜΗ ΚΑΙ
ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ
ΥΔΑΤΙΚΩΝ
ΠΟΡΩΝ»**

Επιβλέπων: Χρήστος Μακρόπουλος,
Αναπληρωτής Καθηγητής ΕΜΠ

Αθήνα, Νοέμβριος 2017

ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ

**ΔΙΕΠΙΣΤΗΜΟΝΙΚΟ - ΔΙΑΤΜΗΜΑΤΙΚΟ
ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΩΝ ΣΠΟΥΔΩΝ
«ΕΠΙΣΤΗΜΗ ΚΑΙ ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ ΥΔΑΤΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ»**

**Βέλτιστη χωροθέτηση και προσομοίωση λειτουργίας
μονάδων εξόρυξης και επεξεργασίας λυμάτων
(sewer mining units) σε αστικά δίκτυα αποχέτευσης**

ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ

Ελευθερία Ψαρρού

**Επιβλέπων: Χρήστος Μακρόπουλος,
Αναπληρωτής Καθηγητής ΕΜΠ**

Αθήνα, Νοέμβριος 2017

Ευχαριστίες

Η παρούσα διπλωματική εργασία πραγματοποιήθηκε στο πλαίσιο του Διεπιστημονικού – Διατμηματικού προγράμματος μεταπτυχιακών σπουδών «Επιστήμη και Τεχνολογία Υδατικών Πόρων» του Εθνικού Μετσόβιου Πολυτεχνείου, στην κατεύθυνση Υδρολογίας και Περιβαλλοντικής Διαχείρισης Υδατικών Πόρων.

Αρχικά, θα ήθελα να ευχαριστήσω τον επιβλέποντα της εργασίας μου, αναπληρωτή καθηγητή κ. Χρήστο Μακρόπουλο, ο οποίος, μέσα από τη διδασκαλία του στο μάθημα «Βελτιστοποίηση Συστημάτων Υδατικών Πόρων – Υδροπληροφορική» του μεταπτυχιακού προγράμματος, με ενέπνευσε να ασχοληθώ με το αντικείμενο και μου ανέθεσε ένα πρωτότυπο θέμα που άπτεται των ενδιαφερόντων μου.

Ευχαριστώ θερμά τον υπονήφιο διδάκτορα Γιάννη Τσουκαλά, για την πολύτιμη βοήθεια και καθοδήγησή του καθ' όλη τη διάρκεια εκπόνησης της διπλωματικής μου εργασίας. Οι ιδέες του, οι συμβουλές του για τον ορθό χειρισμό των προγραμμάτων που χρησιμοποιήθηκαν και η παροχή χρήσιμου βιβλιογραφικού υλικού συνέβαλαν τα μέγιστα στο τελικό αποτέλεσμα.

Ευχαριστώ τη χημικό μηχανικό Αργυρώ Πλεύρη για τη συνεισφορά της στην κατανόηση χημικών διεργασιών που λαμβάνουν χώρα στους αγωγούς ενός δικτύου αποχέτευσης λυμάτων, η γνώση των οποίων ήταν απαραίτητη για τις εφαρμογές της εργασίας.

Οφείλω επίσης ευχαριστίες στην εταιρία “Hydroexigentiki Consulting Engineers” για την παροχή δεδομένων που αφορούν την περιοχή μελέτης της παρούσας εργασίας.

Ευχαριστώ τους φίλους μου για την κατανόηση και τη συμπαράστασή τους σε όλο το διάστημα ενασχόλησής μου με την εργασία.

Τέλος, θα ήθελα να εκφράσω την ευγνωμοσύνη μου στους γονείς μου για την ηθική στήριξη, την ενθάρρυνση και την ανεκτίμητη βοήθεια που μου παρέχουν ανελλιπώς.

Περίληψη

Τις τελευταίες δεκαετίες έχουν αυξηθεί σημαντικά οι πιέσεις στους υδατικούς πόρους. Κύριες αιτίες του προβλήματος είναι η έντονη αστικοποίηση και η πληθυσμιακή αύξηση, οι μεταβολές που έχει προκαλέσει στον υδρολογικό κύκλο η κλιματική αλλαγή, η ρύπανση των υδάτων και η κακή διαχείριση των υδάτινων αποθεμάτων, καθώς επίσης η αυξημένη ζήτηση σε νερό εξαιτίας της βελτίωσης του βιοτικού επιπέδου. Καθίσταται επομένως αναγκαία η ανάπτυξη νέων, καινοτόμων και βιώσιμων τεχνολογιών επεξεργασίας του νερού και των υγρών αποβλήτων. Προς αυτήν την κατεύθυνση, εξελίσσονται συνεχώς οι τεχνολογίες ανακύκλωσης νερού και τα αποκεντρωμένα και δορυφορικά συστήματα επεξεργασίας, έναντι των κεντρικών συστημάτων. Μία αποκεντρωμένη πρακτική που στοχεύει στην παραγωγή ανακυκλωμένου νερού είναι η τεχνολογία sewer mining (SM). Η τεχνολογία αυτή βασίζεται στην άντληση λυμάτων από ένα δίκτυο λυμάτων και στην επιτόπου επεξεργασία τους για την παραγωγή ανακυκλωμένου νερού. Ορισμένα από τα παραπροϊόντα που προκύπτουν από την επεξεργασία είναι δυνατόν να επιστραφούν στο σύστημα υπό συγκεκριμένες προϋποθέσεις. Παρά τα σημαντικά πλεονεκτήματα της τεχνολογίας, η εφαρμογή της συναντά συχνά εμπόδια λόγω απουσίας επαρκούς νομοθεσίας, οικονομικών περιορισμών, σκεπτικισμού του κοινού απέναντι στη χρήση του ανακυκλωμένου νερού, όπως επίσης προβλημάτων που εμφανίζονται στο δίκτυο εξαιτίας διαταραχών που προκαλούνται σε εσωτερικές διεργασίες του. Μία από τις σημαντικότερες προκλήσεις είναι η αύξηση στην παραγωγή υδρόθειου (H_2S) εντός των αγωγών του δικτύου. Το υδρόθειο συνδέεται κυρίως με προβλήματα οσμών, διάβρωσης και επιπτώσεων στην ανθρώπινη υγεία.

Στην εργασία παρουσιάζεται ένα εργαλείο για τη βέλτιστη χωροθέτηση μονάδων sewer mining σε ένα δίκτυο λυμάτων, με στόχο την ελαχιστοποίηση της παραγωγής υδρόθειου στους αγωγούς του δικτύου. Το εργαλείο εφαρμόζεται σε ένα δίκτυο λυμάτων που έχει σχεδιαστεί για την περιοχή Καλύβια Θορικού της Αττικής και το ανακυκλωμένο νερό που προκύπτει από την εφαρμογή της τεχνολογίας sewer mining προορίζεται για την άρδευση χώρων πρασίνου στην ευρύτερη περιοχή του δικτύου. Η μεθοδολογία περιλαμβάνει την ανάπτυξη μεθόδου Monte-Carlo σε συνδυασμό με χρήση του μοντέλου SWMM που έχει εισαχθεί από το Environmental Protection Agency (EPA). Πραγματοποιούνται προσομοιώσεις για διάφορα σενάρια φορτίσεων στο δίκτυο, σε καθεμία από τις οποίες λαμβάνονται τυχαίες τιμές από την ομοιόμορφη κατανομή και τίθενται σε παραμέτρους εισόδου που εμφανίζουν αβεβαιότητα (για παράδειγμα συντελεστές που αφορούν τη χρονική διακύμανση της παροχής). Από κάθε

προσομοίωση προκύπτουν παράμετροι εξόδου ενδιαφέροντος όπως η παροχή, η ταχύτητα, η συγκέντρωση BOD₅ και το βάθος ροής στους αγωγούς του δικτύου. Τα αποτελέσματα αυτά αξιοποιούνται για τον υπολογισμό ενός εμπειρικού δείκτη που ονομάζεται δείκτης *Z* του Pomeroy και εκφράζει την πιθανότητα παραγωγής υδρόθειου σε έναν αγωγό. Χρησιμοποιούνται επίσης για την εκτίμηση της συγκέντρωσης ολικού διαλυμένου υδρόθειου σε έναν αγωγό, μέσω μίας σχέσης από τη βιβλιογραφία η οποία έχει εισαχθεί από τους Pomeroy και Parkhurst. Οι τιμές του δείκτη *Z* και της συγκέντρωσης ολικού διαλυμένου υδρόθειου ελέγχονται σε σύγκριση με καθορισμένα όρια. Κατόπιν, πραγματοποιείται πολυκριτηριακή βελτιστοποίηση δύο κριτηρίων με στόχο την εύρεση των βέλτιστων κόμβων του δικτύου για τη χωροθέτηση μονάδων sewer mining. Το πρώτο κριτήριο αφορά την ελαχιστοποίηση της παραγωγής υδρόθειου στους αγωγούς του δικτύου που εκφράζεται με μικρότερες τιμές του δείκτη *Z* και το δεύτερο τη μεγιστοποίηση της κάλυψης των υδατικών αναγκών ως δείκτης των οποίων χρησιμοποιείται προσεγγιστικά η έκταση της περιοχής πρασίνου που επωφελείται από την άρδευση με ανακυκλωμένο νερό. Δημιουργείται ένα μέτωπο Pareto από όπου προκύπτουν δύο μη κυριαρχούμενες λύσεις οι οποίες αντιστοιχούν στους δύο κόμβους του δικτύου που αποτελούν βέλτιστες θέσεις για την χωροθέτηση μονάδων SM.

Ερευνάται επιπλέον η επίδραση που έχει στην παραγωγή του υδρόθειου η χωροθέτηση μονάδας sewer mining αρχικά σε έναν μόνο κόμβο και κατόπιν σε δύο κόμβους του δικτύου, με ταυτόχρονη λειτουργία, για συγκεκριμένο ημερήσιο όγκο άντλησης λυμάτων. Γίνεται η παραδοχή της μη επιστροφής παραπροϊόντων της επεξεργασίας στο δίκτυο. Το ενδιαφέρον εστιάζεται στη διαδρομή αγωγών από τον κόμβο εφαρμογής της τεχνολογίας έως τον κόμβο εξόδου του δικτύου. Εξετάζεται η απόκριση του δικτύου κατά την εφαρμογή άντλησης σε εικοσιτετράωρη βάση συγκριτικά με την περίπτωση που πραγματοποιείται άντληση κατά το δωδεκάωρο 08:00 - 20:00 ενώ δεν αντλούνται λύματα στις υπόλοιπες ώρες της ημέρας.

Η εργασία πραγματεύεται επίσης τον βέλτιστο χρονικό προγραμματισμό άντλησης των λυμάτων από το δίκτυο προκειμένου να ελαχιστοποιείται η πιθανότητα παραγωγής υδρόθειου στους αγωγούς που απαρτίζουν τη διαδρομή από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining έως τον κόμβο εξόδου. Υποτίθεται μη επιστροφή των παραπροϊόντων από την επεξεργασία στο δίκτυο. Σε μία πρώτη προσέγγιση, εξετάζονται σενάρια στα οποία θεωρείται αναλογική σχέση μεταξύ της παροχής άντλησης και της εισερχόμενης παροχής λυμάτων στον κόμβο άντλησης του δικτύου, που εκφράζεται μέσω ενός συντελεστή αναλογίας. Καταρτίζονται σενάρια άντλησης για διάφορες τιμές του συντελεστή αναλογίας και, για λόγους σύγκρισης, σενάρια με σταθερό ρυθμό άντλησης. Υπολογίζεται για κάθε σενάριο ένας σταθμισμένος δείκτης *Z* του Pomeroy ο

οποίος αφορά τη βέλτιστη διαδρομή αγωγών και στη συνέχεια συγκρίνονται τα αποτελέσματα. Μία επιπλέον προσέγγιση που εξετάζεται αφορά την εφαρμογή βελτιστοποίησης με τη μέθοδο γενετικών αλγόριθμων. Η ημέρα χωρίζεται σε τετράωρα και τίθενται ως μεταβλητές οι τιμές των παροχών άντλησης στην αρχή και στο τέλος των τετράωρων ενώ στις ενδιάμεσες ώρες γίνεται υπόθεση γραμμικής παρεμβολής. Ως κριτήριο της βελτιστοποίησης ορίζεται η ελαχιστοποίηση του σταθμισμένου δείκτη Z για τη διαδρομή αγωγών από τον κόμβο εφαρμογής έως την έξοδο του δικτύου. Η βελτιστοποίηση εφαρμόζεται σε τρία διαφορετικά σενάρια φορτίσεων και γίνεται σύγκριση των αποτελεσμάτων για την εξαγωγή χρήσιμων συμπερασμάτων.

Η χρήση του εργαλείου για τη βέλτιστη χωροθέτηση μονάδων sewer mining που παρουσιάζεται στην εργασία είναι δυνατή σε διάφορες περιπτώσεις δικτύων λυμάτων, με στόχο τον περιορισμό των προβλημάτων που εμφανίζονται εξαιτίας του παραγόμενου υδρόθειου. Η μεθοδολογία παραμένει σε γενικές γραμμές η ίδια, με ορισμένες τροποποιήσεις ανά περίπτωση, όπως π.χ. κατά τον ορισμό των παραμέτρων εισόδου που εμφανίζουν αβεβαιότητα ή των κριτηρίων της βελτιστοποίησης ή στη χρήση μοντέλων προσομοίωσης. Συνεπώς, το εργαλείο αυτό μπορεί να δώσει κατευθυντήριες γραμμές για την επιτυχημένη εφαρμογή της τεχνολογίας sewer mining σε τοπικό επίπεδο. Όσον αφορά την αναζήτηση ενός βέλτιστου χρονικού προγράμματος άντλησης κατά την εφαρμογή sewer mining μέσω βελτιστοποίησης με τη μέθοδο γενετικών αλγόριθμων, τα συμπεράσματα από την εφαρμογή μπορούν να αποτελέσουν βάση για περαιτέρω έρευνα. Ταυτόχρονα, επισημαίνεται ότι η υλοποίηση περισσότερων επαναλήψεων του αλγόριθμου ή η εφαρμογή πολυκριτηριακής βελτιστοποίησης, ενδεχομένως σε συνδυασμό με τη χρήση εξελιγμένων μεθόδων βελτιστοποίησης (π.χ. παράλληλος προγραμματισμός, τεχνικές με υποκατάστατα μοντέλων) μπορούν να συμβάλλουν στην εύρεση ενός γενικού κανόνα που να καλύπτει ένα ευρύ φάσμα σεναρίων φορτίσεων και άντλησης στο δίκτυο.

Επιπρόσθετα, απαιτείται συνεχής βελτίωση της διαδικασίας μοντελοποίησης (π.χ. διακρίβωση μοντέλου με πραγματικά δεδομένα, χρήση πιο εξελιγμένων μεθόδων εκτίμησης της παραγωγής υδρόθειου στους αγωγούς κ.ά.). Θα πρέπει ακόμα να λαμβάνεται υπόψη στο μοντέλο προσομοίωσης του δικτύου το ενδεχόμενο επιστροφής παραπροϊόντων από την επεξεργασία στο δίκτυο αφού επηρεάζονται σημαντικά η παροχή και το φορτίο BOD_5 και, κατ' επέκταση, η παραγωγή υδρόθειου στους αγωγούς κατάντη του σημείου εφαρμογής sewer mining.

Abstract

Pressures on water resources have increased significantly over the last decades. Intense urbanization and population growth, supply-side impacts of climatic changes, water pollution and poor water management, as well as increased demand for water due to improved living standards, are the main causes of the problem. As a result, there is a rising need for developing new, innovative and sustainable water and wastewater treatment technologies. To this end, water recycling technologies and decentralized and satellite treatment systems are gaining ground against central treatment systems. One decentralized practice aiming at recycled water production is that of sewer mining (SM). This technology is based on pumping sewage out of sewer networks and treating it on-site to produce recycled water. Some treatment by-products may be acceptable for return to the wastewater system under strict standards. Despite the significant advantages of this technology, its implementation often encounters obstacles due to lack of adequate frameworks, economic restrictions and public scepticism over the use of recycled water along with problems caused by disturbances in the network's internal processes. One significant challenge in particular is the increase of hydrogen sulphide (H_2S) build-up inside sewer network pipes. Hydrogen sulphide is primarily responsible for odour, corrosion and health-related problems.

This study presents a tool for optimal placement of sewer mining units in sewer networks, aiming to minimize hydrogen production inside the sewers. The tool is applied in a sewer network designed for the town of Kalyvia Thorikou, Attica and the recycled water produced from the sewer mining technology implementation is intended for irrigating green areas located in the wider area of the network. The methodology includes the development of a Monte-Carlo method along with the use of the SWMM model introduced by the Environmental Protection Agency (EPA). Several simulations are conducted regarding different loading scenarios for the network. In these simulations, input parameters presenting uncertainties (e.g. coefficients concerning flow variations) are assigned random values derived from the uniform distribution. Each simulation provides certain output parameters of interest such as flow, velocity, BOD_5 concentration and flow depth inside the network's pipes. These results are employed to calculate an empirical metric called Pomeroy's 'Z formula' that quantifies the probability of hydrogen sulphide build-up inside sewer pipes. They are also employed to estimate the total dissolved sulphide concentration through an equation derived from literature and introduced by Pomeroy and Parkhurst. The values of the Z metric and of the total dissolved sulphide

concentration must not exceed certain determined limits. Afterwards, a multi-criteria optimization with two criteria is carried out to identify which network nodes are optimal for sewer mining unit placement. The first criterion concerns minimizing hydrogen sulphide production inside the network pipes, expressed through lower values of the Z metric. The second concerns maximizing the water needs satisfaction, expressed roughly through the size of the green area benefiting from irrigation with recycled water. A Pareto front is created. It presents two deriving non-dominated solutions corresponding to the two network nodes that are optimal for sewer mining unit placement.

Additionally examined is the effect the placement of a sewer mining unit has on hydrogen sulphide production in the cases of application to a single node and afterwards to two nodes of the network regarding a specific daily amount of sewage pumped out of the system. It is assumed that treatment residue does not return to the network. Interest is focused on the pipe route from the node where the technology is applied to the network's exit node. The network's response is considered in the event of continuous pumping for a 24-hour period in comparison to twelve-hour pumping between the hours 08:00-20:00 and no pumping for the remainder of the day.

Furthermore, the study deals with optimal pumping scheduling with respect to minimizing the probability of hydrogen sulphide build-up in the pipe route from the node where sewer mining is applied to the exit node. It is assumed that treatment by-products do not return to the network. A first approach deals with several scenarios where a ratio is assumed between the pumping flow rate and the incoming sewage flow in the node where sewer mining technology is applied by introducing a ratio coefficient. Pumping scenarios are formed for several values of the ratio coefficient, as well as scenarios assuming a steady pumping rate for comparison purposes. A modified index of Pomeroy's Z metric is calculated for each scenario, referring to the optimal pipe path. The results are subsequently compared. In addition, another approach concerning the implementation of genetic algorithm optimization is considered. The day is divided into four hour-periods and the values of the pumping flow rates at the beginning and at the end of the four-hour periods are set as variables while linear interpolation is assumed in the intervals. The criterion of the optimization is determined as minimizing the modified Z index in the optimal pipe path. The optimization is applied in three different loading scenarios and the results are compared in order to draw conclusions.

The tool for optimal placement of sewer mining units presented in this study may be used in various cases of sewer networks as a means of addressing problems arising from hydrogen

sulphide build-up. The methodology remains generally the same except some modifications per case, such as in the identification of the uncertain input parameters or the optimization criteria, or in the simulation models employed. Therefore, this tool can provide guidelines for successfully implementing sewer mining technology at a local scale. Regarding the optimal pumping scheduling when applying sewer mining through the conduction of genetic algorithm optimization, the conclusions drawn can serve as a basis for further research. At the same time, it is pointed out that more iterations of the algorithm and multi-criteria optimization, along with the potential use of advanced optimization methods such as parallel programming and model substitution techniques, can help achieve a general rule covering a wide range of loading and pumping scenarios for the network.

Moreover, continuous improvement of the modelling process is required, for example by means of model calibration using actual data, employment of more sophisticated methods regarding the estimation of hydrogen sulphide build-up inside the sewers etc. The network simulation model should also account for the potential return of treatment by-products to the sewer network because of its significant impact on sewage flow and BOD₅ loading and, by extension, on hydrogen sulphide build-up inside the sewers downstream of the sewer mining application point.

Extended Abstract

1. Introduction

Water scarcity problems are amplified nowadays due to rapid urbanization and population increase, as well as supply-side impacts of climatic changes. As a result, there is an emerging need for development of new, innovative strategies for water management and treatment allowing a more sustainable use of water. In this respect, several steps have been taken towards decentralized and satellite approaches (Crites and Tchobanoglous, 1998). A mid-scale decentralized practice, applicable at development level (up to 5 000 households for instance), (Makropoulos and Butler, 2010) is that of sewer mining. Sewer mining (SM) is a process involving the extraction of wastewater from a wastewater system followed by its treatment, aiming at the production of recycled water. Treatment residue is either removed from the system and transferred elsewhere for further treatment or returned to the network under strict standards (Barwon Water, 2011). Sewer mining can produce recycled water of good quality, appropriate for multiple uses, such as irrigating green areas (parks, sports fields, golf courses etc.), toilet flushing and commercial and industrial applications (Marleni et al., 2013, Ødegaard, 2012, Sydney Water). This technology has been successfully implemented in numerous cases, mostly in Australia (Dahl and Kirkby, McFallan and Logan, 2008). Despite its benefits, SM implementation presents difficulties because of public skepticism, economical restraints and lack of adequate regulatory frameworks and financial evaluations (Makropoulos et al., 2017, McFallan and Logan, 2008). Additionally, the extraction of wastewater along with the potential disposal of treatment by-products back to the wastewater system affects the downstream flow and alters the biochemical processes of the network, often leading to system degradation (Marleni et al., 2013). One of the most important engineering challenges posed by SM application is the alteration in hydrogen sulphide (H_2S) build-up inside the sewers resulting in odour, corrosion and health-related problems.

In this study, the Monte-Carlo method is combined with the EPA SWMM model in order to address the problem of H_2S production in sewer networks. A tool for optimal SM unit placement and a modelling approach for the addition of SM units in a sewer network are presented. Moreover, several pumping scenarios are considered and a genetic algorithm optimization is implemented, focusing on optimal pumping scheduling in terms of minimizing hydrogen sulphide production inside network pipes.

2. Modelling and Methodology

2.1 Methodology description

The methodology regarding the identification of potential locations for SM unit placement in sewer networks, intending to minimize hydrogen sulphide production inside sewers, follows three main steps.

The first step concerns collecting and pre-processing spatial data. Information about the topology of the sewer network, its extent and its connection to other networks or treatment facilities is gathered in this step. Data concerning the flow and hydraulic characteristics (e.g. flow rate, BOD₅ concentration, velocity, hydraulic depth, capacity) and the geometry (e.g. slope, diameter) of the sewers and the nodes of the network is also collected. In addition, land uses are determined at this stage so as to identify areas in the vicinity of the network that can possibly benefit from SM implementation, such as green areas that can be irrigated with the recycled water. This process is based on setting a buffer zone of a certain width (10 m for example) around each area, finding all the network nodes that are situated within limits determined by the buffer zone and identifying the path from each node to the network's exit node. This path is unique for each node due to the "collective nature" of the sewer network.

The second step includes the development of a Monte-Carlo simulation, which is a stochastic method based on using random numbers. The Monte-Carlo method is used to propagate the uncertainties of input parameters such as daily and hourly coefficients of sewage discharge and BOD₅ loading to the outputs of the model, as well as to express the final results in empirical models or probabilistic functions. The procedure begins by identifying the input parameters that present uncertainties and by assigning them random values from a probability distribution. Afterwards, N simulations are conducted using a model and outputs of interest concerning each network pipe are calculated (flow rate, velocity, BOD₅ concentration and capacity for instance).

Numerous mathematical models have been formed for hydrologic, hydraulic and water quality modelling concerning sewer networks. One of these models is the Storm Water Management Model (SWMM), developed by the United States Environmental Protection Agency (EPA). It is a dynamic rainfall-runoff simulation model, applicable for short-term or long-term simulations of urban runoff quantity and quality (Rossman, 2015). The SWMM model can be used for both hydrologic and hydraulic simulations, as well as for flood control and water quality protection. According to the restrictions of each case, the model provides three different

flow routing options: steady flow, kinematic wave and dynamic wave routing. Steady flow routing is used when flow is deemed steady and uniform, while the other routing methods are used when flow is unsteady. Kinematic wave routing is applied more specifically in uniform flow cases whereas dynamic wave routing is applied in varied flow cases. Selecting the most appropriate flow routing method for each case, from the simplest (steady flow routing) to the most complex (dynamic wave routing), depends on many factors, including the age of the network. In new sewer networks, kinematic wave routing is deemed adequate. On the contrary, in old sewer networks where flow is considered varied because of sediment accumulation and pipe corrosion, dynamic wave routing is required (Marleni et al., 2014).

The third and final step is processing the model results. It includes the employment of results obtained through the simulations in order to estimate H₂S build-up inside each pipe, as well as H₂S build-up in the pipe route from each node of the network to the exit node. The possibility of H₂S production is quantified using metrics (e.g. utility functions and risk functions) or formulas derived from literature. A multi-criteria optimization is carried out to select optimal locations for SM unit placement. Two conflicting criteria are used: the minimization of hydrogen sulphide production inside the network pipes and at the same time the maximization of the water needs satisfaction. A Pareto front is subsequently formed and the non-dominated solutions correspond to the optimal locations for SM unit placement.

There are several approaches on how to simulate the addition of an SM unit in a sewer network with respect to the SWMM model environment. One approach assumes the addition of a pipe which represents the pumping of sewage out of a certain network node and its transfer to the SM unit. The unit is also assumed to be an extra node of the network. The geometric and hydraulic characteristics of the pipe and the node mentioned above vary from case to case because of different sewage flows, BOD₅ loadings etc. Adding new components to the network causes changes in its layout and structure and consequently alters the modelling procedure as well (using the dynamic wave routing method becomes necessary for example). Alternatively, time series including negative values for sewage flow and BOD₅ loading can be created to represent the sewage extraction as a form of output for the system.

In cases where treatment by-products are not returned to the network, they are usually transferred inside containers and disposed of elsewhere for further treatment (usually to central wastewater treatment plants), thus no special handling of this procedure is required regarding the SWMM model. The procedure needs to be taken into account otherwise. This can be achieved for instance by assuming a pipe which transfers the by-products back to the system

and ends up in a node downstream of the node out of which sewage is pumped.

Two different cases are examined in this study. Firstly, the placement of one SM unit in one of the optimal locations, which is derived from the Pareto front. Secondly, the placement of an additional SM unit in another optimal location. Two different pumping scenarios regarding a specific daily amount of sewage pumped out of the network (set to 100 m³ in this study) are also applied. The first scenario concerns 24-hour continuous pumping while the second scenario concerns twelve-hour pumping between the hours 08:00 - 20:00 and no pumping for the remainder of the day. Interest is focused on the network's response with respect to hydrogen sulphide production, as expressed through metrics, for the pipe routes starting from the node/nodes where SM is applied and ending at the network's exit node.

An appropriate pumping schedule can contribute to the reduction of hydrogen sulphide generation inside sewer network pipes. This study presents two approaches in the context of optimal pumping scheduling. The first approach includes the implementation of N simulations of the SWMM model for SM application to one and afterwards to two nodes of the network. In these simulations, a ratio is assumed between the pumping flow rate and the incoming sewage flow in the node where SM technology is applied. A ratio coefficient, a , is employed, theoretically taking values from the interval (0, 1). The aforementioned assumption is valid when the sewage flow and the BOD₅ loading follow a similar hourly pattern. Furthermore, N simulations where the pumping rate is assumed steady are run. Hydrogen sulphide production inside all pipes of the route from the node/nodes where SM is applied to the network's exit node is estimated through metrics for each pumping scenario and each simulation. The aim is to obtain better results when the ratio coefficient is used in comparison to when steady rate pumping is applied. Two pumping scenarios with the ratio coefficient assumed equal to 0.01 and 0.1 ($a = 0.01$ and $a = 0.1$) are examined. Additionally, in order to determine the network's response when large amounts of sewage are pumped out of it and also for comparison purposes, scenarios with steady pumping rates of 50 and 100 m³/d are considered. The way the network responds if the same daily amount of sewage is pumped out of it, either by considering the ratio coefficient or by assuming a steady pumping rate, is further examined. The ratio coefficient is set to 0.5, a relatively high value, so as to easily spot differences between the two cases.

The genetic algorithm method is employed in the second approach. More specifically, genetic algorithm optimization is carried out using six variables. The optimization criterion is the minimization of H₂S production in the pipe route from the sewer mining application point to the network's exit node. The day is divided into six four-hour periods and the pumping rates at

the beginning and at the end of these periods are the algorithm's variables. The algorithm restrictions include the lower and upper bound of the variables (e.g. maximum flow capacity which is 5 m³/h in this case), as well as the linear equalities (e.g. the sum of the amounts of sewage pumped out of the system at each four-hour period must equal to the total amount of sewage pumped in a 24-hour period in this case 10 m³/d). The values of the pumping flow rates in the cases of steady rate pumping and of pumping according to the ratio coefficient can serve as an initial population. Population and generation size are both set to 200, hence the algorithm runs a total of 200 x 200 + 200 = 40 200 iterations. This procedure is repeated for three different H₂S production scenarios for the network: minimum, moderate (calculated as the median value of the *Z* metric values) and maximum production. The optimization should result in a better solution in comparison to the other approaches examined, thus providing useful guidelines concerning optimal pumping scheduling.

2.2 Design discharge calculation

The total design discharge is equal to the sum of sewage discharge (Q_s) and dry weather flow (Q_{DWF}). In this study, the calculation of sewage discharge is based on the following formula (Koutsoyannis, 2011):

$$Q_s = \frac{qE}{86\,400} \lambda_L \lambda_S \lambda_1 \lambda_2 \quad (1)$$

Where Q_s (l s⁻¹) is the sewage discharge, q (l d⁻¹ cap⁻¹) is the indicative daily water consumption per capita, E (cap) is the serviced population, λ_L (-) is a loss coefficient of the water distribution network, λ_S (-) is a coefficient about the water percentage that ends up in the sewage network through runoff, λ_1 (-) is a seasonal coefficient and λ_2 (-) is a coefficient of peak discharge.

Dry weather flow, Q_{DWF} (l s⁻¹), can be estimated with respect to sewage discharge, as shown in Eq. (2), where λ_{DWF} (-) is a dry weather coefficient:

$$Q_{DWF} = Q_s \lambda_{DWF} \quad (2)$$

The values of the λ_L , λ_S , λ_1 and λ_2 coefficients vary from network to network because of differences in terms of network age and type, population and standards of living. In addition, the sewage discharge calculated in Eq. (1) is multiplied by the values of an hourly pattern so that hourly flow fluctuations are taken into account.

2.3 Hydrogen sulphide build-up estimation

Numerous studies have dealt with hydrogen sulphide build-up estimation inside sewer network pipes. As a result, several equations have been developed through either empirical models or experiments (see [Boon and Lister, 1975](#), [Lahav et al., 2006](#), [Pomeroy, 1959](#), [Pomeroy and Parkhurst, 1977](#), [Thistlethwayte, 1972](#), [Yongsiri et al., 2005](#)). In this study, ‘Z formula’, an empirical formula introduced by Pomeroy, is used to quantify the probability of hydrogen sulphide build-up inside each pipe ([Bielecki and Schremmer, 1987](#), [Pomeroy, 1990](#)):

$$Z_i = \frac{0.3 \cdot 1.07^{T-20} [BOD_5]_i P_i}{J_i^{1/2} Q_i^{1/3} B_i} \quad (3)$$

Where i is the pipe index, T (°C) is the sewage temperature, BOD_5 (mg l⁻¹) is the five-day concentration of Biochemical Oxygen Demand, J (m m⁻¹) is the pipe slope, Q (m³ s⁻¹) is the discharge, P (m) is the wetted perimeter of the pipe wall and B (m) is the surface width of the stream.

In the case of a “chain” of pipes instead of a single pipe, a modified index can be used:

$$MZ_c = \sum_{i=1}^n a_i Z_i \quad (4)$$

Where a_i is a weight coefficient for pipe i . These coefficients are calculated in the present study from the formula $a_i = L_i / L_{tot}$, where L_i is the length of pipe i , and L_{tot} is the total length of the chain’s pipes $i = 1, \dots, n$ ([Tsoukalas et al., 2016b](#)).

In order to avoid critical conditions a threshold is set to 7 500 ($Z_{limit} = 7 500$). That is to say, the Z metric values must be lower than or equal to 7 500 in all pipes of the network. It is highlighted that the Z formula provides a general picture about H₂S build-up inside the sewer pipes, therefore further analysis is required for more reliable results. In this direction, Pomeroy’s formula is used to estimate H₂S concentration inside each pipe of the network [Eq. (5)]. Total sulphide concentration must be lower than or equal to 1 mg/l in order to avoid critical conditions.

$$\frac{d[S]_i}{dt} = M [BOD_5]_i \cdot 1.07^{(T-20)} r_i^{-1} - m (s_i u_i)^{3/8} d_i^{-1} [S]_i \quad (5)$$

Where i is the pipe index, S (mg l⁻¹) is the total sulphide concentration in the aqueous phase, t

(h) is the retention time, r (m) is the hydraulic radius, s (m m^{-1}) is the pipe slope, u (m s^{-1}) is the velocity of the stream and d (m) is the mean hydraulic depth. In cases of partially filled pipes, empirical constants M and m are equal to $0.32 \times 10^{-3} \text{ m h}^{-1}$ and $0.64 (\text{s m}^{-1})^{3/8} \text{ h}^{-1}$ respectively (conservative form). Parameters BOD_5 and T are already defined in Eq. (3).

Equation (3) is applied to each time step of the N simulations conducted and to each pipe of the network. A reliability level of 75% is chosen afterwards and the corresponding quantile is calculated for each pipe ($Q[Z_i]_x$, where $x = 75\%$). This quantity represents the value that is greater than or equal to 75% of all the Z_i values that result from the N simulations regarding a certain pipe, i . Furthermore, equation (4) is applied to the pipe routes from each selected node of the network to the exit node for the N simulations run. Similarly, the $Q[MZ_c]_{75}$ quantile is calculated for each pipe route. In each green area, the nodes with the minimum $Q[MZ_c]_{75}$ values among all nodes of the area are identified. These are the nodes from which the corresponding pipe routes to the network's exit node present lower H_2S production probabilities. A multi-criteria optimization is then carried out using two criteria: the minimization of H_2S production inside the pipes which is expressed through lower values of the $Q[MZ_c]_{75}$ index and the maximization of the water needs satisfaction. Recycled water from the SM application is intended for irrigating green areas in the vicinity of the sewer network. The green area size is used as an approximate indicator of the water demand for irrigation in the absence of actual data for more accurate calculations. The optimal nodes for SM unit placement in the network are afterwards shown on a Pareto front.

3. Case study

3.1 Study area

The case study is based on a sewer network designed for the town of Kalyvia Thorikou in east Attica, Greece. It is part of a larger engineering project of the Saronikos Municipality concerning the extension of the coastal zone's existing sewer network. The part of the network examined in this study is foreseen to serve an area of approximately 118 ha consisting of 98 ha of residential areas, 1 ha of sports facilities and 19 ha of green areas. The serviced population is estimated at 10 - 15 thousand people. The network consists of 1031 nodes (one of them being the exit node) and 1030 pipes with diameters ranging between 0.2 and 0.5 m and slopes ranging between 2‰ and 150‰ (average slope: 35‰). The total length of the network is about 38 km.

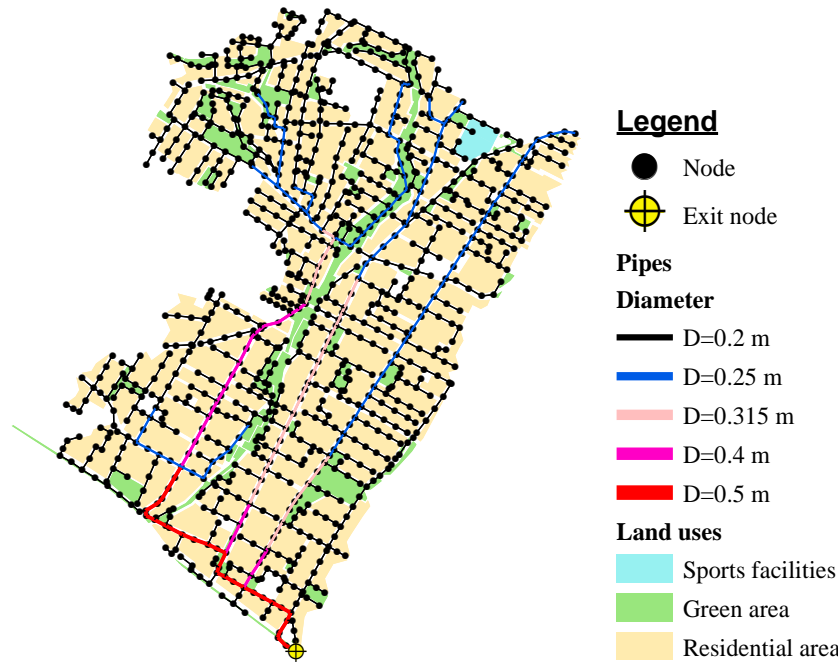


Figure 1 The case study sewer network in Kalyvia Thorikou.

3.2 Implementation details

The design period of the network is set to $T = 40$ years and the design population is calculated using the following formula:

$$N_t = N_0(1 + r)^t \quad (6)$$

Where N_0 is the current population, r is the increase rate (assumed 1.5%) and t is the extrapolation year ($t = 0, \dots, T$).

Concerning the calculation of sewage discharge, the values of the λ_L and λ_S coefficients in Eq. (1) are set respectively to 0.725 and 0.625 for $t = 0$ and 0.850 and 0.650 for $t = 40$ years (the design period). Linear interpolation is used for intermediate years. As for the λ_1 and λ_2 coefficients, they are considered uncertain and uncorrelated and their values are selected randomly from the uniform distribution in the interval $[0.5, 2]$ (Monte-Carlo method). In addition, six different BOD₅ mass loading cases are considered in the model simulations: 40, 45, 50, 55, 60 and 65 g/cap/d. The same hourly pattern is assumed for the sewage discharge, the dry weather flow and the BOD₅ loading. The original pattern is derived from literature (modified from Metcalf & Eddy Inc. et al., 1991) and is altered and adapted according to local conditions (see Figure 2).

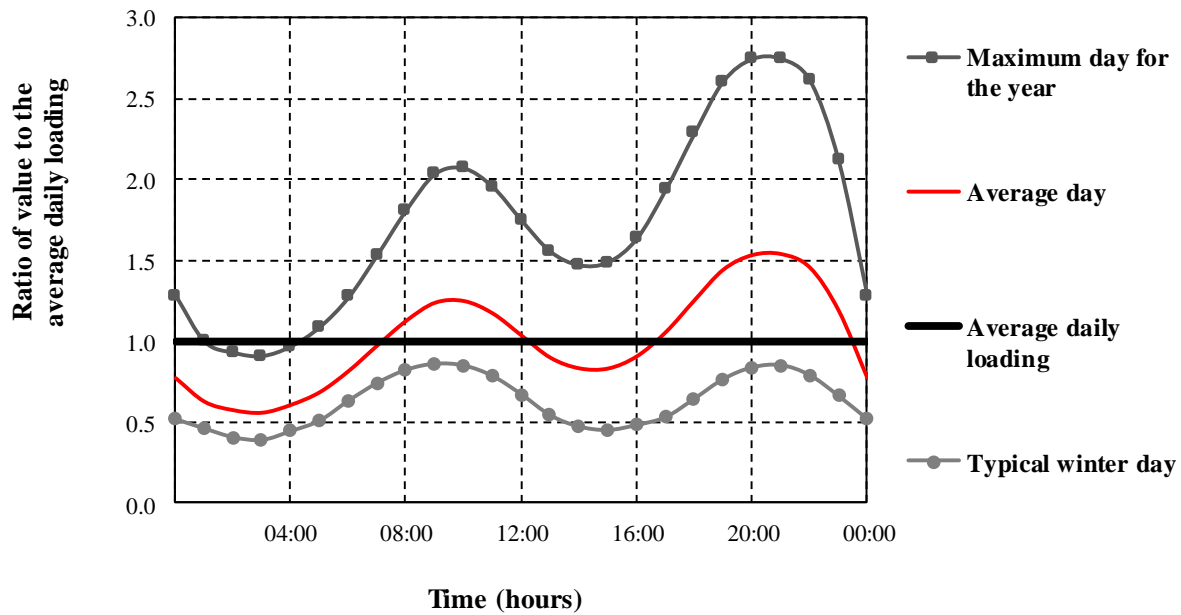


Figure 2 Typical hourly patterns for sewage loading (modified from Metcalf & Eddy Inc. et al., 1991).

Total design discharge and BOD₅ mass loading are calculated for each network node according to population data and are inputs for the SWMM model. Each analysis lasts 24 hours and includes both flow routing and water quality modelling. Kinematic wave routing is the chosen routing method and the routing step is set to 30 seconds. The $N = 120$ simulations of the SWMM model are executed through the MATLAB environment and all results (flow, velocity, capacity and BOD₅ concentration) for each network pipe are also stored in MATLAB for further processing.

The procedure described above is similar for all applications presented in this study except a few changes. In the cases where SM units are added to the network, the network's response regarding H₂S production is examined, firstly when one unit is placed (SM technology is applied to one of the optimal nodes according to the Pareto front) and secondly when two units are placed in two different areas while operating simultaneously. The procedure in the SWMM model is the same except the addition of time-series including negative flow and BOD₅ loading values, which are calculated with respect to each loading and pumping scenario.

It should also be noted that when the genetic algorithm method is used to seek an optimal pumping schedule for extracting sewage from the network, the procedure can be extremely time-consuming. The routing step is therefore increased from 30 to 120 s.

4. Results

4.1 Identification of the optimal locations for sewer mining unit placement

After conducting the N simulations, the results are used in the multi-criteria optimization which provides the following Pareto front (Figure 3). Axis X shows the value of the Z metric, which is represented as the $Q[MZ_c]_{75}$ value for each green area's optimal path, while Axis Y shows the green area size. Red dots correspond to the non-dominated solutions (namely, the areas which include the specific nodes that are optimal locations for SM unit placement) while the blue dots correspond to discarded areas. If the optimal node of area ID 3 is chosen for the placement of an SM unit, then the focus is on minimizing H_2S production, whereas if the optimal node of area ID 22 is chosen, the focus is on irrigating a wider area.

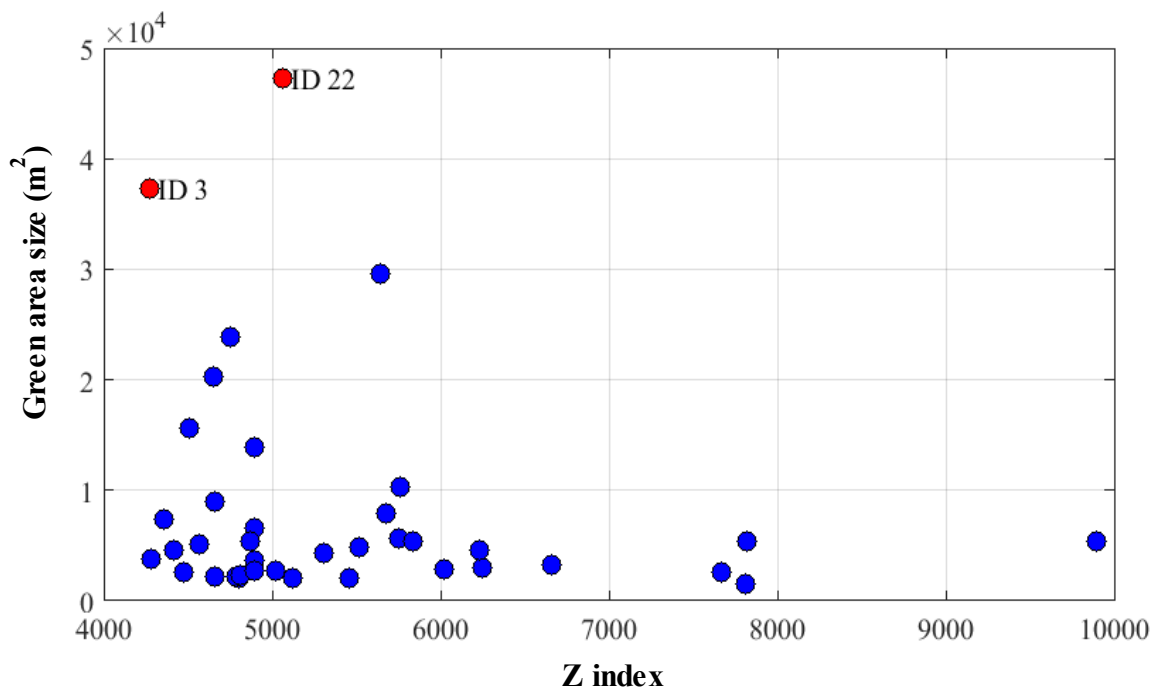


Figure 3 Pareto front obtained through the optimization.

Figure 4 shows the optimal pipe paths (paths with the minimum values of the $Q[MZ_c]_{75}$ index) which correspond to areas ID 3 and ID 22 and are highlighted in black. The optimal nodes of the areas ID 3 and ID 22 and the network's exit node are marked in yellow.

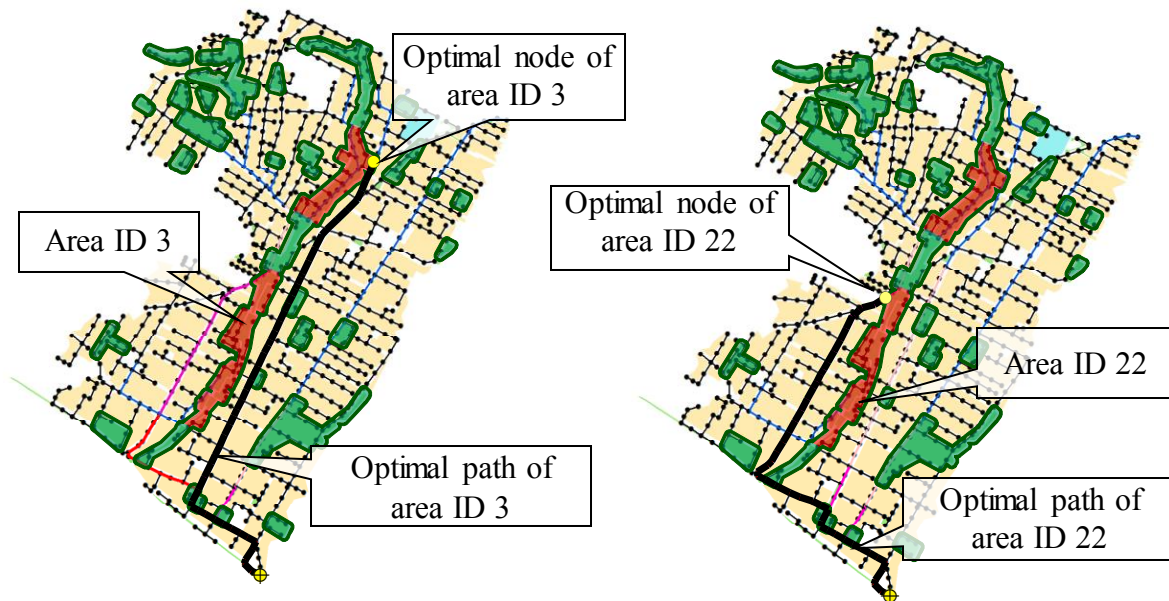


Figure 4 Optimal pipe paths of areas ID 3 and ID 22.

Figure 5 shows the network pipes marked in different colours depending on whether the $Z_{\text{limit}} = 7\,500$ threshold is exceeded or not. More specifically, if the value of a pipe's $Q[Z_i]_{75}$ index exceeds the threshold, the pipe in question is marked in red. Otherwise it is marked in black.

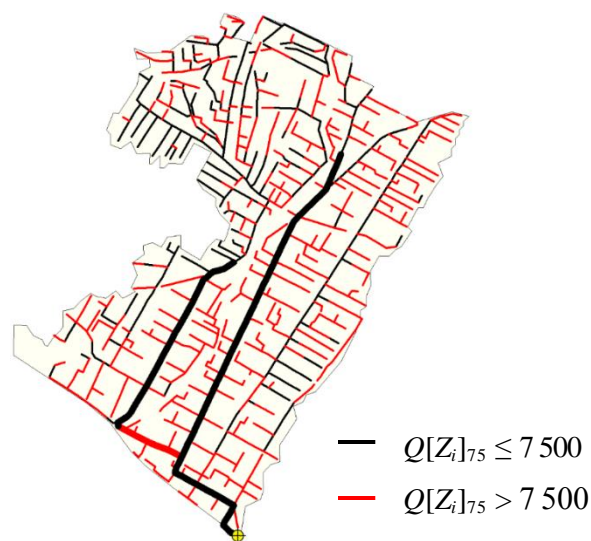


Figure 5 Exceedance of the $Z_{\text{limit}} = 7\,500$ threshold in the network pipes.

It is observed that the threshold value is exceeded in a large number of pipes; however, it should be stated that the Z metric is empirical and is therefore used as a guideline for potentially needed measures concerning hydrogen sulphide production inside sewers. Further analysis is needed by means of detailed equations from literature or experiments to ensure more accuracy. In addition, the chosen reliability level of 75% is deemed quite conservative. It is also worth noting

that the majority of pipes where the threshold is exceeded either receive a relatively small inflow from the network's upstream node (that is to say a smaller number of population contributes to this node) or have smaller slopes in comparison to the other pipes, thus obtaining higher values of the Z metric.

Figure 6 depicts the cross-section of the optimal path of area ID 3. Axis X shows the pipe route from the optimal node of area ID 3 where SM is applied to the exit node.

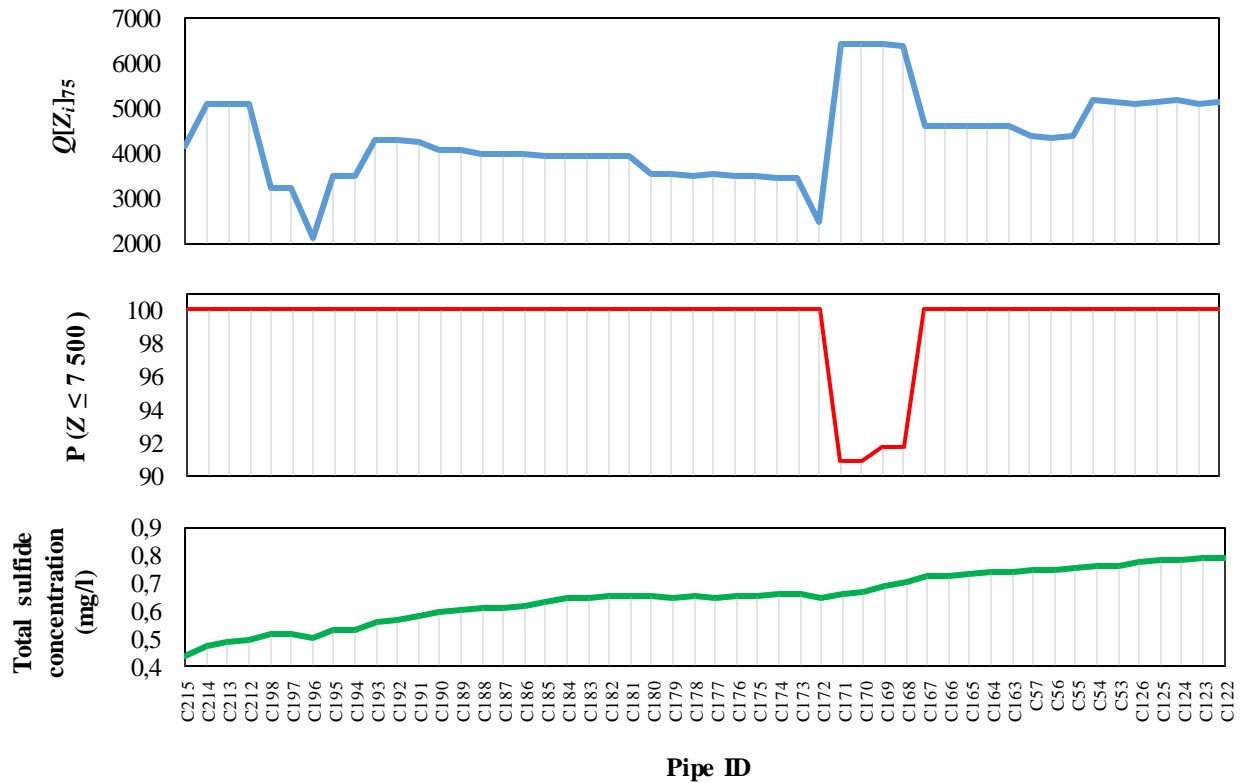


Figure 6 Cross-section of the optimal path. The first panel shows the values of the $Q[Z_i]_{75}$ index across the path. The second panel depicts the non-exceedance probability of the $Z_{\text{limit}} = 7500$ threshold with respect to the path's pipes. The third panel shows the total sulphide concentration (mg/l) inside the pipes according to Eq. (5).

The first panel illustrates the $Q[Z_i]_{75}$ values across the optimal path. It is observed that the threshold ($Z \leq 7500$) is not exceeded in any pipes. The second panel of Figure 6 demonstrates the non-exceedance probability of the threshold value across the optimal path. The calculations are based on the empirical distribution function for the sample of the Z metric's values for each pipe resulting from the N simulations. Probability values range between 90 - 100%, thus high reliability levels are achieved. The last panel depicts the total sulphide concentration in the

aqueous phase inside the pipes calculated using Eq. (5). The corresponding quantile values for the chosen reliability level of 75% that are obtained through the N simulations are used for each parameter in Eq. (5) except the temperature. It is observed that the total sulphide concentration inside all pipes complies with the 1 mg/l limit, so no critical conditions are expected.

4.2 Sewer mining unit placement in the sewer network

In the present study, two cases are examined with respect to the number of SM units placed in the network. At first, it is assumed that only one unit is placed in the network and sewage is pumped out of the optimal node of area ID 3. Secondly, two units are placed and sewage is pumped out of the optimal nodes of both areas ID 3 and ID 22 (also see Figure 3). Additionally, two pumping scenarios are examined for a steady pumping rate of 100 m³/d where pumping is assumed either continuous for a 24-hour period or occurring for a twelve-hour period only. The following figures depict the network's response to continuous 24-hour pumping in the cases of one and two SM units operating, as well as for no pumping at all (when SM technology is not applied in the network).

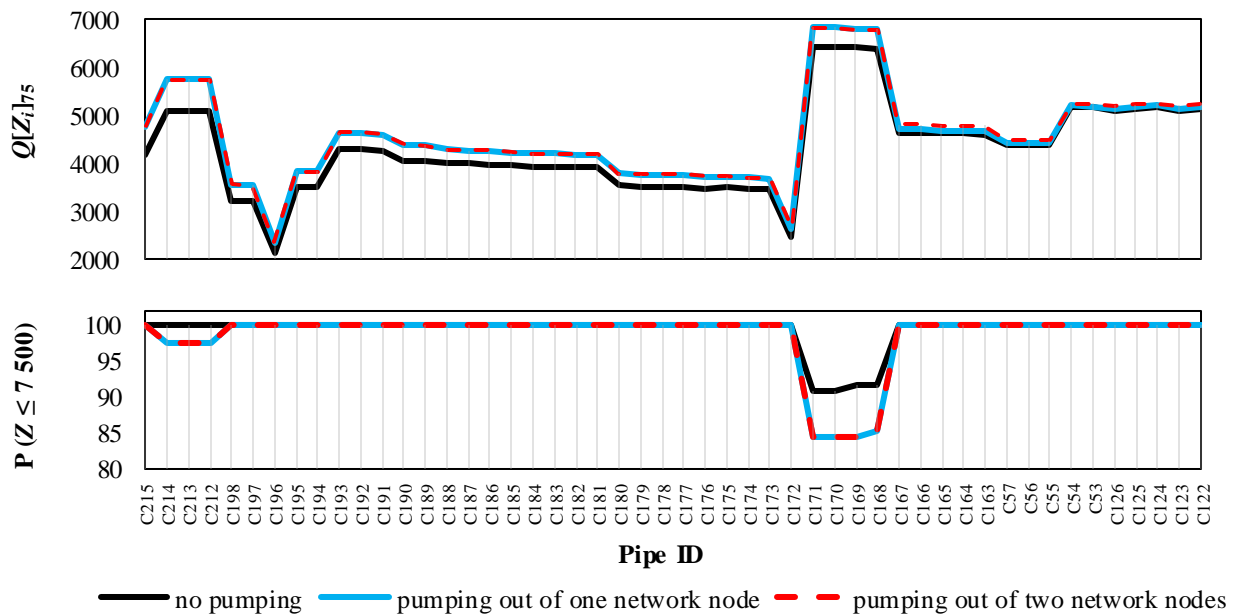


Figure 7 Values of the $Q[Z_i]_{75}$ index and non-exceedance probability across the pipe route from the optimal node of area ID 3 to the network's exit node for three pumping scenarios (constant pumping for a 24-hour period).

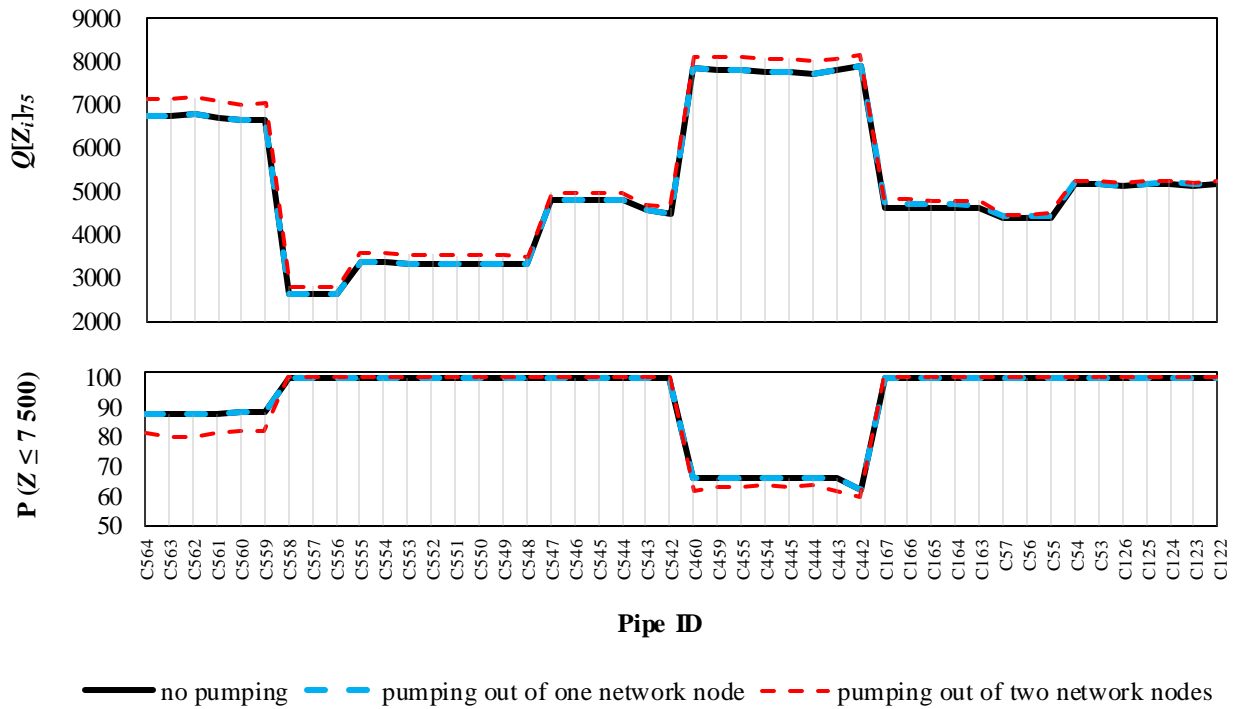


Figure 8 Values of the $Q[Z_i]_{75}$ index and non-exceedance probability across the pipe route from the optimal node of area ID 22 to network’s exit node for three pumping scenarios (constant pumping for a 24-hour period).

In the figures above, Axis X shows the pipes of the optimal path of area ID 3. Axis Y shows either the Z metric value across the optimal path, expressed through the $Q[Z_i]_{75}$ values, or the non-exceedance probability of the $Z_{\text{limit}} = 7\,500$ threshold.

In Figure 7, higher $Q[Z_i]_{75}$ values are observed in all pipes in the case of pumping than in the case where no pumping takes place. It is noted that while conducting the N simulations parameters J and T in Eq. (3) remain unchanged for each particular pipe, whereas parameters Q , P , B and BOD_5 vary. It should be stated that in the SM applications examined in this study no return of the excess sludge in the network is assumed. As a result, the change in BOD_5 concentration is considered negligible and the changes in Z metric’s values are mainly affected by the changes in the flow, Q . In addition, the differences between the values of the $Q[Z_i]_{75}$ index obtained through the pumping scenarios and those in the case of no pumping decrease gradually towards the downstream pipes. Because of the sewer network’s collective nature, the downstream pipes close to the exit node transfer considerably larger amounts of sewage than the amount pumped out of the network. The differences between the values of the $Q[Z_i]_{75}$ index for the two scenarios where pumping occurs lie in the common section of the two paths (pipes

C167 - C122). As can be concluded by observing Figure 4, pumping sewage out of one of the optimal nodes does not affect the upstream pipes of the other node's optimal path.

Similar observations can be made regarding Figure 8. The values of the $Q[Z_i]_{75}$ index derived from the non-pumping scenario and those from the scenario where sewage is pumped out of one node only (the optimal node of area ID 3) are identical for the upstream part of the path (pipes C564 - C442) and begin to differ in the common section of the optimal paths of areas ID 3 and ID 22 (pipes C167 - C122). This happens due to the aforementioned reasons. The differences between the values of the $Q[Z_i]_{75}$ index in the downstream pipes are slight because of the sewer network's collective nature.

The second panels of Figure 7 and Figure 8 where the non-exceedance probability of the $Z_{\text{limit}} = 7500$ threshold is shown confirm the observations mentioned above. Generally, when pumping takes place non-exceedance probabilities decrease. There are only slight differences, yet if the daily amount of sewage pumped out of the network increases, a corresponding decrease in non-exceedance probabilities can be expected as well.

4.3 Optimal pumping scheduling

In the context of finding an optimal pumping schedule, two approaches are considered. The first approach assumes a ratio expressed through a ratio coefficient, a , between the pumping flow rate and the incoming sewage flow in the SM application node. The second approach includes the implementation of a genetic algorithm optimization.

The figures below (Figure 9 and Figure 10) concern the first approach. Figure 9 shows the Z metric values across the pipe route from the optimal node of area ID 3 to the network's exit node. These values are derived from several pumping scenarios where the use of the ratio coefficient, a (set to 0.01 and 0.1) and a steady pumping rate (set to 50, 100 and 200 m³/d) are considered, along with the case of no pumping. It should be noted that the results shown in Figure 9 are obtained through simulating a scenario with moderate H₂S production and concern pumping out of one network node only (the optimal node of area ID 3). It can be stated that as the pumping rate increases, the Z metric values increase in each pipe of the route as well. This increase is more noticeable in the cases where pumping rates are greater than 50 m³/d; however, the $Z_{\text{limit}} = 7500$ threshold is not exceeded in any of the pumping scenarios examined. The differences between the pumping scenarios' Z values decrease in the downstream pipes as the SM application's influence weakens towards the network's exit since there is no sewage

pumped out of any other nodes of the network, especially closer to the exit.

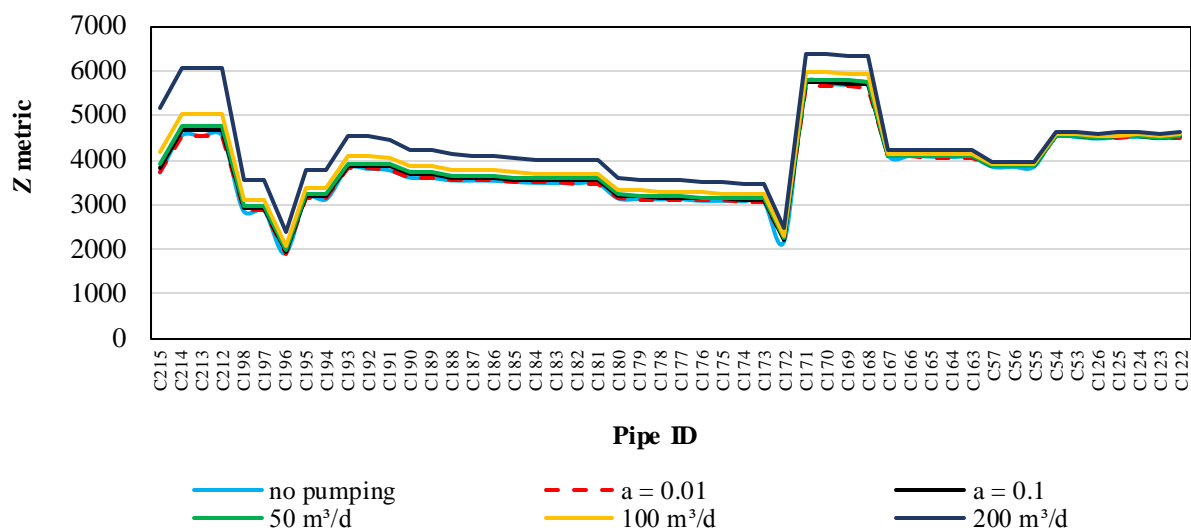


Figure 9 Values of the Z metric across the pipe route from the optimal node of area ID 3 to the network’s exit node for several pumping scenarios (scenario with moderate H_2S production results in the network pipes).

A comparison between the cases of steady pumping rate and pumping with the assumption of the ratio coefficient is also worth making with respect to the same daily amount of sewage pumped out of the network. In order to distinguish the differences, the ratio coefficient is set to a high value ($a = 0.5$). It is noted that in the steady pumping rate case, the total daily amount of sewage pumped out of the network is calculated using the ratio coefficient and afterwards equally divided between the hours of the day. The first graph of Figure 10 shows the MZ_c index values calculated for the optimal path of area ID 3 for the N simulations run. It is observed that in the case where the ratio coefficient is employed the results are better compared to the steady pumping rate case; that is to say the MZ_c values are lower. The second graph illustrates the non-exceedance probability corresponding to each value of the MZ_c index. In compliance with the first graph, the non-exceedance probability is higher when the ratio coefficient is used.

Figure 11 shows the Z metric values across the optimal path of area ID 3 for pumping of a specific daily sewage amount, assuming a steady pumping rate and a ratio coefficient $a = 0.5$. The applied sewage loading corresponds to a scenario with moderate H_2S production results in the sewers.

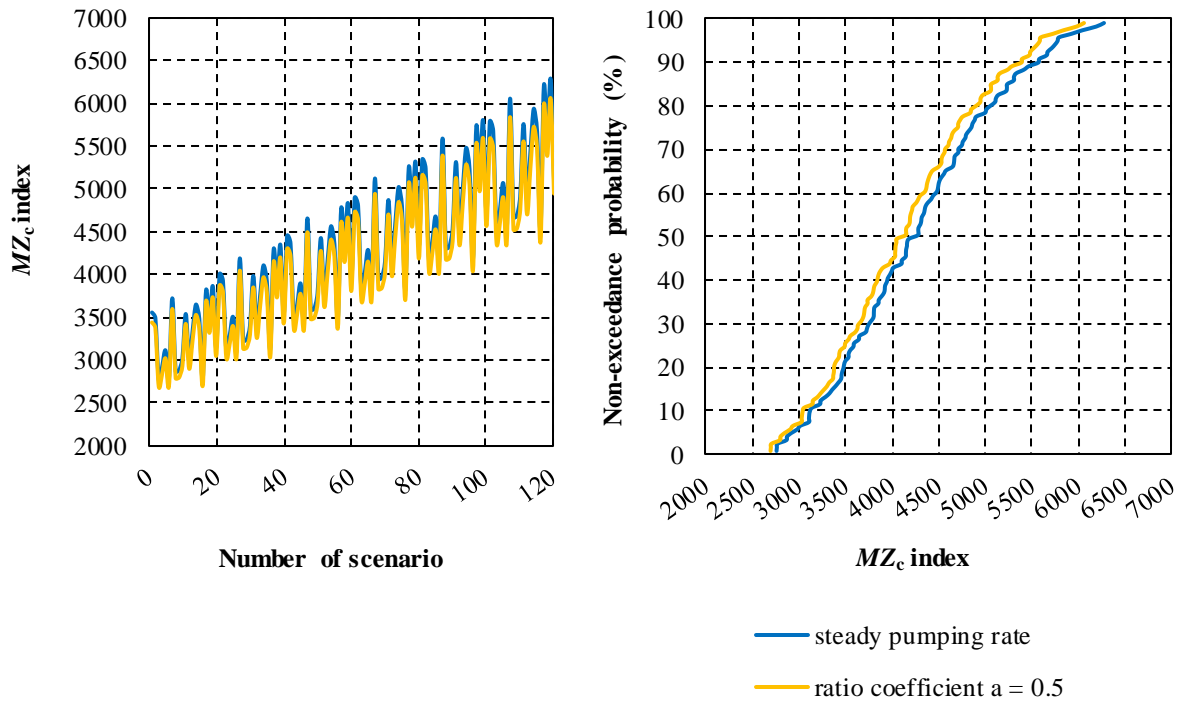


Figure 10 Comparison between steady-rate pumping and pumping according to the ratio coefficient, a , regarding the same daily amount of sewage pumped out of the network. The first graph shows the values of the MZ_c index in the pipe route from the optimal node of area ID 3 to the network’s exit node, as obtained through the N simulations for two different pumping approaches. The second graph depicts the non-exceedance probability corresponding to each value of the MZ_c index.

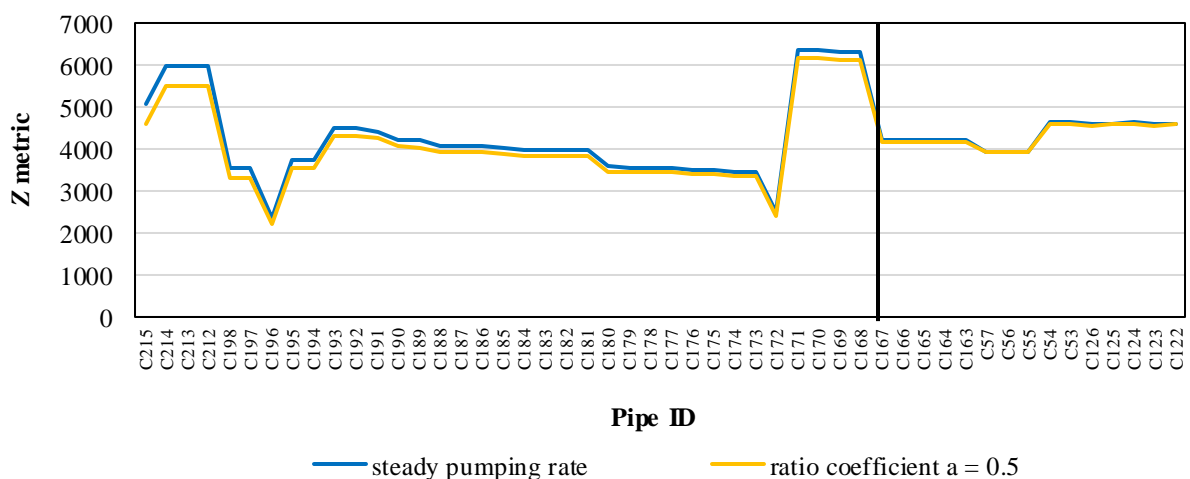


Figure 11 Values of the Z metric across the pipe route from the optimal node of area ID 3 to the network’s exit node for two different pumping approaches (scenario with moderate H_2S production results in the network pipes).

The figures resulting from the simulations where a second SM unit is added to the network and sewage is pumped out of the optimal nodes of both areas ID 3 and ID 22 are similar. However, it should be stated that when sewage is pumped out of two nodes of the network, the Z metric values increase as expected because of alterations in flow characteristics and also in biochemical processes with respect to a wider range of the network.

The second approach regarding optimal pumping scheduling is based on implementing a genetic algorithm optimization. The optimization is conducted for three different loading scenarios whose simulation provides minimum, moderate and maximum H_2S production results in the network pipes. The procedure is the one mentioned in Section 2.1 and the criterion of the optimization is the minimization of hydrogen sulphide production in the pipe route from the SM application node to the network's exit node, as expressed through the value of the MZ_c index. The optimization runs a total of 40 200 iterations and terminates without achieving an optimal solution, although the results are better, having lower MZ_c values than those derived from the cases where a steady rate pumping and the ratio coefficient are assumed for the same daily amount of sewage pumped out of the network (Table 1). It should be pointed out that the computational burden is quite heavy, as each optimization lasts approximately 36 to 48 hours.

Table 1 Values of the MZ_c index for three different pumping schedules and loading scenarios.

	Minimum H_2S production	Moderate H_2S production	Maximum H_2S production
Assumption of steady pumping rate	2487.44	3811.27	5574.80
Assumption of ratio coefficient a	2487.30	3807.18	5570.05
Genetic algorithm optimization	2483.11	3790.36	5534.58

The following figure illustrates the hourly pumping schedules for the three different loading scenarios obtained through genetic algorithm optimization. Useful conclusions can be drawn by observing them. In the scenarios concerning moderate and maximum H_2S production results, a tendency towards pumping only during the last eight-hour period of the day (16:00 – 00:00) is observed, something difficult to implement due to practical reasons, such as the pump operation and efficiency. However, in the second panel of Figure 12 (regarding the scenario with minimum H_2S production results), it is noted that the pumping schedule obtained through the optimization resembles the fluctuations of the hourly pattern when the ratio coefficient, a ,

is assumed. That is depicted in more detail in Figure 13. It can be thus stated that assuming the ratio coefficient serves as an initial approach towards finding an optimal pumping schedule.

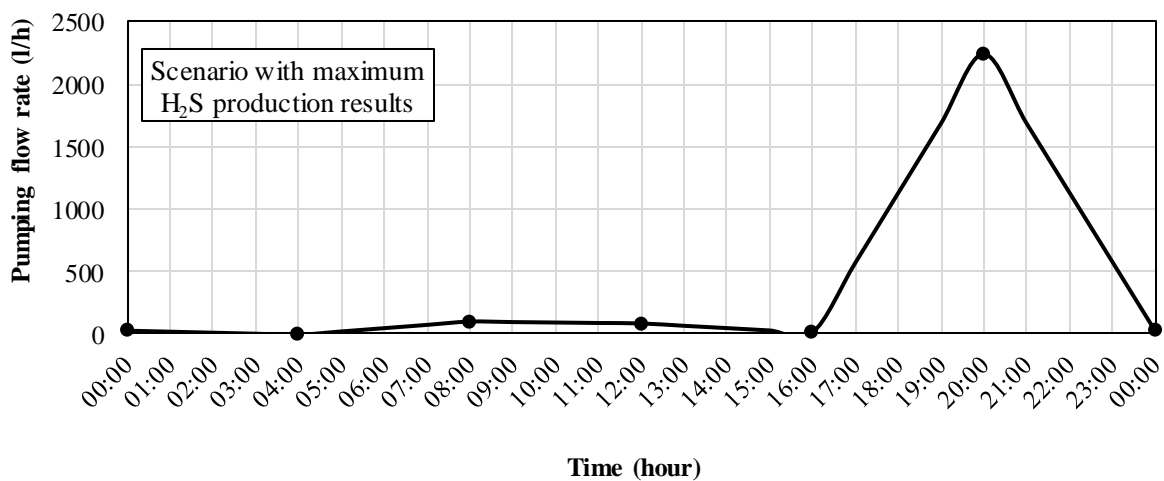
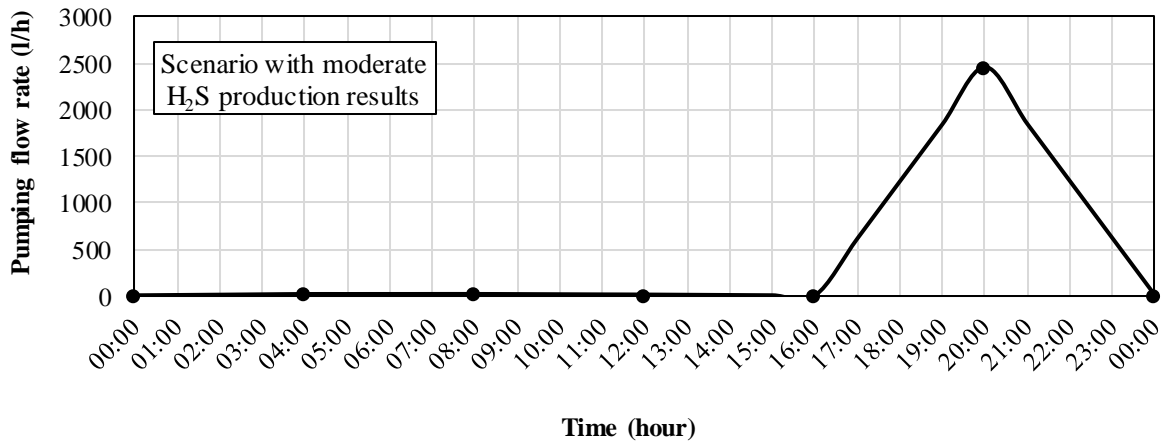
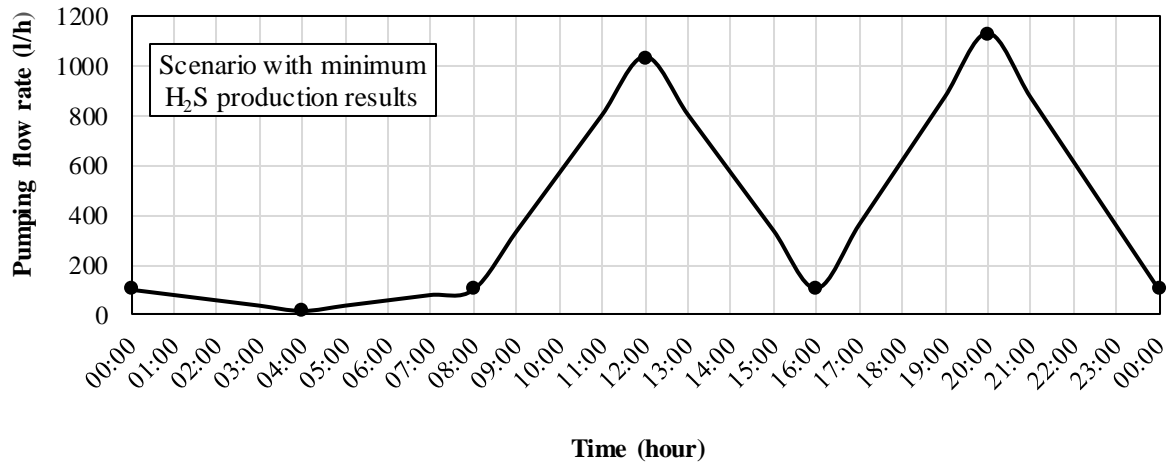


Figure 12 Pumping schedules obtained through genetic algorithm optimization with respect to three different loading scenarios.

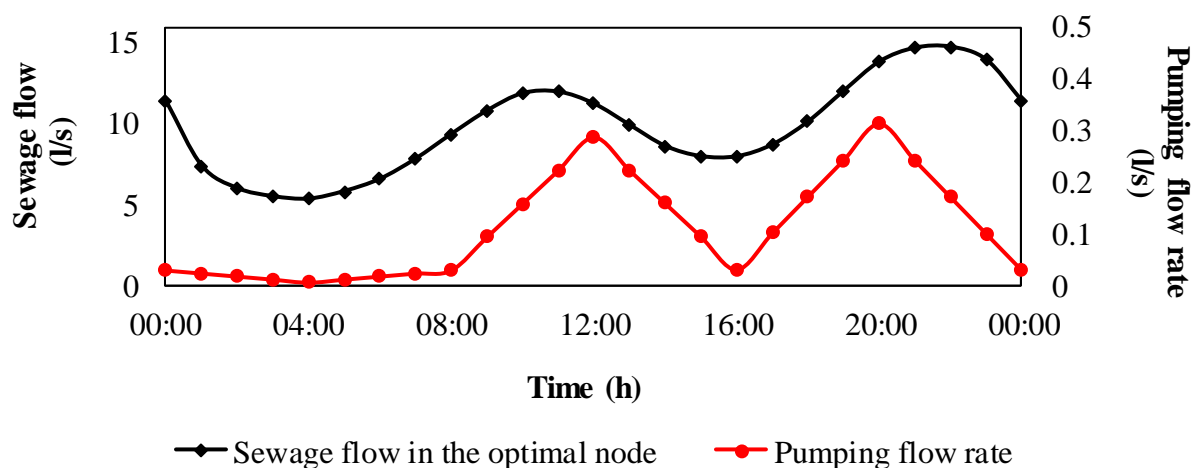


Figure 13 Hourly fluctuations concerning sewage flow in the optimal node and pumping flow rate. The graph concerns the scenario with minimum hydrogen sulphide production in the network pipes.

5. Conclusions

Sewer mining is an innovative technology that can provide recycled water for numerous applications. Nonetheless, sewer mining implementation often encounters obstacles due to public perception, absence of adequate frameworks, as well as engineering challenges. Among these challenges are alterations caused in processes related to hydrogen sulphide build-up inside sewer network pipes, resulting primarily in odour and corrosion problems.

The Monte-Carlo method combined with the SWMM model is used in this study focusing on optimal SM unit placement in sewer networks in terms of minimizing H_2S production. Hydrogen sulphide build-up inside the sewers is estimated using an empirical metric along with an equation derived from literature. Afterwards, a multi-criteria optimization is conducted. The first criterion concerns H_2S minimization inside the sewers and the second deals with the maximization of the water needs satisfaction, expressed through the size of the green areas where recycled water can be used for irrigation purposes. The results are depicted in a Pareto front and two optimal locations for sewer mining unit placement are determined in two different green areas.

Additionally, several scenarios where SM units are placed in the optimal areas are considered (at first one SM unit, then two operating simultaneously). Steady-rate pumping occurs continuously either for a 24-hour period or a twelve-hour period. It is concluded that pumping

sewage out of the network leads to an increased probability of H₂S build-up inside the network pipes, which becomes more acute as the number of SM units increases.

The study also deals with optimal pumping scheduling with respect to minimizing H₂S production. A ratio between the pumping flow rate and the incoming sewage flow in the SM application node is assumed and expressed through a ratio coefficient, a . Several scenarios where different values are given to the ratio coefficient are examined along with scenarios where a steady pumping rate is assumed. Comparing the results indicates that the scenarios where the ratio coefficient is employed provide better results than the other approaches with a lower probability of H₂S build-up inside the pipes. The differences become more noticeable when higher pumping rates are considered.

Furthermore, a genetic algorithm optimization is carried out, aiming to find an optimal hourly pumping schedule. Although the algorithm terminates without giving a definite result, the procedure can serve as a guideline for further analysis, when combined with the assumed ratio coefficient approach.

It should be stated that further study is needed for a more thorough understanding of the wastewater system's response after implementing sewer mining technology. The development of a specific modelling methodology, fixed guidelines and frameworks concerning sewer mining technology application in sewer networks is considerably significant. Calibration of the model using actual data is necessary to ensure reliable results. Improving the modelling procedure by employing more sophisticated approaches and equations for estimating hydrogen sulphide concentration inside the sewers and refining all hydraulic and hydrologic processes that take place in the network is also essential. Moreover, the placement of more than one SM unit at the same network node so that larger amounts of wastewater can be treated at the same time, as well as the return of treatment residue back to the network, should be considered and added to the modelling procedure. As for the conduction of genetic algorithm optimization with respect to optimal pumping scheduling, the use of two criteria instead of one and the execution of more iterations of the algorithm, combined with the employment of data that can serve as initial population, may assist in achieving an hourly pumping schedule applicable to multiple cases of sewage loading in the network. Since the procedure is generally time-consuming, more advanced optimization techniques such as parallel computing and surrogate-based optimization can be used to help alleviate the computational burden.

References

- Barwon Water 2011. A toolkit for the establishment of a sewer mining project in the Geelong region. *Barwon Water Sewer Mining Guidelines*.
- Bielecki, R. & Schremmer, H. 1987. *Biogene Schwefelsäure-Korrosion in teilgefüllten Abwasserkanälen*, na.
- Boon, A. & Lister, A. 1975. Formation of sulphide in rising main sewers and its prevention by injection of oxygen. *Prog. Wat. Tech*, 7, 289-300.
- Crites, R. & Tchobanoglous, G. 1998. Small and decentralized wastewater management systems.
- Dahl, K. & Kirkby, R. Sewer mining as an alternative water source – the Pennant Hills experience. *Australian Turfgrass Management Journal* [Online]. Retrieved from <https://www.agcsa.com.au/sites/default/files/uploaded-content/website-content/atm-journal/Water%20Management%20-%20Sewer%20Mining%2C%20the%20Pennant%20Hills%20Experience.pdf> [Accessed 16 May 2017].
- Koutsoyannis, D. 2011. *Design of Urban Sewer Networks*, Athens, National Technical University of Athens.
- Lahav, O., Sagiv, A. & Friedler, E. 2006. A different approach for predicting H₂S(g) emission rates in gravity sewers. *Water Research*, 40, 259-266.
- Makropoulos, C., Rozos, E., Tsoukalas, I., Plevri, A., Karakatsanis, G., Karagiannidis, L., Makri, E., Lioumis, C., Noutsopoulos, C. & Mamais, D. 2017. Sewer-mining: A water reuse option supporting circular economy, public service provision and entrepreneurship. *Journal of Environmental Management*.
- Makropoulos, C. K. & Butler, D. 2010. Distributed water infrastructure for sustainable communities. *Water Resources Management*, 24, 2795-2816.
- Marleni, N., Gray, S., Sharma, A., Burn, S. & Muttil, N. Modeling the effects of sewer mining on odour and corrosion in sewer systems. 20th International Congress on Modelling and Simulation, 2013.
- Marleni, N., Park, K., Lee, T., Navaratna, D., Shu, L., Jegatheesan, V., Pham, N. & Feliciano, A. 2014. A methodology for simulating hydrogen sulphide generation in sewer network using EPA SWMM. *Desalination and Water Treatment*, 54, 1308-1317.
- McFallan, S. & Logan, I. 2008. Barriers and drivers of new public-private infrastructure: sewer

- mining. In: MCFALLAN, S. (ed.). CRC Construction Innovation.
- Metcalf & Eddy Inc., Tchobanoglous, G. & Burton, F. L. 1991. *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse*, McGraw-Hill.
- Ødegaard, H. 2012. Description of an alternative urban water management system and its inherent technologies. Smart Water Communities.
- Pomeroy, R. 1959. Generation and control of sulphide in filled pipes. *Sewage and industrial Wastes*, 31, 1082-1095.
- Pomeroy, R. 1990. The problem of hydrogen sulphide in sewers. *Clay Pipe Development Association. Ltd., London, 2 nd edition (edited by A. G. Boon), 1990, 24.*
- Pomeroy, R. & Parkhurst, J. 1977. Forecasting of sulphide buildup rates in sewers. *Progress in water technology*, 9, 621-&.
- Rossmann, L. 2015. Storm Water Management Model User's Manual Version 5.1. 1-353.
- Sydney Water. Sewer Mining. How to set up a sewer mining scheme. Operation 14. Retrieved from http://www.sydneywater.com.au/web/groups/publicwebcontent/documents/document/zgrf/mdu0/%7Eedisp/dd_054030.pdf [Accessed 15 November 2016].
- Thistlethwayte, D. 1972. *Control of Sulphide in Sewerage Systems*, Australia, Butterworth Pty. Ltd.
- Tsoukalas, I., Makropoulos, C. & Michas, S. 2016. A Monte-Carlo based method for the identification of potential sewer mining locations. *13th IWA Specialized Conference on Small Water and Wastewater Systems*. Athens.
- Yongsiri, C., Vollertsen, J. & Hvitved-Jacobsen, T. 2005. Influence of wastewater constituents on hydrogen sulphide emission in sewer networks. *Journal of environmental engineering*, 131, 1676-1683.

Περιεχόμενα

Ευχαριστίες	i
Περίληψη	iii
Abstract	vii
Extended Abstract	xi
1. Introduction	xi
2. Modelling and Methodology	xii
2.1 Methodology description.....	xii
2.2 Design discharge calculation.....	xv
2.3 Hydrogen sulphide build-up estimation	xvi
3. Case study	xvii
3.1 Study area	xvii
3.2 Implementation details	xviii
4. Results	xx
4.1 Identification of the optimal locations for sewer mining unit placement	xx
4.2 Sewer mining unit placement in the sewer network	xxiii
4.3 Optimal pumping scheduling	xxv
5. Conclusions	xxx
References	xxxii
Περιεχόμενα	xxxv
Κατάλογος Πινάκων	xxxix
Κατάλογος Σχημάτων	xli
1. Εισαγωγή	1
1.1 Τοποθέτηση του προβλήματος	1
1.2 Παραγωγή ανακυκλωμένου νερού με εφαρμογή sewer mining	3
1.3 Περιγραφή της εργασίας	5
1.4 Πρωτότυπα σημεία της εργασίας	8
2. Παραγωγή ανακυκλωμένου νερού από υγρά απόβλητα	11
2.1 Αποκεντρωμένα και δορυφορικά συστήματα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων	11
2.2 Μέθοδοι επεξεργασίας υγρών αποβλήτων.....	14
2.3 Χρήσεις ανακυκλωμένου νερού.....	20
2.4 Η τεχνολογία sewer mining.....	22

2.4.1 Μονάδες και εξοπλισμός της τεχνολογίας.....	22
2.4.2 Επεξεργασία των λυμάτων στις μονάδες sewer mining	24
2.4.3 Πλεονεκτήματα από την εφαρμογή sewer mining	25
2.4.4 Φραγμοί στην εφαρμογή sewer mining	27
2.4.5 Παραδείγματα εφαρμογής sewer mining σε διεθνές επίπεδο.....	29
3. Το υδρόθειο στους αγωγούς δικτύων αποχέτευσης υγρών αποβλήτων	49
3.1 Ορισμός και χαρακτηριστικά του υδρόθειου	49
3.2 Ο κύκλος του υδρόθειου στους αγωγούς.....	51
3.3 Η επίδραση του υδρόθειου στη διάβρωση των αγωγών	56
3.4 Πρόληψη και αντιμετώπιση των προβλημάτων από το υδρόθειο στους αγωγούς	59
3.4.1 Μέθοδοι που στοχεύουν στην αφαίρεση του βιοφίλμ	59
3.4.2 Μέθοδοι που στοχεύουν στην αύξηση του οξειδοαναγωγικού δυναμικού.....	60
3.4.3 Μέθοδοι που στοχεύουν στην αναχαίτιση της δράσης των βακτηρίων SRB.....	61
3.4.4 Μέθοδοι βιολογικής οξείδωσης υδρόθειου.....	62
3.4.5 Χημικές μέθοδοι απομάκρυνσης υδρόθειου.....	63
4. Μοντέλα μαθηματικής προσομοίωσης δικτύων υγρών αποβλήτων.....	67
4.1 Μοντέλα βροχής - απορροής με εφαρμογή σε δίκτυα υγρών αποβλήτων.....	67
4.2 Το EPA Storm Water Management Model (SWMM)	69
4.2.1 Ιστορία του μοντέλου.....	70
4.2.2 Περιγραφή του μοντέλου	71
4.2.3 Αντικείμενα προσομοίωσης.....	73
4.2.4 Μέθοδοι διόδευσης	76
5. Μεθοδολογία.....	83
5.1 Συλλογή και προεπεξεργασία δεδομένων.....	84
5.2 Μέθοδος Monte-Carlo.....	85
5.2.1 Υπολογισμός της παροχής των λυμάτων	86
5.2.2 Η χρονική διακύμανση της παροχής σε ένα δίκτυο λυμάτων.....	91
5.2.3 Υπολογισμός του φορτίου BOD ₅ στα λύματα	94
5.3 Επεξεργασία των αποτελεσμάτων της προσομοίωσης Monte-Carlo.....	95
5.3.1 Εμπειρικοί δείκτες για την εκτίμηση της πιθανότητας παραγωγής υδρόθειου στους αγωγούς ενός δικτύου λυμάτων	96
5.3.2 Αναλυτικές σχέσεις για την εκτίμηση της συγκέντρωσης υδρόθειου στους αγωγούς ενός δικτύου λυμάτων.....	98

5.3.3 Εκτίμηση συγκέντρωσης υδρόθειου σε μία διαδρομή n αγωγών	104
5.3.4 Πολυκριτηριακή βελτιστοποίηση για τη βέλτιστη χωροθέτηση μονάδων sewer mining.....	105
5.4 Χωροθέτηση μονάδων sewer mining σε ένα δίκτυο λυμάτων.....	106
5.5 Χρονικός προγραμματισμός άντλησης κατά την εφαρμογή sewer mining	108
5.5.1 Θεώρηση της παροχής άντλησης ως συνάρτησης της εισερχόμενης παροχής λυμάτων στον κόμβο εφαρμογής sewer mining.....	109
5.5.2 Βελτιστοποίηση με τη μέθοδο γενετικών αλγόριθμων.....	110
6. Εφαρμογή μεθοδολογίας και αποτελέσματα.....	113
6.1 Περιοχή μελέτης.....	113
6.2 Βέλτιστη χωροθέτηση μονάδων sewer mining στο δίκτυο λυμάτων	115
6.2.1 Περιγραφή της διαδικασίας.....	115
6.2.2 Παρουσίαση και ανάλυση των αποτελεσμάτων	120
6.3 Εφαρμογή της τεχνολογίας sewer mining στο δίκτυο λυμάτων	129
6.4 Χρονικός προγραμματισμός άντλησης κατά την εφαρμογή sewer mining στο δίκτυο λυμάτων.....	139
6.4.1 Θεώρηση αναλογικού κανόνα.....	139
6.4.2 Βελτιστοποίηση με εφαρμογή της μεθόδου γενετικών αλγόριθμων	154
7. Συμπεράσματα	165
Βιβλιογραφικές αναφορές.....	171

Κατάλογος Πινάκων

Πίνακας 2.1 Κατηγορίες επεξεργασίας υγρών αποβλήτων με χρήση μεμβρανών	17
Πίνακας 2.2 Απομάκρυνση ρύπων κατά την εφαρμογή διάφορων μεθόδων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων	20
Πίνακας 2.3 Τιμές διάφορων παραμέτρων πριν και μετά την επεξεργασία κατά την εφαρμογή sewer mining στο Pennant Hills Golf Club.....	31
Πίνακας 2.4 Τιμές διάφορων παραμέτρων μετά την επεξεργασία κατά την εφαρμογή sewer mining στο Darling Quarter	33
Πίνακας 2.5 Δυνατότητες διάφορων μοντέλων παραγωγής Recyclose μέσω της ανακύκλωσης λυμάτων.....	43
Πίνακας 2.6 Μέσες τιμές διάφορων παραμέτρων μετά από επεξεργασία στο έργο sewer mining της Αθήνας και σύγκριση με την τοπική νομοθεσία.....	47
Πίνακας 3.1 Εμφάνιση προβλημάτων οσμών και επιπτώσεων στην ανθρώπινη υγεία για διάφορες συγκεντρώσεις υδρόθειου στην ατμόσφαιρα	51
Πίνακας 4.1 Ιστορική εξέλιξη του μοντέλου SWMM	70
Πίνακας 5.1 Συντελεστές ημερήσιας αιχμής στη διεθνή βιβλιογραφία	90
Πίνακας 5.2 Συντελεστές ωριαίας αιχμής στη διεθνή βιβλιογραφία	90
Πίνακας 5.3 Συνήθεις συνθήκες στους αγωγούς για διάφορες τιμές του δείκτη Z	97
Πίνακας 6.1 Τιμές ειδικής κατανάλωσης νερού και συντελεστών λ_L και λ_S για το τρέχον έτος και για τον χρόνο σχεδιασμού.....	117
Πίνακας 6.2 Τιμές του δείκτη MZ_c για τη διαδρομή αγωγών από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining έως τον κόμβο εξόδου του δικτύου για τρεις τρόπους άντλησης σε τρία διαφορετικά σενάρια φορτίσεων.....	160

Κατάλογος Σχημάτων

Σχήμα 2.1 Παραδείγματα αποκεντρωμένων και δορυφορικών συστημάτων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων σε πυκνοκατοικημένες περιοχές	13
Σχήμα 2.2 Εφαρμογές στις οποίες αξιοποιείται το ανακυκλωμένο νερό που προκύπτει έπειτα από επεξεργασία κατά την εφαρμογή τεχνολογίας sewer mining	23
Σχήμα 2.3 Τυπική πορεία επεξεργασίας των λυμάτων σε μία μονάδα sewer mining	25
Σχήμα 2.4 Εγκαταστάσεις sewer mining στο Pennant Hills Golf Club	31
Σχήμα 2.5 Η πορεία επεξεργασίας των λυμάτων κατά την εφαρμογή της τεχνολογίας sewer mining στο Darling Quarter	34
Σχήμα 2.6 Οι εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων κατά την εφαρμογή sewer mining στο Rocks Riverside Park	36
Σχήμα 2.7 Οι εγκαταστάσεις επεξεργασίας κατά την εφαρμογή sewer mining στο Yarra Park πάνω και κάτω από την επιφάνεια του εδάφους	38
Σχήμα 2.8 Η πορεία επεξεργασίας των λυμάτων κατά την εφαρμογή sewer mining στο Emory University.....	42
Σχήμα 2.9 Μονάδα επεξεργασίας λυμάτων στο έργο sewer mining της Αθήνας.....	46
Σχήμα 2.10 Η διαδικασία που ακολουθείται από την άντληση των λυμάτων έως την τελική χρήση του ανακυκλωμένου νερού στο έργο sewer mining της Αθήνας	47
Σχήμα 3.1 Οι διάφορες μορφές που εμφανίζει το διαλυμένο υδροθείο σε σχέση με την τιμή του pH.....	50
Σχήμα 3.2 Μέρη ενός αγωγού λυμάτων στα οποία υφίστανται διεργασίες που αφορούν τον κύκλο του υδροθείου.....	52
Σχήμα 3.3 Ζώνες στο στρώμα βιοφίλμ πάνω στο τοίχωμα ενός αγωγού	53
Σχήμα 3.4 Οι διεργασίες κατά τον κύκλο του υδροθείου σε ένα δίκτυο λυμάτων	55
Σχήμα 3.5 Η άνιση κατανομή της διάβρωσης στα τοιχώματα αγωγού από σκυρόδεμα.....	58
Σχήμα 3.6 Σταδιακή καταστροφή αγωγών εξαιτίας της διάβρωσης	58
Σχήμα 4.1 Στοιχεία ενός τυπικού αστικού συστήματος αποχέτευσης	72
Σχήμα 4.2 Κατηγορίες προσομοίωσης στο μοντέλο SWMM.....	74
Σχήμα 4.3 Σύνδεση κόμβου - αγωγού στο μοντέλο SWMM.....	80
Σχήμα 5.1 Η μεθοδολογία που ακολουθείται για την εύρεση των βέλτιστων θέσεων χωροθέτησης μονάδων sewer mining σε ένα δίκτυο λυμάτων.	83
Σχήμα 5.2 Διάγραμμα ροής για τη διαδικασία εφαρμογής μεθόδου Monte-Carlo.	86

Σχήμα 5.3 Παράδειγμα διακύμανσης της παροχής αστικών λυμάτων σε εβδομαδιαίο επίπεδο σε υγρή και σε ξηρή περίοδο.....	92
Σχήμα 5.4 Παράδειγμα ωριαίας διακύμανσης παροχής και φορτίου BOD ₅ αστικών λυμάτων σε ημερήσιο επίπεδο	93
Σχήμα 5.5 Τυπική μορφή διακυμάνσεων της ζήτησης σε νερό σε επίπεδο εικοσιτετράωρου για διάφορες περιπτώσεις κατανάλωσης.....	94
Σχήμα 5.6 Οι ποσότητες νερού που καταναλώνονται για διάφορες δραστηριότητες σε ένα νοικοκυριό, σε μία τυπική ημέρα του έτους	94
Σχήμα 5.7 Σχηματική παρουσίαση της θεωρίας των δύο αντιστάσεων (two film theory) ...	100
Σχήμα 5.8 Τρόποι αναπαράστασης της εφαρμογής sewer mining σε μοντέλο προσομοίωσης ενός δικτύου λυμάτων.....	108
Σχήμα 5.9 Παράδειγμα ωριαίας χρονικής διακύμανσης της παροχής άντλησης μέσα στην ημέρα με τετράωρο βήμα και θεώρηση γραμμικής παρεμβολής για τις ενδιάμεσες ώρες....	111
Σχήμα 5.10 Προσέγγιση της ωριαίας χρονικής διακύμανσης της παροχής λυμάτων μέσα στην ημέρα με χρήση μεταβλητών στα τοπικά ακρότατα και θεώρηση γραμμικής παρεμβολής για τις ενδιάμεσες ώρες.....	112
Σχήμα 6.1 Η τοποθεσία του δικτύου μελέτης στα Καλύβια Θορικού Αττικής (λήψη από Google Earth).	113
Σχήμα 6.2 Το τμήμα του δικτύου που εξετάζεται (προβολή σε ΕΓΣΑ '87).	114
Σχήμα 6.3 Ωριαία διακύμανση της παροχής και του φορτίου BOD ₅ στα λύματα.....	117
Σχήμα 6.4 Το μέτωπο Pareto που προκύπτει από τη βελτιστοποίηση.	121
Σχήμα 6.5 Βέλτιστες διαδρομές αγωγών για τις περιοχές ID 3 και ID 22.	122
Σχήμα 6.6 Υπερβάσεις του ορίου $Z_{επιπρ} = 7\ 500$ στους αγωγούς του δικτύου.....	122
Σχήμα 6.7 Η διακύμανση του δείκτη Z κατά τη διάρκεια της ημέρας στον αγωγό κατάντη του βέλτιστου κόμβου της περιοχής ID 3 για τα 120 σενάρια φορτίσεων.	125
Σχήμα 6.8 Η διακύμανση του δείκτη Z κατά τη διάρκεια της ημέρας στον αγωγό κατάντη του βέλτιστου κόμβου της περιοχής ID 22 για τα 120 σενάρια φορτίσεων.	125
Σχήμα 6.9 Η διακύμανση του δείκτη Z στον αγωγό εξόδου του δικτύου κατά τη διάρκεια της ημέρας για τα 120 σενάρια φορτίσεων.	126
Σχήμα 6.10 Αναμενόμενη τιμή του δείκτη Z για μία δεδομένη πιθανότητα μη υπέρβασης σε τρεις διαφορετικούς αγωγούς του δικτύου.....	126
Σχήμα 6.11 Η παραγωγή υδρόθειου στη διαδρομή αγωγών από τον βέλτιστο κόμβο της περιοχής ID 3 έως τον κόμβο εξόδου.....	127

Σχήμα 6.12 Η παραγωγή υδρόθειου στη διαδρομή αγωγών από τον βέλτιστο κόμβο της περιοχής ID 22 έως τον κόμβο εξόδου.....	128
Σχήμα 6.13 Δείκτης $Q[Z_i]_{75}$ και πιθανότητα μη υπέρβασης του ορίου $Z_{επιτρ} = 7\ 500$ για τους αγωγούς που απαρτίζουν τη διαδρομή από τον κόμβο της περιοχής ID 3 έως τον κόμβο εξόδου σε τρία σενάρια άντλησης κατά τη διάρκεια του εικοσιτετράωρου.	134
Σχήμα 6.14 Δείκτης $Q[Z_i]_{75}$ και πιθανότητα μη υπέρβασης του ορίου $Z_{επιτρ} = 7\ 500$ για τους αγωγούς που απαρτίζουν τη διαδρομή από τον κόμβο της περιοχής ID 22 έως τον κόμβο εξόδου σε τρία σενάρια άντλησης κατά τη διάρκεια του εικοσιτετράωρου.	135
Σχήμα 6.15 Δείκτης $Q[Z_i]_{75}$ και πιθανότητα μη υπέρβασης του ορίου $Z_{επιτρ} = 7\ 500$ για τους αγωγούς που απαρτίζουν τη διαδρομή από τον κόμβο της περιοχής ID 3 έως τον κόμβο εξόδου σε τρία σενάρια άντλησης κατά το δωδεκάωρο μεταξύ 08:00 - 20:00.	136
Σχήμα 6.16 Δείκτης $Q[Z_i]_{75}$ και πιθανότητα μη υπέρβασης του ορίου $Z_{επιτρ} = 7\ 500$ για τους αγωγούς που απαρτίζουν τη διαδρομή από τον κόμβο της περιοχής ID 22 έως τον κόμβο εξόδου σε τρία σενάρια άντλησης κατά το δωδεκάωρο μεταξύ 08:00 - 20:00.	137
Σχήμα 6.17 Αναμενόμενη τιμή του δείκτη Z για μία δεδομένη πιθανότητα μη υπέρβασης σε τρεις διαφορετικούς αγωγούς του δικτύου και σε διάφορα σενάρια άντλησης κατά την εφαρμογή της τεχνολογίας sewer mining.	138
Σχήμα 6.18 Τιμή δείκτη MZ_c διαδρομής αγωγών από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining στην περιοχή ID 3 έως την έξοδο του δικτύου για διάφορα σενάρια άντλησης (ένα σημείο εφαρμογής sewer mining στο δίκτυο).....	141
Σχήμα 6.19 Αναμενόμενη τιμή του δείκτη MZ_c διαδρομής αγωγών από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining στην περιοχή ID 3 έως την έξοδο του δικτύου για μία πιθανότητα μη υπέρβασης σε διάφορα σενάρια άντλησης (ένα σημείο εφαρμογής sewer mining στο δίκτυο).	142
Σχήμα 6.20 Τιμή δείκτη Z για κάθε αγωγό της διαδρομής από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining στην περιοχή ID 3 έως την έξοδο του δικτύου σε διάφορα σενάρια άντλησης για ένα μέσο σενάριο παραγωγής υδρόθειου (ένα σημείο εφαρμογής sewer mining στο δίκτυο). ...	143
Σχήμα 6.21 Σύγκριση μεταξύ άντλησης με σταθερό ρυθμό και άντλησης βάσει του αναλογικού κανόνα για τον χρονικό προγραμματισμό της άντλησης (ένα σημείο εφαρμογής sewer mining στο δίκτυο)	144
Σχήμα 6.22 Τιμή δείκτη Z για κάθε αγωγό της διαδρομής από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining στην περιοχή ID 3 έως την έξοδο του δικτύου για δύο διαφορετικούς τρόπους άντλησης του ίδιου ημερήσιου όγκου λυμάτων σε ένα μέσο σενάριο παραγωγής υδρόθειου (ένα σημείο εφαρμογής sewer mining στο δίκτυο).	145

Σχήμα 6.23 Τιμή δείκτη MZ_c διαδρομής αγωγών από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining στην περιοχή ID 3 έως την έξοδο του δικτύου για διάφορα σενάρια άντλησης (δύο σημεία εφαρμογής sewer mining στο δίκτυο).....	146
Σχήμα 6.24 Τιμή δείκτη MZ_c διαδρομής αγωγών από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining στην περιοχή ID 3 έως την έξοδο του δικτύου για μία πιθανότητα μη υπέρβασης σε διάφορα σενάρια άντλησης (δύο σημεία εφαρμογής sewer mining στο δίκτυο).	147
Σχήμα 6.25 Τιμή δείκτη Z για κάθε αγωγό της διαδρομής από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining στην περιοχή ID 3 έως την έξοδο του δικτύου σε διάφορα σενάρια άντλησης για ένα μέσο σενάριο παραγωγής υδρόθειου (δύο σημεία εφαρμογής sewer mining στο δίκτυο). ...	148
Σχήμα 6.26 Τιμή δείκτη Z για κάθε αγωγό της διαδρομής από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining στην περιοχή ID 3 έως την έξοδο του δικτύου σε σενάριο σταθερού ρυθμού άντλησης $200 \text{ m}^3/\text{d}$, για ένα μέσο σενάριο παραγωγής υδρόθειου και εφαρμογής sewer mining i) σε έναν κόμβο και ii) σε δύο κόμβους του δικτύου.	149
Σχήμα 6.27 Τιμή δείκτη Z για κάθε αγωγό της διαδρομής από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining στην περιοχή ID 22 έως την έξοδο του δικτύου σε διάφορα σενάρια άντλησης για ένα μέσο σενάριο παραγωγής υδρόθειου (δύο σημεία εφαρμογής sewer mining στο δίκτυο). ...	150
Σχήμα 6.28 Σύγκριση μεταξύ άντλησης με σταθερό ρυθμό και άντλησης βάσει του αναλογικού κανόνα για τον χρονικό προγραμματισμό της άντλησης (δύο σημεία εφαρμογής sewer mining στο δίκτυο)	151
Σχήμα 6.29 Τιμή δείκτη Z για κάθε αγωγό της διαδρομής από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining στην περιοχή ID 3 έως την έξοδο του δικτύου για δύο διαφορετικούς τρόπους άντλησης του ίδιου ημερήσιου όγκου λυμάτων σε ένα μέσο σενάριο παραγωγής υδρόθειου (δύο σημεία εφαρμογής sewer mining στο δίκτυο).	152
Σχήμα 6.30 Τιμή δείκτη Z για κάθε αγωγό της διαδρομής από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining στην περιοχή ID 22 έως την έξοδο του δικτύου για δύο διαφορετικούς τρόπους άντλησης του ίδιου ημερήσιου όγκου λυμάτων σε ένα μέσο σενάριο παραγωγής υδρόθειου (δύο σημεία εφαρμογής sewer mining στο δίκτυο).	152
Σχήμα 6.31 Τιμές αρχικού πληθυσμού για τις έξι μεταβλητές του προβλήματος βελτιστοποίησης (σε ένα μέσο σενάριο παραγωγής υδρόθειου).	156
Σχήμα 6.32 Χρονικός προγραμματισμός άντλησης (για εφαρμογή sewer mining σε ένα σημείο του δικτύου με μία μονάδα σε λειτουργία) σε τρία διαφορετικά σενάρια φορτίσεων μετά από εφαρμογή βελτιστοποίησης με τη μέθοδο γενετικών αλγόριθμων.....	158
Σχήμα 6.34 Διαγράμματα που προκύπτουν από την εφαρμογή βελτιστοποίησης με τη μέθοδο	

γενετικών αλγόριθμων στο MATLAB (σενάριο ελάχιστης παραγωγής υδρόθειου).....	162
Σχήμα 6.35 Διαγράμματα που προκύπτουν από την εφαρμογή βελτιστοποίησης με τη μέθοδο γενετικών αλγόριθμων στο MATLAB (σενάριο μέσης παραγωγής υδρόθειου).....	163
Σχήμα 6.36 Διαγράμματα που προκύπτουν από την εφαρμογή βελτιστοποίησης με τη μέθοδο γενετικών αλγόριθμων στο MATLAB (σενάριο μέγιστης παραγωγής υδρόθειου).....	164

1. Εισαγωγή

1.1 Τοποθέτηση του προβλήματος

Στη σύγχρονη εποχή, αυξάνονται τα κρούσματα αδυναμίας κάλυψης αναγκών σε νερό, ακόμα και στις περιπτώσεις βασικών αναγκών, όπως είναι η πόση και η άρδευση. Το πρόβλημα των ελλειμμάτων σε νερό ευθύνεται για σημαντικές κοινωνικές και οικονομικές μεταβολές σε παγκόσμιο επίπεδο και οφείλεται σε διάφορους παράγοντες. Κυριότερες αιτίες του προβλήματος είναι η έντονη αστικοποίηση και η συνεπαγόμενη αύξηση του αστικού πληθυσμού, οι μεταβολές στον υδρολογικό κύκλο εξαιτίας της κλιματικής αλλαγής, η ρύπανση των υδάτων και η λανθασμένη διαχείριση των διαθέσιμων υδατικών πόρων. Επιπλέον, η ανάπτυξη της τεχνολογίας και η συνεπαγόμενη βελτίωση του βιοτικού επιπέδου έχουν αυξήσει σημαντικά τη ζήτηση σε νερό και κατ' επέκταση τις πιέσεις στους υδατικούς πόρους.

Υπάρχουν παρατηρήσεις και καταγεγραμμένα στοιχεία που αποδεικνύουν ότι η κλιματική αλλαγή επιδρά σημαντικά στους υδατικούς πόρους, με τις επιπτώσεις να επεκτείνονται στα οικοσυστήματα και στην ανθρώπινη κοινωνία. Η αύξηση της θερμοκρασίας, η οποία είναι εντονότερη τις τελευταίες δεκαετίες (λόγω της αύξησης των αερίων του θερμοκηπίου), έχει προκαλέσει σημαντικές μεταβολές στον υδρολογικό κύκλο. Σε αυτές τις μεταβολές συγκαταλέγονται η αύξηση της περιεκτικότητας της ατμόσφαιρας σε υδρατμούς, η αλλαγή της συχνότητας, της έντασης και των ακραίων τιμών της βροχόπτωσης, η μείωση της χιονόπτωσης και ταυτόχρονα το αυξημένο λιώσιμο των πάγων. Επιπλέον, λόγω της υψηλότερης θερμοκρασίας, επέρχονται αλλαγές στην εδαφική υγρασία και στην απορροή. Οι προβλέψεις δείχνουν σημαντική άνοδο των τιμών μέσης ετήσιας βροχόπτωσης και απορροής σε περιοχές με υγρό κλίμα και μείωσή τους σε περιοχές με ξηρό κλίμα. Αυτό έχει ως συνέπεια την εμφάνιση εντονότερων καιρικών φαινομένων και συχνότερες πλημμύρες και ξηρασίες (Bates et al.).

Γενικότερα, η κλιματική αλλαγή θα επηρεάσει μελλοντικά τόσο την ποσότητα, όσο και την ποιότητα του νερού, με αλυσιδωτές συνέπειες στην γεωργική παραγωγή, την ενέργεια, την υγεία, την οικονομία και την ποιότητα ζωής παγκοσμίως. Η πρόληψη και η αντιμετώπιση των προβλημάτων που οφείλονται στην κλιματική αλλαγή απαιτεί εκσυγχρονισμό των τεχνολογιών που αφορούν τη συλλογή, μεταφορά, επεξεργασία και διάθεση του νερού και την ανάπτυξη νέων, καινοτόμων και φιλικών προς το περιβάλλον μεθόδων (π.χ. ανακύκλωση του νερού, εφαρμογή βιώσιμων πρακτικών). Η συλλογή και επεξεργασία δεδομένων για το κλίμα, η

δημιουργία κλιματικών μοντέλων και η εξειδικευμένη έρευνα αποτελούν απαραίτητες ενέργειες για την κατανόηση του φαινομένου της κλιματικής αλλαγής και τη λήψη μέτρων με στόχο την έγκαιρη αντιμετώπιση των ελλειμμάτων σε νερό (Bates et al.).

Η αύξηση του παγκόσμιου πληθυσμού, σε συνδυασμό με την τεχνολογική εξέλιξη και την άνοδο του βιοτικού επιπέδου, έχουν καταστήσει ιδιαίτερα δυσχερή τη διαχείριση των υδατικών πόρων που αποσκοπεί στην παροχή νερού σε επαρκή ποσότητα και ποιότητα για την κάλυψη των διάφορων αναγκών. Αφενός, η ζήτηση σε νερό αυξάνεται σε παγκόσμιο επίπεδο, τόσο για τις ανάγκες της πόσης και της άρδευσης, όσο και για τις ανάγκες του εμπορίου και της βιομηχανίας. Αφετέρου, η διαθεσιμότητα σε νερό δεν είναι η ίδια σε κάθε περιοχή, αφού οι υδατικοί πόροι δεν είναι ισοκατανεμημένοι. Η βροχόπτωση και η εξατμισοδιαπνοή είναι διαφορετικές από τόπο σε τόπο και επηρεάζουν την ποσότητα του νερού που αποθηκεύεται σε υδάτινα σώματα και υπόγειους υδροφορείς, καθώς επίσης την ποιότητά του. Είναι γεγονός πως εκατομμύρια άνθρωποι παγκοσμίως δεν έχουν πρόσβαση σε καθαρό νερό, ενώ οι διαθέσιμοι υδατικοί πόροι ολοένα λιγοστεύουν ή κρίνεται ακατάλληλη η περαιτέρω αξιοποίησή τους (π.χ. εξάντληση των ανανεώσιμων αποθεμάτων στους υπόγειους υδροφορείς όπου έχουν απομείνει τα μόνιμα αποθέματα νερού).

Η έντονη αστικοποίηση που παρατηρείται τις τελευταίες δεκαετίες, με στόχο την αναζήτηση εργασίας και καλύτερης ποιότητας ζωής, εντείνει τα προβλήματα έλλειψης νερού. Η δημιουργία μεγάλων αστικών κέντρων και η βιομηχανοποίηση απαιτούν έργα (π.χ. δρόμους, εμπορικά κτίρια, εργοστάσια) και χώρο. Προκειμένου να ικανοποιηθούν οι απαιτήσεις σε χώρο, αποψιλώνονται μεγάλες δασικές εκτάσεις, πραγματοποιούνται εκτροπές ποταμών ή αποξηραίνονται υδάτινα σώματα και μειώνονται σημαντικά οι χώροι πρασίνου (Majumder, 2015). Σαν αποτέλεσμα, αυξάνονται φαινόμενα πλημμυρών και καθιζήσεων, δυσχεραίνεται η διήθηση του νερού από τα κατακρημνίσματα και ο εμπλουτισμός του υδροφόρου ορίζοντα και προκαλούνται φαινόμενα όπως αυτό της αστικής θερμικής νησίδας (Urban Heat Island-UHI). Κατά το φαινόμενο της αστικής θερμικής νησίδας, η θερμότητα που προέρχεται κυρίως από τα οχήματα, τα εργοστάσια και τα κλιματιστικά απορροφάται από τις τραχιές επιφάνειες των υλικών στις αστικές κατασκευές (π.χ. ασφαλτος, σκυρόδεμα) και ανακλάται, αυξάνοντας τοπικά τη θερμοκρασία (Rizwan et al., 2008). Οι σκούρες επιφάνειες απορροφούν μεγαλύτερη θερμότητα σε σχέση με τις ανοιχτόχρωμες, με αποτέλεσμα οι αστικές περιοχές να είναι θερμότερες σε σχέση με τις αγροτικές. Λόγω των ανεπαρκών περιοχών πρασίνου στις πόλεις, περιορίζεται επίσης το φαινόμενο της εξατμισοδιαπνοής και της αφαίρεσης του διοξειδίου του άνθρακα. Μία ακόμα επίπτωση της αστικοποίησης είναι η δυσκολία στην συλλογή και

επεξεργασία των αστικών και βιομηχανικών αποβλήτων. Η ελλιπής ή μη ορθή επεξεργασία οδηγεί στην απελευθέρωση τοξικών ουσιών για το περιβάλλον και τους ανθρώπους.

Η ρύπανση στα υδάτινα σώματα έχει λάβει πλέον σημαντικές διαστάσεις, με αποτέλεσμα μεγάλες ποσότητες νερού να είναι ακατάλληλες για αξιοποίηση. Η ανθρωπογενής ρύπανση στους υδατικούς πόρους έχει τις ρίζες της στην άμετρη εκμετάλλευση των διαθέσιμων φυσικών πόρων του πλανήτη. Ουσιαστικά, όλοι οι τομείς των ανθρώπινων δραστηριοτήτων, από την οικία μέχρι και τη βαριά βιομηχανία, παράγουν ρύπους οι οποίοι, όταν δεν υπάρχει η κατάλληλη μέριμνα, καταλήγουν στα υδάτινα σώματα. Η ανεξέλεγκτη άρδευση, σε συνδυασμό με τις υπεραντλήσεις για την εύρεση νερού και η χρήση φυτοφαρμάκων, ζιζανιοκτόνων και λιπασμάτων στη γεωργία, πλούσιων σε νιτρικά και φώσφορο, οδηγούν στην μείωση των διαθέσιμων αποθεμάτων σε νερό και στην υποβάθμιση των υπόγειων υδροφόρων. Η κατάσταση επιδεινώνεται από την κτηνοτροφία, καθώς τα ζωικά απόβλητα καταλήγουν συχνά στα υδάτινα σώματα. Επιπλέον, υπεύθυνες για ρύπανση είναι και οι βιομηχανίες, οι οποίες διαθέτουν σε πολλές περιπτώσεις ανεπαρκή συστήματα διάθεσης των αποβλήτων τους. Τα βιομηχανικά απόβλητα, που περιέχουν τοξικά μέταλλα και νιτρικά, καταλήγουν σε ποταμούς, λίμνες ή στη θάλασσα προκαλώντας ανυπολόγιστη καταστροφή στα υδάτινα οικοσυστήματα. Εκτός των παραπάνω, οι οικιακές δραστηριότητες συντελούν επίσης στη ρύπανση των υδάτων, καθώς η άνοδος του βιοτικού επιπέδου έχει επιφέρει αύξηση στη χρήση νερού μέσα στην οικία, τόσο για καθαρισμό και υγιεινή, όσο και για εξωτερικές δραστηριότητες και πότισμα, με αποτέλεσμα μεγαλύτερους όγκους αστικών αποβλήτων. Όλες οι παραπάνω αιτίες στις οποίες οφείλεται κυρίως η ρύπανση των υδάτων περιορίζουν σημαντικά τη διαθεσιμότητα του νερού.

Είναι εμφανές ότι απαιτείται αντιμετώπιση των αιτίων που περιορίζουν τη διαθεσιμότητα του νερού παγκοσμίως και λήψη κατάλληλων μέτρων ώστε να αποφευχθεί η περαιτέρω επιδείνωση του προβλήματος. Στο πλαίσιο αυτό έγκειται η ανάπτυξη των τεχνολογιών παραγωγής ανακυκλωμένου νερού, για την αξιοποίηση του συμπληρωματικά ή αντί διαθέσιμων αποθεμάτων, όπου αυτό είναι δυνατό. Γίνονται ακόμα βήματα προς την εξέλιξη των αποκεντρωμένων και δορυφορικών συστημάτων επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων, έναντι των κεντρικών συστημάτων, τα οποία αδυνατούν πλέον να καλύψουν τις αυξανόμενες ανάγκες για άμεση και αποτελεσματική διαχείριση και επεξεργασία.

1.2 Παραγωγή ανακυκλωμένου νερού με εφαρμογή sewer mining

Η συνεχής μείωση των διαθέσιμων υδατικών πόρων καθιστά απαραίτητη την αναζήτηση

μεθόδων που επιτρέπουν την επαναχρησιμοποίηση νερού. Η ανακύκλωση νερού είναι η διαδικασία κατά την οποία μετατρέπονται τα υγρά απόβλητα σε νερό του οποίου η ποιότητα είναι κατάλληλη για χρήση σε διάφορες εφαρμογές. Ανάλογα με την εφαρμογή για την οποία προορίζεται το ανακυκλωμένο νερό, τίθενται συγκεκριμένα ποιοτικά όρια που πρέπει να πληροί προκειμένου να μην είναι επιβλαβές για την ανθρώπινη υγεία και το περιβάλλον.

Στις πόλεις, όπου υπάρχει έλλειψη χώρου για την κατασκευή κεντρικών μονάδων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων, εντείνεται η ανάπτυξη αποκεντρωμένων και δορυφορικών συστημάτων επεξεργασίας. Μία πρακτική, η οποία έχει εφαρμοστεί επιτυχώς σε διάφορες περιπτώσεις παγκοσμίως, και ιδιαίτερα στην Αυστραλία, είναι αυτή του sewer mining. Πρόκειται για μία αποκεντρωμένη πρακτική που εφαρμόζεται σε επίπεδο ανάπτυξης (π.χ. για την εξυπηρέτηση έως και 5 000 νοικοκυριών) (Makropoulos and Butler, 2010). Ως sewer mining (SM) ορίζεται η διαδικασία της επέμβασης σε ένα δίκτυο αποχέτευσης υγρών αποβλήτων (είτε πριν είτε μετά τη μονάδα επεξεργασίας) και η εξαγωγή αποβλήτων που υπόκεινται σε επεξεργασία και χρησιμοποιούνται κατόπιν ως ανακυκλωμένο νερό (Sydney Water). Η επεξεργασία πραγματοποιείται σε ειδική μονάδα η οποία βρίσκεται σε κοντινή απόσταση από το σημείο άντλησης. Ορισμένα από τα παραπροϊόντα της επεξεργασίας είναι δυνατόν να επιστραφούν στο δίκτυο υπό συγκεκριμένες προϋποθέσεις. Σημειώνεται ότι η ελληνική απόδοση του όρου Sewer Mining Unit είναι «Μονάδα Εξόρυξης και Επεξεργασίας Λυμάτων», ωστόσο, καθώς η τεχνολογία δεν είναι διαδεδομένη στην Ελλάδα, ο όρος αυτός δεν είναι εύχρηστος.

Η πρακτική sewer mining συντελεί σημαντικά στην εξοικονόμηση χώρου, αφού απαιτεί περιορισμένο χώρο για τον εξοπλισμό της, ενώ παράγει ανακυκλωμένο νερό κατάλληλης ποιότητας που μπορεί να διατεθεί άμεσα για την άρδευση περιοχών πρασίνου ή αθλητικών εγκαταστάσεων, σε εφαρμογές υγιεινής (π.χ. σε καζανάκια τουαλέτας), όπως επίσης σε εμπορικά κέντρα και βιομηχανίες. Αποτελεί εναλλακτική λύση στη χρήση πόσιμου νερού, στη μεταφορά ανακυκλωμένου νερού από μια κεντρική μονάδα επεξεργασίας ή στην αφαλάτωση νερού. Επιπλέον, συνιστά μία βιώσιμη πρακτική στο πλαίσιο της κυκλικής οικονομίας.

Παρά τα αξιοσημείωτα πλεονεκτήματα της πρακτικής SM, παρουσιάζονται συχνά δυσκολίες στην εφαρμογή της που οφείλονται σε διάφορους παράγοντες όπως οι οικονομικοί περιορισμοί και η έλλειψη επαρκούς νομοθεσίας και οικονομικών αξιολογήσεων αναφορικά με τα κόστη κατασκευής και λειτουργίας ενός έργου SM. Επίσης, υπάρχει σκεπτικισμός από την πλευρά του κοινού σχετικά με την ποιότητα του ανακυκλωμένου νερού και την τιμολογιακή πολιτική. Επιπλέον, η εφαρμογή SM σε ένα δίκτυο λυμάτων προκαλεί μεταβολές σε διεργασίες που λαμβάνουν χώρα μέσα στους αγωγούς και, εφόσον δεν υπάρχει κατάλληλη μέριμνα, μπορεί να

διαταράξει σημαντικά το σύστημα.

Από τις σημαντικότερες προκλήσεις που παρουσιάζονται κατά την εφαρμογή SM σε ένα δίκτυο, είναι οι μεταβολές στις διεργασίες που σχετίζονται με την παραγωγή υδρόθειου (H_2S) μέσα στους αγωγούς του δικτύου. Το υδρόθειο βρίσκεται διαλυμένο στα υγρά απόβλητα με τη μορφή σουλφιδίων (H_2S , HS^- , S^{2-}), ενώ, υπό συγκεκριμένες συνθήκες, ένα μέρος του απελευθερώνεται στην ατμόσφαιρα του αγωγού ως αέριο υδρόθειο. Το αέριο υδρόθειο είναι επιβλαβές για την ανθρώπινη υγεία και υπεύθυνο για προβλήματα οσμών. Επιπλέον, παρουσία αερίου υδρόθειου και υγρασίας μπορεί να παραχθεί θειικό οξύ, το οποίο προκαλεί προβλήματα διάβρωσης στα τοιχώματα των αγωγών, μειώνοντας σημαντικά την αντοχή τους. Με την πρακτική SM αντλούνται λύματα από το δίκτυο και, σε ορισμένες περιπτώσεις, κατάλοιπα από την επεξεργασία επιστρέφονται στο σύστημα. Αυτό έχει σαν αποτέλεσμα να διαταράσσονται εσωτερικές διεργασίες στους κατάντη αγωγούς του δικτύου και να επηρεάζεται η παραγωγή του αερίου υδρόθειου. Η επιτυχής εφαρμογή SM σε ένα δίκτυο προϋποθέτει την κατανόηση των φυσικών, βιολογικών και χημικών διεργασιών που λαμβάνουν χώρα στους αγωγούς και τον περιορισμό των διαταραχών που προκύπτουν από την επέμβαση στο σύστημα.

Η εφαρμογή sewer mining παρουσιάζει ιδιαίτερο ενδιαφέρον, καθώς αποτελεί μία καινοτόμο πρακτική ανακύκλωσης του νερού με ποικίλα πλεονεκτήματα και δυνατότητες εξέλιξης. Επιτρέπει την προσαρμογή του εξοπλισμού της ανάλογα με τους εκάστοτε περιορισμούς (π.χ. διαθεσιμότητα χώρου, κόστος) και την αξιοποίηση εναλλακτικών μεθόδων επεξεργασίας των λυμάτων (π.χ. αξιοποίηση υγροβιότοπων), ενώ ταυτόχρονα προσφέρει ανακυκλωμένο νερό κατάλληλης ποιότητας, προς άμεση χρήση. Η παραγωγή ανακυκλωμένου νερού μέσω SM μπορεί να πραγματοποιηθεί τόσο με δημόσια μέριμνα, όσο και με ιδιωτική, εφόσον υπάρξει κατάλληλη οργάνωση. Για τη διάδοση της τεχνολογίας απαιτείται ενημέρωση του κοινού, δημιουργία ενός θεσμικού πλαισίου που να ορίζει κατευθυντήριες γραμμές για ορθή εφαρμογή και σύσταση ειδικών οργάνων που να συμβουλεύουν, να παρακολουθούν την πορεία κατασκευής και λειτουργίας ενός έργου SM και να δίνουν την τελική έγκριση όταν τηρούνται οι απαιτούμενες προδιαγραφές.

1.3 Περιγραφή της εργασίας

Η τεχνολογία sewer mining, χάρη στην οποία παράγεται ανακυκλωμένο νερό που μπορεί να αξιοποιηθεί σε διάφορες χρήσεις, παρουσιάζει αξιόλογα πλεονεκτήματα, ωστόσο η εφαρμογή της σε ένα δίκτυο εγκυμονεί κινδύνους, ανάμεσα στους οποίους είναι οι διαταραχές στις

διεργασίες που σχετίζονται με την παραγωγή υδρόθειου. Η παρούσα εργασία έχει ως στόχο την παρουσίαση ενός εργαλείου για τη βέλτιστη χωροθέτηση μονάδων SM σε ένα δίκτυο λυμάτων, έτσι ώστε να ελαχιστοποιείται η παραγωγή υδρόθειου στους αγωγούς του δικτύου και παράλληλα να μεγιστοποιούνται τα οφέλη από την εφαρμογή της τεχνολογίας. Αναπτύσσεται μέθοδος Monte-Carlo και πραγματοποιείται ένας αριθμός προσομοιώσεων του δικτύου, με χρήση του μοντέλου EPA SWMM. Εξετάζονται επίσης διάφορα σενάρια εφαρμογής SM στο δίκτυο και αναζητείται ένας βέλτιστος χρονικός προγραμματισμός άντλησης των λυμάτων από το σύστημα, με κριτήριο την ελαχιστοποίηση του παραγόμενου υδρόθειου στους αγωγούς κατάντη του σημείου εφαρμογής της τεχνολογίας. Σε όλα τα σενάρια γίνεται η παραδοχή ότι δεν υπάρχει επιστροφή παραπροϊόντων από την επεξεργασία στο δίκτυο. Τελικώς, παρουσιάζονται και αναλύονται τα συμπεράσματα που προκύπτουν από τις επιμέρους εφαρμογές της εργασίας.

Αρχικά, στο Κεφάλαιο 2, γίνεται αναφορά στην παραγωγή ανακυκλωμένου νερού έπειτα από επεξεργασία υγρών αποβλήτων και ειδικότερα στα αποκεντρωμένα και δορυφορικά συστήματα επεξεργασίας. Αναφέρονται μέθοδοι που εφαρμόζονται κατά την επεξεργασία και τα πλεονεκτήματα που προκύπτουν από την αξιοποίηση του ανακυκλωμένου νερού σε διάφορες χρήσεις. Επιπλέον, γίνεται εισαγωγή στην τεχνολογία sewer mining και περιγράφεται αναλυτικά η διαδικασία εφαρμογής της σε ένα δίκτυο λυμάτων, οι μονάδες και ο εξοπλισμός που απαιτούνται. Δίνεται ακόμα ένα τυπικό παράδειγμα μεθόδων επεξεργασίας των λυμάτων που χρησιμοποιούνται κατά την εφαρμογή της τεχνολογίας. Σχολιάζονται τα πλεονεκτήματα που εμφανίζει η τεχνολογία, σε αντιδιαστολή με τα εμπόδια που παρουσιάζονται για την υλοποίησή της, και επισημαίνονται επιτυχημένες εφαρμογές της σε διάφορες περιπτώσεις παγκοσμίως.

Η παραγωγή υδρόθειου στους αγωγούς αποτελεί ένα από τα σοβαρότερα ζητήματα σε ένα δίκτυο υγρών αποβλήτων, καθώς ειδικά το αέριο υδρόθειο είναι υπεύθυνο για προβλήματα οσμών και διάβρωσης των αγωγών, ενώ παράλληλα είναι τοξικό και επικίνδυνο για την ανθρώπινη υγεία. Στο Κεφάλαιο 3 της παρούσας εργασίας δίνεται ο ορισμός του υδρόθειου, αναφέρονται τα χαρακτηριστικά του και αναλύεται ο κύκλος του υδρόθειου σε ένα δίκτυο υγρών αποβλήτων. Επιπλέον, υπογραμμίζονται τα προβλήματα που προκαλούνται εξαιτίας του υδρόθειου στο δίκτυο και παρουσιάζονται διάφορες μέθοδοι που εφαρμόζονται με στόχο την πρόληψη ή την αντιμετώπισή τους.

Η μαθηματική προσομοίωση ενός δικτύου υγρών αποβλήτων πραγματοποιείται με τη χρήση διάφορων μοντέλων που έχουν αναπτυχθεί, από τα οποία επιλέγεται κάθε φορά το

καταλληλότερο, ανάλογα με τις ανάγκες της προσομοίωσης. Η χρήση των μοντέλων γίνεται αφού ρυθμιστούν διάφορες παράμετροι και επιλεγθούν επιμέρους υδρολογικές ή υδραυλικές μέθοδοι για την υλοποίηση των υπολογισμών κατά την προσομοίωση. Στο Κεφάλαιο 4 επισημαίνονται διάφορα μοντέλα προσομοίωσης δικτύων υγρών αποβλήτων και περιγράφεται ειδικότερα το μοντέλο SWMM του Environmental Protection Agency των ΗΠΑ το οποίο αξιοποιείται στις εφαρμογές της εργασίας. Γίνεται αναφορά στα αντικείμενα που προσομοιώνει το μοντέλο αυτό και στις μεθόδους υδρολογικής διόδευσης που παρέχει ως επιλογές.

Η εργασία επικεντρώνεται στα προβλήματα από το υδρόθειο που εμφανίζονται κατά την εφαρμογή SM σε ένα δίκτυο. Προς αυτήν την κατεύθυνση, ακολουθείται μία μεθοδολογία για την εύρεση των βέλτιστων θέσεων χωροθέτησης μονάδων SM στο δίκτυο, έτσι ώστε να ελαχιστοποιείται η παραγωγή υδρόθειου στους αγωγούς κατάντη του κόμβου άντλησης. Η μεθοδολογία αυτή περιγράφεται στο Κεφάλαιο 5. Αναλύονται τα επιμέρους βήματα της μεθοδολογίας, όπως είναι η συλλογή και επεξεργασία των δεδομένων, ο υπολογισμός βασικών στοιχείων που αφορούν το δίκτυο και είναι απαραίτητα για την εφαρμογή μεθόδου Monte-Carlo, η ρύθμιση διάφορων παραμέτρων στο μοντέλο προσομοίωσης (παροχή λυμάτων, φορτίο BOD₅ και χρονικές διακυμάνσεις αυτών κ.ά.), καθώς επίσης η εκτίμηση της παραγωγής υδρόθειου στους αγωγούς του δικτύου, είτε με χρήση εμπειρικών δεικτών είτε μέσω σχέσεων από τη διεθνή βιβλιογραφία. Η διαδικασία ολοκληρώνεται με την περιγραφή της πολυκριτηριακής βελτιστοποίησης που εφαρμόζεται για την τελική επιλογή των θέσεων εφαρμογής SM. Το Κεφάλαιο 5 αναφέρεται επίσης στον τρόπο προσομοίωσης της χωροθέτησης και λειτουργίας μίας μονάδας SM σε έναν κόμβο του δικτύου στο περιβάλλον του μοντέλου SWMM. Επιπλέον, αναλύονται δύο διαφορετικές προσεγγίσεις στο πλαίσιο αναζήτησης ενός βέλτιστου προγράμματος άντλησης λυμάτων από το δίκτυο κατά την εφαρμογή sewer mining.

Η μεθοδολογία που έχει παρουσιαστεί στο Κεφάλαιο 5 εφαρμόζεται σε ένα δίκτυο λυμάτων που προβλέπεται να κατασκευαστεί στην περιοχή Καλύβια Αττικής, το οποίο περιλαμβάνει 1030 αγωγούς και 1031 κόμβους. Στην ευρύτερη περιοχή του δικτύου υπάρχουν εκτάσεις περιοχών πρασίνου και η εφαρμογή της τεχνολογίας SM γίνεται με στόχο την παραγωγή ανακυκλωμένου νερού για την αξιοποίησή του στην άρδευση αυτών των περιοχών. Στο Κεφάλαιο 6 επισημαίνονται τα στοιχεία που αφορούν το συγκεκριμένο δίκτυο, περιγράφεται λεπτομερειακά κάθε στάδιο εφαρμογής της γενικής μεθοδολογίας και παρουσιάζονται τα αντίστοιχα αποτελέσματα.

Τέλος, στο Κεφάλαιο 7 διατυπώνονται συμπεράσματα που προκύπτουν από τις επιμέρους

εφαρμογές της εργασίας και γίνονται προτάσεις για περαιτέρω έρευνα.

1.4 Πρωτότυπα σημεία της εργασίας

Στη βιβλιογραφία, υπάρχουν ελάχιστες μελέτες οι οποίες πραγματεύονται τη δημιουργία ενός μοντέλου που προσομοιώνει ένα δίκτυο υγρών αποβλήτων όπου εφαρμόζεται η τεχνολογία sewer mining. Επιπλέον, η διερεύνηση των επιπτώσεων που επιφέρει η εφαρμογή της τεχνολογίας στο δίκτυο, όπως, για παράδειγμα, εξαιτίας των μεταβολών που προκαλούνται στις συνθήκες παραγωγής υδρόθειου εντός των αγωγών, είναι ακόμα πιο περιορισμένη.

- Η βασική πρωτοτυπία της συγκεκριμένης εργασίας έγκειται στη δημιουργία, σε περιβάλλον MATLAB, ενός εργαλείου που συνδυάζει ανάπτυξη μεθόδου Monte-Carlo με χρήση του μοντέλου προσομοίωσης SWMM και δίνει τη δυνατότητα διεξαγωγής πολλαπλών προσομοιώσεων. Χάρη στη μέθοδο Monte-Carlo λαμβάνεται υπόψη η αβεβαιότητα που εμφανίζουν παράμετροι εισόδου, όπως η παροχή και το φορτίο BOD₅ των λυμάτων, καθώς επίσης είναι δυνατή η έκφραση των αποτελεσμάτων μέσω πιθανοτικών δεικτών ή συναρτήσεων για την εξαγωγή χρήσιμων συμπερασμάτων.

Επιπρόσθετα πρωτότυπα σημεία της εργασίας είναι:

- Η εύρεση ενός τρόπου με τον οποίο προσομοιώνεται η λειτουργία μίας μονάδας sewer mining στο δίκτυο (υποθέτοντας είτε ότι τα λύματα που αντλούνται από τον κόμβο του δικτύου κατευθύνονται προς τη μονάδα SM προς επεξεργασία και τα κατάλοιπα της επεξεργασίας απομακρύνονται προς περαιτέρω επεξεργασία, είτε ότι η περίσσεια ιλύος από την επεξεργασία επιστρέφεται στο σύστημα). Κατά την εφαρμογή της τεχνολογίας SM, η εργασία εξετάζει πώς επηρεάζεται η παραγωγή αερίου υδρόθειου στους αγωγούς του δικτύου που βρίσκονται κατάντη του κόμβου άντλησης.
- Η αναζήτηση ενός βέλτιστου χρονικού προγραμματισμού άντλησης των λυμάτων από το δίκτυο, με στόχο την ελαχιστοποίηση του υδρόθειου που παράγεται στους αγωγούς κατάντη του σημείου εφαρμογής SM. Αφενός, εξετάζεται η θεώρηση παροχής άντλησης ανάλογης, σε κάθε χρονική στιγμή, με την παροχή των λυμάτων που εισέρχεται στον κόμβο εφαρμογής SM. Αφετέρου, πραγματοποιείται βελτιστοποίηση με τη μέθοδο γενετικών αλγόριθμων, με μεταβλητές τις ωριαίες παροχές άντλησης μέσα στο εικοσιτετράωρο και με κριτήριο την ελαχιστοποίηση του παραγόμενου υδρόθειου στη διαδρομή αγωγών από τον κόμβο εφαρμογής SM έως τον κόμβο εξόδου.

Το εργαλείο που παρουσιάζεται στην εργασία και τα συμπεράσματα από τις εφαρμογές που πραγματοποιούνται μπορούν να αποτελέσουν βάση για μελλοντική έρευνα και να αξιοποιηθούν για τη δημιουργία ενός θεσμικού πλαισίου αναφορικά με την εφαρμογή της τεχνολογίας sewer mining, το οποίο θα συμβάλει σημαντικά στη διάδοση της τεχνολογίας στην Ελλάδα.

2. Παραγωγή ανακυκλωμένου νερού από υγρά απόβλητα

Με τον όρο ανακυκλωμένο νερό γίνεται αναφορά στο νερό που παράγεται μετά από κατάλληλη επεξεργασία υγρών αποβλήτων, το οποίο μπορεί να χρησιμοποιηθεί σε διάφορες εφαρμογές. Η επαναχρησιμοποίηση υγρών αποβλήτων συντελεί στον περιορισμό της αλόγιστης χρήσης των αποθεμάτων επιφανειακού και υπόγειου νερού, ενώ παράλληλα ωφελεί σημαντικά τα οικοσυστήματα και συμβάλλει στην αειφόρο διαχείριση των υδατικών πόρων.

Τα τελευταία χρόνια, οι αυξανόμενες ανάγκες σε νερό έχουν εντείνει την αναζήτηση νέων τεχνολογιών για την εύρεση νερού επαρκούς ποσότητας και κατάλληλης ποιότητας, που να είναι άμεσα διαθέσιμο και να τηρεί τις απαιτούμενες προδιαγραφές ποιότητας για τη χρήση του από το κοινό. Προς αυτή την κατεύθυνση, το ανακυκλωμένο νερό που παράγεται έπειτα από επεξεργασία των υγρών αποβλήτων, μπορεί να χρησιμοποιηθεί σε πολλαπλούς σκοπούς, κατά κύριο λόγο ως μη πόσιμο νερό. Το κοινό είναι ακόμα δύσπιστο ως προς τη χρήση του ανακυκλωμένου νερού, ωστόσο χάρη στην εξελισσόμενη τεχνολογία, τη θέσπιση ορίων και κανονισμών και τα πολλαπλά εγχειρήματα που τίθενται σε εφαρμογή σε διεθνές επίπεδο, η παραγωγή ανακυκλωμένου νερού κερδίζει ολοένα έδαφος.

Η ανακύκλωση του νερού, η οποία τείνει να γίνει μέρος του κύκλου του νερού στη φύση, πρέπει να πραγματοποιείται με τέτοιο τρόπο ώστε το νερό που παράγεται να υφίσταται κατάλληλη επεξεργασία (ανάλογα με το σκοπό για τον οποίο προορίζεται), πριν την τελική χρήση του. Η επεξεργασία περιλαμβάνει διάφορα στάδια, τα οποία στοχεύουν στην απομάκρυνση παθογόνων μικροοργανισμών και ρύπων που βρίσκονται στα λύματα και είναι επιζήμια για την ανθρώπινη υγεία και το φυσικό περιβάλλον. Καθώς, ανάλογα με την περίπτωση, το κόστος μπορεί να αποβεί απαγορευτικό για την εφαρμογή της πρακτικής, απαιτείται διεξαγωγή βελτιστοποίησης κόστους-οφέλους και εξειδικευμένος σχεδιασμός που να καλύπτει τις εκάστοτε ανάγκες (Toze, 2006).

2.1 Αποκεντρωμένα και δορυφορικά συστήματα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων

Στο πλαίσιο της παραγωγής ανακυκλωμένου νερού από υγρά απόβλητα, είναι μεγάλη η συμβολή των αποκεντρωμένων και δορυφορικών συστημάτων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Η χρήση αυτών των συστημάτων έρχεται να καλύψει τις ανάγκες που προκύπτουν από την τεχνολογική πρόοδο, την έντονη αστικοποίηση και την αύξηση του πληθυσμού στα

αστικά κέντρα, την εντατικοποίηση της αγροτικής παραγωγής και τη βαθμιαία υποβάθμιση του περιβάλλοντος. Η αδυναμία των κεντρικών συστημάτων επεξεργασίας να καλύψουν επαρκώς τις ανάγκες αυτές έχει οδηγήσει σε μία στροφή προς τα αποκεντρωμένα και δορυφορικά συστήματα επεξεργασίας.

Τα αποκεντρωμένα συστήματα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων (decentralized wastewater treatment systems) αφορούν συνήθως εγκαταστάσεις που επεξεργάζονται παροχές της τάξης των 1 - 1 000 m³ ημερησίως (Gutterer et al., 2009). Τα συστήματα αυτά εφαρμόζονται για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων σε απομονωμένες οικίες και οικισμούς, σε πανεπιστημιούπολεις και σε εμπορικές, βιομηχανικές και αγροτικές εγκαταστάσεις που βρίσκονται μακριά από κεντρικά συστήματα επεξεργασίας. Η αξιοποίηση του επεξεργασμένου νερού γίνεται σε κοντινή απόσταση από τη μονάδα. Ανά περιόδους, αφού συγκεντρωθεί μία συγκεκριμένη ποσότητα παραγόμενης ύλης από την επεξεργασία των λυμάτων, πραγματοποιείται μεταφορά της σε κεντρική μονάδα για περαιτέρω επεξεργασία (Crites and Tchobanoglous, 1998).

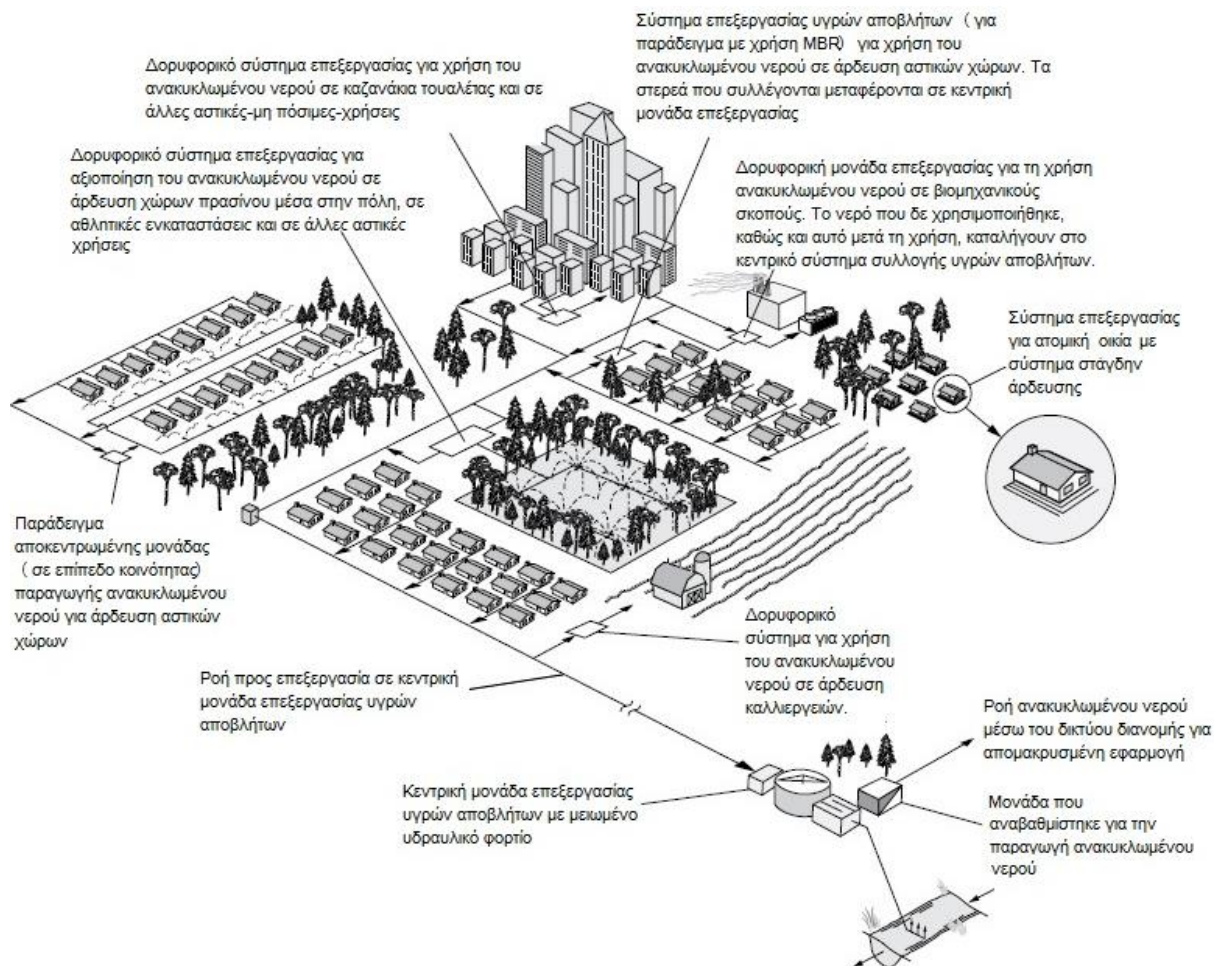
Τα δορυφορικά συστήματα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων (satellite wastewater treatment systems) βρίσκονται συνήθως σε ανάντη τμήματα δικτύων συλλογής υγρών αποβλήτων. Δεν περιλαμβάνουν μονάδες για την επεξεργασία των στερεών, τα οποία πρέπει να μεταφερθούν μέσω του δικτύου συλλογής σε μία κεντρική μονάδα για να υποστούν επεξεργασία. Τα δορυφορικά συστήματα χρησιμοποιούνται για την παραγωγή ανακυκλωμένου νερού, όπως επίσης για την αποσυμφόρηση κεντρικών μονάδων ή τον περιορισμό των εκροών σε υδάτινους αποδέκτες που αντιμετωπίζουν πρόβλημα περιβαλλοντικής υποβάθμισης. Τα δορυφορικά συστήματα διακρίνονται σε τρεις τύπους (Crites and Tchobanoglous, 1998, Κορνελάκη, 2011):

- *Συστήματα εκτροπής (interception type)*: Στα συστήματα εκτροπής, τα υγρά απόβλητα εκτρέπονται πριν εισαχθούν στο σύστημα συλλογής και οδηγούνται προς επεξεργασία στο δορυφορικό σύστημα. Το ανακυκλωμένο νερό που παράγεται χρησιμοποιείται τοπικά σε διάφορες εφαρμογές, όπως σε τουαλέτες (καζανάκια), σε άρδευση περιοχών πρασίνου και ως νερό ψύξης σε πολύροφα συγκροτήματα οικιών και σε εμπορικά κέντρα.
- *Συστήματα απομάστευσης (extraction type)*: Τα υγρά απόβλητα αντλούνται σε κάποιο σημείο της διαδρομής τους στο σύστημα συλλογής, πριν φτάσουν στην κεντρική μονάδα επεξεργασίας, και υφίστανται επεξεργασία στο δορυφορικό σύστημα. Το νερό που παράγεται χρησιμοποιείται και σε αυτήν την περίπτωση για την άρδευση περιοχών πρασίνου και πάρκων αναψυχής, καθώς επίσης σε εμπορικά συγκροτήματα και πύργους ψύξης.

Ακόμα, μπορεί να αξιοποιηθεί σε ορισμένες περιπτώσεις για την επαναφόρτιση υπόγειων υδροφορέων.

- *Περιφερειακά συστήματα (upstream type):* Χρησιμοποιούνται για την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων στις παρυφές ενός κεντρικού συστήματος συλλογής υγρών αποβλήτων, εξυπηρετώντας τις περιπτώσεις που υπάρχει αυξημένη ζήτηση νερού για διάφορες εφαρμογές και συντελώντας έτσι σημαντικά στην αποσυμφόρηση των κεντρικών μονάδων επεξεργασίας. Το ανακυκλωμένο νερό βρίσκεται συνήθως εφαρμογή σε επαναφόρτιση υπόγειων υδροφορέων απευθείας ή έπειτα από μείξη με επιφανειακό νερό.

Στο Σχήμα 2.1 φαίνονται παραδείγματα αποκεντρωμένων και δορυφορικών συστημάτων επεξεργασίας για την παραγωγή ανακυκλωμένου νερού σε μία πυκνοκατοικημένη περιοχή.



Σχήμα 2.1 Παραδείγματα αποκεντρωμένων και δορυφορικών συστημάτων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων σε πυκνοκατοικημένες περιοχές (τροποποιημένο από Asano et al., 2007).

2.2 Μέθοδοι επεξεργασίας υγρών αποβλήτων

Η επεξεργασία των υγρών αποβλήτων που εξάγονται από ένα δίκτυο για την παραγωγή ανακυκλωμένου νερού περιλαμβάνει τρία κύρια στάδια, αν και σε αρκετές περιπτώσεις υπάρχει ένα ακόμα στάδιο, το προκαταρκτικό στάδιο (Crites and Tchobanoglous, 1998).

Στο προκαταρκτικό στάδιο ανήκουν τα έργα προεπεξεργασίας, με τα οποία πραγματοποιείται απομάκρυνση αντικειμένων που επιπλέουν ή αιωρούνται στα λύματα και λόγω του μεγέθους τους μπορεί να προκαλέσουν προβλήματα στον εξοπλισμό. Σε αυτό το στάδιο αφαιρούνται από τα λύματα χαρτιά ή κουρέλια, τα οποία είναι επικίνδυνα για εμφράξεις και δυσλειτουργίες σε κατάντη μονάδες επεξεργασίας, και κατόπιν ακολουθούν οι διαδικασίες της εξάμμιωσης και της απολίπανσης.

Στο πρώτο κύριο στάδιο, έπειτα από το προκαταρκτικό στάδιο, γίνεται μερική απομάκρυνση αιωρούμενων στερεών και οργανικού φορτίου. Σε κάποιες περιπτώσεις υπάρχει και το προχωρημένο πρώτο στάδιο, κατά το οποίο γίνεται πρόσθετη απομάκρυνση αιωρούμενων στερεών και οργανικού φορτίου, συνήθως με χρήση φίλτρων και προσθήκη χημικών.

Στο δεύτερο κύριο στάδιο γίνεται επιπλέον απομάκρυνση αιωρούμενων στερεών και οργανικού φορτίου που αιωρείται ή βρίσκεται σε διαλυμένη μορφή στα λύματα. Επίσης, συνήθως σε αυτό το στάδιο, πραγματοποιείται απομάκρυνση θρεπτικών (αζώτου ή/και φωσφόρου).

Στο τρίτο κύριο στάδιο γίνεται απομάκρυνση των υπόλοιπων (μετά το δεύτερο στάδιο) αιωρούμενων στερεών με χρήση μεμβρανών και επιπρόσθετη απομάκρυνση θρεπτικών. Στο τρίτο στάδιο εφαρμόζονται μέθοδοι όπως η χρήση φίλτρων και μεμβρανών και στο τέλος πραγματοποιείται απολύμανση, συνήθως με χλωρίωση, χρήση όζοντος ή χρήση ακτίνων UV. Σε ακόμα πιο προχωρημένο στάδιο, πραγματοποιείται απομάκρυνση των αιωρούμενου και διαλυμένου φορτίου με πιο σύνθετες μεθόδους.

Οι μέθοδοι επεξεργασίας που εφαρμόζονται στα λύματα για την παραγωγή ανακυκλωμένου νερού διακρίνονται σε χημικές, βιολογικές και φυσικές μεθόδους, ενώ εφαρμόζονται και συνδυασμένες μέθοδοι φυσικής και βιολογικής επεξεργασίας, που αποτελούν υβριδικές μεθόδους. Ακολουθώς, γίνεται συνοπτική περιγραφή παραδειγμάτων μεθόδων επεξεργασίας.

Συστήματα αιωρούμενης βιομάζας (Suspended growth systems)

Τα συστήματα αιωρούμενης βιομάζας είναι συστήματα στα οποία οι μικροοργανισμοί αιωρούνται ελεύθερα στο νερό και έχουν σχεδιαστεί για να διευκολύνουν τη διεργασία της

οξειδωσης του οργανικού υλικού και του αμμωνιακού αζώτου, συμβάλλοντας στη μείωση της συγκέντρωσης αιωρούμενων στερεών και παθογόνων μικροοργανισμών.

Το πιο διαδεδομένο σύστημα επεξεργασίας σε αυτήν την κατηγορία είναι το σύστημα ενεργού ιλύος, στο οποίο τα λύματα εισέρχονται στο βιολογικό αντιδραστήρα και οδηγούνται κατόπιν σε δεξαμενές καθίζησης. Ο βιοαντιδραστήρας περιλαμβάνει αεριζόμενη δεξαμενή, στην οποία επικρατεί καθεστώς πλήρους μείξης. Εκεί, τα λύματα έρχονται σε επαφή με ένα μείγμα μικροοργανισμών που βρίσκεται υπό μορφή αιωρούμενων συσσωματωμάτων (βιοκροκίδων), με αποτέλεσμα τα αιωρούμενα και κολλοειδή στερεά να προσροφώνται ή να συσσωματώνονται με τους μικροοργανισμούς. Κατόπιν, με τη βοήθεια υδρολυτικών ενζύμων, διασπώνται σε διαλυμένες οργανικές ενώσεις και, μαζί με τις προϋπάρχουσες διαλυμένες ουσίες, διαπερνούν την περικυτταρική μεμβράνη των μικροοργανισμών. Από τους μικροοργανισμούς επιτελούνται οι διεργασίες της οξειδωσης ή νιτροποίησης και της σύνθεσης. Μετά τη δεξαμενή αερισμού, το μείγμα λυμάτων, μικροοργανισμών και προσροφημένων αδρανών στερεών (ανάμικτο υγρό ή MLSS) εισέρχεται στη δεξαμενή καθίζησης. Στη δεξαμενή αυτή πραγματοποιείται με βαρύτητα ο διαχωρισμός των βιοκροκίδων από την τροφή που δεν έχει χρησιμοποιηθεί. Ένα ποσοστό της βιομάζας απομακρύνεται από το σύστημα (πλεονάζουσα ιλύς), ενώ οι υπόλοιπες βιοκροκίδες επανακυκλοφορούνται στην αρχή της δεξαμενής αερισμού, προκειμένου να έρθουν σε επαφή με νέα λύματα (Ανδρεαδάκης, 2011).

Συστήματα προσκολλημένης βιομάζας (Attached growth systems)

Τα συστήματα προσκολλημένης βιομάζας περιλαμβάνουν τους αερόβιους βιολογικούς αντιδραστήρες προσκολλημένης βιομάζας (σταλαγματικά φίλτρα), που αξιοποιούνται για την επεξεργασία αστικών και βιομηχανικών λυμάτων και για την επαναχρησιμοποίηση νερού, ενώ χρησιμοποιούνται ολοένα και περισσότερο και οι αναερόβιοι βιολογικοί αντιδραστήρες προσκολλημένης βιομάζας. Οι αντιδραστήρες αυτοί περιέχουν βυθισμένο πληρωτικό υλικό μικρών διαστάσεων, είτε μη πλημμυρισμένο (αερόβια επεξεργασία) είτε πλημμυρισμένο (συνήθως ανοξική ή αναερόβια επεξεργασία), στην επιφάνεια του οποίου αναπτύσσεται προσκολλημένη βιομάζα. Το υλικό αυτό αποτελείται κατά κανόνα από χαλίκια ή άμμο, ενώ άλλα υλικά που μπορούν να χρησιμοποιηθούν είναι τεμαχισμένο γυαλί, γεωφάσμα, τύρφη, διογκωμένη άργιλος κ.ά. (Παρασκάκη, 2013).

Η προσκόλληση της ενεργού βιομάζας στο υλικό δημιουργεί μία βιολογική μεμβράνη που λειτουργεί σαν ένα είδος βιολογικού φίλτρου για τα υγρά απόβλητα. Η βιομάζα που συγκεντρώνεται πάνω στο υλικό πλήρωσης αποκολλάται συνεχώς και στη συνέχεια προωθείται

στη δεξαμενή καθίζησης όπου συλλέγεται ως λάσπη.

Σε αυτή την κατηγορία συστημάτων περιλαμβάνονται οι βιολογικοί αντιδραστήρες ρευστοποιημένης κλίνης, οι αερόβιες περιστρεφόμενες μονάδες προσκολλημένης βιομάζας και οι αντιδραστήρες προσκολλημένης βιομάζας σταθερής κλίνης. Οι αερόβιες περιστρεφόμενες μονάδες προσκολλημένης βιομάζας (ή αντιδραστήρες με περιστρεφόμενους δίσκους, *rotating biological contactors-RBC*) είναι εύχρηστες σε περιπτώσεις εφαρμογής της τεχνολογίας *sewer mining*, λόγω της ευκολίας εγκατάστασης και χειρισμού τους. Το πληρωτικό υλικό σε αυτές τις μονάδες δεν παραμένει ακίνητο αλλά περιστρέφεται και έρχεται σε επαφή πότε με τον ατμοσφαιρικό αέρα και πότε με τα απόβλητα. Στην επιφάνεια των δίσκων προσκολλώνται μικροοργανισμοί και δημιουργείται βιοφίλμ. Χάρη στις διατμητικές δυνάμεις που ασκούνται στο βιοφίλμ από την περιστροφή των δίσκων, αποκόπτεται ένα τμήμα του που οδηγείται στη δεξαμενή καθίζησης. Με αυτόν τον τρόπο διατηρείται ένα σχετικά σταθερό πάχος προσκολλημένης βιομάζας (Holt et al., 2006, Παρασκάκη, 2013).

Φυσικά συστήματα επεξεργασίας (Natural treatment systems)

Τα φυσικά συστήματα επεξεργασίας αποτελούν συστήματα όπου αξιοποιούνται φυσικά μέσα και φυσικές, χημικές και βιολογικές διεργασίες μαζί με την αλληλεπίδραση του νερού, του εδάφους, της ατμόσφαιρας, των φυτικών και των ζωικών οργανισμών για την επεξεργασία των αποβλήτων. Υπάρχουν τρία κύρια είδη τέτοιων συστημάτων (Παρασκάκη, 2013):

- Συστήματα που βρίσκονται στο έδαφος (εδαφικά συστήματα επεξεργασίας).
- Συστήματα που βασίζονται στα υδροχαρή φυτά.
- Συστήματα σηπτικών δεξαμενών ή βόθρων ή επιτόπια συστήματα.

Στα συστήματα που βασίζονται σε υδροχαρή φυτά ανήκουν οι φυσικοί και τεχνητοί υγροβιότοποι που αποτελούν μία σύνθεση νερού, εδάφους, οργανικού υλικού, μικροβίων, ασπόνδυλων και φυτών. Με τη χρήση των συστημάτων αυτών είναι δυνατή η απομάκρυνση οργανικών στοιχείων και αιωρούμενων στερεών μέσω της ροής του νερού στα υποστρώματα τους. Το έδαφος στους υγροβιότοπους έχει μεγάλη περατότητα και περιέχει άμμο ή χαλίκι, ενώ ο πυθμένας έχει κατάλληλη υδροχαρή βλάστηση. Στις ρίζες των φυτών αναπτύσσονται διάφορα βακτήρια που προσροφούν συστατικά από τα λύματα και τελικά το BOD και τα ολικά αιωρούμενα στερεά TSS μειώνονται λόγω βιολογικής αποσύνθεσης. Υπάρχουν συστήματα με λεκάνες ελεύθερης υδατικής επιφάνειας και συστήματα υπόγειας ροής (Holt et al., 2006, Παρασκάκη, 2013).

Συστήματα μεμβρανών (Membrane systems)

Η διήθηση μέσω μεμβρανών είναι μία φυσική διεργασία κατά την οποία οι ρύποι φιλτράρονται μέσα από ένα ημιπερατό μέσο. Διακρίνονται τέσσερις κύριες κατηγορίες: μικροδιήθηση, υπερδιήθηση, νανοδιήθηση και αντίστροφη ώσμωση.

Στον ακόλουθο πίνακα φαίνεται το μέγεθος των πόρων μεμβράνης σε κάθε κατηγορία και η απαιτούμενη πίεση λειτουργίας. Όσο μικραίνει το μέγεθος των πόρων, τόσο αυξάνονται οι απαιτήσεις σε πίεση, ωστόσο με υψηλότερη πίεση λειτουργίας απομακρύνονται περισσότεροι ρύποι.

Πίνακας 2.1 Κατηγορίες επεξεργασίας υγρών αποβλήτων με χρήση μεμβρανών (τροποποιημένο από Holt et al., 2006).

Κατηγορία	Μέγεθος πόρων	Πίεση	Ρύποι που συγκρατούνται
Μικροδιήθηση	0.03 - 10 μm	100 - 400 kPa	Άμμος, Ιλύς, Άργιλος, <i>Giardia lamblia</i> , <i>Cryptosporidium</i> .
Υπερδιήθηση	0.002 - 0.1 μm	200 - 700 kPa	Όπως και στη μικροδιήθηση και επιπλέον κάποιοι ιοί και οργανικές ουσίες.
Νανοδιήθηση	$\sim 0.001 \mu\text{m}$	600 - 1 000 kPa	Όλες σχεδόν οι κύστες, τα βακτήρια, οι ιοί και τα οργανικά στοιχεία.
Αντίστροφη ώσμωση	0.4 - 0.8 nm	300 - 6 000 kPa (ή 13 000 kPa)	Σχεδόν όλοι οι ανόργανοι ρύποι και φυσικές οργανικές ουσίες, εντομοκτόνα, κύστες, βακτήρια, ιοί. Επιπλέον, γίνεται αφαλάτωση του νερού.

Αντίστροφη ώσμωση (Reverse Osmosis - RO)

Η αντίστροφη ώσμωση είναι η διαδικασία επεξεργασίας με μεμβράνες που μπορεί να αφαιρέσει σχεδόν το σύνολο των παθογόνων μικροοργανισμών, των ιών και άλλων ρύπων που εντοπίζονται στα υγρά απόβλητα, ενώ συγχρόνως χρησιμοποιείται συχνά και για την αφαλάτωση του νερού.

Η αρχή λειτουργίας της αντίστροφης ώσμωσης είναι η εξής: όταν δύο διαλύματα με διαφορετικές συγκεντρώσεις χωρίζονται από μία ημιπερατή μεμβράνη, τότε υπάρχει μία διαφορά στο χημικό δυναμικό κατά μήκος της μεμβράνης, με αποτέλεσμα να παρατηρείται τάση διάχυσης του νερού μέσω της μεμβράνης από το διάλυμα χαμηλότερης συγκέντρωσης

(υψηλό δυναμικό) στο διάλυμα υψηλότερης συγκέντρωσης (χαμηλό δυναμικό). Η ροή συνεχίζεται μέχρις ότου η διαφορά πίεσης να ισορροπήσει με τη διαφορά χημικού δυναμικού. Η πίεση για την οποία επιτυγχάνεται αυτό ονομάζεται ωσμωτική πίεση. Στην περίπτωση που επιβάλλεται στη μεμβράνη μία πίεση αντίθετης διεύθυνσης και μεγαλύτερης τιμής από την ωσμωτική πίεση, τότε η ροή γίνεται αντίστροφα από το διάλυμα υψηλής συγκέντρωσης στο διάλυμα χαμηλής συγκέντρωσης. Το φαινόμενο αυτό είναι η αντίστροφη ώσμωση (Metcalf & Eddy Inc. et al., 2003).

Με την αντίστροφη ώσμωση διαχωρίζονται ιόντα, όπως το διαλυμένο αλάτι, από το νερό, με αποτέλεσμα να παράγεται επεξεργασμένο νερό πολύ καλής ποιότητας. Υπάρχουν υψηλές απαιτήσεις σε πίεση και σε ενέργεια, οι οποίες εξαρτώνται από τη συγκέντρωση των ιόντων και την ωσμωτική πίεση. Επιπλέον, απαιτείται συχνά καθαρισμός ώστε να μην φράζουν οι πόροι και είναι σημαντικό να γίνεται κατάλληλη επεξεργασία στις ανάντη μονάδες, ώστε να μειώνεται ο κίνδυνος έμφραξης (Holt et al., 2006). Στην επαναχρησιμοποίηση νερού για βιομηχανικούς σκοπούς ή για την επαναφόρτιση υπόγειων υδροφορέων, η αντίστροφη ώσμωση αξιοποιείται μετά από την μέθοδο MBR για την αφαίρεση των υπόλοιπων διαλυμένων στοιχείων που έχουν παραμείνει στο νερό. Ο ρυθμός απομάκρυνσης διαλυμένων στερεών μπορεί να φτάσει έως και 98% (DESSIN, 2015)

Βιοαντιδραστήρες μεμβρανών (Membrane Bioreactors - MBR)

Η επεξεργασία με MBR βασίζεται στις αρχές του συστήματος ενεργού ιλύος, με τη διαφορά ότι οι δεξαμενές καθίζησης αντικαθίστανται από συστήματα μεμβρανών μικρής απαιτούμενης πίεσης (συνήθως μικροδιήθησης ή υπερδιήθησης). Έχουν γενικά μικρό υδατικό αποτύπωμα και απαιτούν λιγότερο χώρο, σε σχέση με τα συστήματα ενεργού ιλύος, εξαιτίας του μικρότερου χρόνου παραμονής των λυμάτων στο βιοαντιδραστήρα. Για αυτό το λόγο, θεωρείται κατάλληλη η εφαρμογή τους σε αποκεντρωμένα συστήματα επεξεργασίας.

Υπάρχουν συστήματα με μεμβράνες που βασίζονται σε πίεση (pressure driven) και με μεμβράνες που βασίζονται σε αέρα (vacuum driven). Στην πρώτη περίπτωση, οι μεμβράνες τοποθετούνται εξωτερικά από τον βιοαντιδραστήρα και το ανάμικτο υγρό φτάνει σε αυτές με αντλίες. Οι μεμβράνες που βασίζονται σε αέρα μπορεί να είναι βυθισμένες εντός του βιοαντιδραστήρα ή σε χωριστή δεξαμενή μεμβρανών. Με τη βοήθεια του αέρα, το φιλτραρισμένο νερό εκρέει από τις μεμβράνες, ενώ τα κατάλοιπα που δεν πέρασαν μέσα από τις μεμβράνες επιστρέφουν στο ανάμικτο υγρό.

Τα συστήματα MBR έχουν τα πλεονεκτήματα του λιγότερου χώρου, της μειωμένης παραγωγής λάσπης και της δυνατότητας ταυτόχρονης νιτροποίησης και απονιτροποίησης. Ορισμένα μειονεκτήματά τους είναι το υψηλό κόστος για τις μεμβράνες και τον καθαρισμό και τη συντήρησή τους, το υψηλό ενεργειακό κόστος και η πιθανότητα έμφραξης των πόρων, η οποία επηρεάζει την τελική ποιότητα του επεξεργασμένου νερού.

Η χρήση συστημάτων MBR ενδείκνυται σε περιπτώσεις όπου απαιτείται υψηλής ποιότητας νερό για επαναχρησιμοποίηση, σε αποκεντρωμένες μονάδες επεξεργασίας (όπως κατά την εφαρμογή sewer mining), σε περιορισμένες διαθέσιμες εκτάσεις και κατά τις περιπτώσεις στις οποίες είναι επιθυμητός μικρότερος όγκος ιλύος για περαιτέρω επεξεργασία. Πρόσθετη απομάκρυνση διαλυμένων ουσιών επιτυγχάνεται με την αξιοποίηση τεχνολογιών νανοδιήθησης ή αντίστροφης ώσμωσης, έπειτα από την επεξεργασία με MBR (DESSIN, 2015).

Απολύμανση (Disinfection)

Η απολύμανση αποτελεί ένα πολύ βασικό στάδιο στην επεξεργασία λυμάτων. Είναι η διαδικασία κατά την οποία καταστρέφονται οι παθογόνοι μικροοργανισμοί έτσι ώστε να διασφαλίζεται η ανθρώπινη υγεία. Οι τρεις πιο συνηθισμένες μέθοδοι απολύμανσης είναι η χλωρίωση, η χρήση υπεριώδους ακτινοβολίας (UV) και η χρήση όζοντος.

Η χλωρίωση γίνεται με την εισαγωγή χλωρίου σε αέρια μορφή (Cl_2), υποχλωριώδους οξέος ή υποχλωριώδους άλατος (συνήθως $\text{Ca}(\text{OCl})_2$) και συνεχίζει να απολυμαίνει το νερό ακόμα και μετά το πέρας της διαδικασίας. Η μέθοδος αυτή απαιτεί την ύπαρξη αποθηκευτικού χώρου για το χλώριο και κατάλληλου εξοπλισμού για την εφαρμογή του στα λύματα. Η κατάλληλη ποσότητα χλωρίου για απολύμανση εξαρτάται κάθε φορά από τις συνθήκες pH και θερμοκρασίας και πρέπει να ρυθμίζεται ορθά, διότι τα παραπροϊόντα της χλωρίωσης είναι υπεύθυνα για την εμφάνιση καρκίνου (Holt et al., 2006).

Η μικρού μήκους υπεριώδης (UV) ακτινοβολία διεισδύει στο περίβλημα των κυττάρων και μεταβάλλει το γενετικό υλικό (DNA), με αποτέλεσμα τα βακτηρίδια, οι ιοί, οι μύκητες, τα φύκια και άλλοι μικροοργανισμοί να μην μπορούν πλέον να αναπαραχθούν. Η επεξεργασία με UV ακτινοβολία έχει χαμηλό κεφάλαιο και κόστος χειρισμού, ενώ η εγκατάσταση του αντίστοιχου εξοπλισμού και ο χειρισμός του πραγματοποιούνται με ευκολία. Η χρήση της μεθόδου αυτής ενδείκνυται σε μικρής κλίμακας μονάδες επεξεργασίας (Holt et al., 2006).

Όσον αφορά τη χρήση όζοντος, το όζον είναι ένα πολύ ισχυρό οξειδωτικό, τοξικό για τους μικροοργανισμούς, και παράγεται με τη διέλευση αερίου που περιέχει οξυγόνο μέσα από

υπεριώδες φως ή ηλεκτρική παροχή (μετατροπή: $3\text{O}_2 \rightarrow 2\text{O}_3$) (Holt et al., 2006). Κατά την επεξεργασία, παράγεται επιτόπου όζον και προστίθεται στη συνέχεια με τη μορφή φυσαλίδων στη ροή των λυμάτων. Η παραγωγή του όζοντος εξαρτάται από τη συγκέντρωση οξυγόνου και το αν περιέχονται υδρατμοί και σκόνη στο αέριο. Λόγω της γρήγορης υποβάθμισής του όζοντος σε οξυγόνο είναι δύσκολη η διατήρησή του για μεγάλο χρονικό διάστημα στο νερό. Το όζον δεν επηρεάζει την οσμή και τη γεύση του νερού και τα παραπροϊόντα του δεν είναι αυτά καθαυτά καρκινογόνα, ωστόσο έχει παρατηρηθεί ότι κάποια παραπροϊόντα αντιδρούν με ιόντα βρωμιδίου και σχηματίζουν βρωμικά ιόντα, τα οποία θεωρούνται καρκινογόνα.

Στον ακόλουθο πίνακα φαίνεται η απομάκρυνση διάφορων ρύπων ανάλογα με τη μέθοδο επεξεργασίας υγρών αποβλήτων που εφαρμόζεται.

Πίνακας 2.2 Απομάκρυνση ρύπων κατά την εφαρμογή διάφορων μεθόδων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων (τροποποιημένο από Crites and Tchobanoglous, 1998).

	Ολικά αιωρούμενα στερεά (TSS)	BOD	Θρεπτικά: Άζωτο	Θρεπτικά: Φώσφορος	Άλατα	Παθογόνα μικρόβια
Βιολογικές διεργασίες	✓	✓	✓	Περιορισμένη	✗	Περιορισμένη
Φυσικά συστήματα	✓	✓	✓	✓	✗	Καλή
Μεμβράνες	✓	Ανάλογα με το μέγεθος*	Ανάλογα με το μέγεθος	Ανάλογα με το μέγεθος	Μόνο με αντίστροφη ώσμωση	Ανάλογα με το μέγεθος
MBR	✓	✓	Ανάλογα με το μέγεθος	Ανάλογα με το μέγεθος	✗	Ανάλογα με το μέγεθος
Υπόγειος υδροβιότοπος	✓	✓	✓	✓	✗	Καλή
Απολύμανση	✗	✗	✗	✗	✗	✓

*Ανάλογα με το μέγεθος της μονάδας επεξεργασίας.

2.3 Χρήσεις ανακυκλωμένου νερού

Οι χρήσεις του ανακυκλωμένου νερού ποικίλουν και συμβάλλουν στον περιορισμό του κόστους ή του απαιτούμενου εξοπλισμού σε πολλές εφαρμογές, στην αντιμετώπιση της

περιβαλλοντικής υποβάθμισης και στην εύρεση εναλλακτικών τρόπων άρδευσης και ύδρευσης. Οι πιο διαδεδομένες χρήσεις του ανακυκλωμένου νερού είναι οι ακόλουθες (Crites and Tchobanogous, 1998, Asano et al., 2007, U.S.E.P.A., 2012):

- *Άρδευση αγροτικών καλλιεργειών:* Αποτελεί την πλέον διαδεδομένη χρήση ανακυκλωμένου νερού. Ανάλογα με το είδος του εδάφους, της καλλιέργειας, τις κλιματικές συνθήκες, το αρδευτικό σύστημα και την τοπική νομοθεσία, επιλέγεται το επίπεδο επεξεργασίας του ανακυκλωμένου νερού. Επίσης, λαμβάνονται υπόψη τα ποσοστά αλατότητας (ηλεκτρική αγωγιμότητα και TDS), ο ρυθμός διήθησης (ηλεκτρική αγωγιμότητα και SAR), η τοξικότητα (ιόντα νατρίου, χλωρίου, βορίου), τα επίπεδα νιτρικών και ανθρακικών και το pH του νερού.
- *Άρδευση αστικών χώρων:* Το ανακυκλωμένο νερό μπορεί να χρησιμοποιηθεί για την άρδευση πάρκων και γενικά χώρων πρασίνου μέσα στην πόλη, αθλητικών εγκαταστάσεων, χώρων αναψυχής, νεκροταφείων.
- *Χρήση στην πόλη (όχι για άρδευση):* Τέτοιες περιπτώσεις είναι η αξιοποίηση του ανακυκλωμένου νερού για πυρόσβεση, ψύξη κλιματιστικών, για την υγιεινή (π.χ. σε καζανάκια στις τουαλέτες) και για πλύσιμο των αυτοκινήτων. Οι εφαρμογές αυτές απαιτούν υψηλό επίπεδο επεξεργασίας του νερού.
- *Χρήση στη βιομηχανία:* Το ανακυκλωμένο νερό χρησιμοποιείται στη βιομηχανία κυρίως σε πύργους ψύξης, καθώς επίσης σε διυλιστήρια πετρελαίου και κατασκευαστικές μονάδες.
- *Χρήση στη βιομηχανία έτοιμων τροφίμων και αναψυκτικών:* Στη βιομηχανία έτοιμων τροφίμων και αναψυκτικών απαιτούνται εκτεταμένες διαδικασίες καθαρισμού, εξυγίανσης, παραγωγή ατμού και θερμού νερού, μεταφορά και καθαρισμός των προϊόντων και του εξοπλισμού. Σε αυτές τις περιπτώσεις, μπορεί να χρησιμοποιηθεί ανακυκλωμένο νερό, το οποίο πρέπει να έχει δεχτεί υψηλού επιπέδου επεξεργασία.
- *Χρήση για περιβαλλοντικούς σκοπούς:* Η εφαρμογή του ανακυκλωμένου νερού μπορεί να γίνει για την αύξηση της ποσότητας νερού σε υγροβιότοπους ή της ροής σε ποταμούς κατά την ξηρή περίοδο, για τη δημιουργία μικρών λιμνών για περιβαλλοντικούς σκοπούς ή σκοπούς αναψυχής, όπως επίσης για έργα που αφορούν τον έλεγχο της διάβρωσης του εδάφους και τις πλημμύρες.
- *Χρήση για το πότισμα των ζώων:* Πρόκειται για σπάνια εφαρμογή, η οποία προϋποθέτει υψηλό επίπεδο επεξεργασία του νερού και διεξοδικό έλεγχο των επιπέδων ουσιών που βρίσκονται στο νερό όπως το μολυβδαίνιο, το νάτριο και τα σουλφίδια.
- *Επαναφόρτιση υπόγειων υδροφορέων:* Σε περιπτώσεις υπόγειων υδροφορέων στους οποίους

η στάθμη έχει ταπεινωθεί λόγω υπεράντλησης ή το νερό είναι υφάλμυρο, μπορεί να προστεθεί ανακυκλωμένο νερό, είτε άμεσα, είτε έπειτα από ανάμειξη με επιφανειακό νερό. Επειδή το νερό από τους υπόγειους υδροφορείς αντλείται και μπορεί να χρησιμοποιηθεί (μετά από κατάλληλη επεξεργασία) για πόση, στην ουσία η εφαρμογή αυτή του ανακυκλωμένου νερού αφορά εμμέσως την κάλυψη αναγκών ύδρευσης.

- *Αύξηση επιφανειακού νερού:* Στην περίπτωση αυτή γίνεται προσθήκη νερού που έχει υποστεί υψηλού επιπέδου επεξεργασία σε επιφανειακούς ταμιευτήρες νερού. Η εφαρμογή αυτή έχει επίσης έμμεση σχέση με την ύδρευση, εφόσον το νερό από τους ταμιευτήρες καταλήγει στους καταναλωτές για πόση.
- *Άμεση πόση:* Η εφαρμογή αυτή του ανακυκλωμένου νερού είναι πολύ σπάνια, διότι απαιτεί πολύ υψηλό επίπεδο επεξεργασίας του νερού. Το επεξεργασμένο νερό που καταλήγει άμεσα στους καταναλωτές για πόση πρέπει να έχει υποστεί προχωρημένη τριτοβάθμια επεξεργασία, με μέθοδο αντίστροφης ώσμωσης, και να έχει αναμειχθεί με επεξεργασμένο επιφανειακό νερό. Ένα παράδειγμα αυτής της εφαρμογής είναι η μονάδα επεξεργασίας λυμάτων που έχει δημιουργηθεί στην πρωτεύουσα Βίντχουκ της Ναμίμπια, στην Αφρική.

2.4 Η τεχνολογία sewer mining

Μία πρακτική για την παραγωγή ανακυκλωμένου νερού, η οποία έχει εφαρμοστεί με επιτυχία σε διάφορες περιπτώσεις διεθνώς, ειδικά στην Αυστραλία, είναι η τεχνολογία sewer mining. Ως sewer mining (SM) ορίζεται η διαδικασία της επέμβασης σε ένα δίκτυο αποχέτευσης υγρών αποβλήτων (είτε πριν είτε μετά τη μονάδα επεξεργασίας) και η εξαγωγή αποβλήτων που υπόκεινται σε επεξεργασία για την παραγωγή ανακυκλωμένου νερού ([Sydney Water](#)). Ορισμένα από τα παραπροϊόντα της επεξεργασίας είναι δυνατόν να επιστραφούν στο δίκτυο υπό συγκεκριμένες προϋποθέσεις. Η τεχνολογία sewer mining θεωρείται μία αποκεντρωμένη πρακτική, καθώς εφαρμόζεται σε επίπεδο ανάπτυξης (για παράδειγμα για την εξυπηρέτηση έως και 5 000 νοικοκυριών) ([Makropoulos and Butler, 2010](#)).

2.4.1 Μονάδες και εξοπλισμός της τεχνολογίας

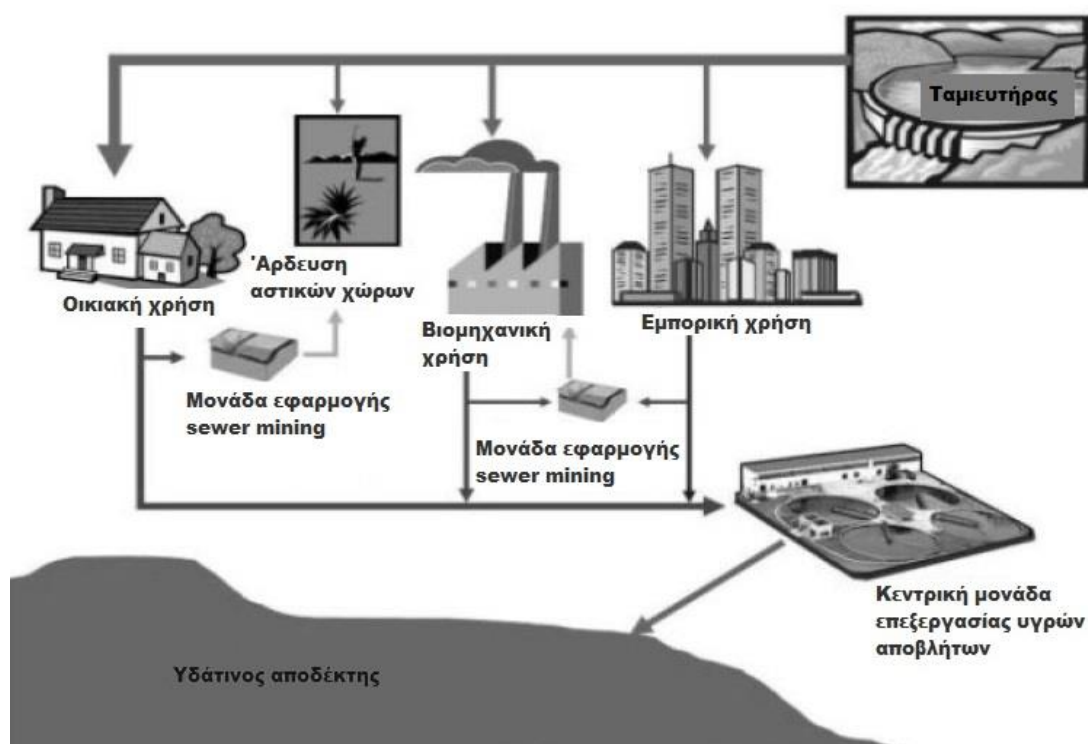
Οι εγκαταστάσεις για την εφαρμογή της τεχνολογίας sewer mining απαιτούν μονάδες και εξοπλισμό μικρότερης ή μεγαλύτερης κλίμακας. Ωστόσο, ανεξάρτητα από το μέγεθός τους, πρέπει να περιλαμβάνουν ([Barwon Water, 2011](#)):

- Σύνδεση με ένα δίκτυο αποχέτευσης υγρών αποβλήτων για την εξαγωγή αποβλήτων προς επεξεργασία.
- Σύστημα μεταφοράς των αποβλήτων από το σημείο άντλησης έως τη μονάδα επεξεργασίας.
- Μία μονάδα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων και παραγωγής ανακυκλωμένου νερού.

Εκτός από τα παραπάνω, οι εγκαταστάσεις αυτές ενδέχεται να περιλαμβάνουν (Barwon Water, 2011):

- Ένα σύστημα για τη διανομή του επεξεργασμένου νερού προς χρήση.
- Μία σύνδεση με το δίκτυο αποχέτευσης υγρών αποβλήτων για την επιστροφή των κατάλοιπων από την επεξεργασία στο δίκτυο.
- Ένα σύστημα για τη διαχείριση της περίσσειας ιλύος που παράγεται κατά την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων.

Εκτός των παραπάνω, κατά τη δημιουργία μίας εγκατάστασης για την εφαρμογή SM πρέπει να αποφασίζεται, ανάλογα με τις μεθόδους επεξεργασίας που ακολουθούνται και τα κατάλοιπα που προκύπτουν από αυτήν, αν θα πραγματοποιείται επιστροφή τους στο δίκτυο λυμάτων ή αν θα απομακρύνονται από τη μονάδα για περαιτέρω επεξεργασία.



Σχήμα 2.2 Εφαρμογές στις οποίες αξιοποιείται το ανακυκλωμένο νερό που προκύπτει έπειτα από επεξεργασία κατά την εφαρμογή τεχνολογίας sewer mining (τροποποιημένο από Chanan and Kandasamy, 2009).

2.4.2 Επεξεργασία των λυμάτων στις μονάδες *sewer mining*

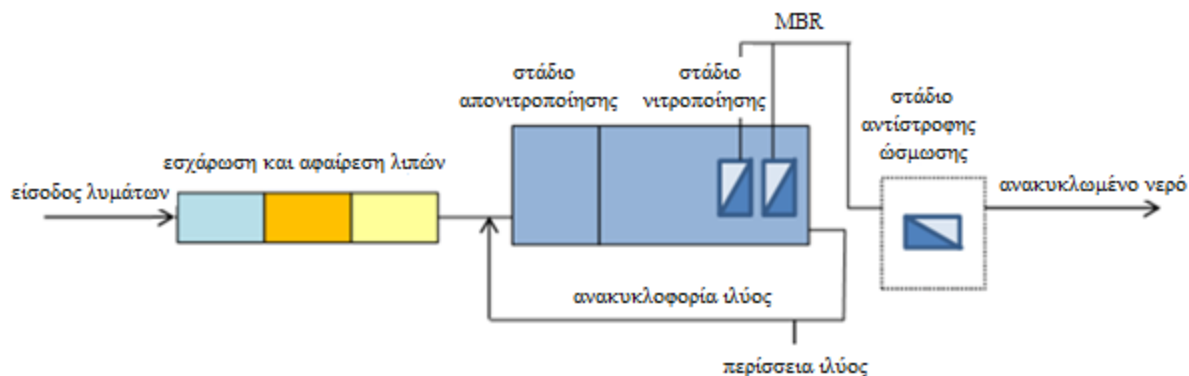
Η επεξεργασία των λυμάτων στις μονάδες SM περιλαμβάνει κάποιες από τις μεθόδους που αναφέρθηκαν στην Ενότητα 2.2, οι οποίες διαφοροποιούνται ανάλογα με τη ζητούμενη τελική ποιότητα του ανακυκλωμένου νερού και τους περιορισμούς σε κάθε εφαρμογή. Μία συνηθισμένη μονάδα SM περιλαμβάνει το προκαταρκτικό στάδιο επεξεργασίας, πρωτοβάθμια και δευτεροβάθμια επεξεργασία, μία μέθοδο τριτοβάθμιας επεξεργασίας και απολύμανση.

Ένα τυπικό παράδειγμα λειτουργίας μίας εγκατάστασης SM περιγράφεται ακολούθως. Αρχικά, εξάγονται λύματα από το δίκτυο, τα οποία μεταφέρονται με άντληση στη μονάδα *sewer mining*. Κατόπιν, τα λύματα διέρχονται από τις μονάδες προκαταρκτικής επεξεργασίας, οι οποίες αποτελούνται συνήθως από εσχάρες και απολιπαντές. Αφαιρούνται απορρίμματα, χαλίκια, άμμος και μεγάλα στερεά, όπως επίσης λίπη που υπάρχουν στα λύματα. Τα κατάλοιπα από το προκαταρκτικό στάδιο επεξεργασίας συλλέγονται, υφίστανται αποξήρανση και απομακρύνονται από τη μονάδα.

Σε επόμενο στάδιο, τα λύματα εισέρχονται στις μονάδες βιολογικής επεξεργασίας, οι οποίες περιλαμβάνουν συνήθως μεθόδους συστημάτων βιομάζας (αιωρούμενης ή προσκολλημένης) και προχωρημένες μεθόδους νιτροποίησης και απονιτροποίησης, σε συνδυασμό με συστήματα μεμβρανών και αντίστροφη ώσμωση. Στην περίπτωση που χρησιμοποιείται το σύστημα αιωρούμενης βιομάζας, η διαδικασία της απονιτροποίησης γίνεται μέσω μίας ανοξικής δεξαμενής, η οποία έχει ειδικό μηχανισμό για την ανακίνηση του ανάμεικτου υγρού. Μετά την ανοξική δεξαμενή, το ανάμεικτο υγρό οδηγείται σε αεριζόμενη δεξαμενή όπου πραγματοποιείται η οξειδωση του οργανικού άνθρακα, η νιτροποίηση και η σταθεροποίηση της ιλύος. Σε αυτό το σημείο, προκειμένου να διαχωριστεί το ανάμεικτο υγρό από το επεξεργασμένο νερό, χρησιμοποιούνται συστήματα μεμβρανών (π.χ. υπερδιήθηση). Μία ποσότητα από την ιλύ που προκύπτει μετά τη χρήση των μεμβρανών ανακυκλοφορεί και αποτελεί είσοδο στην αρχή της βιολογικής επεξεργασίας. Η υπόλοιπη ποσότητα, ανάλογα με τους κανονισμούς, είτε απομακρύνεται από τη μονάδα προς περαιτέρω επεξεργασία, είτε επιστρέφεται στο δίκτυο (DESSIN, 2015).

Όταν υπάρχει η ανάγκη για συμμόρφωση με πιο αυστηρά κριτήρια (π.χ. μεγάλη συγκέντρωση αλάτων στο επεξεργασμένο νερό), τότε εφαρμόζεται αντίστροφη ώσμωση. Η επιστροφή των κατάλοιπων από την αντίστροφη ώσμωση στο δίκτυο είναι δυνατή, μόνο σε περίπτωση που οι παροχές στους αγωγούς του δικτύου είναι σημαντικά μεγαλύτερες και υπό συγκεκριμένες προϋποθέσεις.

Σε τελικό στάδιο, το επεξεργασμένο νερό υφίσταται απολύμανση με χλωρίωση, έκθεση σε υπεριώδη ακτινοβολία ή χρήση όζοντος, για την εγγυημένη απομάκρυνση του μικροβιακού φορτίου από το νερό και παράλληλα για την αποφυγή ανάπτυξης μικροβίων στις δεξαμενές αποθήκευσης και στο δίκτυο μεταφοράς. Μετά από την απολύμανση, το ανακυκλωμένο νερό είναι έτοιμο προς αποθήκευση και διάθεση.



Σχήμα 2.3 Τυπική πορεία επεξεργασίας των λυμάτων σε μία μονάδα sewer mining (DESSIN, 2015).

2.4.3 Πλεονεκτήματα από την εφαρμογή sewer mining

Τα τελευταία χρόνια, η έντονη αστικοποίηση, η ανάπτυξη της τεχνολογίας και η άνοδος του βιοτικού επιπέδου έχουν πολλαπλασιάσει σημαντικά τις ανάγκες της κοινωνίας σε νερό. Η αξιοποίηση κεντρικών μονάδων επεξεργασίας νερού δεν επαρκεί πλέον για την κάλυψη αυτών των αναγκών και έτσι βρίσκονται σε εξέλιξη εναλλακτικές και αποκεντρωμένες πρακτικές επεξεργασίας. Μία αποκεντρωμένη πρακτική επεξεργασίας η οποία εμφανίζει σημαντικά πλεονεκτήματα, που αφορούν τόσο την κοινωνία όσο και το περιβάλλον, είναι η εφαρμογή τεχνολογίας sewer mining. Ορισμένα από τα βασικότερα πλεονεκτήματα αυτής της τεχνολογίας είναι (Gikas and Tchobanoglous, 2009):

- *Λύση σε προβλήματα περιορισμένης χωρητικότητας:* Αρχικά, ο σχεδιασμός των δικτύων αποχέτευσης και των εγκαταστάσεων επεξεργασίας, συνήθως κοντά σε χαμηλότερα υψομετρικά σημεία ώστε να αξιοποιείται η βαρύτητα για τη ροή του νερού, έγινε με το σκεπτικό να καλύπτονται οι ανάγκες του εκάστοτε αστικού κέντρου. Η πληθυσμιακή αύξηση και η επέκταση του αστικού ιστού είχαν σαν συνέπειες την υπέρβαση της δυναμικότητας των υφιστάμενων εγκαταστάσεων και την αδυναμία για επαναχρησιμοποίηση του νερού, όπως επίσης τη δυσκολία εύρεσης κατάλληλου χώρου για

την επέκτασή τους. Άλλωστε, ο πληθυσμός και οι τοπικές αρχές συχνά δεν αντιμετωπίζουν ευνοϊκά την επέκταση μίας εγκατάστασης επεξεργασίας λυμάτων, προβάλλοντας ως επιχειρήματα φόβους για την ανθρώπινη υγεία. Νέες πρακτικές, όπως η τεχνολογία sewer mining αναπτύσσονται ως εναλλακτικοί τρόποι για την αντιμετώπιση της έλλειψης χώρου, με μέριμνα και για μελλοντικές εφαρμογές.

- *Αντιμετώπιση της πληθυσμιακής αύξησης:* Η ραγδαία αύξηση του πληθυσμού έφερε ως αποτέλεσμα μεγαλύτερη ζήτηση σε πόσιμο νερό. Μάλιστα, σε αρκετές περιοχές του κόσμου τα υδάτινα αποθέματα, τόσο επιφανειακά όσο και υπόγεια, έχουν υποστεί υπερεκμετάλλευση και έχει ελαττωθεί σημαντικά η ποσότητα και η ποιότητα του διαθέσιμου νερού. Η εφαρμογή πρακτικών όπως η τεχνολογία SM, που επιτρέπουν την επαναχρησιμοποίηση των υγρών αποβλήτων, μπορεί να συμβάλει στη μείωση του ρυθμού εκμετάλλευσης των αποθεμάτων νερού.
- *Βιώσιμη χρήση των υδατικών πόρων:* Η βιώσιμη χρήση των υδατικών πόρων, με αξιοποίηση μόνο των ανανεώσιμων αποθεμάτων νερού, είναι πρωταρχικής σημασίας για τη διατήρηση του νερού σε ποιοτικά και ποσοτικά επίπεδα ικανά τόσο για την κάλυψη των μελλοντικών αναγκών όσο και για την αποφυγή περιβαλλοντικής υποβάθμισης.
- *Αντιμετώπιση ανεπάρκειας νερού εξαιτίας κλιματικής αλλαγής:* Η κλιματική αλλαγή αποτελεί ένα φαινόμενο που απασχολεί ολοένα περισσότερο την παγκόσμια κοινότητα εξαιτίας των σοβαρών περιβαλλοντικών συνεπειών που επιφέρει. Τα έντονα φαινόμενα ξηρασίας σε συνδυασμό με το βαθμιαίο λιώσιμο των πάγων έχουν προκαλέσει αλλαγές στον παγκόσμιο κύκλο του νερού. Η ανακύκλωση του νερού μπορεί να περιορίσει τις ελλείψεις, ειδικά σε περιοχές που βιώνουν εντονότερα προβλήματα λειψυδρίας.
- *Αντιμετώπιση φυσικών καταστροφών ή τρομοκρατικών ενεργειών:* Οι φυσικές καταστροφές (που αυξάνονται δραματικά λόγω της κλιματικής αλλαγής), όπως οι πλημμύρες ή οι σεισμοί, μπορούν να προξενήσουν σημαντικές βλάβες σε ένα κεντρικό δίκτυο ή σε εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων, με δυσμενείς επιπτώσεις στην υγεία του κοινού. Το ίδιο επικίνδυνη είναι και η περίπτωση τρομοκρατικών επιθέσεων, ιδίως επειδή οι κεντρικές εγκαταστάσεις επεξεργασίας αποτελούν συχνά στόχο τρομοκρατών. Η αξιοποίηση αποκεντρωμένων πρακτικών επεξεργασίας, όπως η τεχνολογία SM, περιορίζει αυτούς τους κινδύνους.

Εκτός από την ικανοποίηση των παραπάνω βασικών αναγκών, η εφαρμογή sewer mining έχει κάποια πρόσθετα πλεονεκτήματα (Makropoulos et al., 2017, Mallapa, 2006, McFallan and Logan, 2008, Ζησοπούλου and Κάζδαγλης, 2011):

- Η επεξεργασία στα λύματα που εξάγονται από το δίκτυο μπορεί να είναι τέτοια ώστε να

ικανοποιεί συγκεκριμένες προδιαγραφές ποιότητας, ανάλογα με τις ανάγκες χρήσης, δηλαδή μπορεί να μεταβάλλεται ανάλογα με το σκοπό.

- Οι επιπτώσεις από την εφαρμογή είναι μηδαμινές στο περιβάλλον, αφού έχει μικρές απαιτήσεις σε χώρο και μικρό υδατικό αποτύπωμα, ενώ δεν υπάρχουν ανεπιθύμητες οσμές από την επεξεργασία.
- Η παραγωγή ανακυκλωμένου νερού από την τεχνολογία sewer mining αποτελεί εναλλακτική λύση αντί για τη χρήση πόσιμου νερού, τη μεταφορά ανακυκλωμένου νερού από μία μακρινή κεντρική μονάδα επεξεργασίας ή την αφαλάτωση. Συνιστά επίσης εναλλακτική λύση αντί των συστημάτων επαναχρησιμοποίησης του γκρι και μαύρου νερού (grey water and black water reuse systems) που έχουν υψηλές απαιτήσεις στη φάση κατασκευής (π.χ. χωριστά συστήματα συλλογής γκρι και μαύρου νερού στις οικίες).
- Ο εξοπλισμός που χρησιμοποιείται για την τεχνολογία είναι περιορισμένος και μπορεί να προσαρμοστεί εύκολα ανάλογα με τις εκάστοτε ανάγκες. Επιπλέον, υπάρχει η δυνατότητα αυτοματοποίησης ορισμένων διαδικασιών και απομακρυσμένου ελέγχου, επομένως δεν απαιτείται μεγάλος αριθμός προσωπικού.
- Το κόστος της εφαρμογής είναι σχετικά μικρό αν και διαφοροποιείται ανάλογα με το μέγεθος και τις συνθήκες. Ενδεικτικές τιμές ελάχιστου κόστους για μία μονάδα 100 - 1 000 m³ κυμαίνονται από \$1.00/m³, με δαπάνες κεφαλαίου της τάξης των \$900 000, έως \$2.74/m³, με δαπάνες κεφαλαίου της τάξης των \$1 000 000.
- Η εφαρμογή sewer mining συμβάλλει στην ανάπτυξη χώρων πρασίνου μέσα στην πόλη και περιορίζει τις επιπτώσεις από το φαινόμενο της αστικής θερμικής νησίδας, δηλαδή το φαινόμενο αύξησης της θερμοκρασίας του αέρα και των επιφανειών στο εσωτερικό των πόλεων σε σχέση με τις αντίστοιχες θερμοκρασίες στα περίχωρα.
- Η τεχνολογία sewer mining αποτελεί μία βιώσιμη πρακτική στο πλαίσιο της κυκλικής οικονομίας όπου τα λύματα θεωρούνται ως πόρος που μπορεί να υποστεί επεξεργασία και να διατεθεί προς άμεση επεξεργασία.

2.4.4 Φραγμοί στην εφαρμογή sewer mining

Η εφαρμογή της τεχνολογίας sewer mining και γενικότερα η κατασκευή και λειτουργία αποκεντρωμένων μονάδων επεξεργασίας αντιμετωπίζεται πολλές φορές με σκεπτικισμό από το κοινό. Οι κύριοι λόγοι για τους οποίους συμβαίνει αυτό είναι η έλλειψη επαρκούς και θεσμοθετημένης νομοθεσίας, οι φόβοι για την ποιότητα του επεξεργασμένου νερού και για τις

πιθανές επιπτώσεις στην ανθρώπινη υγεία, όπως επίσης οι λανθασμένες αντιλήψεις αναφορικά με την κοστολόγηση του ανακυκλωμένου νερού.

Η τιμολογιακή πολιτική για το ανακυκλωμένο νερό σε σύγκριση με το νερό που δεν έχει υποστεί ανακύκλωση είναι ένα ζήτημα που απασχολεί το κοινό. Απαιτείται επαρκής ενημέρωση ώστε να γίνεται κατανοητό ποιος τύπος νερού προορίζεται για κάθε χρήση (π.χ. άρδευση, οικιακή χρήση), ποιο το κόστος που αντιστοιχεί σε κάθε περίπτωση και ποια τα ζητήματα που αφορούν την ανθρώπινη υγεία.

Εκτός από το κόστος χρήσης του νερού, προβληματισμό προκαλεί και το κόστος σε σχέση με τα οφέλη από τη λειτουργία αποκεντρωμένων μονάδων επεξεργασίας. Καθώς η λειτουργία πραγματοποιείται για χρονικό ορίζοντα κάποιων δεκαετιών, είναι δύσκολο να προβλεφθούν εξαρχής όλοι οι κίνδυνοι και τα κόστη κατά τη διάρκεια λειτουργίας και να συγκριθούν με τα οφέλη. Επίσης, η ποσοτικοποίηση των οφελών είναι δυσχερής από οικονομικής άποψης, ιδιαίτερα στις περιπτώσεις των περιβαλλοντικών οφελών. Μολονότι η μέθοδος ανάλυσης κόστους-οφέλους έχει καθιερωθεί για την οικονομική αξιολόγηση των αποκεντρωμένων μονάδων επεξεργασίας, κρίνεται συχνά ως ανακριβής και απαιτείται η χρήση μίας πιο επαρκούς μεθόδου (McFallan and Logan, 2008).

Η απουσία επαρκών νομοθετικών διατάξεων και κατευθυντήριων γραμμών σχετικά με τις τεχνολογίες ανακύκλωσης γενικότερα και sewer mining ειδικότερα αποτελεί ανασταλτικό παράγοντα στην εφαρμογή, διάδοση και εξέλιξή τους. Επιπλέον, υπάρχει πολλές φορές σύγκρουση συμφερόντων ή έλλειψη συντονισμού μεταξύ δημόσιων φορέων, τοπικών αρχών και ιδιωτικών εταιριών νερού. Για την αντιμετώπισή τους είναι απαραίτητη η ύπαρξη ενός νομοθετικού πλαισίου που να ορίζει με σαφήνεια τις αρμοδιότητες και το ρόλο κάθε μέρους και να αναφέρει τις υποχρεώσεις που καλείται να φέρει εις πέρας (McFallan and Logan, 2008).

Προς αυτήν την κατεύθυνση, ο Παγκόσμιος Οργανισμός Υγείας (World Health Organization) εξέδωσε κάποιες κατευθυντήριες γραμμές, αρχικά με τη δημοσίευση “Reuse of effluents: Methods of wastewater treatment and public health safeguards” το 1973 (WHO, 1973), με μία δεύτερη έκδοση με τον τίτλο “Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture” το 1989 (WHO, 1989) και με μια τρίτη το 2006, “WHO guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater” (WHO, 2006). Επιπλέον, το United States Environmental Protection Agency έθεσε κάποιες αρχές για την επαναχρησιμοποίηση νερού το 1992 (U.S.E.P.A., 1992b) και, με κάποιες τροποποιήσεις, το 2004. Η πολιτεία της Καλιφόρνια, με μεγάλη ιστορία στην επαναχρησιμοποίηση νερού, έθεσε συγκεκριμένα όρια από το 1918,

τα οποία υπέστησαν τροποποιήσεις έως το 1978, οπότε τέθηκε το πλαίσιο που χρησιμοποιείται έως και σήμερα (DESSIN, 2015). Όπως συμπεραίνεται από τις διάφορες νομοθετικές διατάξεις, υπάρχουν συχνά αντικρουόμενες οδηγίες που δεν μπορούν να εφαρμοστούν με συνέπεια σε όλες τις χώρες, λόγω των διαφορετικών συνθηκών ανά περίπτωση. Αυτός είναι ο κύριος λόγος απουσίας ενός ενιαίου νομοθετικού πλαισίου στην Ευρώπη. Στην περίπτωση της Ελλάδας, χρησιμοποιείται το Προεδρικό Διάταγμα 145116/2011, «Καθορισμός μέτρων, όρων και διαδικασιών για την επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων και άλλες διατάξεις» (ΥΠΕΚΑ), σε συνδυασμό με ορισμένες διατάξεις της Ευρωπαϊκής Οδηγίας 91/271/ΕΟΚ για την επεξεργασία των αστικών λυμάτων (ΥΠΕΚΑ).

Εκτός των παραπάνω, ένας άλλος φραγμός που παρουσιάζεται στην εφαρμογή της τεχνολογίας sewer mining αφορά την ποιότητα του ανακυκλωμένου νερού. Τα λύματα που αντλούνται από το δίκτυο αποχέτευσης και υφίστανται επεξεργασία περιέχουν μία πληθώρα ρύπων. Μπορεί να προέρχονται από διάφορες πηγές, με διαφορετικές συγκεντρώσεις σε ρύπους, όπως από βιομηχανική, εμπορική, κατασκευαστική ή οικιακή χρήση. Η σύσταση των εισερχόμενων λυμάτων πρέπει να λαμβάνεται υπόψη για τον κατάλληλο εξοπλισμό της μονάδας SM και την επαρκή επεξεργασία του νερού. Ανάλογα με τη χρήση για την οποία προορίζεται το ανακυκλωμένο νερό, πρέπει να ακολουθούνται τουλάχιστον κάποια (ή όλα) τα στάδια επεξεργασίας. Σε ορισμένες περιπτώσεις, η επεξεργασία μέσω της τεχνολογίας SM θεωρείται ασύμφορη οικονομικά για μια συγκεκριμένη χρήση ανακυκλωμένου νερού. Επομένως, είναι απαραίτητο να εξετάζεται η κάθε περίπτωση ξεχωριστά και οι εναλλακτικοί τρόποι επεξεργασίας που μπορούν να εφαρμοστούν, εφόσον επιλεχτεί η εφαρμογή της τεχνολογίας.

2.4.5 Παραδείγματα εφαρμογής sewer mining σε διεθνές επίπεδο

Pennant Hills Golf Club

Το Pennant Hills Golf Club (PHGC) βρίσκεται στο προάστιο Beercroft, στο New South Wales της Αυστραλίας. Ιδρύθηκε το 1923 και είναι ένα από τα πιο εξέχοντα ιδιωτικά γήπεδα γκολφ της Αυστραλίας. Ο χώρος των συνολικών εγκαταστάσεων του καλύπτει μία έκταση 38 εκταρίων, από τα οποία τα 21.8 απαιτούν μία σταθερή ποσότητα νερού για άρδευση, που παλαιότερα βασιζόταν εξ ολοκλήρου σε πόσιμο νερό.

Οι συνθήκες ξηρασίας που αντιμετώπιζε σχεδόν ολόκληρη η περιοχή New South Wales τις προηγούμενες δεκαετίες απειλούσαν την ύπαρξη του PHGC, λόγω των αυστηρών περιορισμών

που τέθηκαν στη χρήση νερού. Σαν αποτέλεσμα, εντάθηκε (ειδικά το 2003 - 2005) η αναζήτηση εναλλακτικών πηγών νερού. Εξετάστηκαν κυρίως τέσσερα σενάρια (Dahl and Kirkby):

- *Συνέχιση χρήσης πόσιμου νερού για όλες τις αρδευτικές ανάγκες ή μερική χρήση πόσιμου νερού:* η λύση αυτή εγκαταλείφθηκε, καθώς δεν υπήρχαν εγγυήσεις για ικανοποιητικές ποσότητες πόσιμου νερού στο μέλλον.
- *Κατασκευή φράγματος για την εκμετάλλευση νερού από γειτονικό κόλπο:* η προτεινόμενη αυτή λύση δεν εφαρμόστηκε, εξαιτίας της δυσκολίας και των χρονικών απαιτήσεών της.
- *Εκμετάλλευση νερού από υπόγειο υδροφορέα με αξιοποίηση υφιστάμενων γεωτρήσεων:* η λύση δεν υλοποιήθηκε, αφενός επειδή το νερό από τον υπόγειο υδροφορέα έπρεπε να υποστεί επεξεργασία για την αφαίρεση σιδήρου και αλάτων και αφετέρου διότι η ποσότητα νερού που θα εξασφαλιζόταν θα ήταν λιγότερη από την απαιτούμενη, άρα θα μπορούσε να χρησιμοποιηθεί μόνο συμπληρωματικά.
- *Εφαρμογή τεχνολογίας sewer mining:* πρόκειται για τη λύση που θεωρήθηκε ως η πλέον κατάλληλη και ήταν αυτή που τελικώς επιλέχθηκε.

Η εφαρμογή sewer mining στο PHGC αποτέλεσε ένα εγχείρημα χωρίς προηγούμενο για ολόκληρη την περιοχή του Σίδνεϋ και υπήρξαν αρκετές προκλήσεις σε θέματα τεχνικά, οικονομικά και νομοθετικά. Η εφαρμογή περιλαμβάνει την άντληση μία ποσότητας λυμάτων από έναν αγωγό γειτονικού βαρυντικού δικτύου λυμάτων (με διάμετρο 300 mm), η οποία υφίσταται στη συνέχεια επιτόπια επεξεργασία. Η επεξεργασία πραγματοποιείται μέσω βιοαντιδραστήρα μεμβρανών (MBR) δυναμικότητας 650 m³/d, με βιολογική απομάκρυνση νιτρικών και χημική απομάκρυνση φωσφόρου, και αξιοποιούνται επιπλέον μέθοδοι απολύμανσης με χρήση υπεριώδους ακτινοβολίας και χλωρίωση. Από τα λύματα που αντλούνται προς επεξεργασία, περίπου το 98% μετατρέπεται σε ανακυκλωμένο νερό διαθέσιμο προς άρδευση, ενώ το 2% είναι τα κατάλοιπα της επεξεργασίας που επιστρέφονται με βαρύτητα, ως ενεργή ιλύς, στο δίκτυο (WERF).

Η αναμενόμενη ετήσια παραγωγή ανακυκλωμένου νερού ανέρχεται στα 110 ML (megalitres), ενώ η μέγιστη ημερήσια κατανάλωση νερού από το PHGC είναι 1 ML. Επίσης, για τη ρύθμιση της ζήτησης, υπάρχουν δύο δεξαμενές χωρητικότητας 2.5 ML. Από άποψη ποιότητας, επιτυγχάνεται καλή ποιότητα ανακυκλωμένου νερού, όπως φαίνεται και από τις τιμές διάφορων παραμέτρων στο νερό πριν και μετά την επεξεργασία (Πίνακας 2.3).

Πίνακας 2.3 Τιμές διάφορων παραμέτρων πριν και μετά την επεξεργασία κατά την εφαρμογή sewer mining στο Pennant Hills Golf Club (Dahl and Kirkby).

Παράμετρος	Ανεπεξεργαστα λύματα	Ανακυκλωμένο νερό
BOD ₅ (mg/l)	220	< 2 (μη ανιχνεύσιμο)
Αιωρούμενα στερεά (mg/l)	300	< 2 (μη ανιχνεύσιμο)
Ολικό άζωτο (mg/l)	70	< 10
Ολικός φώσφορος (mg/l)	16	< 2
Escherichia coli (cfu/100 ml)	> 1 000 000	< 1 (μη ανιχνεύσιμο)



Σχήμα 2.4 Εγκαταστάσεις sewer mining στο Pennant Hills Golf Club (Dahl and Kirkby).

Τα έξοδα για την εφαρμογή της τεχνολογίας sewer mining στο PHGC καλύφθηκαν από δάνειο και με δωρεές από τα μέλη. Το συνολικό κόστος του έργου ανήλθε στα \$2.9 εκατομμύρια δολάρια περίπου και ήταν εντός του προϋπολογισμού. Συγκεκριμένα, \$2.45 εκατομμύρια δολάρια δόθηκαν για τις εγκαταστάσεις της τεχνολογίας SM, \$600 χιλιάδες στις δεξαμενές αποθήκευσης, \$350 χιλιάδες στην έρευνα και στις εγκρίσεις και \$150 χιλιάδες σε γενικές εργασίες (π.χ. σε κατασκευή φραχτών, εξωραϊσμό του τοπίου) (WERF).

Από την αρχή λειτουργίας τους έως και σήμερα, οι εγκαταστάσεις SM λειτουργούν με επιτυχία, παρέχοντας το αρδευτικό νερό που χρειάζεται το PHGC σε επαρκή ποσότητα και ταυτόχρονα με τήρηση των προδιαγραφών ποιότητας. Η εφαρμογή SM έχει συντελέσει επίσης στην εξοικονόμηση 80 - 100 ML πόσιμου νερού ετησίως.

Sydney Olympic Park

Το Ολυμπιακό πάρκο του Σίδνεϋ, αρχικά τμήμα του προαστίου Homebush Bay, αποτελεί ένα μεγάλο σύμπλεγμα αθλητικών εγκαταστάσεων και χώρων αναψυχής. Στο πλαίσιο του Water Reclamation and Management Scheme (WRAMS), έχει εφαρμοστεί η τεχνολογία sewer mining στο πάρκο και το ανακυκλωμένο νερό που παράγεται αντικαθιστά σε ποσοστό 50% το πόσιμο νερό για τις διάφορες χρήσεις του πάρκου (McFallan and Logan, 2008).

Το WRAMS είναι ένα εγχείρημα με στόχους τη σωστή διαχείριση του νερού, τη μείωση των αποβλήτων και τον έλεγχο της ρύπανσης. Η εφαρμογή του στο Ολυμπιακό πάρκο του Σίδνεϋ ξεκίνησε τον Ιούλιο του 2000. Θέματα που αφορούν το WRAMS είναι η συλλογή και η επεξεργασία των λυμάτων, η συλλογή, επεξεργασία και αποθήκευση του βρόχινου νερού, η ανακύκλωση νερού και η κατάλληλη χρήση του. Ενδεικτικά παραδείγματα χρήσης ανακυκλωμένου νερού είναι: στο καζανάκι της τουαλέτας, στο πλύσιμο ρούχων και αυτοκινήτων, στο πότισμα κήπων και πάρκων, στην άρδευση χώρων πρασίνου, στην ψύξη κλιματιστικών, καθώς επίσης σε σιντριβάνια και σε πυροσβεστικούς κρουνοί.

Η εφαρμογή του WRAMS στο πάρκο έχει βοηθήσει στην εξοικονόμηση 850 εκατομμυρίων λίτρων πόσιμου νερού κάθε χρόνο (εφόσον μειώνεται η χρήση του πόσιμου νερού κατά 50%). Επιπλέον, περίπου 550 εκατομμύρια λυμάτων ετησίως υφίστανται επεξεργασία και το επεξεργασμένο νερό διατίθεται προς χρήση, με αποτέλεσμα σημαντική μείωση της ρύπανσης προς τα υδάτινα σώματα και τον ωκεανό. Από το ανακυκλωμένο νερό, το 40% χρησιμοποιείται σε καζανάκια τουαλέτας ενώ το 60% διατίθεται προς άρδευση και άλλες χρήσεις (Sydney Olympic Park).

Αρχικό στάδιο της εφαρμογής είναι η συλλογή βρόχινου νερού από στέγες κτιρίων, δρόμους και χώρους πρασίνου εντός λιμνοδεξαμενών επεξεργασίας (treatment ponds), για την απομάκρυνση θρεπτικών και ρύπων. Επίσης, σε αυτό το στάδιο, αντλούνται λύματα με εφαρμογή της τεχνολογίας SM από διάφορες εγκαταστάσεις εντός του Ολυμπιακού πάρκου, τα οποία υφίστανται επεξεργασία που βασίζεται στις ακόλουθες διεργασίες: συνεχόμενη μικροδιήθηση και αντίστροφη ώσμωση. Χάρη στη μικροδιήθηση αφαιρούνται όλα τα σωματίδια διαμέτρου μεγαλύτερης από 0.2 μm (συμπεριλαμβανομένων παρασίτων, ιών και βακτηρίων), ενώ με την αντίστροφη ώσμωση απομακρύνονται άλατα. Επιπλέον, χρησιμοποιείται χλώριο για απολύμανση του νερού. Στο πάρκο υπάρχουν εγκατεστημένοι αγωγοί χωριστά για πόσιμο και για ανακυκλωμένο νερό. Το έργο μπορεί να παράξει έως 7.5 εκατομμύρια λίτρα επεξεργασμένου νερού την ημέρα (Sydney Olympic Park). Για το

σχεδιασμό και την κατασκευή του επενδύθηκαν συνολικά \$16 εκατομμύρια, ενώ για τη λειτουργία και τη συντήρησή του επενδύθηκε \$1.5 εκατομμύριο (UGL).

Darling Quarter

Το Darling Quarter, στο Σίδνεϋ της Αυστραλίας, αποτελεί έναν χώρο αναψυχής, με εγκαταστάσεις που περιλαμβάνουν γραφεία, καταστήματα, έναν παιδότοπο και ένα θέατρο που εξυπηρετεί διάφορους σκοπούς.

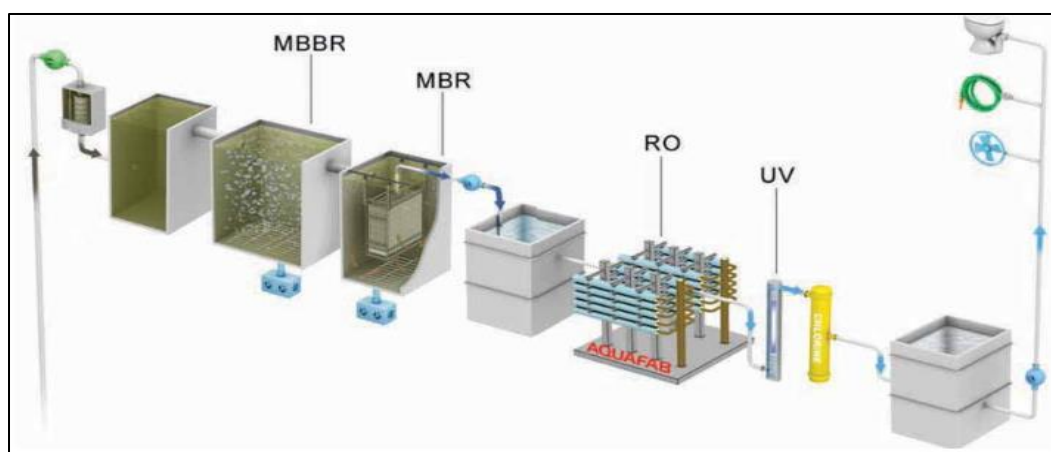
Πρόκειται για μία από τις καινοτόμες περιπτώσεις εφαρμογής sewer mining σε κτιριακό συγκρότημα. Η τεχνολογία SM εφαρμόστηκε με στόχο την εξοικονόμηση πόσιμου νερού, μέσω της εναλλακτικής χρήσης ανακυκλωμένου νερού σε καζανάκια, πύργους ψύξης και στην άρδευση των χώρων πρασίνου. Η άντληση των λυμάτων γίνεται από έναν κύριο αγωγό λυμάτων που διέρχεται υπογείως του συγκροτήματος. Η επεξεργασία τους πραγματοποιείται μέσω ενός συνδυασμού συστημάτων αιωρούμενης και προσκολλημένης βιομάζας (moving bed bio-reactor-MBBR), με βιοαντιδραστήρα μεμβρανών (MBR) και με αντίστροφη ώσμωση, ενώ κατόπιν ακολουθεί απολύμανση με χλωρίωση και υπεριώδη ακτινοβολία. Καθημερινά αντλούνται 245 m³ λυμάτων από τον αγωγό και, σε πλήρη δυναμικότητα, η παραγωγή ανακυκλωμένου νερού ανέρχεται σε 166 m³/d. Εξ αυτών, 116 m³/d χρησιμοποιούνται σε πύργους ψύξης, ενώ 50 m³/d αξιοποιούνται σε τουαλέτες (καζανάκια) και σε άρδευση, αν και τα νούμερα αυτά διαφοροποιούνται ανάλογα με την εποχή (Sustainable Futures, 2013).

Πίνακας 2.4 Τιμές διάφορων παραμέτρων μετά την επεξεργασία κατά την εφαρμογή sewer mining στο Darling Quarter (Veolia Water Technologies).

Παράμετρος	Ανακυκλωμένο νερό
BOD ₅ (mg/l)	< 5.0 (μη ανιχνεύσιμο)
Αιωρούμενα στερεά (mg/l)	< 5.0 (μη ανιχνεύσιμο)
pH	6.5 – 8.5
Απολύμανση (mg/l)	0.2 – 2.0
Escherichia coli (cfu/100 ml)	< 1.0

Η διαδικασία που ακολουθείται κατά την επεξεργασία των λυμάτων είναι η εξής: αρχικά τα λύματα αντλούνται από τον αγωγό, μέσω της τεχνολογίας SM, και στη συνέχεια προωθούνται

σε μία δεξαμενή ρύθμισης, έτσι ώστε να επιτυγχάνεται μία σταθερή παροχή προς τις μονάδες επεξεργασίας, σε εικοσιτετράωρη βάση. Τα λύματα τεμαχίζονται και προωθούνται με αντλία σε λεπτή εσχάρα, η οποία απομακρύνει τα σωματίδια με διάμετρο μεγαλύτερη από 1 mm. Σε επόμενο στάδιο, τα λύματα εισέρχονται στη δεξαμενή MBBR που περιλαμβάνει ειδικά σχεδιασμένα πλαστικά ρινίσματα, τα οποία βοηθούν στην ανάπτυξη συγκεκριμένων βακτηρίων και συγκρατούν μικροοργανισμούς. Η δεξαμενή MBR απομακρύνει όλα τα αιωρούμενα σωματίδια με διάμετρο μεγαλύτερη από 0.05 μm , ενώ η αντίστροφη ώσμωση απομακρύνει σωματίδια με διάμετρο μεγαλύτερη από 10^{-4} μm και άλατα. Χρησιμοποιείται υπεριώδης ακτινοβολία και χλώριο για την απομάκρυνση βακτηρίων, πρωτόζωων και ιών. Μετά την απολύμανση, το ανακυκλωμένο νερό είναι έτοιμο προς χρήση, ενώ τα κατάλοιπα από την επεξεργασία επιστρέφονται στον αγωγό λυμάτων, υπό συγκεκριμένες προϋποθέσεις (Veolia Water Technologies).



Σχήμα 2.5 Η πορεία επεξεργασίας των λυμάτων κατά την εφαρμογή της τεχνολογίας sewer mining στο Darling Quarter (Veolia Water Technologies).

Κατά τη μελέτη, το κεφάλαιο για την εγκατάσταση SM υπολογίστηκε σε \$3.03 εκατομμύρια, εκ των οποίων \$1.6 εκατομμύρια δαπανήθηκαν για τις μονάδες SM, \$790 χιλιάδες για τις κτιριακές εγκαταστάσεις, 220 χιλιάδες για τις διάφορες εγκρίσεις και \$440 χιλιάδες για πρόσθετα έξοδα (π.χ. μείωση οσμών, υδατοφράχτες). Επιπλέον, το κόστος λειτουργίας υπολογίστηκε περίπου σε \$4.80/m³.

Rocks Riverside Park

Το Rocks Riverside Park είναι ένα πάρκο κοντά στον ποταμό Brisbane, στα νοτιοδυτικά της

πόλης Brisbane του Queensland στην Αυστραλία. Έχει συνολικά έκταση περίπου 26 ha, εκ των οποίων τα 8 000 m² καταλαμβάνονται από ανοιχτούς χώρους πρασίνου, και διαρρέεται σε μήκος 800 m από τον ποταμό. Το πάρκο αναπτύχθηκε σε μία πρώην βιομηχανική τοποθεσία όπου δραστηριοποιούνταν στο παρελθόν η εταιρία Queensland Cement and Lime στην παρασκευή τσιμέντου και άσβεστου για κατασκευαστικούς σκοπούς, και ο σχεδιασμός του έγινε με τέτοιο τρόπο ώστε να διατηρηθούν αρκετά από τα βιομηχανικά στοιχεία του παρελθόντος. Εντός του πάρκου περιλαμβάνονται παιδότοποι, χώροι αναψυχής και καταφύγια, και ευδοκιμούν διάφορα είδη χλωρίδας.

Κατά το σχεδιασμό του πάρκου, προκειμένου να εξασφαλίζεται επαρκές νερό για την άρδευση των χώρων πρασίνου, ακόμα και στις περιόδους ξηρασίας, εξετάστηκαν διάφορες εναλλακτικές λύσεις. Μερικές από αυτές ήταν οι εξής (Krumins and Towndrow, 2005):

- Χρήση αποθεμάτων πόσιμου νερού.
- Εφαρμογή sewer mining με χρήση κλινών επεξεργασίας χαμηλής απαιτούμενης τεχνολογίας.
- Εφαρμογή sewer mining με χρήση υψηλής απαιτούμενης τεχνολογίας μικροδιήθησης/αντίστροφης ώσμωσης.
- Επεξεργασία και άντληση νερού από κοντινή μονάδα επεξεργασίας (τη μονάδα Oxley Wastewater Treatment Plant).
- Αφαλάτωση νερού από τον ποταμό Brisbane.

Από τις παραπάνω προτάσεις, επιλέχθηκε τελικά η δεύτερη, καθώς συνδύαζε μικρότερο αντίκτυπο στο περιβάλλον, λιγότερες λειτουργικές απαιτήσεις και καλύτερη αναλογία κόστους-οφέλους σε σχέση με τις υπόλοιπες.

Η διαδικασία της επεξεργασίας περιλαμβάνει την άντληση των λυμάτων από κοντινό αγωγό λυμάτων, τα οποία οδηγούνται σε μεγάλες δεξαμενές καθίζησης, όπου παραμένουν για 24 ώρες. Οι δεξαμενές αυτές έχουν στην έξοδό τους ειδικά φίλτρα για την απομάκρυνση απορριμμάτων (π.χ. χαρτιά, κουρέλια) και μεγάλων στερεών που υπάρχουν στα λύματα. Στη συνέχεια, τα λύματα οδηγούνται με άντληση (έτσι ώστε να ρυθμίζεται η παροχή) σε ειδικές κλίνες καλαμιών (reed beds), στις οποίες παραμένουν για 40 ώρες. Η πρώτη κλίνη είναι μία οριζόντια επιφάνεια 1 700 m² κάτω από την επιφάνεια του εδάφους, εξοπλισμένη με βλάστηση και φίλτρα που συμβάλλουν στην επεξεργασία και τον καθαρισμό του νερού. Τα φίλτρα αυτά περιλαμβάνουν στρώση πάχους 20 - 30 mm χαλικιών, καθώς επίσης ένα ειδικό υλικό που έχει επιλεχθεί χάρη στη μεγάλη ειδική επιφάνεια και υδραυλική αγωγιμότητα του. Στην κλίνη έχουν φυτευτεί “Phragmites Australis”, ένα είδος καλαμιών που ευδοκιμεί στην Αυστραλία. Καθώς η

χρήση μίας κλίνης δεν αρκεί για αποτελεσματική επεξεργασία, τα επεξεργασμένα λύματα ρέουν προς μία κλίση καλαμιών κατακόρυφης ροής, με τα ίδια φίλτρα, για αερόβια επεξεργασία. Μετά και από αυτό το στάδιο, ακολουθεί απολύμανση με χρήση υπεριώδους ακτινοβολίας και το επεξεργασμένο νερό αποθηκεύεται σε δεξαμενή 300 m³, από όπου, πληρώντας πλέον τα κριτήρια ποιότητας, μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως αρδευτικό νερό. Το σύστημα περιλαμβάνει επίσης αντλία επανατροφοδότησης μετά από τις δύο κλίνες έτσι ώστε, εφόσον κρίνεται αναγκαίο, να γίνεται επιστροφή επεξεργασμένων λυμάτων στην αρχή της επεξεργασίας (Krumins and Towndrow, 2005, Water, 2006).



Σχήμα 2.6 Οι εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων κατά την εφαρμογή sewer mining στο Rocks Riverside Park (τροποποιημένο από Krumins and Towndrow, 2005, McFallan and Logan, 2008).

Το έργο στο Rocks Riverside Park, για το οποίο επενδύθηκαν αρχικά \$2 εκατομμύρια, αποτελεί ένα από τα μεγαλύτερα του είδους του. Μπορεί σε ετήσια βάση να μειώσει σημαντικά τη ροή θρεπτικών προς τον ποταμό Brisbane, να εξοικονομήσει έως και 130 000 m³ νερού και να

ελαττώσει τις εκροές σε αέρια θερμοκηπίου κατά 100 τόνους (McFallan and Logan, 2008).

Yarra Park

Το Yarra Park αποτελεί τμήμα του Melbourne Sports and Entertainment Precinct, μίας περιοχής στη Μελβούρνη της Βικτόριας, στην Αυστραλία, η οποία περιλαμβάνει αθλητικά στάδια, πάρκα και τοποθεσίες. Εντός του Yarra Park βρίσκεται το Melbourne Cricket Ground (MCG), ένας χώρος όπου φιλοξενούνται διάφοροι αγώνες κρίκετ και αυστραλιανού ποδοσφαίρου και βρίσκονται οι εγκαταστάσεις του Εθνικού Αθλητικού Μουσείου, καθώς επίσης και το Punt Road Oval, ένα γήπεδο όπου πραγματοποιούνται αθλητικές προπονήσεις.

Κατά την περίοδο της μεγάλης ξηρασίας στην Αυστραλία τέθηκαν γενικά αυστηροί περιορισμοί για τη χρήση του νερού και έτσι αναζητήθηκαν διάφορες εναλλακτικές λύσεις για καλύτερη διαχείριση του νερού στις διάσημες αθλητικές εγκαταστάσεις της Μελβούρνης, όπως στο Yarra Park και στην ευρύτερη περιοχή του MCG. Η πρόταση που επιλέχθηκε προς εφαρμογή στην περίπτωση του Yarra Park περιλάμβανε την κατασκευή μονάδας SM για την επιτόπια επεξεργασία λυμάτων και την παραγωγή ανακυκλωμένου νερού.

Η μονάδα SM κατασκευάστηκε υπογείως, εντός του Yarra Park. Έχει διαστάσεις περίπου 21 x 31 m και βάθος 9 m, ενώ περιλαμβάνονται και δύο επιφανειακές κατασκευές που έχουν διαστάσεις 3 x 6.5 m και 3.5 x 6.5 m. Η μονάδα έχει δυνατότητα παραγωγής 600 m³ ανακυκλωμένου νερού ημερησίως και, ανάλογα με την εποχή, πραγματοποιεί τις εξής δύο διαφορετικές λειτουργίες:

- *Καλοκαιρινή λειτουργία:* Το καλοκαίρι, η μονάδα στοχεύει στην παραγωγή 600 m³ ανακυκλωμένου νερού ημερησίως, που να πληροί τις προϋποθέσεις για τη χρήση του σε άρδευση (αρδευτική λειτουργία).
- *Χειμερινή λειτουργία:* Το χειμώνα, όταν οι ανάγκες σε αρδευτικό νερό μειώνονται, η μονάδα στοχεύει στην παραγωγή 200 m³ ανακυκλωμένου νερού ημερησίως για την αξιοποίησή του σε τουαλέτες και στο πλύσιμο διάφορων εγκαταστάσεων των σταδίων.

Εκτός βέβαια από τις δύο παραπάνω λειτουργίες, γίνεται κάθε χρόνο ένας προγραμματισμός με βάση τις ημέρες κατά τις οποίες διεξάγονται αθλητικοί αγώνες. Καθώς κατά τη διάρκεια μίας ημέρας αγώνων υπάρχουν σημαντικές αλλαγές στην παροχή και στα φορτία των λυμάτων, σε σχέση με τις υπόλοιπες ημέρες του έτους, έχει αποφασιστεί ότι η μονάδα SM δεν θα δέχεται εισροή λυμάτων. Συνεπώς, το σύστημα προγραμματίζεται να διακόπτει τη λειτουργία του στις

ημέρες αγώνων, ενώ δίνεται ένας πρόσθετος χρόνος έως και 6 ώρες για να επέλθει ισορροπία, πριν από την επαναλειτουργία του συστήματος (Haworth, 2013).

Η διαδικασία της επεξεργασίας ξεκινά με την άντληση λυμάτων από έναν κύριο αγωγό λυμάτων, στον οποίο καταλήγουν λύματα από οικίες και εμπορικά καταστήματα περιοχών της ανατολικής Μελβούρνης. Τα λύματα προωθούνται σε ειδικές εσχάρες για την αφαίρεση λιπών, μεγάλων στερεών κλπ., και σε εξαμμωτές. Τα κατάλοιπα οδηγούνται πίσω στον κύριο αγωγό, υπό συγκεκριμένες προϋποθέσεις, ενώ τα λύματα εισέρχονται στον βιοαντιδραστήρα. Εκεί, πραγματοποιείται ταυτόχρονη νιτροποίηση και απονιτροποίηση με επανακυκλοφορία των λυμάτων. Κατόπιν, τα λύματα καταλήγουν σε ένα σύστημα MBR για περαιτέρω επεξεργασία. Αξίζει να σημειωθεί ότι η χρήση της μεθόδου MBR μείωσε σημαντικά τις ανάγκες σε χώρο και επέτρεψε, από οικονομική σκοπιά, την εγκατάσταση της μονάδας στη συγκεκριμένη τοποθεσία. Τέλος, το επεξεργασμένο πλέον νερό, υφίσταται περαιτέρω επεξεργασία με υπερδιήθηση και απολύμανση με χρήση τόσο υπεριώδους ακτινοβολίας όσο και χλωρίου. Κατά την επεξεργασία, λαμβάνεται υπόψη η αφαίρεση οσμών και, ειδικότερα κατά τους χειμερινούς μήνες όπου το ανακυκλωμένο νερό χρησιμοποιείται σε τουαλέτες, γίνεται αφαίρεση χρώματος από το νερό (μείωση από 200 HU έως και κάτω από 15 HU σε ορισμένες περιπτώσεις) (Haworth, 2013).



Σχήμα 2.7 Οι εγκαταστάσεις επεξεργασίας κατά την εφαρμογή sewer mining στο Yarra Park πάνω και κάτω από την επιφάνεια του εδάφους (Haworth, 2013).

Οι κατασκευές ξεκίνησαν τον Μάιο του 2011 και ολοκληρώθηκαν τον Οκτώβριο του 2012, οπότε και ακολούθησαν κάποια τεστ για την αξιολόγηση της ποιότητας του παραγόμενου ανακυκλωμένου νερού. Για την υλοποίηση του έργου επενδύθηκαν \$18 εκατομμύρια από το MCG και \$6 εκατομμύρια από την κυβέρνηση της Βικτώριας. Η μονάδα παράγει ετησίως περισσότερα από 180 εκατομμύρια λίτρα ανακυκλωμένου νερού, ελαττώνοντας έτσι τη χρήση πόσιμου νερού κατά 50% (MCG).

Emory University

Το Emory University, με έκταση περίπου 283 εκτάρια, βρίσκεται στην επαρχία DeKalb της Georgia των ΗΠΑ. Πρόκειται για ένα πανεπιστήμιο φημισμένο για την ιατρική του σχολή, τα διάφορα προγράμματά του, καθώς επίσης την ενασχόληση με θέματα που αφορούν την αειφορία και την προστασία του περιβάλλοντος (εκεί έχει ιδρυθεί το Center for Global Safe Water που ασχολείται με το ζήτημα της πρόσβασης σε καθαρό νερό για πόση και της ορθής υγιεινής σε παγκόσμιο επίπεδο). Οι συχνές περιόδους ξηρασίας τις τελευταίες δεκαετίες, τα μέτρα ποιότητας που έχει θεσπίσει το Environmental Protection Agency (EPA) και οι αυξανόμενες απαιτήσεις για βιώσιμη διαχείριση του νερού, οδήγησαν στην εξέλιξη των ερευνών που αφορούν τις μεθόδους ανακύκλωσης του νερού.

Συγκεκριμένα, στην περίπτωση του ίδιου του πανεπιστημίου, η ποσότητα νερού που χρησιμοποιείται ανέρχεται στο 1.5 εκατομμύριο m³ ετησίως, με το 40% του ημερήσιου όγκου να αξιοποιείται σε δραστηριότητες πέραν της πόσης. Συνεπώς, κρίθηκε σκόπιμο να αντικατασταθεί αυτή η ποσότητα από ανακυκλωμένο νερό, το οποίο να παράγεται από ειδική μονάδα επεξεργασίας. Προς αυτήν την κατεύθυνση, προτάθηκε ως λύση η τεχνολογία sewer mining, η οποία τέθηκε σε εφαρμογή. Συγκεκριμένα, αντλούνται λύματα από τοπικό αγωγό, στα οποία προστίθεται βρόχινο νερό που έχει συγκεντρωθεί σε θερμοκήπια εντός του συγκροτήματος του πανεπιστημίου, και κατόπιν πραγματοποιείται επεξεργασία τους. Το ανακυκλωμένο νερό που παράγεται αξιοποιείται κατά κύριο λόγο για λόγους υγιεινής σε τουαλέτες και ως ψυκτικό μέσο.

Η διαδικασία της επεξεργασίας, όπως έχει οριστεί κατά το σχεδιασμό, περιλαμβάνει αρκετές καινοτόμες πρακτικές. Αρχικά, τα λύματα προωθούνται με άντληση από τον αγωγό σε εσχάρες για καθαρισμό από απορρίμματα. Στη συνέχεια, τα λύματα υφίστανται πρωτοβάθμια επεξεργασία, κατά την οποία, αντί για τη χρήση συμβατικών δεξαμενών καθίζησης που απαιτούν περισσότερο χώρο και μεγαλύτερο κατασκευαστικό και λειτουργικό κόστος, αξιοποιείται σύστημα τριών δεξαμενών MBBR.

Η μέθοδος MBBR συνδυάζει τα οφέλη της προσκολλημένης βιομάζας (οι βασικές διεργασίες πραγματοποιούνται στο βιοφίλμ) με την αιωρούμενη βιομάζα (χρησιμοποιείται το σύνολο του διαθέσιμου όγκου του βιοαντιδραστήρα). Το υλικό που περιλαμβάνουν οι δεξαμενές MBBR είναι ένα πλαστικό υπόστρωμα όπου υπάρχουν βακτήρια (βιοφίλμ), η ανάπτυξη των οποίων υποβοηθάται από διαχυτές φυσαλίδων και ανακινητές. Στην πρώτη δεξαμενή MBBR επικρατούν ανοξικές συνθήκες για την επιτέλεση απονιτροποίησης και για την απομάκρυνση

BOD. Η διατήρηση ανοξικών συνθηκών γίνεται χάρη σε ανακινητές, αλλά και στη διαδικασία της επανακυκλοφορίας, κατά την οποία μεταφέρονται επεξεργασμένα λύματα που περιέχουν νιτρικά, μετά τους υδροπονικούς αντιδραστήρες του επόμενου σταδίου της επεξεργασίας, πίσω στην ανοξική δεξαμενή. Οι δύο άλλες δεξαμενές MBRR είναι αερόβιες και περιλαμβάνουν διαχυτές φυσαλίδων για τη συνεχόμενη εισαγωγή οξυγόνου από την ατμόσφαιρα. Συμβάλλουν στην απομάκρυνση οργανικού φορτίου και στην αφαίρεση οσμών από τα λύματα. Τόσο η ανοξική, όσο και οι αερόβιες δεξαμενές, έχουν ειδικά φίλτρα για την έκλυση αερίων στην ατμόσφαιρα, έτσι ώστε να περιορίζονται οι οσμές ([Water Hub](#)).

Το επόμενο στάδιο της επεξεργασίας περιλαμβάνει τους υδροπονικούς αντιδραστήρες, οι οποίοι βρίσκονται μέσα σε ένα θερμοκήπιο και είναι εξοπλισμένοι με διαχυτές φυσαλίδων για την επαρκή παροχή οξυγόνου. Στην επιφάνεια των δεξαμενών αυτών υπάρχει βλάστηση, που συμβάλλει στην ανάπτυξη πληθυσμών μικροοργανισμών οι οποίοι προσκολλώνται επάνω στις ρίζες. Δημιουργείται έτσι ένα φυσικό μικροβιακό βιοφίλμ, πολύ πιο αποδοτικό από ότι τα τεχνητά ενώ, παράλληλα, προσελκύονται στη βλάστηση διάφοροι οργανισμοί και έντομα που καταναλώνουν τα μικρόβια. Σαν αποτέλεσμα, μειώνεται η περιεκτικότητα στερεών στα επεξεργασμένα λύματα, όπως επίσης και ο όγκος της λάσπης. Στόχος των υδροπονικών αντιδραστήρων είναι η επιπλέον μείωση του BOD και η ολοκλήρωση της διαδικασίας της νιτροποίησης. Για ακόμα μεγαλύτερη απόδοση και για την αύξηση της καθημερινής ποσότητας λυμάτων που υφίστανται επεξεργασία, έχουν σχεδιαστεί πρόσθετοι υδροπονικοί αντιδραστήρες κατάντη των αρχικών, με βλάστηση που ευδοκιμεί στην τοποθεσία εφαρμογής ([Water Hub](#)).

Επιπλέον, σε κοντινή τοποθεσία, υπάρχουν υγροβιότοποι των οποίων το χαρακτηριστικό είναι ότι μιμούνται το φαινόμενο της παλίρροιας σε παραθαλάσσιους βάλτους και κατά αυτόν τον τρόπο δημιουργούν ένα κατάλληλο περιβάλλον για μικροοργανισμούς που τρέφονται με τα λύματα. Η χρήση αυτών των υγροβιότοπων ενδείκνυται για αγροτικές περιοχές και περιοχές σε αναπτυσσόμενες χώρες όπου υπάρχει αφθονία χώρου, με ζητούμενο την απλότητα των κατασκευών και ταυτόχρονα την υψηλή απόδοσή τους ([Zern, 2016](#)).

Κατόπιν, τα επεξεργασμένα λύματα οδηγούνται σε δεξαμενή καθίζησης, όπου καθιζάνουν τα στερεά που έχουν απομείνει και συγχρόνως, με την προσθήκη σιδήρου ή αλουμινίου, επιτυγχάνεται η χημική αφαίρεση του εναπομείναντος διαλυμένου φωσφόρου. Από την ποσότητα που εκρέει από τη δεξαμενή, ένα μέρος επανακυκλοφορεί στην αρχή του συστήματος επεξεργασίας, ενώ ένα μικρό μέρος οδηγείται πίσω στον αγωγό λυμάτων (υπό συγκεκριμένες προϋποθέσεις). Ακολουθεί διήθηση μέσα από φίλτρο για την απομάκρυνση μικροοργανισμών

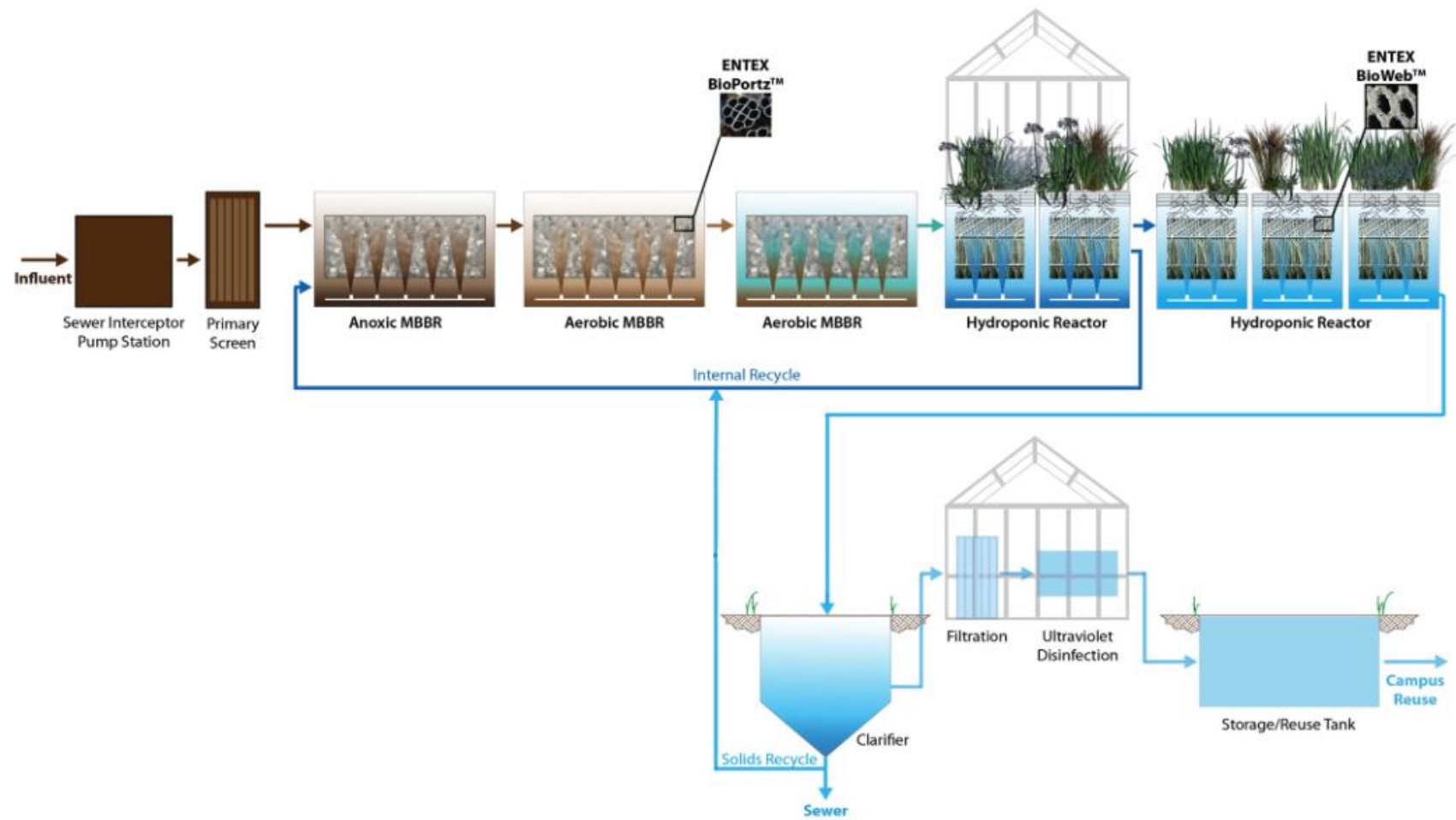
ή θρεπτικών που έχουν απομείνει, αν και σε πολύ μικρή συγκέντρωση, στα επεξεργασμένα λύματα, καθώς επίσης απολύμανση με υπεριώδη ακτινοβολία και χλωρίωση ([Water Hub](#)). Μετά την ολοκλήρωση των παραπάνω σταδίων επεξεργασίας, το επεξεργασμένο νερό αποθηκεύεται σε υπόγεια δεξαμενή ώστε να είναι άμεσα διαθέσιμο και να ελέγχεται η παροχή του. Σε αυτό το στάδιο, το επεξεργασμένο νερό πληροί πλέον τα κριτήρια ποιότητας που έχουν τεθεί και είναι έτοιμο για χρήση.

Η χρηματοδότηση του έργου έγινε μέσω μίας καινοτόμου συμφωνίας που ονομάστηκε Water Purchase Agreement. Τα έξοδα για την υλοποίηση του καλύπτονται από τα χρήματα που εξοικονομούνται μέσω της χρήσης του ανακυκλωμένου νερού. Η συμφωνία λαμβάνει υπόψη το ρίσκο της συνολικής ανάπτυξης και κατασκευής του έργου, περιλαμβάνει όλα τα έξοδα λειτουργίας και εξοικονομεί χρήματα στους χρήστες από τον πρώτο χρόνο λειτουργίας του έργου έως 20 - 30 έτη (όσο διαρκεί η συμφωνία). Με δυναμικότητα περίπου 1 500 m³ την ημέρα, το έργο εξοικονομεί ετησίως έως 550 000 m³ και μειώνει τα απόβλητα κατά 66% ([Allison](#)).

Safed, Israel

Μία ιδιαίτερα πρωτοπόρος εφαρμογή της τεχνολογίας sewer mining έχει υλοποιηθεί στην πόλη Safed του Ισραήλ, από την ισραηλινή εταιρία Applied Clean Tech. Πρόκειται για ένα σύστημα που αντλεί λύματα τα οποία έχουν υποστεί προκαταρκτική επεξεργασία (εσχάρωση και εξάμμωση) προτού οδηγηθούν προς πρωτοβάθμια επεξεργασία, και ξεχωρίζει ίνες κυτταρίνης εντός αυτών, τις οποίες ανακυκλώνει και παράγει Recyclose.

Recyclose ονομάζεται ένα υλικό που προκύπτει από την επεξεργασμένη κυτταρίνη και διατίθεται σε πέλετ (διάφορων μορφών και σχημάτων, ανάλογα με τη χρήση) που παράγονται από τη μονάδα επεξεργασίας. Το υλικό αυτό μπορεί να αντικαταστήσει το ξύλο ή άλλα επεξεργασμένα υλικά που χρησιμοποιούνται σε πλαστικά, σε βιομηχανικά ή κατασκευαστικά προϊόντα και σε βιοκαύσιμα, και μπορεί επίσης να αξιοποιηθεί σε μονώσεις ή στην παρασκευή ανακυκλωμένου χαρτιού. Σημαντικό πλεονέκτημα του υλικού Recyclose είναι ότι περιορίζει τη χρήση ορυκτών καυσίμων και ξυλείας, μειώνοντας κατά αυτόν τον τρόπο τις εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου.



Σχήμα 2.8 Η πορεία επεξεργασίας των λυμάτων κατά την εφαρμογή sewer mining στο Emory University (Water Hub).

Η διαδικασία για την παραγωγή Recyclose ξεκινά με τη χρήση εσχαρών, με μεγαλύτερα και κατόπιν με μικρότερα διάκενα, που αποσκοπούν στην αφαίρεση απορριμμάτων από τα λύματα. Επιπλέον, απομακρύνεται η άμμος και, στη συνέχεια, τα λύματα εξάγονται από τη ροή με την εφαρμογή τεχνολογίας sewer mining και προωθούνται με άντληση προς το σύστημα ανακύκλωσης. Σε αυτό το στάδιο, η περιεκτικότητα σε στερεά κυμαίνεται μεταξύ 0.01 - 5% (CleanTech, 2013).

Στο σύστημα ανακύκλωσης υπάρχει μία υγρή και μία ξηρή ζώνη. Στην υγρή ζώνη γίνεται διαχωρισμός με βαρύτητα και παγίδευση χρήσιμων στοιχείων που περιέχονται στα λύματα, όπως οι ίνες κυτταρίνης, ενώ τα ανεπιθύμητα υλικά παραμένουν στα λύματα. Στην είσοδο της ξηρής ζώνης, η περιεκτικότητα σε στερεά είναι 5 - 30%. Σε πρώτο βήμα, στην ξηρή ζώνη, τα στοιχεία που έχουν παγιδευτεί υφίστανται μηχανική αποξήρανση. Τα κατάλοιπα τόσο της υγρής ζώνης, όσο και της μηχανικής αποξήρανσης, επιστρέφονται στην αρχική ροή προς την πρωτοβάθμια επεξεργασία. Στη συνέχεια του σταδίου της ξηρής ζώνης, τα στοιχεία που έχουν συλλεχθεί συμπιέζονται, θερμαίνονται και αποστειρώνονται, παράγοντας Recyclose που έχει μόλις 10% υγρασία και βρίσκεται σε μορφή πολτού. Η περιεκτικότητα σε στερεά, σε αυτό το σημείο, κυμαίνεται μεταξύ 80 - 95%. Κατόπιν, ο πολτός Recyclose συμπυκνώνεται και παράγονται πέλετ που μπορούν να αποθηκευτούν εύκολα και να διατεθούν άμεσα προς χρήση. Το σύστημα αξιοποιεί το τελικό υλικό ως πηγή ενέργειας για τη θέρμανση, επομένως δεν απαιτείται εξωτερική παροχή ενέργειας (CleanTech, 2013).

Πίνακας 2.5 Δυνατότητες διάφορων μοντέλων παραγωγής Recyclose μέσω της ανακύκλωσης λυμάτων (CleanTech, 2013).

Μοντέλο	5 K	10 K	20 K	50 K
Εξυπηρετούμενος πληθυσμός	5 000	10 000	20 000	50 000
Ποσότητα λυμάτων που υφίσταται επεξεργασία (m³/h)	50	100	200	500
Μέγιστος ρυθμός εισροής στερεών (kg/d)	500	1 000	2 000	4 000
Ημερήσια παραγωγή Recyclose (kg)	250	500	1 000	2 000

Τα στάδια επεξεργασίας των λυμάτων στην κεντρική μονάδα επεξεργασίας δεν διαταράσσονται, ενώ η παράκαμψη των λυμάτων για την εφαρμογή της παραπάνω διαδικασίας συμβάλλει στη μείωση της παραγόμενης λάσπης στη μονάδα έως 50%, αποφορτίζοντας σημαντικά το σύστημα. Η επεξεργασία της λάσπης που παράγεται σε μία μονάδα επεξεργασίας

λυμάτων βασίζεται σε συγκεκριμένο εξοπλισμό και χειρισμούς, που είναι οικονομικά και ενεργειακά ιδιαίτερα απαιτητικοί. Για αυτόν τον λόγο, με το σύστημα παραγωγής Recyclose σε πέλετ, δίνεται βαρύτητα στη μείωση της λάσπης και στην ανακύκλωση κάποιων στοιχείων σε αυτή, έτσι ώστε να επιτυγχάνεται ένα αποτέλεσμα φιλικό προς το περιβάλλον, με μειωμένο κόστος και ανάγκες για επεξεργασία, μεταφορά και τελική διάθεση της λάσπης.

Εκτός από τα περιβαλλοντικά οφέλη, η εφαρμογή του συστήματος παραγωγής Recyclose μειώνει έως 30% τις απαιτήσεις σε χώρο για τις εγκαταστάσεις επεξεργασίας και βελτιώνει το σχεδιασμό τους, περιορίζει τη χρήση ηλεκτρικής ενέργειας και τις ανάγκες σε προσωπικό και ελαττώνει το κόστος λειτουργίας έως 30%. Το κόστος μίας μονάδας που μπορεί να εξυπηρετήσει 25 000 - 30 000 άτομα ανέρχεται στις \$700 χιλιάδες (Haaretz, 2013).

Αθήνα, Ελλάδα

Η Αθήνα αντιμετώπισε τις τελευταίες δεκαετίες μία ραγδαία αύξηση του πληθυσμού της, λόγω της έντονης αστικοποίησης. Συγχρόνως, μεγάλες δασικές εκτάσεις υπέστησαν καταστροφές από πυρκαγιές. Σαν αποτέλεσμα, μειώθηκαν σημαντικά οι χώροι πρασίνου και οι διαθέσιμες τοποθεσίες για την εγκατάσταση μονάδων επεξεργασίας λυμάτων. Η επεξεργασία πραγματοποιείται από μία κεντρική μονάδα, η οποία βρίσκεται στο μικρό νησί Ψυττάλεια, μακριά από αρκετές περιοχές όπου υπάρχει ανάγκη σε νερό. Η αντιμετώπιση της έλλειψης νερού είναι δυνατή μέσω της αξιοποίησης ανακυκλωμένου νερού, το οποίο μπορεί να χρησιμοποιηθεί σε διάφορες εφαρμογές (άρδευση, οικιακή και εμπορική χρήση κ.ά.). Η δημιουργία αποκεντρωμένων μονάδων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων αφενός δίνει τη δυνατότητα για άμεση χρήση του επεξεργασμένου νερού σε γειτονικές περιοχές και αφετέρου μειώνει τα κόστη που απαιτούνται για τη μεταφορά του νερού.

Στην περιοχή της Μεταμόρφωσης στην Αθήνα, στο Κέντρο Ερευνών & Εφαρμογών Υγειονομικής Τεχνολογίας (ΚΕΡΕΦΥΤ), έχει δημιουργηθεί μία πιλοτική μονάδα που συνδυάζει εφαρμογή τεχνολογίας sewer mining με έξυπνα συστήματα, με στόχο την παραγωγή ανακυκλωμένου νερού προς άμεση χρήση. Το έργο είναι μέρος του προγράμματος “DESSIN”, με διάρκεια από το 2014 έως το 2017, που έχει ως αντικείμενο την επίδειξη νέων τεχνολογιών για την εφαρμογή της Οδηγίας Πλαίσιο για τα Νερά (2000/60/ΕΚ). Το πρόγραμμα έχει τέσσερις ακόμα πιλοτικές εφαρμογές που υλοποιούνται σε Γερμανία, Νορβηγία, Ολλανδία και Ισπανία στοχεύοντας στην παραγωγή ανακυκλωμένου νερού για χρήση κυρίως σε άρδευση αστικών χώρων πρασίνου. Η εκπόνηση του πιλοτικού έργου της Αθήνας έγινε με τη

συνεργασία της Εταιρίας Ύδρευσης και Αποχέτευσης Πρωτεύουσας (ΕΥΔΑΠ), του Εθνικού Μετσόβιου Πολυτεχνείου, της ελληνικής εταιρίας CHEMITEC Water and Environmental Technologies και της αγγλικής εταιρίας TELINT RTD Consultancy Services.

Το έργο περιλαμβάνει έναν αυτοματοποιημένο συνδυασμό μονάδων MBR και RO, υπό μορφή κοντέινερ. Έχει μικρό υδατικό αποτύπωμα και επιτρέπει την άντληση λυμάτων από ένα δίκτυο με εφαρμογή sewer mining, την επεξεργασία και την άμεση διάθεσή τους, με περιορισμένες απαιτήσεις υποδομών και μικρά κόστη μεταφοράς. Η μονάδα MBR της εγκατάστασης είναι μία υβριδική μονάδα που έχει τη δυνατότητα αξιοποίησης μεθόδου μεμβρανών για την επεξεργασία των λυμάτων και, ταυτόχρονα, μπορεί να λειτουργήσει ως συμβατική μονάδα επεξεργασίας λυμάτων, σε περίπτωση αποτυχίας της μεθόδου. Τόσο η μονάδα MBR, όσο και η μονάδα RO, έχουν κατασκευαστεί ως αυτόνομα κοντέινερ, τα οποία τοποθετούνται μαζί και αποτελούν ένα σύστημα που είναι εύκολο στη μετακίνηση. Κάθε μονάδα μπορεί εύκολα να χρησιμοποιηθεί μεμονωμένα, εφόσον υπάρχει η ανάγκη, ενώ η μορφή κοντέινερ επιτρέπει την υπόγεια τοποθέτηση, έτσι ώστε να μην υποβαθμίζεται αισθητικά η περιοχή εγκατάστασης (Makropoulos and Tsoukalas, 2016). Μετά την άντληση των λυμάτων και τη μεταφορά τους στη μονάδα, ακολουθεί η προεπεξεργασία τους. Στη συνέχεια, τα λύματα υφίστανται επεξεργασία στη μονάδα MBR (η οποία μπορεί να είναι και συμβατική, χωρίς χρήση μεθόδου μεμβρανών) και ακολουθεί νανοδιήθηση ή αντίστροφη ώσμωση. Το επεξεργασμένο νερό απολυμαίνεται και είναι έτοιμο για μεταφορά προς το σημείο χρήσης. Η δυναμικότητα της μονάδας είναι ίση με 10 m³/d.

Η μονάδα MBR έχει διαστάσεις 2.16 x 2.00 x 2.87 m³ και αποτελείται από πέντε θαλάμους. Στον πρώτο θάλαμο εισέρχονται τα λύματα και διέρχονται μέσα από φίλτρο προκειμένου να συγκρατηθούν επιπλέοντα στοιχεία, τα οποία απομακρύνονται από ένα σύστημα αποστράγγισης. Στη συνέχεια, τα λύματα περνούν στον επόμενο θάλαμο όπου πραγματοποιείται απονιτροποίηση, δηλαδή μετατροπή των νιτρικών σε αέριο άζωτο. Εκτός από τα ανεπεξέργαστα λύματα, σε αυτόν τον θάλαμο οδηγείται και λάσπη με επανακυκλοφορία, έπειτα από τη διαδικασία της νιτροποίησης. Υπάρχει βυθισμένος ανακινητής που βοηθά στην ομοιόμορφη ανάμειξη των λυμάτων. Στον επόμενο θάλαμο λαμβάνει χώρα η διαδικασία της νιτροποίησης, δηλαδή της μετατροπής του αμμωνιακού αζώτου σε νιτρικά. Ταυτόχρονα, πραγματοποιείται οξείδωση του οργανικού φορτίου. Σε αυτόν τον θάλαμο υπάρχει ειδικό σύστημα αερισμού, με χρήση φυσαλίδων ώστε αφενός να διατηρούνται αερόβιες συνθήκες και αφετέρου να υπάρχει καλή μείξη στα λύματα. Για λόγους εξοικονόμησης ενέργειας, η λειτουργία του συστήματος είναι αυτοματοποιημένη και

πραγματοποιείται όταν τα επίπεδα DO φτάσουν σε ένα συγκεκριμένο κατώφλι. Κατόπιν, γίνεται διήθηση μέσα από μεμβράνες και το επεξεργασμένο νερό που προκύπτει από τη διήθηση οδηγείται στον τελικό θάλαμο της μονάδας. Σημειώνεται ότι από τη λάσπη που προκύπτει μετά τη διήθηση, ένα μέρος οδηγείται επίσης στον τελικό θάλαμο, ενώ το υπόλοιπο υπερχειλίζει και επιστρέφει στο θάλαμο νιτροποίησης. Στον τελικό θάλαμο, πραγματοποιείται τελική καθίζηση και η λάσπη αποστραγγίζεται από τον πυθμένα. Η λάσπη που συγκεντρώνεται τόσο από την αποστράγγιση, όσο και από υπερχειλίση, μαζί με την λάσπη από την αρχική δεξαμενή της μονάδας, συγκεντρώνονται έτσι ώστε να επιστραφούν πίσω στον αγωγό του δικτύου (Makropoulos et al., 2017).

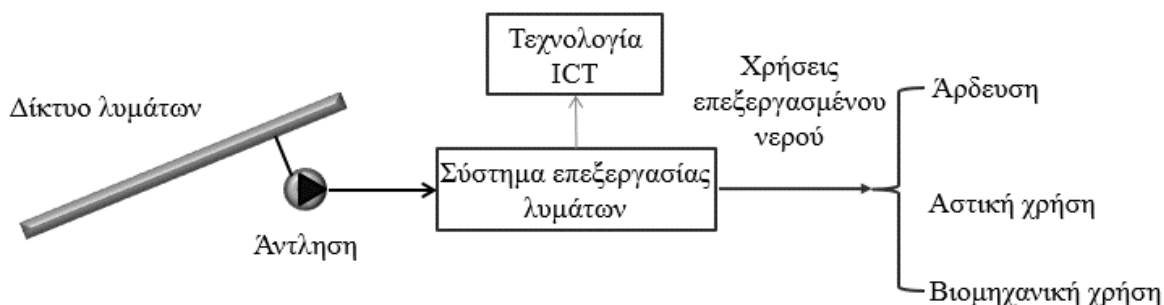
Η μονάδα RO έχει διαστάσεις 2.16 x 3.00 x 2.87 m³ και εντός της πραγματοποιείται τελική επεξεργασία με στόχο την παραγωγή ανακυκλωμένου νερού πολύ καλής ποιότητας, το οποίο να ικανοποιεί τις προδιαγραφές που θέτει το Προεδρικό Διάταγμα 145116/2011 (Άρθρο 6). Η μονάδα RO βρίσκεται δίπλα στη μονάδα MBR και, εκτός από τον εξοπλισμό που απαιτείται για την αντίστροφη ώσμωση, περιλαμβάνει επίσης τον ηλεκτρομηχανικό εξοπλισμό του έργου και τους μηχανισμούς ελέγχου της μονάδας MBR (Makropoulos et al., 2017).



Σχήμα 2.9 Μονάδα επεξεργασίας λυμάτων στο έργο sewer mining της Αθήνας. Η μονάδα είναι κατασκευασμένη σε μορφή κοντέινερ και μπορεί να μετακινείται με ευκολία (Makropoulos and Tsoukalas, 2016)

Το έργο διαθέτει επίσης τεχνολογίες ICT (Information and Communications Technology). Συγκεκριμένα, αξιοποιείται ένα κατακευματισμένο δίκτυο αισθητήρων χαμηλής ενέργειας, σε συνδυασμό με ένα κατακευματισμένο δίκτυο AMIs (Advanced Metering and Monitoring Infrastructure) για προηγμένο έλεγχο και καταμέτρηση. Στόχος είναι η σύντηξη και διαχείριση

δεδομένων και ο απομακρυσμένος έλεγχος και χειρισμός των υποδομών, προκειμένου να τηρούνται οι κανόνες ασφαλείας για την ποιότητα του νερού και την ανθρώπινη υγεία (Makropoulos and Tsoukalas, 2016).



Σχήμα 2.10 Η διαδικασία που ακολουθείται από την άντληση των λυμάτων έως την τελική χρήση του ανακυκλωμένου νερού στο έργο sewer mining της Αθήνας (Makropoulos and Tsoukalas, 2016).

Ο Πίνακας 2.6 δείχνει τις μέσες τιμές που προέκυψαν έπειτα από σχετικές μετρήσεις διάφορων παραμέτρων, σε ό,τι αφορά την απόδοση των μονάδων MBR και RO του έργου sewer mining της Αθήνας. Επίσης, στον πίνακα αναγράφονται τα όρια που έχουν τεθεί από το προεδρικό διάταγμα ΠΔ 145116/2011 για τις αντίστοιχες παραμέτρους.

Πίνακας 2.6 Μέσες τιμές διάφορων παραμέτρων μετά από επεξεργασία στο έργο sewer mining της Αθήνας και σύγκριση με την τοπική νομοθεσία (Makropoulos et al., 2017).

Παράμετροι	Έπειτα από MBR	Έπειτα από RO	Π.Δ. 145116/2011
TSS (mg/l)	< 2	< 2	≤ 2
COD (mg/l)	23	< 10	-
BOD ₅ (mg/l)	0.9	0.8	≤ 10
TN (mg/l)	-	12	≤ 15
TP (mg/l)	5.9	< 0.5	-
NH ₄ -N ⁺ (mg/l)	0.25	-	≤ 2
Cl ⁻ (mg/l)	172	42	≤ 100*
Total Coliform (cfu/100 ml)	307	Δ/Y	≤ 2
E. Coli (cfu/100 ml)	0.82	Δ/Y	≤ 5

* Το όριο αυτό ισχύει για άρδευση με ψεκαστήρες.

Η ΕΥΔΑΠ, η οποία έχει αναλάβει τη διαχείριση του έργου, παρακολουθεί διάφορα στοιχεία που αφορούν τη λειτουργία, όπως ο υδραυλικός χρόνος παραμονής κατά την επεξεργασία, το οργανικό φορτίο των λυμάτων και τα επίπεδα χημικών που προστίθενται στο σύστημα. Η παρακολούθηση είναι απαραίτητη για να προκύψουν συμπεράσματα σχετικά με την τελική ποιότητα του επεξεργασμένου νερού, την απαιτούμενη ενέργεια λειτουργίας του συστήματος, την ποσότητα της ύλης που προκύπτει από την επεξεργασία, τις ανάγκες καθαρισμού των μεμβρανών και τις εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου (EYDAP, 2014).

Το σύστημα με τα δίκτυα ελέγχου στοχεύει στην ανάπτυξη ενός πλαισίου που θα δέχεται πληροφορίες από διάφορες πηγές (π.χ. δορυφόρους, τοπικούς μετεωρολογικούς σταθμούς, μετρητικούς σταθμούς και μοντέλα) και θα εξάγει χρήσιμα συμπεράσματα για τις συνέπειες της χρήσης του ανακυκλωμένου νερού σε μικρή κλίμακα (EYDAP, 2014).

3. Το υδρόθειο στους αγωγούς δικτύων αποχέτευσης υγρών αποβλήτων

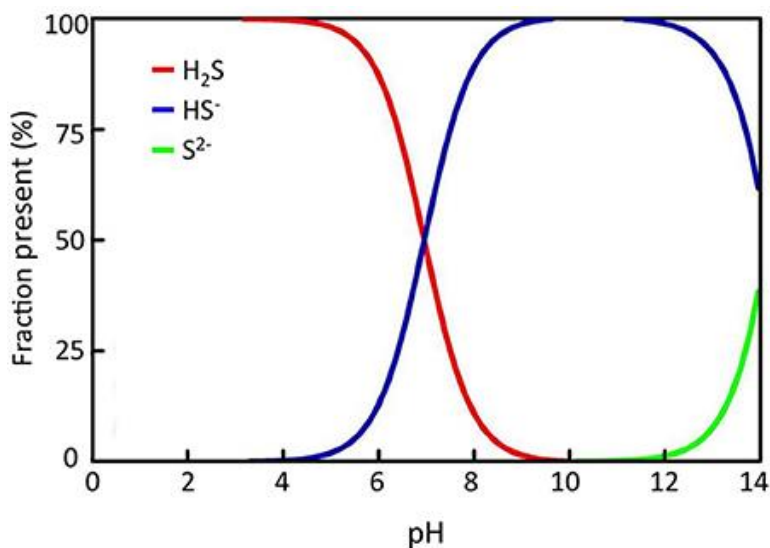
Τα υγρά απόβλητα που οδηγούνται μέσω των αγωγών ενός δικτύου αποχέτευσης σε μονάδες επεξεργασίας περιλαμβάνουν λίπη, οργανικά υλικά, στερεά, θρεπτικά συστατικά και παθογόνους μικροοργανισμούς. Μέσα στους αγωγούς και κάτω από κατάλληλες συνθήκες θερμοκρασίας, pH και συγκέντρωσης οξυγόνου, λαμβάνει χώρα μία πληθώρα βιολογικών, φυσικών και χημικών διεργασιών. Οι διεργασίες που σχετίζονται με την παραγωγή υδρόθειου, σε διαλυμένη μορφή μέσα στη ροή των λυμάτων, αλλά και σε αέρια μορφή στην ατμόσφαιρα των αγωγών, χρήζουν ιδιαίτερης προσοχής, εξαιτίας των προβλημάτων που προκαλεί το αέριο υδρόθειο στους αγωγούς και της επικινδυνότητάς του για την ανθρώπινη υγεία. Οι κίνδυνοι που σχετίζονται με το υδρόθειο είναι εντονότεροι σε αγωγούς με ροή υπό πίεση, λόγω της επικράτησης αναερόβιων συνθηκών, ωστόσο δεν πρέπει να παραγνωρίζεται η σημασία τους στους αγωγούς όπου υπάρχει ροή με ελεύθερη επιφάνεια.

3.1 Ορισμός και χαρακτηριστικά του υδρόθειου

Το υδρόθειο, με μοριακό τύπο H_2S , αποτελεί ανόργανη χημική ένωση που περιλαμβάνει υδρογόνο και θείο. Είναι αέριο αρκετά διαδεδομένο στη φύση με χαρακτηριστική οσμή που θυμίζει κλούβια αβγά. Μπορεί να παραχθεί από την αποσύνθεση κάποιων ειδών οργανικού υλικού όπως οι αλβουμίνες ή λευκωματίνες (υδατοδιαλυτές πρωτεΐνες που έχουν μέτρια διαλυτότητα σε συμπυκνωμένα αλατούχα διαλύματα και υφίστανται θερμική πήξη). Επιπλέον, το υδρόθειο απαντάται σε πολλά υπόγεια νερά και η εμφάνισή του συνδέεται με την παρουσία θεικών. Συγκεκριμένα, στα φυσικά νερά είναι συνηθισμένη η ύπαρξη θεικών, με μοριακό τύπο SO_4^{2-} , τα οποία χρησιμοποιούνται ως δέκτες ηλεκτρονίων από θειοαναγωγικά βακτήρια για την παραγωγή ενέργειας. Σαν αποτέλεσμα, προκύπτουν ανιόντα θείου, με τύπο S^{2-} , που λόγω της επαφής με το νερό μετατρέπονται εύκολα σε μείγμα διαλυμένου υδρόθειου, H_2S , και ιόντων υδρόθειου, HS^- (Pomeroy et al., 1981).

Το αέριο υδρόθειο είναι βαρύτερο από τον αέρα, ενώ συμπυκνώνεται σε υγρή μορφή όταν η θερμοκρασία φτάσει τους $-62\text{ }^\circ\text{C}$. Γενικά είναι αρκετά διαλυτό στο νερό αλλά η διαλυτότητά του μειώνεται όσο αυξάνεται η θερμοκρασία. Όταν επικρατήσει ισορροπία (equilibrium) υπό τις εκάστοτε συνθήκες θερμοκρασίας και pH, το υδρόθειο που βρίσκεται σε διαλυμένη μορφή μέσα σε υγρό (όπως στα υγρά απόβλητα), μεταφέρεται στον αέρα με τη μερική του πίεση να

βρίσκεται σε αναλογία με τη συγκέντρωσή του στην υγρή φάση (φαινόμενο μεταφοράς μάζας). Μετά τη διάλυσή του σε νερό, το υδρόθειο εντοπίζεται συνήθως ως ένα μείγμα H_2S και HS^- , σε διαφορετικά ποσοστά, ανάλογα με το pH (η θερμοκρασία επηρεάζει ελάχιστα). Επίσης, υπάρχουν και ανιόντα θείου, S^{2-} στο νερό, σε αμελητέες όμως συγκεντρώσεις για pH μικρότερο από 12. Όταν το pH είναι ίσο με 7, το 50% του υδρόθειου βρίσκεται σε μορφή H_2S ενώ το υπόλοιπο 50% έχει ιονιστεί και βρίσκεται σε μορφή HS^- (Pomeroy et al., 1981).



Σχήμα 3.1 Οι διάφορες μορφές που εμφανίζει το διαλυμένο υδρόθειο σε σχέση με την τιμή του pH (Holmer and Hasler-Sheetal, 2014).

Πέρα από τη χαρακτηριστική οσμή του, το υδρόθειο στην αέρια μορφή του, όταν οξειδωθεί και υπό την παρουσία υγρασίας, μετατρέπεται σε θειικό οξύ (H_2SO_4), έπειτα από μία σειρά χημικών αντιδράσεων. Το θειικό οξύ είναι ιδιαίτερα διαβρωτικό και προκαλεί διάβρωση στο τοίχωμα των αγωγών, μειώνοντας σημαντικά την αντοχή τους. Το πρόβλημα είναι εντονότερο σε αγωγούς από σκυρόδεμα και σε μεταλλικούς αγωγούς, καθώς τα υλικά αυτά είναι πιο ευάλωτα σε διάβρωση.

Εκτός των παραπάνω, προκαλούνται προβλήματα από την έντονη οσμή του υδρόθειου σε υψηλές συγκεντρώσεις. Επιπλέον, το υδρόθειο είναι ένα δηλητηριώδες αέριο, υπεύθυνο για πονοκεφάλους, ναυτίες, ερεθισμούς στα μάτια, τη μύτη και το λαιμό, αναπνευστικές δυσκολίες, έως και θάνατο. Σε συγκέντρωση άνω των 0.5 ppm η οσμή του γίνεται έντονη και δυσάρεστη, ενώ συγκέντρωση άνω των 300 ppm θεωρείται θανατηφόρα (Pomeroy et al., 1981).

Στον πίνακα που ακολουθεί φαίνονται τα όρια των συγκεντρώσεων του υδρόθειου στην

ατμόσφαιρα για τις οποίες εμφανίζονται προβλήματα οσμών ή επιπτώσεις στην ανθρώπινη υγεία.

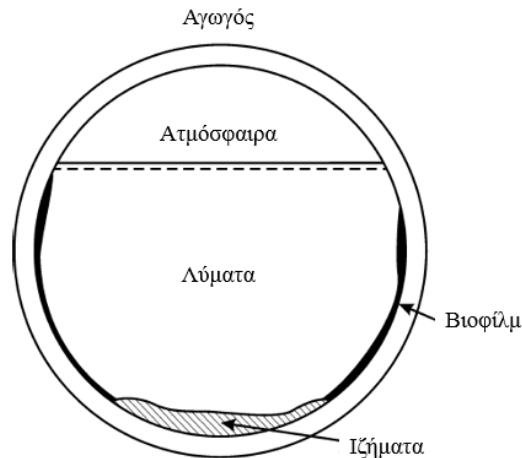
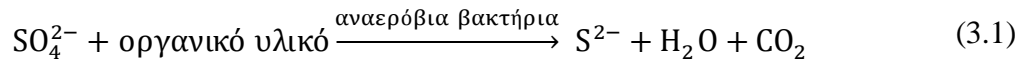
Πίνακας 3.1 Εμφάνιση προβλημάτων οσμών και επιπτώσεων στην ανθρώπινη υγεία για διάφορες συγκεντρώσεις υδρόθειου στην ατμόσφαιρα (Hvitved-Jacobsen et al., 2013).

Προβλήματα που προκαλούνται από το υδρόθειο	Συγκέντρωση υδρόθειου στην ατμόσφαιρα (ppm)
Εμφάνιση οσμών	0.0001 – 0.002
Δυσάρεστη και έντονη οσμή	0.5 - 30
Πονοκέφαλος, ναυτία, ερεθισμός σε μάτια, μύτη και λαιμό	10 - 50
Σοβαρά προβλήματα όρασης και αναπνοής	50 - 300
Κίνδυνος θανάτου	300 - 500
Άμεσος θάνατος	> 700

3.2 Ο κύκλος του υδρόθειου στους αγωγούς

Η παρουσία υδρόθειου μέσα στους αγωγούς ενός δικτύου αποχέτευσης υγρών αποβλήτων μπορεί να οφείλεται είτε σε εισροή του από εξωτερική πηγή είτε σε επιτόπου παραγωγή του εντός του αγωγού.

Η παραγωγή υδρόθειου μέσα σε έναν αγωγό πραγματοποιείται όταν επικρατούν αναερόβιες συνθήκες, δηλαδή απουσία ελεύθερου και δεσμευμένου οξυγόνου, μέσω βακτηρίων που ονομάζονται Sulfate Reducing Bacteria (SRB). Στις περιπτώσεις που δεν υπάρχει διαλυμένο οξυγόνο αλλά υπάρχουν νιτρικά στα λύματα, τότε αυτά χρησιμοποιούνται ως αποδέκτες ηλεκτρονίων στις διεργασίες μεταβολισμού των βακτηρίων, ωστόσο, όταν και τα νιτρικά εξαντληθούν, επικρατούν πλήρεις αναερόβιες συνθήκες. Τα βακτήρια SBR έχουν αργό ρυθμό ανάπτυξης και παρασέρνονται εύκολα όταν βρίσκονται στην υγρή φάση των λυμάτων. Παρόλα αυτά, στο τοίχωμα του αγωγού δημιουργείται με τη ροή των λυμάτων ένα στρώμα βιοφίλμ ανάλογα με τη συγκέντρωση του BOD και τις υδραυλικές συνθήκες, όπως επίσης και ιζήματα, όπου αναπτύσσονται βακτήρια SBR. Υπό αναερόβιες συνθήκες, τα βακτήρια αυτά (και ιδίως τα SBR βακτήρια του είδους *Desulfonvibrio desulfuricans*) χρησιμοποιούν θεικές ρίζες για να μεταβολίσουν το οργανικό υλικό, σύμφωνα με τις αντιδράσεις που φαίνονται ακολούθως (U.S.E.P.A., 1992a):



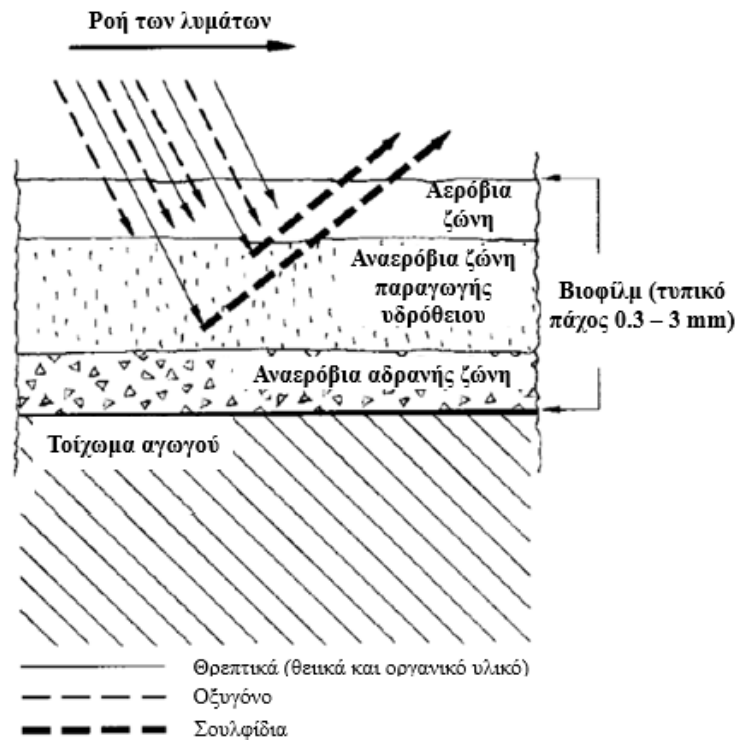
Σχήμα 3.2 Μέρη ενός αγωγού λυμάτων στα οποία υφίστανται διεργασίες που αφορούν τον κύκλο του υδρόθειου (τροποποιημένο από Hvitved-Jacobsen et al., 2005).

Οι βασικότεροι παράγοντες που καθορίζουν το ρυθμό σχηματισμού υδρόθειου σε έναν αγωγό είναι (Hvitved-Jacobsen et al., 2005):

- Η ποσότητα και η ποιότητα (ευκολία βιοδιάσπασης) του οργανικού υλικού.
- Η θερμοκρασία.
- Το pH (τα βακτήρια SRB δρουν σε pH μεταξύ 5.5 και 9).
- Η αναλογία εμβαδού - όγκου του βρεχόμενου τμήματος του αγωγού, καθώς το υδρόθειο σχηματίζεται στο βιοφίλμ, από όπου διαχέεται έπειτα στην υδάτινη φάση.
- Η ταχύτητα ροής, διότι επηρεάζει τη μεταφορά οργανικού υλικού και υδρόθειου μεταξύ βιοφίλμ και υδάτινης επιφάνειας.
- Ο χρόνος παραμονής σε αναερόβιες συνθήκες.

Το σύνολο του οξυγόνου που υπάρχει στα υγρά απόβλητα μαζί με ένα μέρος από τα θρεπτικά αξιοποιούνται στην αερόβια ζώνη. Τα υπόλοιπα θρεπτικά διαχέονται στην αναερόβια ζώνη και χρησιμοποιούνται από τα βακτήρια. Όταν εξαντληθούν και αυτά, τα βακτήρια χρησιμοποιούν τα θειικά και έτσι παράγεται υδρόθειο (σχέσεις (3.1) και (3.2)). Κάτω από την αναερόβια ζώνη υπάρχει, εφόσον το στρώμα βιοφίλμ δεν είναι πολύ λεπτό, μία ζώνη η οποία είναι αδρανής (Pomeroy et al., 1981). Οι ζώνες στο στρώμα βιοφίλμ πάνω στο τοίχωμα ενός αγωγού

φαίνονται στο Σχήμα 3.3.



Σχήμα 3.3 Ζώνες στο στρώμα βιοφίλμ πάνω στο τοίχωμα ενός αγωγού (τροποποιημένο από Pomeroy et al., 1981).

Το σύνολο των σουλφιδίων στην υγρή φάση συμμετέχει σε τρεις διαφορετικές διεργασίες, οι οποίες λαμβάνουν χώρα ταυτόχρονα, ιδιαίτερα σε βαρυτικούς αγωγούς. Ένα μέρος των σουλφιδίων υπόκειται σε χημική και βιολογική οξείδωση, άλλο μέρος συμμετέχει στη δημιουργία καθιζήσιμων αλάτων, παρουσία ιόντων μετάλλων, και ένα τρίτο απελευθερώνεται στην ατμόσφαιρα του αγωγού με τη μορφή αερίου υδρόθειου. Οι διεργασίες αυτές εξαρτώνται από μία πληθώρα παραγόντων, οι κυριότεροι από τους οποίους είναι η θερμοκρασία, το pH, η παροχή των λυμάτων, ο χρόνος παραμονής μέσα σε έναν αγωγό, το είδος της ροής στον αγωγό (ελεύθερη επιφάνεια ή υπό πίεση), η γεωμετρία και η κλίση του αγωγού, τα ποιοτικά στοιχεία των λυμάτων και οι διάφορες βιολογικές, φυσικές και χημικές διεργασίες που πραγματοποιούνται στο περιβάλλον του αγωγού (Jegatheesan et al., 2015).

Το υδρόθειο στην υγρή φάση αντιδρά με το διαλυμένο οξυγόνο, κατά κύριο λόγο με βιολογικές διεργασίες και το βασικό προϊόν που παράγεται είναι το θειοσουλφίδιο, με τύπο $S_2O_3^{2-}$. Σε περίπτωση οικιακών λυμάτων οι διεργασίες αυτές παίρνουν αρκετό χρόνο (μπορεί να διαρκέσουν έως και μία ώρα). Επιπλέον, το υδρόθειο αντιδρά χημικά με το διαλυμένο οξυγόνο,

δηλαδή χωρίς τη συμμετοχή βακτηρίων. Η χημική οξείδωση είναι αργή και παράγει ένα πλήθος από προϊόντα όπως στοιχειώδες θείο, θειικά, θειώδη και θειοσουλφίδια. Ο ρυθμός της αντίδρασης εξαρτάται από την ύπαρξη καταλυτών, π.χ. ιόντων σιδήρου, και τα προϊόντα που προκύπτουν εξαρτώνται από την τιμή του pH (Pomeroy et al., 1981).

Εφόσον υπάρχουν ιόντα μετάλλων (σιδήρου, ψευδάργυρου, χαλκού, μόλυβδου) στα απόβλητα, ένα μέρος από το υδρόθειο μετατρέπεται σε καθιζήσιμα άλατα. Ωστόσο, το ποσοστό αυτό είναι μικρό και συνήθως δεν ξεπερνά το 1 mg/l (Κουτσογιάννης, 2011).

Ένα μέρος από το υδρόθειο που βρίσκεται διαλυμένο στα υγρά απόβλητα εκλύεται στην ατμόσφαιρα του αγωγού σε αέρια μορφή. Η μέγιστη συγκέντρωση που μπορεί να επιτευχθεί στην αέρια φάση είναι ανάλογη με τη συγκέντρωση που υφίσταται στην υγρή φάση, γεγονός που εκφράζεται μέσα από τον νόμο του Henry (συνθήκες ισορροπίας-equilibrium):

$$p = C H \quad (3.3)$$

όπου:

p (atm): μερική πίεση του στοιχείου στην αέρια φάση

C (g m^{-3}): συγκέντρωση του στοιχείου στην υγρή φάση

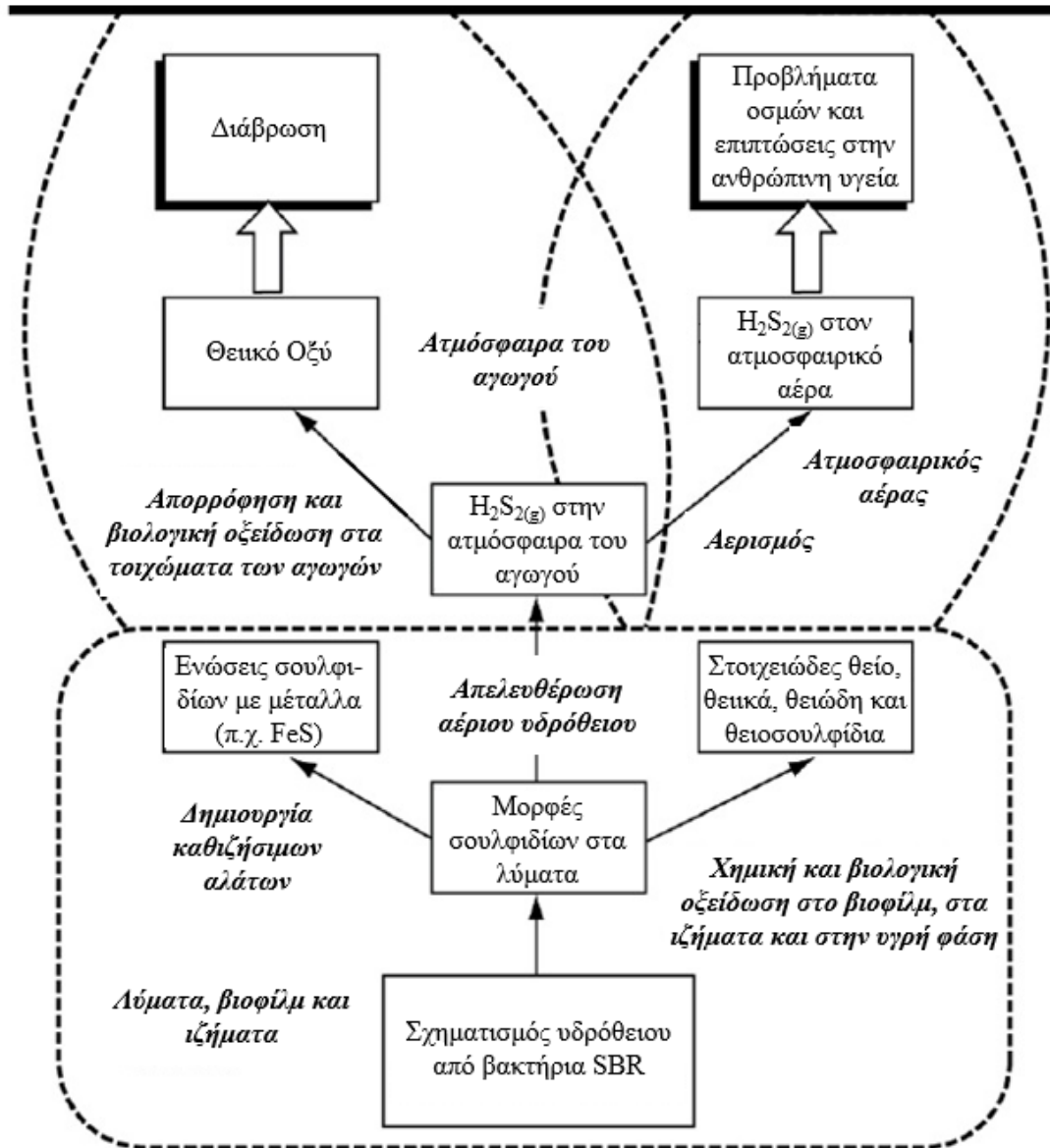
H ($\text{atm m}^3 \text{ g}^{-1}$): σταθερά του Henry

Οι συνθήκες ισορροπίας εξαρτώνται από το pH, τη θερμοκρασία και τη διαλυτότητα του υδρόθειου στο νερό. Η τελική συγκέντρωση αέριου υδρόθειου στην ατμόσφαιρα του αγωγού, καθώς επίσης η ένταση των οσμών που προκαλούνται, επηρεάζονται επίσης από τον ρυθμό μετάπτωσης από την υγρή στην αέρια φάση. Υψηλός ρυθμός σημαίνει υψηλή συγκέντρωση αέριου υδρόθειου, επομένως μεγαλύτερο πρόβλημα οσμών. Στην πραγματικότητα, οι συνθήκες ισορροπίας κατά το νόμο του Henry είναι δύσκολο να επιτευχθούν. Για αυτό το λόγο, η εκτίμηση της συγκέντρωσης του υδρόθειου που εκλύεται στην ατμόσφαιρα ενός αγωγού γίνεται σύμφωνα με το ρυθμό έκλυσης (Hvitved-Jacobsen et al., 2005). Πιο αναλυτική αναφορά γίνεται στην Ενότητα 5.3.2.

Καθώς στους αγωγούς βαρύτητας το νερό επανεμπλουτίζεται με οξυγόνο από την ατμόσφαιρα του αγωγού, η συγκέντρωση του αέριου υδρόθειου κυμαίνεται μεταξύ του 2 - 20% της θεωρητικής συγκέντρωσης ισορροπίας, ωστόσο σπάνια υπερβαίνει το 10% (Hvitved-Jacobsen et al., 2013).

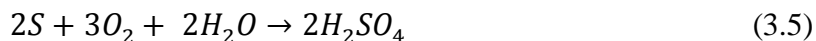
Το αέριο υδρόθειο είναι υπεύθυνο, όπως προαναφέρθηκε, για προβλήματα οσμών και

επιπτώσεις στην ανθρώπινη υγεία, εφόσον απελευθερώνεται στην ατμόσφαιρα. Εκτός των παραπάνω, το αέριο υδρόθειο που απελευθερώνεται στην ατμόσφαιρα των αγωγών συμμετέχει σε διεργασίες που οδηγούν στη δημιουργία θειικού οξέος, το οποίο προκαλεί διάβρωση και καταστροφή των τοιχωμάτων των αγωγών.



Σχήμα 3.4 Οι διεργασίες κατά τον κύκλο του υδρόθειου σε ένα δίκτυο λυμάτων (Yongsiri et al., 2003).

Ειδικότερα, από τα υγρά απόβλητα εξατμίζεται νερό, το οποίο στη συνέχεια συμπυκνώνεται και απορροφάται από τα τοιχώματα του αγωγού. Εφόσον αυτά είναι αρκετά στεγνά, τότε το υδρόθειο μπορεί να οξειδωθεί και να παραχθεί ελεύθερο θείο αλλά, με την ύπαρξη υγρασίας, πραγματοποιείται οξείδωσή του και παραγωγή θειικού οξέος (H_2SO_4), σε δύο στάδια:



Το πρώτο στάδιο επιτελείται από λευκοβακτηριοειδή όπως η θειοθρίξ (Thiothrix), ενώ το δεύτερο στάδιο από πρωτοβακτηρίδια όπως ο θειοβάκιλος (Thiobacillus) (Κουτσογιάννης, 2011). Ο ρυθμός αύξησης των διάφορων ειδών Thiobacilli ποικίλλει ανάλογα με το pH, ενώ υπάρχουν ορισμένα είδη που παραμένουν δραστικά και σε διάλυμα με 7% συγκέντρωση H_2SO_4 (pH περίπου 0.2) (Pomeroy et al., 1981).

Εξαιτίας της παραγωγής του θειικού οξέος, που έχει διαβρωτικές ιδιότητες, διαβρώνεται η οροφή των ευπαθών σε οξέα αγωγών, στις περιοχές που δεν βρέχονται. Τα τμήματα που καλύπτονται από τη ροή δεν παρουσιάζουν σημαντικά προβλήματα διάβρωσης.

3.3 Η επίδραση του υδρόθειου στη διάβρωση των αγωγών

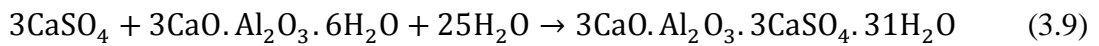
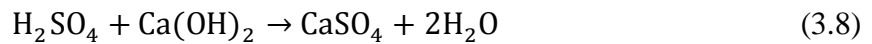
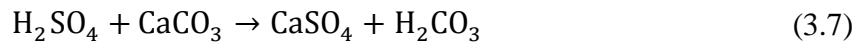
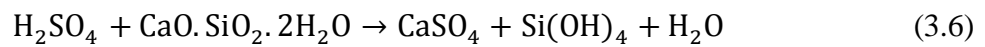
Η διάβρωση των αγωγών στα δίκτυα αποχέτευσης υγρών αποβλήτων επηρεάζεται από την παρουσία υδρόθειου με δύο τρόπους (U.S.E.P.A., 1991):

- *Άμεσα*, με τη δημιουργία θειικού οξέος παρουσία υδρόθειου και υγρασίας. Το θειικό οξύ διαβρώνει τα τοιχώματα των αγωγών, μειώνοντας ή καταστρέφοντας την αντοχή τους.
- *Έμμεσα*, εξαιτίας της χημικής αντίδρασης του αέριου υδρόθειου με μέταλλα όπως ο σίδηρος και ο χαλκός. Αυτή η διεργασία είναι επιζήμια για τη λειτουργία ηλεκτρικών και μηχανολογικών συστημάτων που χρησιμοποιούνται κατά τη μεταφορά και επεξεργασία των υγρών αποβλήτων.

Η συνήθης θερμοκρασία των υγρών αποβλήτων είναι κατά κύριο λόγο μεγαλύτερη από τη θερμοκρασία στο έδαφος γύρω από τους αγωγούς και αυτό έχει σαν συνέπεια να εξατμίζεται νερό από τα απόβλητα, που στη συνέχεια υγροποιείται πάνω στα τοιχώματα των αγωγών. Όταν δεν υπάρχει επαρκής αερισμός και τα τοιχώματα είναι υγρά, και υπό την παρουσία υδρόθειου, παράγεται θειικό οξύ. Όλα τα υλικά αγωγών που προσβάλλονται από οξέα (π.χ. σκυρόδεμα, αμιαντοτσιμέντο ή μέταλλο) υπόκεινται σε διάβρωση (Pomeroy et al., 1981).

Ειδικά στους αγωγούς από σκυρόδεμα, η διάβρωση γίνεται σε στάδια, όχι πάντοτε εύκολα διακριτά (Wells et al., 2012). Στο πρώτο στάδιο γίνεται μείωση του αρχικά υψηλού αλκαλικού pH (τιμές 12 - 13) στα τοιχώματα των αγωγών εξαιτίας του σχηματισμού ασθενών οξέων που παράγονται με τη διάλυση υδρόθειου και διοξειδίου του άνθρακα στην υγρασία των

τοιχωμάτων. Με την πάροδο του χρόνου το pH των τοιχωμάτων φτάνει σε τιμές περίπου ίσες με 9. Σε αυτό το στάδιο, αρχίζουν να εμφανίζονται ουδετερόφιλα βακτήρια (neutrophilic bacteria) και είδη μυκήτων που παράγουν οργανικά και ανόργανα οξέα, τα οποία ελαττώνουν κι άλλο το pH στην επιφάνεια των τοιχωμάτων. Σε τρίτο στάδιο, όταν η τιμή του pH φτάσει περίπου στο 4, βακτήρια φιλικά σε οξέα (acidophilic bacteria) αντικαθιστούν τα ουδετερόφιλα. Ένα είδος από αυτά τα βακτήρια οξειδώνουν το υδρόθειο και άλλες ενώσεις του θείου (όπως το θειοσουλφίδιο και το στοιχειώδες θείο) παράγοντας θειικό οξύ, το οποίο κατόπιν αντιδρά με τις αλκαλικές ενώσεις στο τσιμέντο και σχηματίζει γύψο και ετρινγκίτη, σύμφωνα με τις ακόλουθες χημικές αντιδράσεις (Wells et al., 2012):



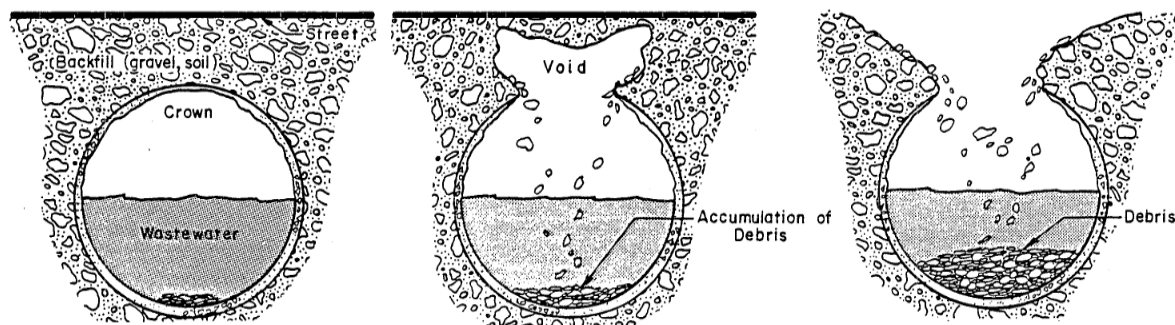
Η αντίδραση του θειικού οξέος με το σκυρόδεμα, δημιουργεί ένα μείγμα από θειικό ασβέστιο και κατάλοιπα από τα υλικά κατασκευής του αγωγού. Καθώς το θειικό οξύ σχηματίζεται αργά, σχεδόν όλο θα αντιδράσει με το σκυρόδεμα. Αν όμως υπάρχουν υψηλές συγκεντρώσεις υδρόθειου και παράγεται γρήγορα θειικό οξύ, τότε μπορεί να αντιδράσει όσο γρήγορα προλαβαίνει να διασκορπιστεί μέσα από το μείγμα στα τοιχώματα του αγωγού. Επίσης, αν υπάρχει αρκετή υγρασία, μία σημαντική ποσότητα του οξέος που παράγεται θα επιστρέψει στη ροή, παίρνοντας τη μορφή σουλφιδίων (Pomeroy et al., 1981).

Κατά κύριο λόγο, η διάβρωση είναι μεγαλύτερη στην οροφή του αγωγού και το γεγονός αυτό θεωρείται ότι οφείλεται στα έντονα ρεύματα αέρα εξαιτίας της διαφοράς θερμοκρασίας του νερού και των τοιχωμάτων του αγωγού. Άλλο τμήμα του αγωγού που δέχεται μεγάλη διάβρωση είναι εκείνο που καλύπτεται ανά περιόδους με λύματα, ανάλογα με το αν η στάθμη των λυμάτων είναι υψηλή ή χαμηλή, δηλαδή η ροή είναι αυξημένη ή μειωμένη αντίστοιχα (βλ. Σχήμα 3.5). Αυτό συμβαίνει διότι, όταν το τμήμα αυτό καλύπτεται από λύματα, το μείγμα που δημιουργείται πάνω στο τοίχωμα μετά από την αντίδραση του οξέος με το σκυρόδεμα ξεπλένεται με τη ροή (Pomeroy et al., 1981).



Σχήμα 3.5 Η άνιση κατανομή της διάβρωσης στα τοιχώματα αγωγού από σκυρόδεμα (U.S.E.P.A., 1974).

Στο Σχήμα 3.6 φαίνεται πώς η διάβρωση που προκαλείται στα τοιχώματα των αγωγών καταστρέφει σταδιακά την οροφή τους. Αν η οροφή διαβρωθεί σε ένα μεγάλο τμήμα της, το έδαφος πάνω από τον αγωγό αρχίζει να υποχωρεί και τελικά εισχωρεί μέσα στον αγωγό, καταστρέφοντάς τον.



Σχήμα 3.6 Σταδιακή καταστροφή αγωγών εξαιτίας της διάβρωσης (U.S.E.P.A., 1991).

Για την αποφυγή προβλημάτων διάβρωσης, ενδείκνυται η κατασκευή αγωγών από υλικά που είναι ανθεκτικά στο θειικό οξύ. Τέτοιο παράδειγμα αποτελούν οι αγωγοί από πλαστικό, με υλικά όπως το πολυβινυλοχλωρίδιο (PVC), το πολυαιθυλένιο (PE) και το ακρυλονιτρίλιο βουταδιενίου-στυρολίου (ABS). Συνήθως οι αγωγοί από πλαστικό κατασκευάζονται με λεπτά τοιχώματα, λόγω του κόστους των υλικών και απαιτείται πολύ μεγάλη προσοχή στην τοποθέτησή τους, ώστε να αποφευχθεί η θραύση ή κατάρρευσή τους. Επιπλέον, εξαιτίας της ενίσχυσης με χρήση ινών γυαλιού που συχνά εφαρμόζεται στους αγωγούς από πλαστικό, υπάρχει ενδεχόμενο εισροής υγρού μέσα από σχισμές και μείωσης της αντοχής των αγωγών, παρουσία υδρόθειου και μεγάλων φορτίων λυμάτων (Pomeroy et al., 1981).

3.4 Πρόληψη και αντιμετώπιση των προβλημάτων από το υδρόθειο στους αγωγούς

Το αέριο υδρόθειο που εκλύεται στην ατμόσφαιρα των αγωγών ενός δικτύου υγρών αποβλήτων, έπειτα από διεργασίες που περιγράφηκαν στην Ενότητα 3.2, είναι υπεύθυνο για σημαντικά προβλήματα οσμών, διάβρωσης και επιπτώσεων στην ανθρώπινη υγεία. Στο πλαίσιο της μείωσης της παραγωγής υδρόθειου στους αγωγούς, είναι δυνατή η λήψη προληπτικών μέτρων, τα οποία βασίζονται κυρίως στην αποφυγή δημιουργίας αναερόβιων συνθηκών. Τέτοια μέτρα είναι (Κουτσογιάννης, 2011):

- Η αποφυγή μικρών ταχυτήτων.
- Ο επαρκής αερισμός των αγωγών καθ' όλο το μήκος τους και ο εφοδιασμός με κατάλληλες κατασκευές αερισμού (π.χ. αεραγωγούς).
- Ο σχεδιασμός φρεατίων φόρτισης σε καταθλιπτικούς αγωγούς και σίφωνες έτσι ώστε να αποφεύγεται η δημιουργία συνθηκών υπό πίεση.
- Στους αγωγούς με ελεύθερη επιφάνεια, η αύξηση της διαμέτρου του αγωγού όταν εμφανίζονται δυσμενείς συνθήκες, έτσι ώστε να μειώνεται ο λόγος της βρεχόμενης περιμέτρου προς το πλάτος της ελεύθερης επιφάνειας.
- Η ελαχιστοποίηση των περιοχών με υψηλή τύρβη προκειμένου να περιορίζεται η έκλυση αέριου υδρόθειου.

Όταν η παραγωγή του υδρόθειου φτάνει σε συγκεντρώσεις που ξεπερνούν τα επιτρεπτά όρια, απαιτείται επέμβαση και αποτελεσματική αντιμετώπιση. Υπάρχουν διάφορες διαθέσιμες μέθοδοι για τον έλεγχο των προβλημάτων που προκαλούνται από το υδρόθειο, οι οποίες διακρίνονται στις ακόλουθες κύριες κατηγορίες: μέθοδοι που στοχεύουν στην αφαίρεση του βιοφίλμ όπου πραγματοποιείται η παραγωγή του υδρόθειου και στην αποφυγή αναερόβιων συνθηκών, μέθοδοι που στηρίζονται στην αύξηση του οξειδοαναγωγικού δυναμικού, μέθοδοι που αποσκοπούν στην αναχαίτιση της δράσης των βακτηρίων SRB και μέθοδοι χημικής απομάκρυνσης του υδρόθειου.

3.4.1 Μέθοδοι που στοχεύουν στην αφαίρεση του βιοφίλμ

Η παραγωγή του υδρόθειου γίνεται κατά κύριο λόγο στο στρώμα βιοφίλμ που σχηματίζεται στην επιφάνεια των τοιχωμάτων των αγωγών, επομένως η αφαίρεση του βιοφίλμ συμβάλλει στη μείωση της παραγωγής υδρόθειου. Συχνά, για την αφαίρεση του βιοφίλμ εφαρμόζεται καθαρισμός των αγωγών με την τεχνολογία «rigging». Πρόκειται για μία μέθοδο μηχανικού

καθαρισμού με ξέστρα καθαρισμού σωληνώσεων ή «γουρουνάκια (pigs)» που ενδείκνυται σε αγωγούς με μεγάλο μήκος. Τα ξέστρα ωθούνται με πίεση μέσα στον αγωγό αφαιρώντας έτσι το βιοφίλμ. Η μέθοδος αυτή είναι ιδιαίτερα πρακτική και οικονομική, παρουσιάζει όμως δυσκολίες εφαρμογής σε καμπύλες συνδέσεις των αγωγών και σε σίφωνες (Bertrán de Lis et al., 2007).

Μία άλλη καινοτόμος μέθοδος, η οποία αφορά τους αγωγούς με ροή υπό πίεση και αποτελεί εναλλακτική λύση από την τεχνολογία pigging, είναι η χρήση κόκκων Leca (Light expanded clay aggregate), που ωθούνται υπό πίεση μέσα στον αγωγό και λειτουργούν σαν έμβολο αφαιρώντας το βιοφίλμ. Αποτελεί μία τεχνολογία που μπορεί να εφαρμοστεί και σε καμπύλες συνδέσεις και σίφωνες και παρουσιάζει σημαντικά οικονομικά οφέλη σε σχέση με την τεχνολογία pigging (Bertrán de Lis et al., 2007).

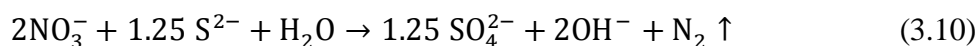
Η καταστροφή του βιοφίλμ επιτυγχάνεται επίσης με την απότομη έκθεση των αγωγών σε διάλυμα ασβέστη, η οποία στοχεύει στην αύξηση του pH πάνω από την τιμή 11 (έως περίπου την τιμή 13), αναχαιτίζοντας έτσι τη δράση των βακτηρίων που συμμετέχουν στην παραγωγή υδρόθειου.

Οι παραπάνω μέθοδοι μειώνουν αποτελεσματικά το σχηματισμό υδρόθειου, ωστόσο για περιορισμένο χρονικό διάστημα, συνήθως για 3 - 4 ημέρες.

3.4.2 Μέθοδοι που στοχεύουν στην αύξηση του οξειδοαναγωγικού δυναμικού

Οι μέθοδοι που στοχεύουν στην αύξηση του οξειδοαναγωγικού δυναμικού (redox potential), που είναι ο λόγος των συνολικών οξειδωτικών (δέκτες e^-) προς τα συνολικά αναγωγικά (δότες e^-), συντελούν στη μείωση της δράσης των βακτηρίων SRB.

Αύξηση του οξειδοαναγωγικού δυναμικού επιτυγχάνεται με την προσθήκη νιτρικών αλάτων, η οποία δημιουργεί ανοξικές συνθήκες μειώνοντας την παραγωγή υδρόθειου. Επιπλέον, η απονιτροποίηση αυξάνει το pH ελαττώνοντας την τάση για έκλυση αέριου υδρόθειου. Η προσθήκη νιτρικών στα υγρά απόβλητα γίνεται με στόχο την απονιτροποίηση που επιτελούν βακτήρια όπως τα *Thiobacillus denitrificans* και *Thiomicrospira denitrificans* (Yang et al., 2005). Η πλέον διαδεδομένη σχέση για τη διεργασία οξείδωσης είναι (Cardoso et al., 2006, Li et al., 2009, Mathioudakis and Aivasidis, 2009):



Χρησιμοποιούνται για αυτή την περίπτωση νιτρικά άλατα όπως τα NaNO_3 και $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ (Bertrán de Lis et al., 2007, Jegatheesan et al., 2015).

Εκτός από την προσθήκη νιτρικών αλάτων, το οξειδοαναγωγικό δυναμικό μπορεί να αυξηθεί με την παροχή αέρα στους αγωγούς, για την αποφυγή σηπτικών συνθηκών. Η παρουσία διαλυμένου οξυγόνου γύρω από το βιοφίλμ χρησιμοποιείται για βιολογική ή χημική οξείδωση του παραγόμενου υδρόθειου, ενώ όταν το οξυγόνο απουσιάζει γύρω από το βιοφίλμ, το υδρόθειο περνά στα υγρά απόβλητα, σε διαλυμένη μορφή. Από εκεί μπορεί να εκλυθεί ως αέριο υδρόθειο στην ατμόσφαιρα του αγωγού. Για να μειωθεί η ποσότητα υδρόθειου που καταλήγει στη ροή, εγχέεται στα υγρά απόβλητα ποσότητα αέρα. Επειδή με την έγχυση αέρα γίνεται μόνο μικρή μεταφορά οξυγόνου (U.S.E.P.A., 1992a), είναι προτιμότερη η έγχυση απευθείας καθαρού οξυγόνου, ώστε το επίπεδο διαλυμένου οξυγόνου να είναι μεγαλύτερο. Η έγχυση οξυγόνου σε σχέση με την έγχυση αέρα παρουσιάζει πλεονεκτήματα ειδικότερα σε ροή υπό πίεση, διότι η διάλυση του οξυγόνου είναι μεγαλύτερη σε ροή υπό πίεση (Zhang et al., 2008).

3.4.3 Μέθοδοι που στοχεύουν στην αναχαίτιση της δράσης των βακτηρίων SRB

Τα βακτήρια SRB δρουν σε τιμές pH μεταξύ 5.5 και 9. Η αναχαίτιση της βιολογικής δράσης τους γίνεται συνήθως μέσω της αύξησης του pH στα υγρά απόβλητα, αλλά και με άλλες μεθόδους, όπως είναι η χρήση βιοκτόνων και μολυβδαινίου (De Jesus et al., 2015). Ακόμα, η αύξηση του pH οδηγεί σε ολοένα και λιγότερο ποσοστό διαλυμένου υδρόθειου H_2S στα υγρά απόβλητα, ενώ αυξάνονται άλλες μορφές, όπως τα ιόντα υδρόθειου HS^- . Για το σκοπό αυτό, χρησιμοποιούνται συνήθως χημικές ενώσεις όπως το υδροξείδιο του νατρίου, NaOH , ή το υδροξείδιο του μαγγανίου $\text{Mn}(\text{OH})_2$. Η συνεχής παροχή τους στα υγρά απόβλητα είναι ασύμφορη οικονομικά, οπότε προστίθενται συνήθως για λίγα λεπτά (περίπου 20 - 30 λεπτά) έως ότου το pH να φτάσει σε τιμές 12 - 13. Η επιλογή του χημικού που θα χρησιμοποιηθεί εξαρτάται και από τα χαρακτηριστικά του εκάστοτε δικτύου. Η εφαρμογή των χημικών πρέπει να γίνεται με προσοχή και στις κατάλληλες δοσολογίες, ώστε να μην προκαλούνται προβλήματα στην κατάντη επεξεργασία των υγρών αποβλήτων (Zhang et al., 2008, Abdikheibari et al., 2016).

Η προσθήκη υδροξειδίου του μαγγανίου, $\text{Mn}(\text{OH})_2$, μίας αλκαλικής ένωσης, στα υγρά απόβλητα, γίνεται με στόχο την αύξηση των επιπέδων pH, ώστε το διαλυμένο υδρόθειο να παραμείνει μόνο στις ιοντικές του μορφές, HS^- και S^{2-} (βλ. Σχήμα 3.1) και ταυτόχρονα να μειωθεί η παρουσία H_2S . Η μείωση H_2S σημαίνει κατ' επέκταση και μείωση του αέριου

υδρόθειου που εκλύεται στην ατμόσφαιρα των αγωγών. Η αύξηση του pH με την προσθήκη υδροξειδίου του μαγγανίου δεν υπερβαίνει την τιμή του 9, εξαιτίας της μειωμένης διαλυτότητάς του στο νερό. Η χορήγηση $Mn(OH)_2$ συνιστάται σε ανάντη θέσεις φρεατίων ή σε αντλητικούς σταθμούς, καθώς επιτυγχάνεται καλύτερος έλεγχος του υδρόθειου με μικρότερη δόση χημικών. Επιπλέον, αυξάνεται έτσι η διαθεσιμότητα οργανικού άνθρακα για τη διαδικασία απομάκρυνσης των θρεπτικών ουσιών στη μονάδα επεξεργασίας. Η προσθήκη του υδροξειδίου του μαγγανίου είναι μία πρακτική και συχνά χρησιμοποιούμενη μέθοδος, με το πρόσθετο πλεονέκτημα ότι το χημικό προϊόν που χρησιμοποιείται δεν παρουσιάζει κινδύνους για την υγεία. Σε σχέση με άλλα υδροξείδια που χρησιμοποιούνται, το $Mn(OH)_2$ επιτυγχάνει τη μείωση της παραγωγής υδρόθειου για μεγαλύτερο χρονικό διάστημα (Park et al., 2014).

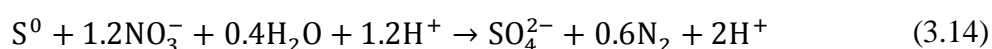
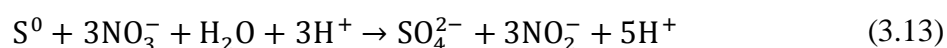
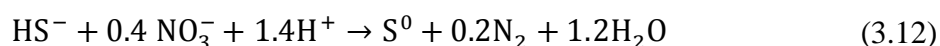
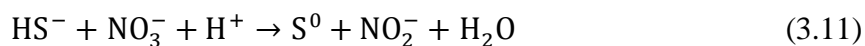
Το υδροξείδιο του νατρίου, NaOH, είναι επίσης ένα χημικό που μπορεί να προστεθεί στα υγρά απόβλητα προκειμένου να μειωθούν τα επίπεδα pH. Η διαφορά στη χρήση των υδροξειδίων μαγγανίου και νατρίου είναι ότι το δεύτερο χορηγείται περιοδικά στα υγρά απόβλητα, και προκαλεί μία ακαριαία αύξηση στο pH τους, σε τιμές που φτάνουν περίπου στο 12 - 13, για ένα σύντομο χρονικό διάστημα. Με αυτόν τον τρόπο, αναχαιτίζεται προσωρινά η δράση των βακτηρίων στο βιοφίλμ που είναι υπεύθυνα για την παραγωγή υδρόθειου, μέχρι τη δημιουργία νέου βιοφίλμ. Ο χρόνος που απαιτείται για τη δημιουργία νέου βιοφίλμ κυμαίνεται μεταξύ δύο ημερών έως δύο εβδομάδων, ανάλογα με τις εκάστοτε συνθήκες. Έχει αποδειχθεί ότι η μέθοδος της προσθήκης NaOH στα υγρά απόβλητα είναι πιο αποτελεσματική σε συστήματα με χαμηλούς ρυθμούς παροχής και μεγάλο λόγο εμβαδού προς όγκο στους αγωγούς. Ένα από τα βασικότερα μειονεκτήματα αυτής της μεθόδου είναι οι πολύ υψηλές τιμές pH που προκύπτουν στα υγρά απόβλητα, γεγονός που δυσχεραίνει την επεξεργασία τους. Επιπλέον, λόγω του υψηλού pH απαιτείται ιδιαίτερη διαχείριση της ιλύος που παράγεται από την επεξεργασία.

3.4.4 Μέθοδοι βιολογικής οξείδωσης υδρόθειου

Η βιολογική οξείδωση του υδρόθειου γίνεται υπό την παρουσία ειδικών βακτηρίων που οξειδώνουν τα σουλφίδια λειτουργώντας ως καταλύτες στη διεργασία της οξείδωσης. Τέτοια βακτήρια είναι, όπως προαναφέρθηκε, τα *Thiomicrospira denitrificans* και *Thiobacillus denitrificans*. Άλλο είδος βακτηρίων που συμμετέχουν σε διεργασίες βιολογικής οξείδωσης του υδρόθειου είναι τα βακτήρια *Beggiatoa*.

Τα σουλφίδια οξειδώνονται, με O_2 ή NO_3^- ως λήπτη ηλεκτρονίων, και παράγεται στοιχειώδες θείο, S^0 . Όταν η συγκέντρωση των σουλφιδίων φτάσει σε αμελητέα επίπεδα, τότε αρχίζει η

παραγωγή θεικών. Στην περίπτωση που χρησιμοποιούνται τα νιτρικά ως λήπτες ηλεκτρονίων και οξειδώνονται τα HS^- σε S^0 , τότε το pH στα απόβλητα αυξάνεται, ενώ όταν το S^0 δίνει SO_4^{2-} το pH μειώνεται. Οι σχετικές αντιδράσεις δίνονται από τις ακόλουθες σχέσεις (Zhang et al., 2008):

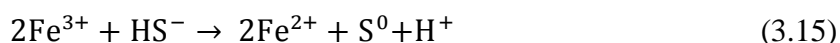


3.4.5 Χημικές μέθοδοι απομάκρυνσης υδρόθειου

Η απομάκρυνση του παραγόμενου υδρόθειου με χημικές μεθόδους, βασίζεται κυρίως στις διεργασίες της ζήματοποίησης (precipitation) και της απορρόφησης (absorption).

Γενικά, σε περιπτώσεις με χαμηλές ή μεσαίες συγκεντρώσεις υδρόθειου διαλυμένου στα υγρά απόβλητα, ένα ποσοστό του δεσμεύεται σε αδιάλυτες ενώσεις μετάλλων όπως σιδήρου, ψευδάργυρου, χαλκού, νικέλιου και μαγνήσιου. Ο σχηματισμός αυτών των ενώσεων μειώνει την ποσότητα διαλυμένου υδρόθειου στα απόβλητα και κατ' επέκταση την ποσότητα αερίου υδρόθειου που εκλύεται στην ατμόσφαιρα του αγωγού (Zhang et al., 2008).

Ο σίδηρος είναι από τα πιο διαδεδομένα μέταλλα στα υγρά απόβλητα και χρησιμοποιείται συχνά για τον περιορισμό του υδρόθειου. Προστίθενται στα απόβλητα χλωριούχες, θειούχες ή νιτρικές ενώσεις που περιέχουν Fe (II) ή Fe (III). Ο τρισθενούς ιόντος σιδήρου, Fe (III) ή Fe^{3+} , οξειδώνει ιόντα υδρόθειου παράγοντας στοιχειώδες θείο και υποβαθμίζεται σε Fe (II) (Zhang et al., 2008):



Μετά την παραγωγή δισθενούς ιόντος σιδήρου, Fe (II) ή Fe^{2+} , απομακρύνονται ιόντα υδρόθειου μέσω της δημιουργίας θειούχου σιδήρου, FeS, κατά την αντίδραση:



Ο FeS που παράγεται, μπορεί να οξειδωθεί σε θειικό σίδηρο, FeSO_4 , κατά την επεξεργασία

των υγρών αποβλήτων στον αεριζόμενο βιοαντιδραστήρα. Ο θειικός σίδηρος είναι χρήσιμος για την ιζηματοποίηση του φωσφόρου, επομένως συμβάλλει στη μείωση του κόστους για την απομάκρυνση φωσφόρου από τα απόβλητα.

Η παραγωγή θειούχου σιδήρου σε αναερόβιες συνθήκες στα υγρά απόβλητα είναι σε γενικές γραμμές γρήγορη, ωστόσο αναχαιτίζεται από τη χρήση του σιδήρου για την παραγωγή άλλων προϊόντων, όπως φωσφορικού σιδήρου (FePO₄).

Για τον καλύτερο δυνατό έλεγχο της παραγωγής υδρόθειου, πιο αποτελεσματική θεωρείται η χρήση τόσο ενώσεων Fe (II), όσο και Fe (III) (Zhang et al., 2008). Η μέθοδος αυτή για τον περιορισμό της παραγωγής υδρόθειου δίνει μέτρια αποτελέσματα, καθώς μετά την παροχή ενώσεων σιδήρου στα απόβλητα, η συγκέντρωση υδρόθειου αυξάνεται και πάλι. Αυτό σημαίνει ότι αφαιρείται ένα ποσοστό από τα παραγόμενα σουλφίδια, χωρίς όμως να εμποδίζεται ουσιαστικά η διαδικασία παραγωγής υδρόθειου (Bertrán de Lis et al., 2007).

Η μείωση του υδρόθειου που παράγεται στα υγρά απόβλητα επιτυγχάνεται επίσης με την προσθήκη οξειδωτικών μέσων, ορισμένα από τα οποία είναι το υπεροξείδιο του υδρογόνου (H₂O₂), το χλώριο, το όζον και το υπερμαγγανικό κάλιο (KMnO₄).

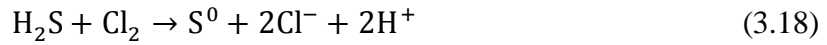
Το υπεροξείδιο του υδρογόνου είναι ένα ισχυρό οξειδωτικό το οποίο, όταν προστεθεί στα υγρά απόβλητα, αντιδρά με το υδρόθειο που βρίσκεται διαλυμένο μέσα σε αυτά και παράγεται νερό και οξυγόνο, οπότε διατηρούνται αερόβιες συνθήκες (Zhang et al., 2008). Η αντίδραση του υπεροξειδίου του υδρογόνου με το υδρόθειο πραγματοποιείται σε τιμές pH 7 - 9, σύμφωνα με την ακόλουθη σχέση (Robert and McVay, 2007):



Η χρήση υπεροξειδίου του υδρογόνου μπορεί να αφαιρέσει ως και 85 - 100% υδρόθειου από τα υγρά απόβλητα, ωστόσο επειδή το υπεροξείδιο έχει μικρό σχετικά χρόνο ζωής (περίπου 90 λεπτά), χρειάζεται προσθήκη του σε αρκετά σημεία του δικτύου. Μετά την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων, πρέπει να απομακρυνθεί η περίσσεια του υπεροξειδίου του υδρογόνου προτού γίνει η διανομή του επεξεργασμένου νερού. Εφόσον το επεξεργασμένο νερό έχει υποστεί χλωρίωση, γίνεται με φυσικό τρόπο εξουδετέρωση του υπεροξειδίου του υδρογόνου, έπειτα από αντίδραση με το ελεύθερο χλώριο (Zhang et al., 2008, Robert and McVay, 2007).

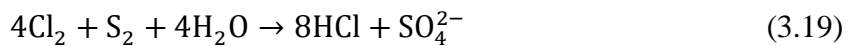
Μία απλή και οικονομική λύση, αφού εφαρμόζεται συχνότατα και ως μέθοδος απολύμανσης, είναι η χρήση χλωρίου. Η προσθήκη του στα υγρά απόβλητα γίνεται είτε με τη μορφή διαλύματος (π.χ. ως υποχλωριώδες νάτριο, NaOCl), είτε απευθείας ως αέριο χλώριο. Η

αντίδραση του χλωρίου με το υδρόθειο, η οποία δίνει ως προϊόν στοιχειώδες θείο, πραγματοποιείται συνήθως για τιμές pH 6.5 - 8.5, κατά τη σχέση (Robert and McVay, 2007):



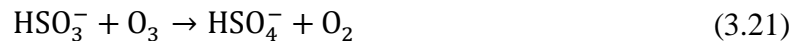
Ο ρυθμός της χημικής οξειδωσης είναι χαμηλός σε μικρές συγκεντρώσεις υδρόθειου και μικρότερος γενικά από τον αντίστοιχο στην περίπτωση του υποξειδίου του υδρογόνου. Η αντίδραση του χλωρίου με το υδρόθειο προκαλεί θολότητα στο νερό και αφήνει ως κατάλοιπα μικρά σωματίδια που πρέπει να αφαιρεθούν. Το προϊόν της οξειδωσης είναι στοιχειώδες θείο που βρίσκεται σε κολλοειδή μορφή και, αν δεν ληφθούν κατάλληλα μέτρα, μπορεί να οδηγήσει στη δημιουργία ενώσεων με χαλκό και στη διάβρωση των υδραυλικών στοιχείων στα σημεία διανομής.

Ανάλογα με το pH, είναι δυνατή η χημική οξειδωση παρουσία χλωρίου με την παραγωγή θεικών (SO_4^{2-}), κατά την αντίδραση:



Η αντίδραση αυτή επιτυγχάνεται συνήθως σε τιμές pH 6.5 - 7.3 (Robert and McVay, 2007, Zhang et al., 2008).

Η προσθήκη όζοντος στα υγρά απόβλητα αποτελεί μία ακόμα μέθοδο για τον περιορισμό του υδρόθειου και ταυτόχρονα απολύμανσης. Είναι μία μέθοδος πρακτική και με αρκετά πλεονεκτήματα (Duranceau et al., 2010). Η αφαίρεση υδρόθειου γίνεται με βάση τις αντιδράσεις που ακολουθούν:

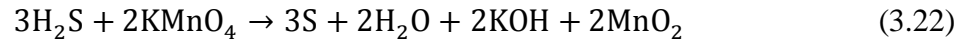


Η προσθήκη όζοντος μπορεί να συντελέσει ως και 100% στη μετατροπή του υδρόθειου σε θειικά ενώ η περίσσεια όζοντος χρησιμοποιείται απευθείας για απολύμανση. Τα προβλήματα που μπορούν να εμφανιστούν από την προσθήκη όζοντος στα απόβλητα επισημαίνονται στην Ενότητα 2.2, στο τμήμα που αναφέρεται στις μεθόδους απολύμανσης.

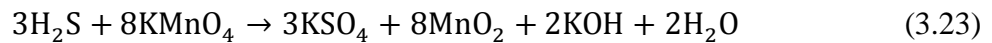
Γενικότερα, η πολυπλοκότητα, το κόστος και η ανάγκη συχνής παρακολούθησης και προσθήκης όζοντος στο σύστημα, καθιστά τη μέθοδο αυτή απαγορευτική σε μικρού μεγέθους εγκαταστάσεις επεξεργασίας. Είναι ωστόσο εφαρμόσιμη σε περιπτώσεις εγκαταστάσεων

επεξεργασίας μεγάλου μεγέθους, με σημαντικά οφέλη, ειδικά σε ό,τι αφορά την οσμή, τη γεύση ή τον περιορισμό παραπροϊόντων της απολύμανσης (Robert and McVay, 2007).

Άλλο οξειδωτικό μέσο που χρησιμοποιείται για τη μείωση του υδρόθειου στα υγρά απόβλητα είναι το υπερμαγγανικό κάλιο. Το υπερμαγγανικό κάλιο είναι ένα ισχυρό οξειδωτικό και η αντίδρασή του με το υδρόθειο έχει διαφορετική μορφή ανάλογα με το pH. Για όξινο περιβάλλον, η αντίδραση είναι η εξής (Robert and McVay, 2007):



ενώ σε αλκαλικό περιβάλλον:



Σε ενδιάμεσες περιπτώσεις παράγονται πρόσθετα προϊόντα, ανάμεσα στα οποία είναι το στοιχειώδες θείο και τα θειικά. Η αντίδραση έχει σαν αποτέλεσμα τη δημιουργία ενός πρασινωπού ιζήματος, το οποίο πρέπει να διηθηθεί μέσα από φίλτρο. Μειονέκτημα της μεθόδου είναι το υψηλό της κόστος, σε σύγκριση με τη χρήση χλωρίου ή υπεροξειδίου του υδρογόνου.

4. Μοντέλα μαθηματικής προσομοίωσης δικτύων υγρών αποβλήτων

4.1 Μοντέλα βροχής - απορροής με εφαρμογή σε δίκτυα υγρών αποβλήτων

Η μαθηματική προσομοίωση των δικτύων υγρών αποβλήτων μπορεί να πραγματοποιηθεί μέσω της χρήσης μίας πληθώρας μοντέλων που έχουν αναπτυχθεί, καθένα από τα οποία έχει διαφορετικές δυνατότητες και παρέχει διαφορετικά αποτελέσματα. Υπάρχουν μοντέλα με δυνατότητες υδρολογικής προσομοίωσης, υδραυλικής προσομοίωσης, προσομοίωσης ποιότητας νερού ή συνδυασμού των παραπάνω. Ανάλογα με την περίπτωση, τα μοντέλα αυτά έχουν εργαλεία για ([Minnesota Stormwater Manual](#)):

- Υπολογισμούς σχετικούς με βροχή-απορροή: παροχή αιχμής, όγκος απορροής και υδρογραφήματα.
- Υδρολογική προσομοίωση: προσομοίωση βροχής-απορροής και διόδευση πλημμύρας σε τμήμα ποταμού και σε ταμειυτήρα.
- Υδραυλική προσομοίωση: παροχές και ταχύτητες σε αγωγούς και υδραυλικές κατασκευές, προφίλ ελεύθερης επιφάνειας νερού.
- Συνδυασμό υδρολογικής και υδραυλικής προσομοίωσης: χρήση των αποτελεσμάτων της υδρολογικής προσομοίωσης σε υδραυλικούς υπολογισμούς.
- Προσομοίωση ποιότητας νερού: υπολογισμοί συγκεντρώσεων ρυπαντικών φορτίων στο νερό που απορρέει ή υπολογισμοί για την απομάκρυνση ρύπων μέσω της εφαρμογής βέλτιστων διαχειριστικών πρακτικών (BMPs).
- Προσομοίωση BMP: μεταβολές στο σύστημα από την εφαρμογή βέλτιστων διαχειριστικών πρακτικών.

Η ορθή επιλογή του μοντέλου εξαρτάται αφενός από τα χαρακτηριστικά που καλείται να προσομοιώσει και αφετέρου από τα διαθέσιμα δεδομένα. Ουσιαστικά, η επιλογή πρέπει να πραγματοποιείται μέσω μίας επαναληπτικής διαδικασίας, κατά την οποία το μοντέλο που επιλέγεται αρχικά αξιολογείται, στη συνέχεια προσαρμόζεται στους στόχους και στα κόστη, επαναξιολογείται και επιλέγεται οριστικά ή απορρίπτεται και επιλέγεται άλλο μοντέλο στη θέση του ([Minnesota Stormwater Manual](#)). Ορισμένα από τα πιο διαδεδομένα μοντέλα που χρησιμοποιούνται, σε εφαρμογές που αφορούν δίκτυα υγρών αποβλήτων, είναι:

MIKE: Τα μοντέλα MIKE έχουν αναπτυχθεί από την εταιρία DHI, μία εταιρία ανάπτυξης

λογισμικών και παροχής συμβουλών στον τομέα της μηχανικής, η οποία ειδικεύεται στη δημιουργία μοντέλων για υδρολογική και υδραυλική προσομοίωση. Υπάρχουν διάφορες υποκατηγορίες μοντέλων MIKE (MIKE 3, MIKE 11, MIKE 21), ωστόσο αυτή που αξιοποιείται στην περίπτωση δικτύων υγρών αποβλήτων είναι το MIKE URBAN. Πρόκειται για ένα μοντέλο που περιλαμβάνει εργαλεία για την προσομοίωση όλων των ειδών δικτύων σε μία πόλη, όπως τα αστικά δίκτυα διανομής νερού, τα δίκτυα αποστράγγισης και τα δίκτυα αποχέτευσης (παντοροϊκά ή χωριστικά). Έχει τη δυνατότητα συνδυασμού υδρολογικής και υδραυλικής προσομοίωσης, όπως επίσης προσομοίωσης ποιότητας νερού, ενώ η ανάλυση μπορεί είτε να αφορά ένα μεμονωμένο γεγονός, είτε να είναι συνεχής. Το μοντέλο λαμβάνει επίσης υπόψη του ενδεχόμενη χρήση βέλτιστων διαχειριστικών πρακτικών περιορισμένης κλίμακας εφαρμογής (Ψαρρού, 2016)

SewerGEMS: Το SewerGEMS είναι ένα μοντέλο που αφορά αναλύσεις σε δίκτυα αγωγών αποχέτευσης χωριστικά ή παντοροϊκά. Οι χρήστες έχουν τη δυνατότητα να χρησιμοποιήσουν το μοντέλο μέσα από τέσσερις διαφορετικές πλατφόρμες: την απλή πλατφόρμα των Windows, για γρήγορη και εύκολη πρόσβαση, το πρόγραμμα ArcGIS για την παρουσίαση και επεξεργασία χαρτών, το πρόγραμμα MicroStation για την επεξεργασία σε σχεδιαστικά περιβάλλοντα μηχανικών και, τέλος, το πρόγραμμα AutoCAD, με τις πολλαπλές δυνατότητες σχεδιασμού που προσφέρει. Η ροή στους αγωγούς των δικτύων εισάγεται από το χρήστη με τη μορφή υδρογραφήματος, ωριαίας ή ημερήσιας διακύμανσης ή μοναδιαίων φορτίων, μαζί με κατάλληλους συντελεστές. Επίσης, λαμβάνεται υπόψη η ροή ξηρής περιόδου και το μοντέλο παρέχει εργαλεία για τη διεξαγωγή υπολογισμών που αφορούν τις φορτίσεις στους αγωγούς, χρησιμοποιώντας δεδομένα πληθυσμού, έκτασης ή παροχών. Το μοντέλο SewerGEMS αξιοποιεί διάφορες μεθόδους για την παραγωγή υδρογραφημάτων και δίνει τη δυνατότητα στον χρήστη να προσομοιώσει ποικίλα σενάρια και να προβάλλει τα αποτελέσματα με τρόπο κατάλληλο για την εξαγωγή συμπερασμάτων (π.χ. με τη μορφή διαγραμμμάτων). Επιτρέπει ακόμα τη μοντελοποίηση της παραγωγής υδρόθειου μέσα στους αγωγούς για τη λήψη κατάλληλων μέτρων περιορισμού της (Bentley Systems).

EPA SWMM: Πρόκειται για ένα μοντέλο που παρέχει τη δυνατότητα υδρολογικής και υδραυλικής προσομοίωσης, καθώς επίσης προσομοίωσης ποιότητας νερού. Χρησιμοποιείται συχνά για την προσομοίωση δικτύων αποχέτευσης υγρών αποβλήτων. Αναλυτική παρουσίαση του μοντέλου ακολουθεί στην Ενότητα 4.2.

XPSWMM: Πρόκειται για ένα μοντέλο που ξεκίνησε αρχικά από το μοντέλο SWMM, ωστόσο,

σταδιακά, μέσα από διάφορες αναβαθμίσεις, άρχισε να διαφοροποιείται. Έχει τη δυνατότητα υποστήριξης αρχείων που διαβάζονται από το SWMM και τα αποτελέσματα από τις προσομοιώσεις στα δύο μοντέλα είναι παρόμοια, όχι όμως πανομοιότυπα ([Minnesota Stormwater Manual](#)). Το μοντέλο χρησιμοποιείται για το σχεδιασμό, τη μοντελοποίηση και τη διαχείριση βιώσιμων συστημάτων αποχέτευσης. Προσομοιώνει επιφανειακή απορροή και ροή σε δίκτυα υγρών αποβλήτων, καθώς επίσης μεθόδους επεξεργασίας μέσω συστημάτων LID. Επιπλέον, το μοντέλο προσομοιώνει τη ροή σε φυσικά συστήματα, όπως σε ποταμούς και λίμνες και σε συστήματα που αλληλεπιδρούν με υπόγεια ροή, λαμβάνοντας υπόψη τυχόν ρυπαντικά φορτία. Χρησιμοποιείται για τη διαχείριση της επιφανειακής απορροής και των πλημμυρών και έχει δυνατότητα υλοποίησης υδρολογικών και υδραυλικών προσομοιώσεων και προσομοιώσεων ποιότητας νερού. Υποστηρίζει επιπλέον προσομοίωση τόσο χωριστικών όσο και παντοροϊκών δικτύων ([XP Solutions](#)).

InfoSewer: Πρόκειται για ένα μοντέλο που βασίζεται στο πρόγραμμα ArcGIS και χρησιμοποιείται για το σχεδιασμό, την ανάλυση και την προσομοίωση δικτύων ομβρίων και ακαθάρτων, όπως επίσης και παντοροϊκών δικτύων. Το μοντέλο προσομοιώνει ροή ξηρής και υγρής περιόδου και καθορίζει την βέλτιστη (από άποψη απόδοσης και κόστους) μέθοδο για την διαχείριση υγρών αποβλήτων. Μπορεί να λειτουργήσει σε ενιαία πλατφόρμα με το πρόγραμμα ArcGIS, χρησιμοποιώντας εργαλεία από το περιβάλλον του για την πραγματοποίηση υδραυλικής και υδρολογικής προσομοίωσης. Εκμεταλλεύεται επίσης της δυνατότητες του προγράμματος για την παροχή γεωγραφικών πληροφοριών και την ευκολότερη διαχείριση των υποδομών των δικτύων. Δίνει διάφορες επιλογές διόδευσης και επιτρέπει την προσομοίωση μεταφοράς ρύπων, BOD, μεταφοράς και απόθεσης ιζημάτων, παραγωγής υδρόθειου, όπως επίσης τη μοντελοποίηση της διάβρωσης ([Innovyze](#)).

4.2 To EPA Storm Water Management Model (SWMM)

Το Storm Water Management Model (συντόμως SWMM), το οποίο αναπτύχθηκε από το Environmental Protection Agency (EPA) των Η.Π.Α., είναι ένα δυναμικό μοντέλο προσομοίωσης βροχής-απορροής. Η εφαρμογή του είναι κατάλληλη τόσο σε μεμονωμένα επεισόδια βροχής, όσο και σε συνεχή προσομοίωση της ποσότητας και ποιότητας της απορροής νερού κυρίως σε αστικές και περιαστικές περιοχές ([Rossman, 2015](#)).

4.2.1 Ιστορία του μοντέλου

Το μοντέλο SWMM αναπτύχθηκε αρχικά το 1971 ως ένα υπολογιστικό εργαλείο για την ποσοτική και ποιοτική προσομοίωση της απορροής από καταιγίδες, κατά κύριο λόγο σε αστικές περιοχές. Μετά την 1^η έκδοση, έγιναν τέσσερις κύριες αναβαθμίσεις: 2^η έκδοση (1973-1975), 3^η έκδοση (1979-1981), 4^η έκδοση (1985-1988) και 5^η έκδοση (2001-2004). Ο Πίνακας 4.1 αναφέρει τις αναβαθμίσεις του μοντέλου ανά τα έτη.

Πίνακας 4.1 Ιστορική εξέλιξη του μοντέλου SWMM (Rossman and Huber, 2016).

ΕΚΔΟΣΗ	ΕΤΟΣ	ΔΗΜΙΟΥΡΓΟΙ	ΣΧΟΛΙΑ
SWMM 1	1971	Metcalf & Eddy, Inc. Water Resources Engineers University of Florida	Η 1 ^η έκδοση του SWMM. Μερικές μέθοδοι αυτής της έκδοσης βρίσκονται ακόμα σε χρήση.
SWMM 2	1975	University of Florida	Η πρώτη ευρέως χρησιμοποιούμενη έκδοση του SWMM.
SWMM 3	1981	University of Florida Camp Dresser & McKee	Προσθήκη μεθόδων όπως: η μέθοδος δυναμικού κύματος, η διήθηση κατά Green-Ampt και η συνεχής (continuous) προσομοίωση.
SWMM 3.3	1983	US EPA	Η πρώτη έκδοση του SWMM σε ηλεκτρονικό υπολογιστή.
SWMM 4	1988	Oregon State University Camp Dresser & McKee	Αναβαθμίσεις και προσθήκη εργαλείων που αφορούν τη μοντελοποίηση του υπόγειου νερού, τη μέθοδο RDII (Rainfall dependent in-flow and infiltration) και τη ροή σε κανάλια με ανώμαλη γεωμετρία.
SWMM 5	2005	US EPA CDM - Smith	Ολική αναδιατύπωση του μοντέλου σε γλώσσα προγραμματισμού C, βελτίωση αλγόριθμων και προσθήκη Γραφικής Διεπαφής Χρήστη (GUI) και νέων χαρακτηριστικών.

Το 2002, το τμήμα Water Supply and Water Resources Division του EPA ήρθε σε συνεργασία με την συμβουλευτική εταιρία CDM-Smith με στόχο την αναβάθμιση και τον εκσυγχρονισμό του μοντέλου SWMM. Μετά από την προσθήκη σύγχρονων προγραμματιστικών τεχνικών και νέων χαρακτηριστικών για τη διευκόλυνση των χρηστών, δημιουργήθηκε τελικά η έκδοση SWMM 5 και παραδόθηκε προς χρήση στο κοινό τον Οκτώβριο του 2004. Από το 2004 έως και σήμερα έχουν γίνει διάφορες μικρές αναβαθμίσεις και η πιο σύγχρονη έκδοση που χρησιμοποιείται μέχρι στιγμής είναι η 5.1.012 (ημερομηνία έκδοσης: 30 Μαρτίου 2017).

Η έκδοση 5 παρέχει τη δυνατότητα επεξεργασίας δεδομένων εισόδου σε λεκάνες απορροής, προσομοιώσεων σε καθορισμένα χρονικά βήματα με βάση υδραυλικά, υδρολογικά και ποιοτικά χαρακτηριστικά και με μεθόδους διάδευσης όπως αυτή του κινηματικού και του δυναμικού κύματος. Τα αποτελέσματα παρουσιάζονται με τη μορφή χρονοσειρών, πινάκων, γραφημάτων και στατιστικών αναλύσεων.

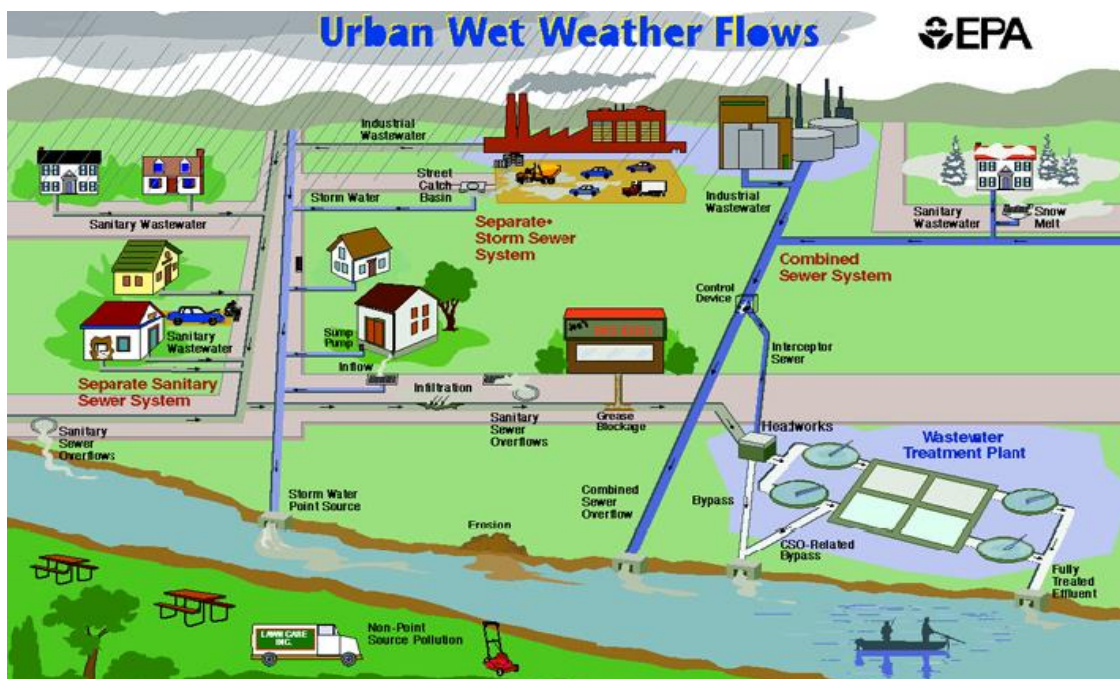
4.2.2 Περιγραφή του μοντέλου

Το μοντέλο SWMM δέχεται εισόδους που αφορούν ένα σύνολο υπολεκανών της υπό μελέτη περιοχής, και δίνει ως αποτέλεσμα την απορροή και τα ρυπαντικά φορτία σε αυτήν. Η προσομοίωση της απορροής γίνεται μέσω ενός δικτύου αγωγών, καναλιών, αντλιών, ρυθμιστών και συστημάτων αποθήκευσης ή επεξεργασίας. Δίνεται η δυνατότητα καθορισμού της μεθόδου και του χρόνου προσομοίωσης από το χρήστη και, με βάση αυτές τις επιλογές, προκύπτουν τελικά στοιχεία όπως η παροχή, η ταχύτητα, το βάθος ροής και τα ποιοτικά χαρακτηριστικά σε κάθε αγωγό του δικτύου. Η προσομοίωση αποτελείται από χρονικά βήματα η διάρκεια των οποίων μπορεί να καθοριστεί από το χρήστη ώστε να επιτυγχάνεται η ζητούμενη κάθε φορά ακρίβεια.

Το μοντέλο λαμβάνει υπόψη του τις αλληλεπιδράσεις μεταξύ τεσσάρων κύριων συστημάτων που αφορούν το περιβάλλον στις αστικές περιοχές (βλ. Σχήμα 4.1). Αυτά τα συστήματα είναι:

- Η *ατμόσφαιρα*, από την οποία προέρχονται τα κατακρημνίσματα και όπου γεννώνται ρύποι οι οποίοι καταλήγουν στο έδαφος.
- Η *επιφάνεια του εδάφους* που δέχεται το νερό από την ατμόσφαιρα με τη μορφή βροχής ή χιονιού. Στη συνέχεια, το νερό επιστρέφεται πίσω στην ατμόσφαιρα με την εξάτμιση, διοχετεύεται στην ακόρεστη ζώνη μέσω της διήθησης ή καταλήγει στο δίκτυο αποχέτευσης μέσω της επιφανειακής απορροής, η οποία περιλαμβάνει και ρυπαντικά φορτία.

- Η ζώνη κάτω από την επιφάνεια εδάφους, από όπου μία ποσότητα από το νερό που διηθείται και μετά κατεισδύει στους υπόγειους υδροφορείς καταλήγει στο δίκτυο αποχέτευσης ως υπόγεια εισροή.
- Το δίκτυο αποχέτευσης που περιλαμβάνει ένα σύνολο στοιχείων όπως κανάλια, αγωγούς, αντλίες, ρυθμιστές και μονάδες αποθήκευσης και επεξεργασίας, και μεταφέρει νερό είτε σε υδάτινα σώματα είτε σε εγκαταστάσεις επεξεργασίας. Οι εισοδοί στο δίκτυο προέρχονται από την επιφανειακή απορροή, την υπόγεια εισροή, τις παρασιτικές εισροές ή τις εισροές που οφείλονται σε ανθρώπινες δραστηριότητες.



Σχήμα 4.1 Στοιχεία ενός τυπικού αστικού συστήματος αποχέτευσης (Rossman and Huber, 2016).

Το μοντέλο SWMM μπορεί να χειριστεί μία πληθώρα διεργασιών που σχετίζονται με την βροχή και την απορροή σε αστικές περιοχές, όπως (Rossman, 2015):

- Χρονικά μεταβαλλόμενη βροχή.
- Εξάτμιση από στάσιμο επιφανειακό νερό.
- Συσσώρευση και λιώσιμο χιονιού.
- Συγκράτηση του νερού της βροχής σε κοιλώματα του εδάφους.
- Διήθηση νερού σε ακόρεστα εδάφη.
- Κατεισδυση νερού στους υπόγειους υδροφορείς.

- Εισροή νερού από τους υπόγειους υδροφορείς στο δίκτυο αποχέτευσης.
- Διόδευση υδρογραφήματος.
- Συγκράτηση του νερού της βροχής ή της απορροής με διάφορες πρακτικές LID (Low Impact Development practices).

Εκτός όμως από τη βροχή και την απορροή, το μοντέλο SWMM είναι κατάλληλο και για την εκτίμηση της ποσότητας ρυπαντικών φορτίων στην απορροή. Οι διεργασίες που εξετάζονται από το μοντέλο σε σχέση με τους ρύπους είναι:

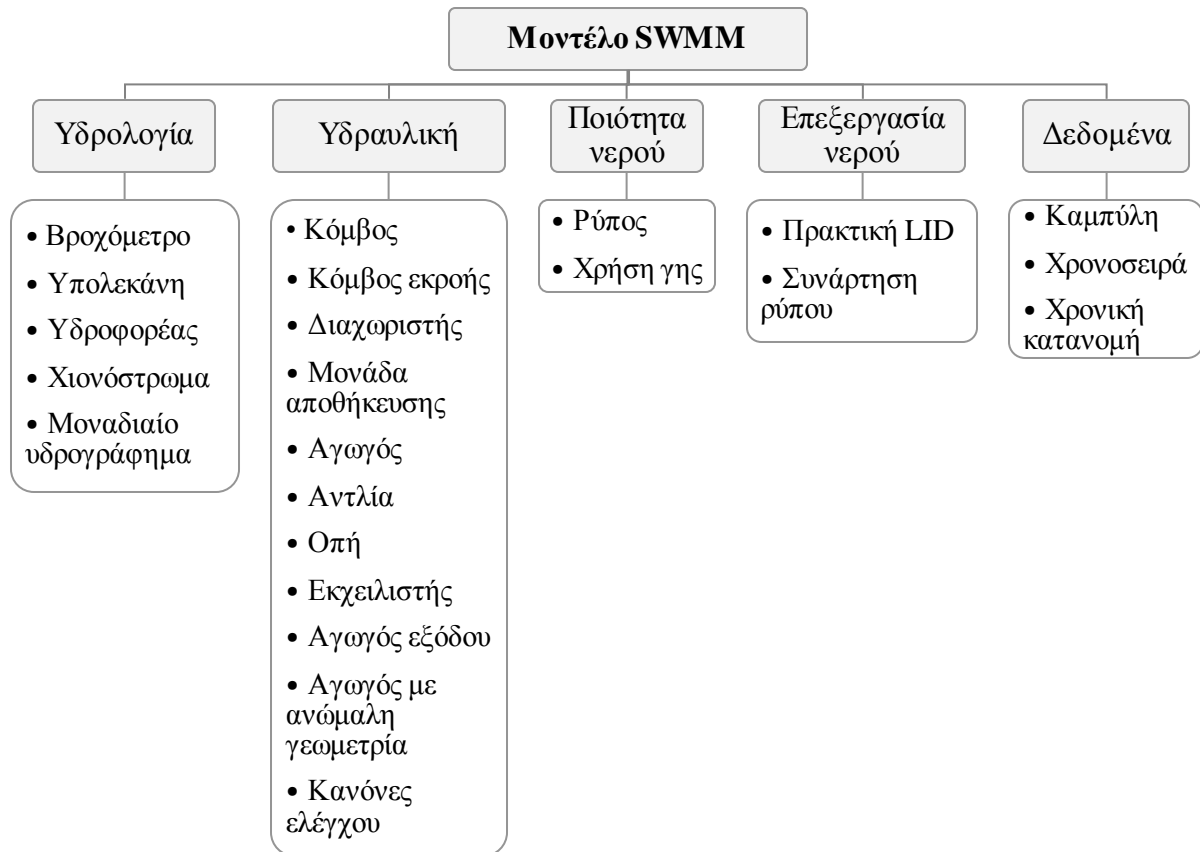
- Συσσώρευση ρύπων από διάφορες χρήσεις γης σε συνθήκες ξηρής περιόδου.
- Έκπλυση ρύπων από διάφορες χρήσεις γης κατά τη διάρκεια επεισοδίων βροχής.
- Συνεισφορά ρύπων από τη βροχόπτωση.
- Μείωση των ρύπων λόγω καθαρισμού των οδών.
- Μείωση της έκπλυσης ρύπων με τη χρήση βέλτιστων διαχειριστικών πρακτικών (BMPs).
- Είσοδος παρασιτικών και καθορισμένων από το χρήστη εισροών σε σημεία του δικτύου.
- Διόδευση ποιοτικών στοιχείων των λυμάτων μέσα από το σύστημα αποχέτευσης.
- Μείωση της συγκέντρωσης ρύπων χάρη στην επεξεργασία του νερού σε μονάδες επεξεργασίας ή εξαιτίας φυσικών διεργασιών εντός των αγωγών.

Λόγω των παραπάνω χαρακτηριστικών του, το SWMM ενδείκνυται για χρήση σε μελέτες που αφορούν (Rossman, 2015):

- Τη μελέτη, το σχεδιασμό και τη διαστασιολόγηση των στοιχείων σε δίκτυα αποχέτευσης ώστε να επαρκούν και να αποφεύγεται ο κίνδυνος πλημμύρας.
- Το σχεδιασμό εγκαταστάσεων και μέσων για τον έλεγχο πλημμύρας και ποιότητας νερού.
- Την κατάρτιση πλημμυρικών χαρτών.
- Το σχεδιασμό στρατηγικών για τη μείωση των υπερχειλίσεων στο δίκτυο αποχέτευσης.
- Τη μελέτη των επιπτώσεων από τις υπερχειλίσεις στην απορροή και στη διήθηση.
- Τη μελέτη της κατανομής των ρύπων από μη σημειακές πηγές.
- Την εκτίμηση της αποτελεσματικότητας των βέλτιστων διαχειριστικών πρακτικών στη μείωση των ρυπαντικών φορτίων σε υγρές συνθήκες.

4.2.3 Αντικείμενα προσομοίωσης

Το μοντέλο SWMM προσομοιώνει τις κατηγορίες που φαίνονται στο ακόλουθο σχήμα:



Σχήμα 4.2 Κατηγορίες προσομοίωσης στο μοντέλο SWMM (Rossman and Huber, 2016).

Τα αντικείμενα που προσομοιώνονται από το μοντέλο SWMM ορίζονται ως εξής (Rossman and Huber, 2016):

Βροχόμετρο: Πηγή δεδομένων βροχόπτωσης σε μία ή περισσότερες λεκάνες.

Υπολεκάνη: Ένα τμήμα γης που δέχεται κατακρήμνιση όπως ορίζεται από το αντίστοιχο βροχόμετρο. Η απορροή που προκύπτει καταλήγει σε κόμβο του συστήματος αποχέτευσης ή σε άλλη υπολεκάνη.

Υδροφορέας: Επιφάνεια υπό του εδάφους που δέχεται νερό μέσω διήθησης από την αντίστοιχη υπολεκάνη. Μία ποσότητα από το νερό αυτό μεταφέρεται ως υπόγεια εισροή σε κόμβο του δικτύου αποχέτευσης.

Χιονόστρωμα: Το συσσωρευμένο χιόνι που καλύπτει μία υπολεκάνη.

Μοναδιαίο υδρογράφημα: Η συνάρτηση απόκρισης που περιγράφει την ανά χρονικό βήμα απορροή η οποία προκύπτει για κάθε μονάδα ενεργού βροχόπτωσης που είναι ομοιόμορφα κατανεμημένη σε όλη την έκταση της υπολεκάνης και έχει ομοιόμορφη ένταση.

Κόμβος: Σημείο του δικτύου αποχέτευσης όπου δύο ή περισσότεροι αγωγοί συνδέονται. Οι κόμβοι θεωρείται ότι έχουν αμελητέα δυνατότητα συγκράτησης και αποθήκευσης λυμάτων.

Κόμβος εκροής: Το σημείο εξόδου του δικτύου αποχέτευσης όπου το νερό καταλήγει σε ένα υδάτινο σώμα (π.χ. θάλασσα) ή σε εγκατάσταση επεξεργασίας. Ο κόμβος εκροής έχει γνωστό υψόμετρο στάθμης.

Διαχωριστής: Σημείο στο δίκτυο αποχέτευσης όπου η ροή διαχωρίζεται σε δύο χωριστούς αγωγούς σύμφωνα με γνωστή σχέση.

Μονάδα αποθήκευσης: Μία λεκάνη κατακράτησης, μία τεχνητή λίμνη ή μία κοιλάτητα όπου γίνεται αποθήκευση του νερού.

Αγωγός: Κανάλι ή σωλήνας από όπου διοχετεύεται το νερό ή τα λύματα μεταξύ των κόμβων του δικτύου.

Αντλία: Συσκευή που αυξάνει το υδραυλικό φορτίο του νερού ή των λυμάτων.

Οπή: Άνοιγμα που δημιουργείται σε σημεία του δικτύου για τη μέτρηση της ταχύτητας ροής, μείωση της πίεσης ή περιορισμό της διερχόμενης παροχής.

Εκχειλιστής: Μικρή κατασκευή με στόχο την αύξηση της στάθμης της ροής στα ανάντη ή τον έλεγχο της παροχής στον αγωγό.

Αγωγός εξόδου: Ο αγωγός που συνδέεται με τον κόμβο εκροής.

Αγωγός με ανώμαλη γεωμετρία: Οι περισσότεροι αγωγοί έχουν ορθογωνικές, τραπεζοειδείς, κυκλικές διατομές. Στην περίπτωση ανώμαλης γεωμετρίας, ορίζεται κατάλληλα από το χρήστη η μεταβολή του βάθους σε σχέση με την απόσταση.

Κανόνες ελέγχου: Συνθήκες IF - THEN - ELSE που καθορίζουν πότε θα πραγματοποιηθούν συγκεκριμένες ενέργειες ελέγχου (π.χ. άνοιγμα ή κλείσιμο αντλίας ανάλογα με την τιμή του βάθους ροής σε έναν κόμβο).

Ρύπος: Ουσία που ενδεχομένως να έχει επιβλαβείς επιπτώσεις στην ανθρώπινη υγεία ή/και στο περιβάλλον. Ο ρύπος εισέρχεται στο δίκτυο απευθείας ή μέσω έκπλυσης από την επιφάνεια.

Χρήση γης: Οι δραστηριότητες και επεμβάσεις των ανθρώπων σε ένα τμήμα γης. Με βάση τις χρήσεις γης μελετάται η συσσώρευση των ρύπων και η έκπλυσή τους.

Πρακτική LID: Οι πρακτικές low impact development εφαρμόζονται για τη μείωση της επιφανειακής απορροής μέσω υποβοηθούμενης διήθησης (π.χ. πορώδες οδόστρωμα, πράσινες στέγες κ.ά.).

Συνάρτηση ρύπου: Μία συνάρτηση που δίνεται από το χρήστη και περιγράφει τη μείωση των ρύπων σε σχέση με μεγέθη όπως η παροχή, το βάθος ροής κ.ά.

Καμπύλη: Μία πινακοποιημένη σχέση μεταξύ διάφορων ποσοτήτων (π.χ. καμπύλη παροχής και υδραυλικού φορτίου για μία αντλία).

Χρονοσειρά: Μία πινακοποιημένη σχέση που περιγράφει τη μεταβολή μίας ποσότητας με το χρόνο (π.χ. χρονοσειρά βροχόπτωσης).

Χρονική κατανομή: Συντελεστές που καθορίζουν τη χρονική κατανομή μίας ποσότητας σε ένα διάστημα (π.χ. μηνιαία/ημερήσια/ωριαία χρονική κατανομή).

4.2.4 Μέθοδοι διόδευσης

Το μοντέλο SWMM αξιοποιεί τρεις διαφορετικές μεθόδους διόδευσης ανάλογα με το αν η ροή μεταβάλλεται χρονικά και χωρικά. Στην υδραυλική, ο χαρακτηρισμός της ροής με ελεύθερη επιφάνεια γίνεται με βάση τα κινηματικά και τα δυναμικά χαρακτηριστικά της. Όταν το βάθος ροής δεν μεταβάλλεται με το χρόνο, τότε η ροή λέγεται μόνιμη, ενώ όταν μεταβάλλεται λέγεται μη μόνιμη. Ακόμα, όταν το βάθος ροής δεν μεταβάλλεται με το χώρο, δηλαδή από διατομή σε διατομή, τότε η ροή λέγεται ομοιόμορφη ενώ, σε αντίθετη περίπτωση, καλείται ανομοιόμορφη ή μεταβαλλόμενη (Στάμου, 2012). Με βάση τις συνθήκες που επικρατούν, ο χρήστης επιλέγει ανάλογα την επίλυση στο SWMM με (Rossman, 2006):

- Συνθήκες μόνιμης ροής (Steady flow routing)
- Διόδευση κινηματικού κύματος (Kinematic flow routing)
- Διόδευση δυναμικού κύματος (Dynamic flow routing)

Στην περίπτωση συνθηκών μόνιμης ροής, θεωρείται ότι η ροή είναι μόνιμη και ομοιόμορφη σε κάθε χρονικό βήμα της προσομοίωσης. Η ομοιόμορφη ροή μπορεί να πραγματοποιηθεί με φυσικό τρόπο μόνο σε πρισματικούς αγωγούς, δηλαδή σε αγωγούς των οποίων η διατομή και η κλίση του πυθμένα είναι σταθερές. Βασικό χαρακτηριστικό της ομοιόμορφης ροής είναι ότι το βάθος και η ταχύτητα ροής παραμένουν σταθερά κατά μήκος του αγωγού, επομένως η επιτάχυνση είναι μηδενική (Νουτσόπουλος et al, 2007). Στην περίπτωση συνθηκών μόνιμης ροής, το μοντέλο διοδεύει αυτούσιο το υδρογράφημα από τον ανάντη στον κατάντη κόμβο κάθε αγωγού, χωρίς διαφορά στο σχήμα και χωρίς καθυστέρηση. Το SWMM χρησιμοποιεί την εξίσωση του Manning ως σχέση μεταξύ του βάθους ροής και της παροχής:

$$Q = \frac{1}{n} R^{2/3} J^{1/2} A \quad (4.1)$$

όπου:

- Q [$L^3 T^{-1}$]: παροχή του αγωγού
- n [$T L^{-1/3}$]: συντελεστής τραχύτητας του Manning
- R [L]: υδραυλική ακτίνα
- J [$L L^{-1}$]: κλίση
- A [L^2]: εμβαδόν διατομής του αγωγού

Ανάλογα με την εφαρμοζόμενη μέθοδο διόδευσης, η κλίση J μπορεί να είναι είτε η κλίση του αγωγού, είτε η κλίση της γραμμής ενέργειας $J = \frac{h_f}{L}$, όπου h_f [L] το υδραυλικό φορτίο και L [L] το μήκος του αγωγού.

Παρόλο που η μέθοδος είναι η απλούστερη, η εφαρμογή της είναι κατάλληλη σε έναν περιορισμένο αριθμό περιπτώσεων. Δεν επηρεάζεται από το χρονικό βήμα της προσομοίωσης και ενδείκνυται περισσότερο για μία αρχική, αδρή ανάλυση και όχι για συνεχείς προσομοιώσεις. Συγκεκριμένα, μπορεί να εφαρμοστεί σε δενδροειδή δίκτυα, όπου από κάθε κόμβο ξεκινά μόνο ένας αγωγός (με εξαίρεση την περίπτωση ο κόμβος να λειτουργεί ως διαχωριστής), ενώ είναι ακατάλληλη σε περιπτώσεις αναστροφής της ροής, ροής με πίεση, φαινομένων ανάσχεσης (backwater effects) ή απωλειών εισόδου ή εξόδου (Rossman, 2015).

Οι υπόλοιπες περιπτώσεις αφορούν μη μόνιμη ροή. Η μη μόνιμη ροή στους ανοιχτούς αγωγούς εμφανίζεται ως μετάδοση κυμάτων στην ελεύθερη επιφάνεια, που χαρακτηρίζεται από τη μεταφορά μάζας (Νουτσόπουλος et al., 2007). Για τη μη μόνιμη ροή, το SWMM εφαρμόζει τις μονοδιάστατες εξισώσεις Saint - Venant. Οι εξισώσεις αυτές, που εισήχθησαν από τον Adhémar Jean Claude Barré de Saint - Venant, αποτελούν τις δύο βασικές εξισώσεις κίνησης του κύματος, και είναι η εξίσωση συνέχειας και η εξίσωση ποσότητας κίνησης. Στη γενική τους μορφή δίνονται από τις ακόλουθες σχέσεις (Miller, 1984, Μιμίκου, 2006):

$$\text{(εξίσωση συνέχειας)} \quad V \frac{\partial y}{\partial x} + D \frac{\partial V}{\partial x} + \frac{\partial y}{\partial t} = q_0 \quad (4.2)$$

$$\text{(εξίσωση ποσότητας κίνησης)} \quad g \frac{\partial y}{\partial x} + V \frac{\partial V}{\partial x} + \frac{\partial V}{\partial t} = g(S_0 - S_f) \quad (4.3)$$

όπου:

- V [$L T^{-1}$]: ταχύτητα ροής

- y [L]: βάθος ροής
- g [L T⁻²]: επιτάχυνση της βαρύτητας
- S_0 [L L⁻¹]: κλίση του αγωγού
- S_f [L L⁻¹]: κλίση της γραμμής ενέργειας
- x [L]: απόσταση κατά μήκος του αγωγού
- t [T]: χρόνος

Οι παραπάνω εξισώσεις μπορούν επίσης να γραφούν σε μία άλλη μορφή (conservative form):

$$\text{(εξίσωση συνέχειας)} \quad \frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial A}{\partial t} = q_0 \quad (4.4)$$

$$\text{(εξίσωση ποσότητας κίνησης)} \quad \frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{Q^2}{A} + g I_1 \right) + g A (S_f - S_0) - g I_2 = 0 \quad (4.5)$$

όπου $A(\sigma, x) = \int_0^\sigma B(\sigma', x) d\sigma'$, $I_1(\sigma, x) = \int_0^\sigma (\sigma - \sigma') B(\sigma', x) d\sigma'$ και $I_2(\sigma, x) = \int_0^\sigma (\sigma - \sigma') \frac{\partial B(\sigma', x)}{\partial x} d\sigma'$

Στην παραπάνω σχέση, τα A , I_1 , και I_2 είναι συναρτήσεις της γεωμετρίας του αγωγού και σχετίζονται με το εύρος του, $B(\sigma, x)$. Η μεταβλητή σ αντιπροσωπεύει το ύψος πάνω από το χαμηλότερο σημείο στη διατομή του αγωγού στη θέση x όπως, για παράδειγμα, το ύψος πάνω από τον πυθμένα. Στην εξίσωση ποσότητας κίνησης τα A , I_1 , I_2 υπολογίζονται για $\sigma = h(x, t)$. Ο όρος gI_1 αναφέρεται στην υδροστατική δύναμη που ασκείται σε μία συγκεκριμένη διατομή, ενώ ο όρος gI_2 δίνει, για μη πρισματικούς αγωγούς, την επίδραση της μεταβολής της γεωμετρίας κατά μήκος του άξονα X του αγωγού (Cunge et al., 1980).

Στο SWMM, θεωρείται πλευρική εισροή $q_0 = 0$ και για πρισματικούς αγωγούς είναι $gI_2 = 0$. Ακόμα, για γνωστή γεωμετρία του αγωγού, το εμβαδό A είναι μία γνωστή συνάρτηση του βάθους ροής y , το οποίο σχετίζεται επίσης με το υδραυλικό φορτίο H [L]. Το υδραυλικό φορτίο ισούται με το υψόμετρο συν το ύψος πίεσης. Επομένως, οι παραπάνω σχέσεις γράφονται ως συναρτήσεις των μεταβλητών Q , A και H για κάθε x , t , ως εξής (Rossman, 2006):

$$\text{(εξίσωση συνέχειας)} \quad \frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial A}{\partial t} = 0 \quad (4.6)$$

$$\text{(εξίσωση ποσότητας κίνησης)} \quad \frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial(Q^2/A)}{\partial x} + g A \frac{\partial H}{\partial x} + g A S_f + g A h_L = 0 \quad (4.7)$$

όπου h_L [L] οι ενεργειακές απώλειες ανά μονάδα μήκους του αγωγού.

Για τη μη μόνιμη ροή εφαρμόζονται συνήθως στην υδραυλική οι μέθοδοι διόδευσης κινηματικού κύματος (kinematic wave), κύματος διάχυσης (diffusion wave) ή δυναμικού κύματος (dynamic wave). Χρησιμοποιείται η εξίσωση συνέχειας και, ανάλογα τη μέθοδο, ορισμένοι ή όλοι οι όροι της εξίσωσης διάχυσης. Το κινηματικό κύμα είναι η απλούστερη μέθοδος, το δυναμικό κύμα η πιο πολύπλοκη και το κύμα διάχυσης βρίσκεται κάπου ενδιάμεσα (Ponce, 1989). Το SWMM χρησιμοποιεί τις μεθόδους κινηματικού κύματος και δυναμικού κύματος, οπότε ακολουθεί αναφορά σε αυτές τις δύο μεθόδους διόδευσης.

Για την εφαρμογή διόδευσης κινηματικού κύματος, πρέπει το κύμα να είναι μακρύ και σχεδόν επίπεδο, δηλαδή να είναι εύλογη η υπόθεση ότι $S_f \approx S_0$. Με βάση την υπόθεση αυτή, οι όροι της σχέσης (4.3), $g \frac{dy}{dx}$, $V \frac{dV}{dx}$, $\frac{dV}{dt}$, συχνά αναφερόμενοι και ως δευτερεύοντες όροι, είναι αμελητέοι. Αυτό σημαίνει ότι υπάρχει ισορροπία μεταξύ των βαρυτικών δυνάμεων και των δυνάμεων τριβής (Miller, 1984). Ισχύει επομένως:

$$0 = g(S_0 - S_f) \quad \text{ή} \quad S_0 = S_f \quad (4.8)$$

Αφού η κλίση ενέργειας είναι ίση με την κλίση του αγωγού, δεν αλλάζει με τη ροή. Κατ' επέκταση, η παροχή είναι συνάρτηση μόνο του βάθους ροής y ή του εμβαδού της διατομής A και μπορεί να χρησιμοποιηθεί η εξίσωση (4.1) του Manning, για $J = S_f$.

Παρατηρείται ότι στο κινηματικό κύμα αγνοούνται οι δυναμικοί όροι της εξίσωσης (4.3) ενώ για την περιγραφή του χρησιμοποιείται η εξίσωση συνέχειας και, αντί της πλήρους εξίσωσης ποσότητας κίνησης, μία απλοποιημένη σχέση ομοιόμορφης ροής μεταξύ παροχής και βάθους ροής. Έτσι, το μοντέλο SWMM αξιοποιεί αυτή τη μέθοδο όταν η ροή είναι μη μόνιμη και ομοιόμορφη.

Η μέθοδος αυτή μεταφέρει το υδρογράφημα από τον ανάντη στον κατάντη κόμβο ενός αγωγού με κάποια καθυστέρηση και εξασθένηση. Είναι ακριβής και κατάλληλη για συνεχείς προσομοιώσεις, αυστηρά σε δενδροειδή δίκτυα, όταν το βήμα της προσομοίωσης δεν είναι πολύ μικρό και όταν δεν αναμένονται περιπτώσεις αναστροφής της ροής, ροής με πίεση, φαινομένων ανάσχεσης ή απωλειών εισόδου ή εξόδου (Rossman, 2015).

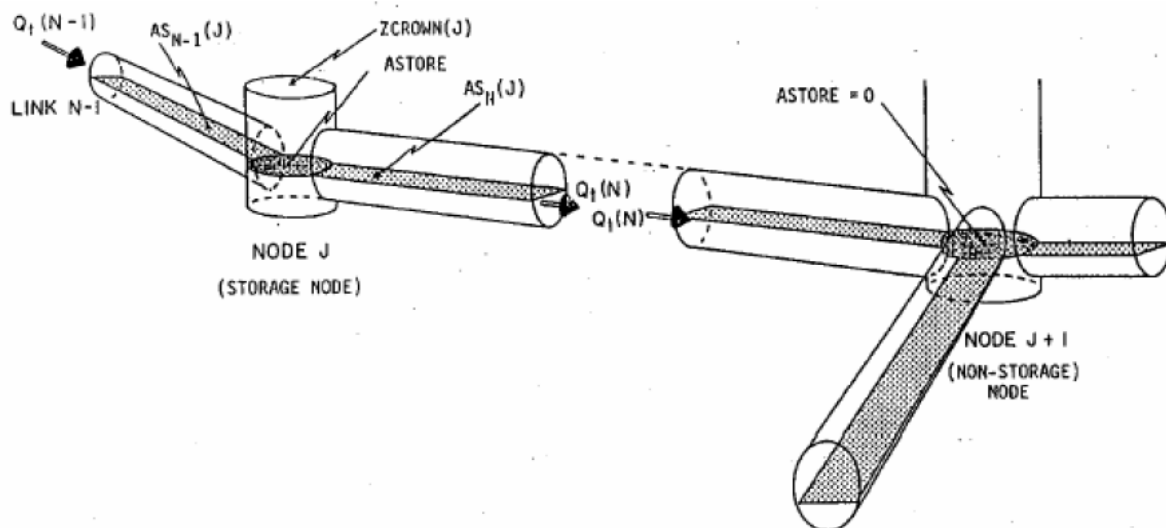
Για την εφαρμογή του δυναμικού κύματος, το SWMM χρησιμοποιεί τις πλήρεις εξισώσεις συνέχειας (4.6) και ποσότητας κίνησης (4.7). Για την επίλυση των εξισώσεων αυτών σε έναν αγωγό, χρειάζονται οι αρχικές συνθήκες για το υδραυλικό φορτίο H και την παροχή Q κατά τη χρονική στιγμή $t = 0$, όπως επίσης οι οριακές συνθήκες για τις θέσεις $x = 0$ και $x = L$ του αγωγού σε κάθε χρονική στιγμή στιγμές t . Επιπλέον, απαιτείται μία ακόμα σχέση συνέχειας για τους

κόμβους που συνδέουν μία ακολουθία από αγωγούς. Στο SWMM θεωρείται ότι επικρατεί μία συνεχής επιφάνεια του νερού μεταξύ ενός κόμβου του δικτύου και των αγωγών εισόδου και εξόδου από τον κόμβο. Η πρόσθετη σχέση που αξιοποιείται για την αλλαγή του υδραυλικού φορτίου σε σχέση με το χρόνο είναι (Roesner et al., 1992):

$$\frac{\partial H}{\partial t} = \frac{\Sigma Q}{A_{\text{store}} + \Sigma A_s} \quad (4.9)$$

όπου:

- A_{store} [L^2]: εμβαδό της επιφάνειας του κόμβου
- ΣA_s [L^2]: συνολικό εμβαδό της επιφάνειας των αγωγών που συνδέονται με τον κόμβο
- ΣQ [$L^3 T^{-1}$]: συνολική καθαρή παροχή (είσοδοι μείον έξοδοι) στον κόμβο, όπως προκύπτει από τις παροχές των αγωγών που συνδέονται με τον κόμβο και από τις πρόσθετες εξωτερικές εισροές.



Σχήμα 4.3 Σύνδεση κόμβου - αγωγού στο μοντέλο SWMM (Roesner et al., 1992).

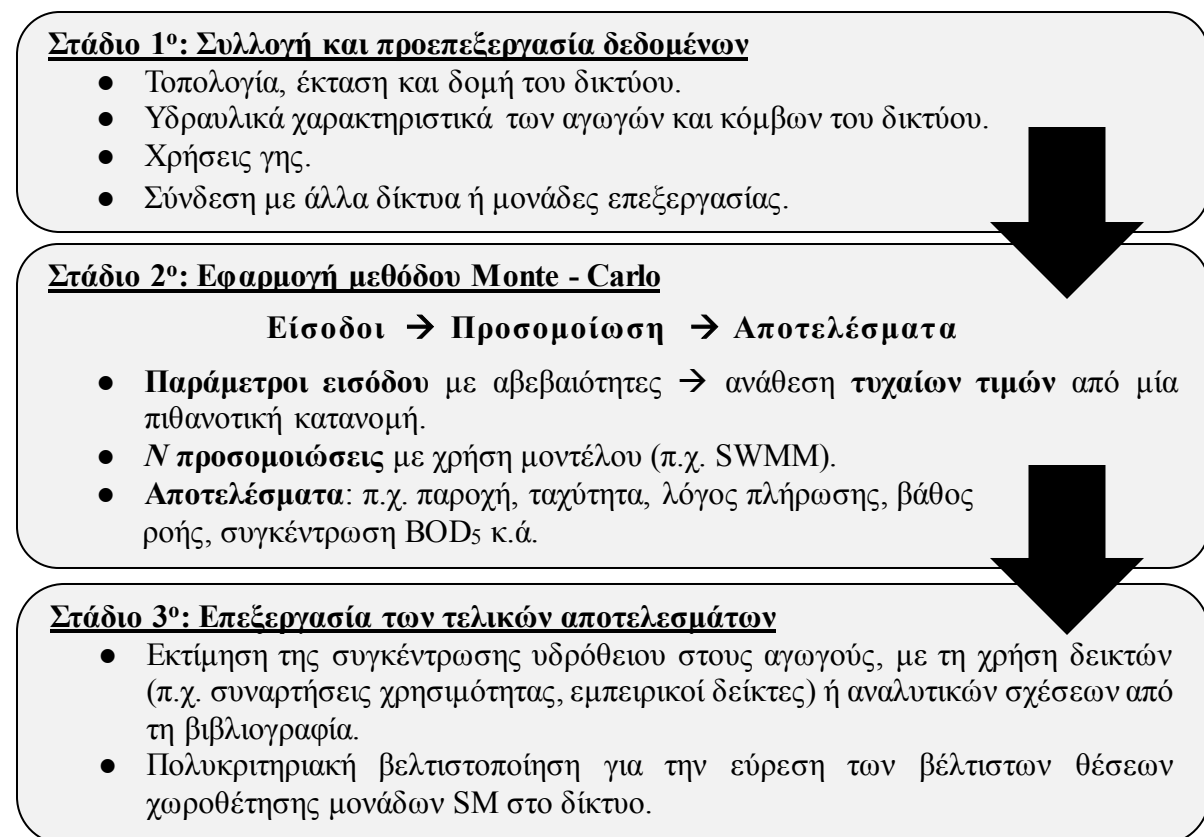
Το SWMM επιλύει τις εξισώσεις (4.6), (4.7) και (4.9) με τη μέθοδο των πεπερασμένων διαφορών για να υπολογίσει την παροχή σε κάθε αγωγό και το υδραυλικό φορτίο σε κάθε κόμβο για τη χρονική στιγμή $t + \Delta t$ με βάση τα γνωστά μεγέθη τη χρονική στιγμή t . Η μέθοδος δυναμικού κύματος μπορεί να εφαρμοστεί στις περιπτώσεις για τις οποίες η μέθοδος κινηματικού κύματος είναι ακατάλληλη, δηλαδή όταν υπάρχουν περιπτώσεις αναστροφής της ροής, ροής με πίεση, φαινομένων ανάσχεσης ή απωλειών εισόδου ή εξόδου, όπως επίσης όταν χρησιμοποιούνται τοπικοί υπερχειλιστές και οπές. Επιπλέον, είναι εφαρμόσιμη για όλες τις

γενικές μορφές δικτύων, ακόμα και αυτές που έχουν πολύπλοκη διάταξη και βρόχους. Η προσομοίωση πρέπει να γίνεται με μικρό χρονικό βήμα (30 δευτερολέπτων ή μικρότερο) προκειμένου οι υπολογισμοί να είναι αξιόπιστοι (Rossman, 2006).

Στα νέα δίκτυα αποχέτευσης λυμάτων, όπου δεν εμφανίζονται ακόμα προβλήματα από τη συσσώρευση ιζημάτων και τη δημιουργία βιοφίλμ στα τοιχώματα των αγωγών ή ελαττώματα στις διατομές, η χρήση της μεθόδου κινηματικού κύματος είναι αρκετά αξιόπιστη. Αντίθετα, σε παλιότερα δίκτυα, τα παραπάνω προβλήματα και η διάβρωση των αγωγών επηρεάζουν σημαντικά τη ροή, με αποτέλεσμα να απαιτείται χρήση της μεθόδου δυναμικού κύματος που επιτρέπει το χειρισμό μη μόνιμης και μεταβαλλόμενης ροής, ούτως ώστε τα αποτελέσματα να θεωρούνται αξιόπιστοι (Marleni et al., 2014).

5. Μεθοδολογία

Η εύρεση των κατάλληλων θέσεων για την εφαρμογή της τεχνολογίας sewer mining σε ένα δίκτυο αποχέτευσης λυμάτων πρέπει να συνδυάζεται ταυτόχρονα με εκτίμηση της παραγωγής υδρόθειου, για την επιλογή των βέλτιστων θέσεων χωροθέτησης των μονάδων SM στο δίκτυο, τόσο από άποψη καλύτερης απόδοσης της τεχνολογίας, όσο και αποφυγής προβλημάτων που οφείλονται στο υδρόθειο. Η μεθοδολογία για την εύρεση των βέλτιστων θέσεων ακολουθεί κατά κύριο λόγο τρία στάδια. Αρχικά, γίνεται συλλογή και προεπεξεργασία των χωρικών δεδομένων και των δεδομένων που αφορούν χαρακτηριστικά του δικτύου. Κατόπιν, πραγματοποιείται προσομοίωση Monte-Carlo για να ληφθεί υπόψη η αβεβαιότητα παραμέτρων εισόδου (π.χ. στο φορτίο BOD₅). Τελικώς, χρησιμοποιούνται εμπειρικοί δείκτες ή σχέσεις από τη βιβλιογραφία, μέσω των οποίων εκτιμώνται η πιθανότητα παραγωγής ή η συγκέντρωση υδρόθειου στους αγωγούς του δικτύου, γίνεται σύγκριση με καθορισμένα όρια και εφαρμόζεται πολυκριτηριακή βελτιστοποίηση για την εύρεση των βέλτιστων θέσεων εφαρμογής της τεχνολογίας στο δίκτυο. Η μεθοδολογία φαίνεται επιγραμματικά στο ακόλουθο σχήμα.



Σχήμα 5.1 Η μεθοδολογία που ακολουθείται για την εύρεση των βέλτιστων θέσεων χωροθέτησης μονάδων sewer mining σε ένα δίκτυο λυμάτων.

5.1 Συλλογή και προεπεξεργασία δεδομένων

Σε πρώτο βήμα, συλλέγονται τα δεδομένα που αναφέρονται στην τοπολογία του δικτύου αποχέτευσης λυμάτων και στα χαρακτηριστικά του. Αρχικά, απαιτούνται πληροφορίες για την τοποθεσία στην οποία υφίσταται (ή προβλέπεται να κατασκευαστεί) το δίκτυο, όπως επίσης σχετικά με το αν υπάρχουν συνδέσεις με γειτονικά δίκτυα, μονάδες επεξεργασίας ή υδάτινα σώματα. Μεταξύ άλλων, ο τρόπος σύνδεσης των αγωγών του δικτύου, η κατεύθυνση της ροής των λυμάτων και ο απαιτούμενος χώρος για τον εξοπλισμό της τεχνολογίας sewer mining είναι καθοριστικά στην επιλογή των καταλληλότερων θέσεων εφαρμογής. Αφενός, στόχος είναι να επηρεάζεται όσο το δυνατόν λιγότερο η λειτουργία του δικτύου ή των συνδεδεμένων σε αυτό δικτύων και αφετέρου να πραγματοποιείται με αποτελεσματικότητα επεξεργασία των λυμάτων, λαμβάνοντας υπόψη ότι τα κατάλοιπα της επεξεργασίας είτε επιστρέφονται στο σύστημα, είτε μεταφέρονται εκτός του συστήματος για περαιτέρω επεξεργασία. Σε αυτό το στάδιο, είναι επίσης δυνατή η αξιοποίηση χωρικών δεδομένων μέσω αεροφωτογραφιών.

Επιπρόσθετα, είναι απαραίτητη η γνώση των διάφορων στοιχείων και κατασκευών του δικτύου (π.χ. ύπαρξη εκχειλιστών, φρεατίων, αντλιών, διαχωριστών ή άλλων υδραυλικών κατασκευών), το υλικό κατασκευής των αγωγών και το είδος της ροής σε αυτούς (ροή με ελεύθερη επιφάνεια, ροή υπό πίεση). Συλλέγονται ακόμα δεδομένα σχετικά με τα χαρακτηριστικά των αγωγών, όπως η διάμετρος, η γεωμετρία και η κλίση τους, και στοιχεία όπως το υψόμετρο της οροφής και του πυθμένα κάθε αγωγού. Τα δεδομένα αυτά είναι αναγκαία για τους υδραυλικούς υπολογισμούς που ακολουθούν σε επόμενα βήματα. Σε αυτό το στάδιο ελέγχεται αν υπάρχουν φαινόμενα αναστροφής της ροής, τοπικής υπερχειλίσης ή σημεία με σημαντικές τοπικές απώλειες, ώστε να επιλεγθεί έπειτα η κατάλληλη μέθοδος διόδευσης στο μοντέλο προσομοίωσης.

Εκτός από τα παραπάνω, εξετάζονται επιπλέον οι χρήσεις γης στην ευρύτερη περιοχή του δικτύου και ειδικότερα οι επιμέρους περιοχές που επωφελούνται από την εφαρμογή sewer mining, όπως οι περιοχές πρασίνου, για την άρδευση των οποίων μπορεί να χρησιμοποιηθεί ανακυκλωμένο νερό. Ο εξοπλισμός της τεχνολογίας πρέπει να τοποθετείται σε κοντινές αποστάσεις, ώστε τα λύματα που εξάγονται από το δίκτυο να υπόκεινται άμεσα σε επεξεργασία και το επεξεργασμένο νερό να οδηγείται κατόπιν με γρήγορο και αποτελεσματικό τρόπο προς χρήση. Προκειμένου να εντοπιστούν οι κόμβοι ενός δικτύου που βρίσκονται σε μικρή εμβέλεια από τις περιοχές για τις οποίες προορίζεται το επεξεργασμένο νερό, ένας τρόπος είναι η δημιουργία μίας πρόσθετης ζώνης γύρω από τα όρια των περιοχών, με πλάτος μερικών μέτρων

(π.χ. 10 m) και η επισήμανση των κόμβων που βρίσκονται μέσα στα όρια που ορίζει αυτή η ζώνη. Στη συνέχεια, εντοπίζεται η διαδρομή αγωγών από κάθε κόμβο μέχρι τον κόμβο εξόδου του δικτύου, ο οποίος αντιπροσωπεύει μία εγκατάσταση επεξεργασίας λυμάτων, τη σύνδεση με ένα άλλο δίκτυο ή την κατάληξη σε υδάτινο σώμα. Στα βαρυντικά δίκτυα λυμάτων, λόγω της «συλλογικής φύσης» τους, η διαδρομή αυτή είναι μοναδική για κάθε κόμβο.

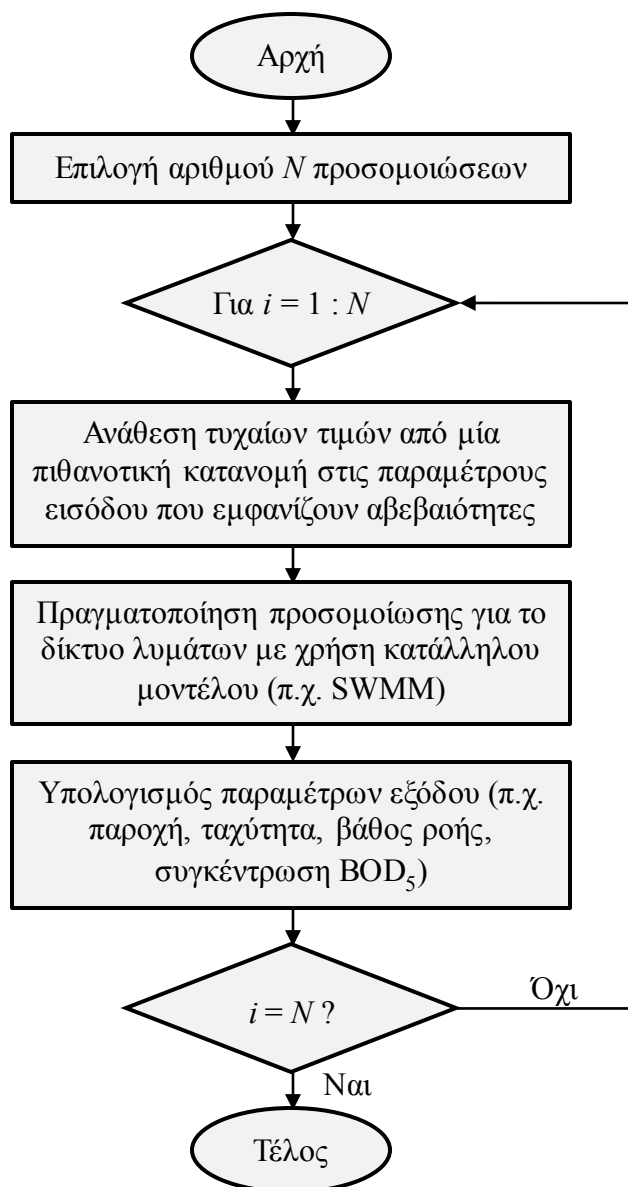
Όλα τα προαναφερθέντα δεδομένα συλλέγονται και υπόκεινται σε προεπεξεργασία, έτσι ώστε να εισαχθούν στο μοντέλο για την υλοποίηση προσομοιώσεων.

5.2 Μέθοδος Monte-Carlo

Στο επόμενο βήμα, αναπτύσσεται μέθοδος Monte-Carlo, που αποτελεί στοχαστική διαδικασία η οποία αξιοποιείται προκειμένου να ληφθεί υπόψη η αβεβαιότητα σε αποτελέσματα του μοντέλου που οφείλεται στην αβεβαιότητα που εμφανίζουν παράμετροι εισόδου. Επιπλέον, η μέθοδος Monte-Carlo δίνει τη δυνατότητα για την έκφραση των αποτελεσμάτων μέσω πιθανοτικών συναρτήσεων και δεικτών, καθώς επίσης την εξαγωγή χρήσιμων συμπερασμάτων για το δίκτυο.

Παραδείγματα παραμέτρων εισόδου που εμφανίζουν αβεβαιότητα, στην περίπτωση ενός δικτύου αποχέτευσης λυμάτων, είναι συντελεστές που αφορούν την παροχή των λυμάτων και το φορτίο BOD₅ ανά χρόνο και ανά κάτοικο. Οι παράμετροι αυτές εντοπίζονται και ανατίθενται σε αυτές τυχαίες τιμές από μία πιθανοτική κατανομή (π.χ. ομοιόμορφη κατανομή). Ορίζεται κατόπιν ένας αριθμός N προσομοιώσεων για το δίκτυο, οι οποίες υλοποιούνται μέσω ενός μοντέλου μαθηματικής προσομοίωσης του δικτύου (π.χ. SWMM) και υπολογίζονται μεγέθη που παρουσιάζουν ενδιαφέρον. Ενδεικτικά, αποτελέσματα ενδιαφέροντος αποτελούν η παροχή, η ταχύτητα, το υδραυλικό βάθος, ο λόγος πλήρωσης και η συγκέντρωση ρυπαντικών φορτίων στους αγωγούς. Εναλλακτικά, αντί για προσομοίωση Monte-Carlo, είναι επίσης δυνατή η εξέταση σεναρίων που αφορούν διάφορες συνθήκες φόρτισης στο δίκτυο (χαμηλή, μεσαία ή υψηλή φόρτιση) όπου θεωρούνται, ανάλογα με την περίπτωση, κατάλληλες τιμές για τις παραμέτρους εισόδου.

Τα βήματα της διαδικασίας που αναφέρθηκε προηγουμένως φαίνονται συνοπτικά στο διάγραμμα ροής που ακολουθεί (Σχήμα 5.2).



Σχήμα 5.2 Διάγραμμα ροής για τη διαδικασία εφαρμογής μεθόδου Monte-Carlo.

5.2.1 Υπολογισμός της παροχής των λυμάτων

Τα υγρά απόβλητα που διέρχονται από τους αγωγούς ενός δικτύου μπορεί να περιλαμβάνουν απόβλητα από οικίες, καταστήματα, δημόσια πάρκα, εγκαταστάσεις και ιδρύματα, όπως επίσης απόβλητα βιομηχανικής χρήσης. Επιπλέον, στα υγρά απόβλητα συμπεριλαμβάνονται οι ποσότητες νερού από τη βροχή ή από τις απώλειες των δικτύων ύδρευσης.

Στα υγρά απόβλητα οικιακής χρήσης ανήκουν οι ποσότητες νερού που προέρχονται από την προσωπική υγιεινή, το πλύσιμο, το πότισμα της αυλής και τις πισίνες. Απόβλητα από εμπορική χρήση προέρχονται από εμπορικά κέντρα και καταστήματα, ενώ απόβλητα βιομηχανικής

χρήσης θεωρούνται τα απόβλητα από τη χρήση στη βιομηχανία, με εξαίρεση τις βιομηχανίες που έχουν δικές τους εγκαταστάσεις παροχής νερού. Στα υγρά απόβλητα συγκαταλέγονται επίσης οι ποσότητες νερού που αξιοποιούνται για το πότισμα πάρκων και πράσινων χώρων, για πυρόσβεση, για τον καθαρισμό των δρόμων και για την εξυπηρέτηση του κοινού σε δημόσιους χώρους και εγκαταστάσεις (Brière, 2007).

Η παροχή των υγρών αποβλήτων εντός των αγωγών δεν είναι σταθερή αλλά παρουσιάζει χρονικές διακυμάνσεις. Ο σχεδιασμός των αγωγών και των εγκαταστάσεων πρέπει να γίνεται λαμβάνοντας υπόψη τις διακυμάνσεις αυτές, ώστε να μη δημιουργούνται προβλήματα στη ροή. Ο σχεδιασμός ως προς την ελάχιστη ροή γίνεται έτσι ώστε να αποφεύγονται σηπτικές συνθήκες, ο σχηματισμός βιοφίλμ από τα στερεά που κατακάθονται στα τοιχώματα των αγωγών και ο σχηματισμός πάγου. Ο σχεδιασμός ως προς τη μέγιστη ροή γίνεται προκειμένου να εξασφαλίζεται η ορθή λειτουργία των μονάδων, των αντλιών και των αγωγών του δικτύου και για τη διαστασιολόγηση των μονάδων όπου τα λύματα παραμένουν για έναν ορισμένο χρόνο (Mefrakis, 2015).

Μερικοί όροι που σχετίζονται με την κατανάλωση νερού ή τη ροή των υγρών αποβλήτων και χρησιμοποιούνται σε υπολογισμούς κατά το σχεδιασμό ενός δικτύου λυμάτων είναι οι εξής (U.S.E.P.A., 2014, Brière, 2007, Liu and Liptak, 1999):

Βασική ροή αποβλήτων (base sanitary flow): η ροή αυτή περιλαμβάνει τα υγρά απόβλητα από τις χρήσεις που αναφέρθηκαν προηγουμένως (οικιακή, εμπορική, βιομηχανική χρήση κ.λπ.).

Διήθηση (infiltration): Περιλαμβάνει την ποσότητα νερού η οποία χάνεται από αγωγούς και σωληνώσεις που έχουν υποστεί φθορές ή από συνδέσεις αγωγών και φρεάτια, διηθείται μέσω του εδάφους και εισέρχεται τελικά στο δίκτυο αποχέτευσης.

Εισροή (inflow): Περιλαμβάνει την ποσότητα νερού η οποία προέρχεται από στέγες, υδρορροές, φρεάτια και οχετούς υπογείων, φρεάτια απορροής και καλύμματά τους, βαλτώδεις εκτάσεις και διασυνδέσεις αγωγών ομβρίων με τους αγωγούς ακαθάρτων.

Ροή ξηρής περιόδου (dry weather flow - DWF): Είναι η ροή που περιλαμβάνει τη βασική ροή και τη διήθηση, ενώ δεν περιλαμβάνει τις ποσότητες νερού από βροχόπτωση. Μετράται σε περιόδους παρατεταμένης ξηρότητας (διάρκειας 7 έως 14 ημέρες) και εποχιακώς υψηλής στάθμης υπόγειου νερού.

Ροή υγρής περιόδου (wet weather flow - WWF): Είναι η ροή κατά τη διάρκεια και μετά το πέρας μίας καταιγίδας, η οποία περιλαμβάνει τη βασική ροή, τη διήθηση και την εισροή.

Μέση ετήσια κατανάλωση (average annual consumption): Ο συνολικός ετήσιος όγκος νερού που καταναλώνεται διαιρεμένος με τις 365 ημέρες του χρόνου. Η ποσότητα αυτή μπορεί να προσεγγιστεί από το μέσο όρο των μέσων μηνιαίων καταναλώσεων των δώδεκα μηνών του έτους.

Μέση ημερήσια κατανάλωση για το έτος (average daily consumption for the year): Η μέση για όλο το έτος κατανάλωση κατά τη διάρκεια των 24 ωρών μίας ημέρας, η οποία μπορεί να υπολογιστεί από τον τύπο:

$$Q = \frac{q E}{24 \times 60 \times 60} = \frac{q E}{86400} \quad (5.1)$$

όπου:

- Q ($l s^{-1}$): μέση ημερήσια κατανάλωση νερού για το έτος
- q ($l d^{-1} cap^{-1}$): ειδική κατανάλωση νερού ύδρευσης
- E (cap): εξυπηρετούμενος πληθυσμός

Η μέση ημερήσια κατανάλωση νερού για το έτος χρησιμοποιείται κατά το σχεδιασμό για τον καθορισμό της χωρητικότητας της εγκατάστασης επεξεργασίας λυμάτων και για τον υπολογισμό των μέγιστων και ελάχιστων παροχών με βάση τους συντελεστές αιχμής.

Μέση ωριαία κατανάλωση (average hourly consumption): Η μέση κατανάλωση κατά τη διάρκεια μίας ώρας.

Μέγιστη μηνιαία κατανάλωση (maximum monthly consumption): Η μέση ημερήσια κατανάλωση στο μήνα με τη μέγιστη κατανάλωση του χρόνου (για τις χώρες του Βόρειου Ημισφαιρίου συνήθως αυτοί οι μήνες είναι θερινοί, για την περίοδο Ιούλιος - Αύγουστος, όταν χρησιμοποιείται νερό σε πισίνες, κλιματιστικά, πότισμα κήπων κ.ά.).

Μέγιστη ημερήσια κατανάλωση (maximum daily consumption): Η κατανάλωση στην ημέρα με τη μέγιστη κατανάλωση του χρόνου (η οποία συνήθως είναι εντός του μήνα με τη μέγιστη μηνιαία κατανάλωση).

Μέγιστη ωριαία κατανάλωση σε μία ημέρα (maximum hourly consumption in a day): Η μέση ωριαία κατανάλωση στην ημέρα με τη μέγιστη κατανάλωση.

Μέγιστη ωριαία κατανάλωση για το χρόνο (maximum hourly consumption for the year): Η μέγιστη κατανάλωση στο διάστημα μίας ώρας μέσα στο χρόνο (η οποία συνήθως είναι εντός της ημέρας με τη μέγιστη ημερήσια κατανάλωση) και θεωρείται η κατανάλωση αιχμής.

Η παροχή σχεδιασμού για τους αγωγούς ενός δικτύου αποχέτευσης λυμάτων δίνεται συνήθως από το άθροισμα της παροχής των λυμάτων και της ροής ξηρής περιόδου. Ειδικοί συντελεστές αιχμής πολλαπλασιάζονται με τη μέση ημερήσια παροχή λυμάτων για την εύρεση των μέγιστων και ελάχιστων παροχών.

Οι συντελεστές αιχμής εκφράζονται συνήθως ως ένα ποσοστό της μέσης κατανάλωσης ή δίνονται από σχέσεις που αξιοποιούν το μέγεθος του πληθυσμού ή τη μέση κατανάλωση. Οι συντελεστές αιχμής διαφέρουν, πολλές φορές σημαντικά, ανάλογα με την περιοχή και το δίκτυο, καθώς είναι διαφορετικό το βιοτικό επίπεδο και οι συνθήκες του εκάστοτε πληθυσμού που επηρεάζουν τη χρήση νερού και κατ' επέκταση την παροχή των λυμάτων. Επομένως, πρέπει να λαμβάνονται κάθε φορά υπόψη οι τοπικές συνθήκες για την ορθή επιλογή των συντελεστών. Ακριβέστερα, είναι προτιμότερο να χρησιμοποιούνται δεδομένα παροχών της περιοχής, εφόσον είναι αξιόπιστα και καλύπτουν επαρκές χρονικό διάστημα, προκειμένου να προκύπτουν οι αντίστοιχοι κάθε φορά συντελεστές αιχμής. Στις περιπτώσεις που δεν υπάρχουν αυτά τα δεδομένα, επιλέγονται συντελεστές αιχμής από τη βιβλιογραφία.

Οι διαφορές στους συντελεστές είναι μεγάλες ακόμα και στον ίδιο Δήμο. Για παράδειγμα, η ελάχιστη και η μέγιστη κατανάλωση κυμαίνεται σε ποσοστά 20 - 400% της μέσης ημερήσιας κατανάλωσης σε μικρές κοινότητες με πληθυσμό μικρότερο από 1 000 άτομα, σε ποσοστά 50 - 300% της μέσης ημερήσιας κατανάλωσης σε κοινότητες με πληθυσμό μεταξύ 1 000 - 10 000 ατόμων και έως 200% της μέσης ημερήσιας κατανάλωσης σε κοινότητες μέχρι 100 000 άτομα ([Water Pollution Control Federation and American Society of Civil Engineers, 1977](#)).

Κατά τον Brière, ο συντελεστής αιχμής για τη μέγιστη ημερήσια κατανάλωση κυμαίνεται μεταξύ των τιμών $1.50 \leq PF \leq 3.00$, ως ποσοστό της μέσης ημερήσιας κατανάλωσης για το χρόνο, ανάλογα με το μέγεθος της κοινότητας. Ο συντελεστής της μέγιστης ωριαίας κατανάλωσης σε μία ημέρα είναι περίπου ίσος με 1.50 σε σχέση με τη μέση ημερήσια κατανάλωση. Για την εύρεση της ωριαίας αιχμής του χρόνου, η οποία εμφανίζεται συνήθως κατά την ημέρα με τη μέγιστη ημερήσια κατανάλωση, πολλαπλασιάζεται ο συντελεστής αιχμής μέγιστης ημερήσιας κατανάλωσης με το συντελεστή αιχμής μέγιστης ωριαίας κατανάλωσης. Σύμφωνα με όσα προαναφέρθηκαν, ο συντελεστής για την ωριαία αιχμή του χρόνου παίρνει τιμές μεταξύ των $2.25 \leq PF \leq 4.50$. Ο συντελεστής για την ελάχιστη ωριαία κατανάλωση κυμαίνεται μεταξύ των τιμών $0.40 \leq PF \leq 0.80$ ως ποσοστό της μέσης ημερήσιας κατανάλωσης ([Brière, 2007](#)). Στους ακόλουθους πίνακες φαίνονται ενδεικτικές τιμές συντελεστών ημερήσιας και ωριαίας αιχμής στη διεθνή βιβλιογραφία.

Πίνακας 5.1 Συντελεστές ημερήσιας αιχμής στη διεθνή βιβλιογραφία (Beal and Stewart, 2013).

Εύρος συντελεστή αιχμής	Τόπος εφαρμογής
1.00 - 1.50	Νότια Αφρική, Γαλλία, ΗΠΑ
1.10 - 1.70	Βορειοδυτική Αγγλία, Ηνωμένο Βασίλειο
1.40 - 2.00	Ιρλανδία
1.50 - 2.00	Βικτόρια, Αυστραλία
1.50 - 2.30	Κουίνσλαντ, Αυστραλία

Πίνακας 5.2 Συντελεστές ωριαίας αιχμής στη διεθνή βιβλιογραφία (Beal and Stewart, 2013).

Εύρος συντελεστή αιχμής	Τόπος εφαρμογής
1.00 - 1.50	Νότια Αφρική, Γαλλία, ΗΠΑ
1.20 - 1.80	Βοστώνη, ΗΠΑ
2.00 - 5.00	Αυστραλία
3.60 - 5.00	Κουίνσλαντ, Αυστραλία

Σε ό,τι αφορά τις σχέσεις που υπάρχουν στη βιβλιογραφία για τον υπολογισμό του συντελεστή παροχής αιχμής των λυμάτων, οι γνωστότερες από αυτές είναι (Giff, 1945, Metcalf & Eddy and Tchobanoglous, 1981, Okun et al, 2010):

$$\text{Ten-State Standards:} \quad PF = \frac{18 + \sqrt{P}}{4 + \sqrt{P}} \quad (5.2)$$

$$\text{Babbitt:} \quad PF = \frac{5}{P^{0.2}} \quad (5.3)$$

$$\text{Giff:} \quad PF = \frac{5}{P^{1/6}} \quad (5.4)$$

$$\text{Harmon:} \quad PF = 1 + \frac{14}{4 + \sqrt{P}} \quad (5.5)$$

$$\text{Federov:} \quad PF = \frac{2.69}{Q_{ADC}^{0.121}} \quad (5.6)$$

$$\text{Metcalf & Eddy:} \quad PF = \frac{3.7}{Q_{ADC}^{0.073}} \quad (5.7)$$

Στις ελληνικές προδιαγραφές (Π.Δ. 696, 1974) χρησιμοποιείται η σχέση (Κουτσογιάννης, 2011):

$$PF = \min \left(1.5 + \frac{2.5}{\sqrt{Q_{\text{MDC}}}}, 3 \right) \quad (5.8)$$

Στις παραπάνω σχέσεις είναι:

- P (cap): πληθυσμός σε χιλιάδες
- Q_{ADC} (l s^{-1}): μέση ημερήσια παροχή
- Q_{MDC} (l s^{-1}): μέγιστη ημερήσια παροχή

Ο Giffi, εκτός από τη σχέση (5.4), εισήγαγε επίσης άλλες δύο σχέσεις, οι οποίες σχετίζουν το συντελεστή ελάχιστης ημερήσιας κατανάλωσης με τη μέση ημερήσια κατανάλωση ($Q_{\text{avg day}}$) και το συντελεστή μέγιστης ημερήσιας κατανάλωσης (όπου $Q_{\text{max day}}$ η μέγιστη ημερήσια κατανάλωση) με την ελάχιστη ημερήσια κατανάλωση ($Q_{\text{min day}}$):

$$\frac{Q_{\text{min day}}}{Q_{\text{avg day}}} = 0.2 P^{1/6} \quad (5.9)$$

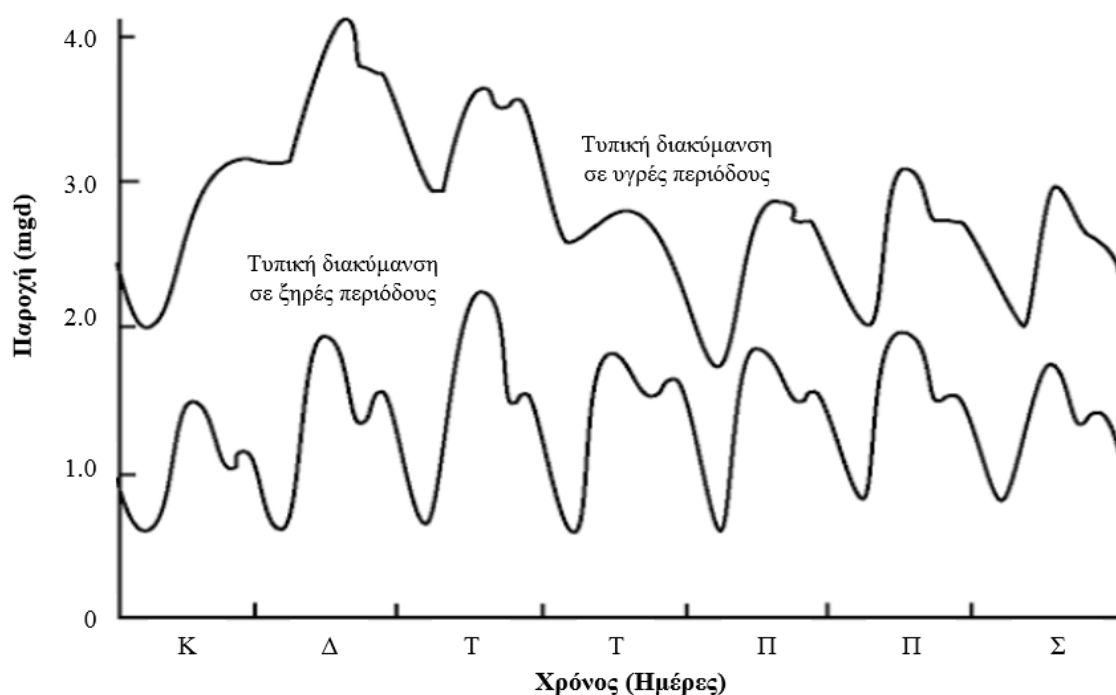
$$\frac{Q_{\text{max day}}}{Q_{\text{min day}}} = \frac{25}{P^{1/3}} \quad (5.10)$$

5.2.2 Η χρονική διακύμανση της παροχής σε ένα δίκτυο λυμάτων

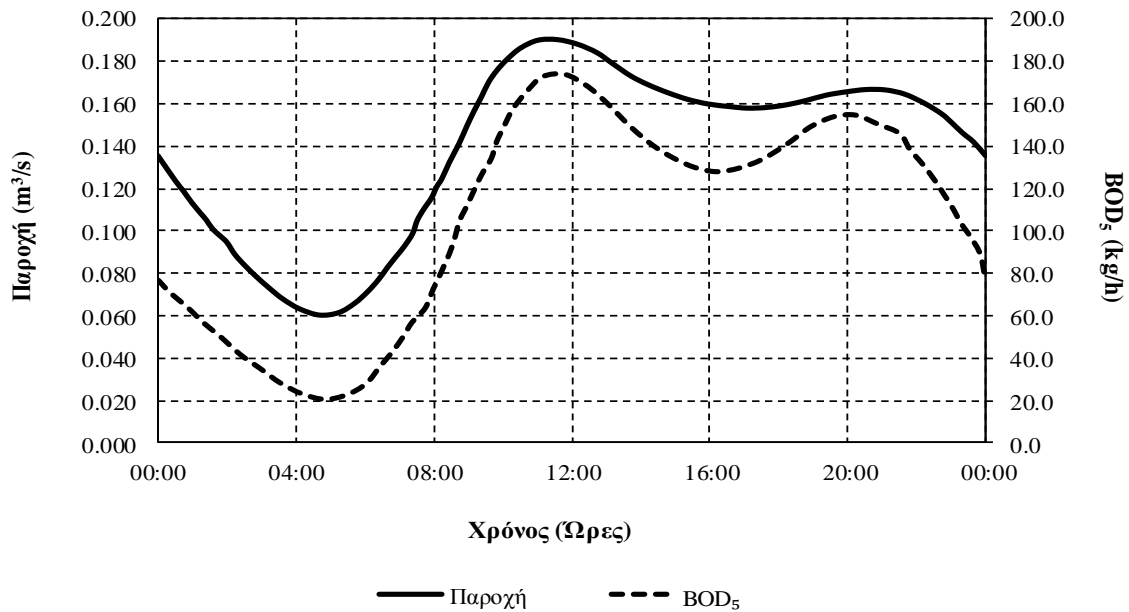
Η παροχή των λυμάτων σε ένα δίκτυο παρουσιάζει μεταβολές χρονικά σε μηνιαίο, εβδομαδιαίο, ημερήσιο και ωριαίο επίπεδο. Η εισερχόμενη παροχή σε ένα δίκτυο κατά τη διάρκεια ενός εικοσιτετράωρου έχει τυπικά τη μορφή κύματος που χαρακτηρίζεται από δύο αιχμές. Οι αιχμές αυτές οφείλονται στην αυξημένη χρήση νερού κατά το πρωί και νωρίς το βράδυ, ενώ αργά τη νύχτα και κατά τις μεσημεριανές ώρες η χρήση νερού ελαττώνεται. Η αιχμή της καμπύλης που αντιστοιχεί στην υψηλότερη κατανάλωση νερού μέσα στην ημέρα αποτελεί την παροχή ωριαίας αιχμής. Μεταβολές στη μορφή της εισερχόμενης παροχής είναι συχνές σε ένα δίκτυο, σε επίπεδο εβδομάδας ή μήνα και εμφανίζονται με χρονικές υστερήσεις στα ακρότατα της ημερήσιας καμπύλης και αυξομειώσεις των τιμών τους ή του πλάτους του κύματος (U.S.E.P.A., 1981). Η καμπύλη του BOD ακολουθεί κατά κύριο λόγο την καμπύλη της παροχής, ενώ η αιχμή του σε επίπεδο εικοσιτετράωρου εμφανίζεται συνήθως κατά τις βραδινές ώρες.

Διάφορες παράμετροι ενός συστήματος αποχέτευσης λυμάτων μπορούν να επηρεάσουν τη χρονική διακύμανση της παροχής. Τέτοιες παράμετροι είναι οι αλλαγές στη μέση ημερήσια κατανάλωση νερού, η αυξομείωση του πληθυσμού, η συμβολή βιομηχανικών αποβλήτων στα συνολικά απόβλητα, η τοπογραφία, η μέση ετήσια βροχόπτωση, το είδος του εδάφους, η κατάσταση των υπόγειων υδροφόρων, ο τύπος και η μορφή του συστήματος, η ηλικία και ο εξοπλισμός (π.χ. αντλίες, θυροφράγματα) του δικτύου (U.S.E.P.A., 1981). Επιπλέον, το βιοτικό επίπεδο, ο τρόπος ζωής, οι ανάγκες και οι συνήθειες του πληθυσμού έχουν σε κάθε περίπτωση άμεση επιρροή στην κατανάλωση νερού και κατ' επέκταση στο φορτίο λυμάτων. Όσο ο πληθυσμός αυξάνεται, οι μεταβολές μεταξύ των υψηλών και χαμηλών καταναλώσεων μειώνονται εξαιτίας του αυξημένου όγκου λυμάτων του συστήματος σε μεγάλες κοινότητες που τείνει να εξισορροπεί τους ρυθμούς των εισροών και των αλλαγών σε κοινωνικό και οικονομικό επίπεδο.

Στα ακόλουθα σχήματα (Σχήμα 5.3 και Σχήμα 5.4), φαίνονται παραδείγματα διακύμανσης της εισερχόμενης παροχής σε ένα δίκτυο αστικών λυμάτων σε εβδομαδιαίο και σε ημερήσιο επίπεδο.



Σχήμα 5.3 Παράδειγμα διακύμανσης της παροχής αστικών λυμάτων σε εβδομαδιαίο επίπεδο σε υγρή και σε ξηρή περίοδο (τροποποιημένο από Metcalf & Eddy Inc. et al., 1991).

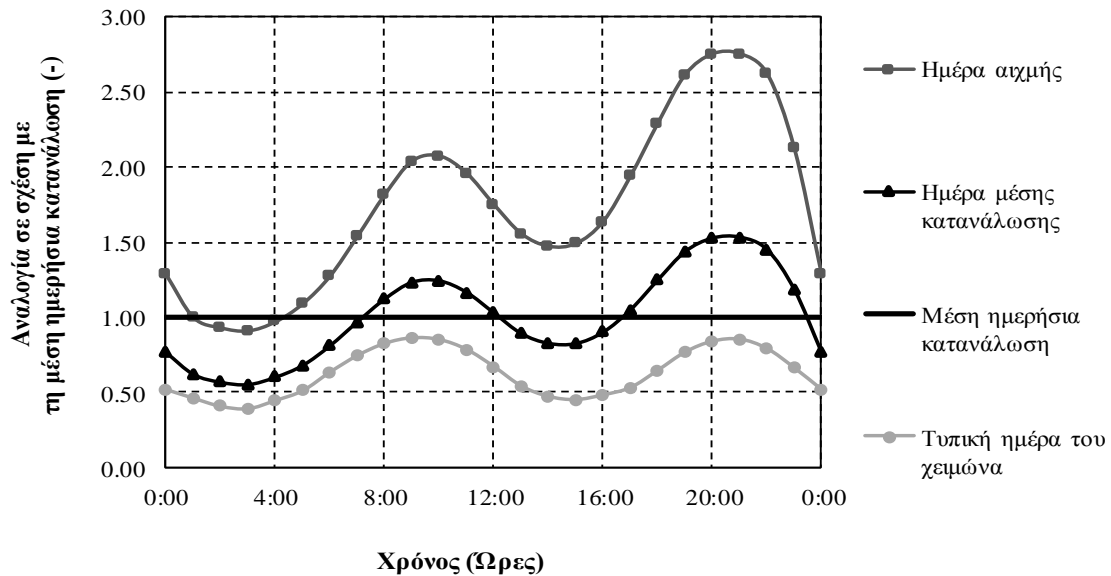


Σχήμα 5.4 Παράδειγμα ωριαίας διακύμανσης παροχής και φορτίου BOD₅ αστικών λυμάτων σε ημερήσιο επίπεδο (τροποποιημένο από Metcalf & Eddy Inc. et al., 2003).

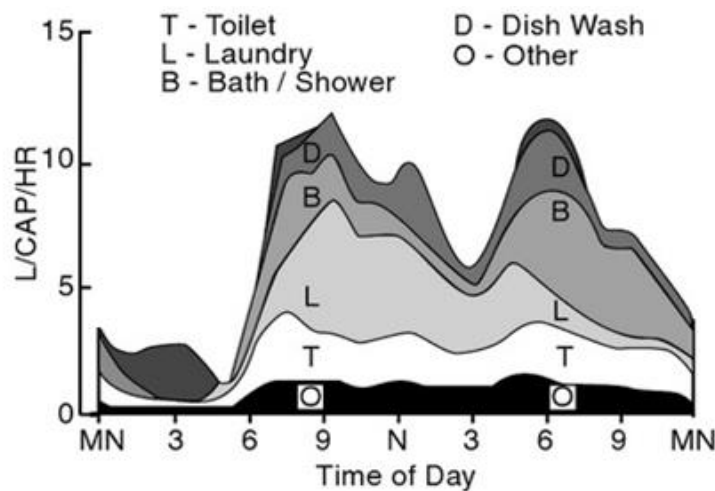
Σύμφωνα με τα όσα αναφέρθηκαν, η μορφή των καμπυλών της κατανάλωσης νερού και της παροχής των λυμάτων σε επίπεδο ημέρας παρουσιάζει διαφορές από περίπτωση σε περίπτωση. Οι δύο αυτές καμπύλες έχουν παρόμοια μορφή, εφόσον οι εξωτερικές εισροές δεν είναι σημαντικές, με την καμπύλη παροχής των λυμάτων να εμφανίζει χρονική υστέρηση σε σχέση με την καμπύλη κατανάλωσης νερού (Metcalf & Eddy Inc. et al., 2003).

Ένα παράδειγμα της ωριαίας διακύμανσης κατανάλωσης - ζήτησης νερού φαίνεται στο Σχήμα 5.5. Σε αυτήν την περίπτωση, η κατανάλωση νερού δίνεται αδιαστατοποιημένη (ως πηλίκο της εκάστοτε τιμής ζήτησης ως προς τη μέση ημερήσια κατανάλωση). Απεικονίζονται οι ακραίες καμπύλες για την κατανάλωση κατά την ημέρα αιχμής και για την κατανάλωση σε μία τυπική ημέρα του χειμώνα (χαμηλή ζήτηση). Επιπλέον, στο σχήμα φαίνεται και η μέση κατανάλωση μίας τυπικής ημέρας.

Στα αστικά λύματα περιλαμβάνονται τα απόβλητα από την οικιακή χρήση νερού. Σε επίπεδο οικίας, καταναλώνεται νερό για την προσωπική υγιεινή (καζανάκι τουαλέτας, ντους, νιπτήρας), για το πλύσιμο των ρούχων και των πιάτων, όπως επίσης για άλλες δραστηριότητες (π.χ. πότισμα κήπων, πισίνες κ.λπ.). Στο Σχήμα 5.6 δίνεται ένα παράδειγμα αναφορικά με τις ποσότητες νερού που καταναλώνονται για οικιακή χρήση σε ένα νοικοκυριό (το παράδειγμα αφορά την Αμερική). Ανάλογα με την περίπτωση, επιλέγεται κατάλληλη μορφή καμπύλης για τη διακύμανση της παροχής των υγρών αποβλήτων, μαζί με τους συντελεστές αιχμής.



Σχήμα 5.5 Τυπική μορφή διακυμάνσεων της ζήτησης σε νερό σε επίπεδο εικοσιτετράωρου για διάφορες περιπτώσεις κατανάλωσης (τροποποιημένο από Metcalf & Eddy Inc. et al., 1991).



Σχήμα 5.6 Οι ποσότητες νερού που καταναλώνονται για διάφορες δραστηριότητες σε ένα νοικοκυριό, σε μία τυπική ημέρα του έτους (τροποποιημένο από Jantrania and Gross, 2006).

5.2.3 Υπολογισμός του φορτίου BOD₅ στα λύματα

Ως χημικώς απαιτούμενο οξυγόνο (Chemical Oxygen Demand - COD) ορίζεται η ποσότητα του οξυγόνου που καταναλώνεται από τα οργανικά στοιχεία κατά την πλήρη χημική οξείδωση τους στο νερό. Το βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνο (Biochemical Oxygen Demand - BOD)

είναι η ποσότητα του οξυγόνου που καταναλώνεται από τα οργανικά στοιχεία κατά τη βιοχημική τους οξείδωση. Τόσο το COD όσο και το BOD χρησιμοποιούνται ως δείκτες ρύπανσης του νερού και της ποσότητας οργανικής ύλης στα λύματα (Qiong et al., 2009).

Κατά κύριο λόγο, χρησιμοποιείται το BOD για τον έλεγχο της συγκέντρωσης οργανικής ύλης στα απόβλητα. Ως BOD_u χαρακτηρίζεται το συνολικό οξυγόνο που απαιτείται για την πλήρη βιοχημική οξείδωση του οργανικού υλικού (Ανδρεαδάκης, 2008). Με τον όρο βιοχημική οξείδωση των ουσιών εννοείται η βραδεία οξείδωσή τους κάτω από τη δράση αερόβιων μικροοργανισμών. Καθώς η διεργασία αυτή είναι χρονοβόρα και μπορεί να διαρκέσει μήνες, είναι πρακτικά ασύμφορο να μετρηθεί η ποσότητα οξυγόνου που θα καταναλωθεί για την πλήρη βιοχημική διάσπαση των οργανικών ουσιών. Για αυτό το λόγο, αντί για το BOD_u , χρησιμοποιείται το BOD_5 , που αποτελεί την ποσότητα οξυγόνου που καταναλώνεται κατά τη διάρκεια 5 ημερών, κάτω από ελεγχόμενες εργαστηριακές συνθήκες, σε θερμοκρασία 20 °C. Ο λόγος BOD_5 προς COD για οικιακά λύματα κυμαίνεται κατά κανόνα από 1:2 έως 1:2.5 (Κουτσογιάννης, 2011).

Οι ποσότητες BOD_5 ανά κάτοικο σε κατοικίες με σκουπιδοφάγους κυμαίνονται μεταξύ 80 - 120 g/cap/d ενώ σε κατοικίες χωρίς σκουπιδοφάγους μεταξύ 60 - 110 g/cap/d. Στην Ελλάδα, τυπικές τιμές BOD_5 είναι 55 - 60 g/cap/d, ενώ, ειδικά στο λεκανοπέδιο Αττικής, χωρίς τη βιομηχανική συμβολή, έχει εκτιμηθεί η παραγωγή BOD_5 σε 65 g/cap/d (Metcalf & Eddy Inc. et al., 2003, Κουτσογιάννης, 2011, Χριστούλας, 1991). Στο πλαίσιο της προσομοίωσης Monte-Carlo, επιλέγονται τιμές BOD_5 εντός εύλογων ορίων, ώστε να ληφθεί υπόψη η αβεβαιότητα.

Ο υπολογισμός του ημερήσιου ρυθμού μάζας BOD_5 γίνεται σε κάθε κόμβο πολλαπλασιάζοντας τον πληθυσμό που αντιστοιχεί σε αυτόν τον κόμβο με το φορτίο BOD_5 σε g/cap/d. Έπειτα, η συγκέντρωση BOD_5 προκύπτει διαιρώντας τον ρυθμό μάζας BOD_5 με την παροχή των λυμάτων.

5.3 Επεξεργασία των αποτελεσμάτων της προσομοίωσης Monte-Carlo

Από την κάθε προσομοίωση, ανάλογα με τις παραμέτρους που έχουν ρυθμιστεί κάθε φορά, προκύπτουν τα αντίστοιχα αποτελέσματα που παρουσιάζουν ενδιαφέρον, όπως η παροχή, η συγκέντρωση BOD_5 , η ταχύτητα και το βάθος ροής στους αγωγούς του δικτύου. Τα αποτελέσματα αυτά αξιοποιούνται στη συνέχεια για την εκτίμηση της συγκέντρωσης υδρόθειου στους αγωγούς μέσω της αξιοποίησης εμπειρικών δεικτών ή της χρήσης αναλυτικών σχέσεων από τη βιβλιογραφία.

5.3.1 Εμπειρικοί δείκτες για την εκτίμηση της πιθανότητας παραγωγής υδρόθειου στους αγωγούς ενός δικτύου λυμάτων

Όταν δεν υπάρχουν επαρκή δεδομένα για την εφαρμογή σχέσεων που να υπολογίζουν τη συγκέντρωση του υδρόθειου μέσα στους αγωγούς ενός δικτύου, μπορούν να χρησιμοποιηθούν εμπειρικοί δείκτες που έχουν καθιερωθεί. Τέτοιοι δείκτες είναι η ταχύτητα αυτοαερισμού, $V_{\min,a}$ και ο δείκτης Z του Pomeroy (Κουτσογιάννης, 2011).

Ως ταχύτητα αυτοαερισμού, $V_{\min,a}$, ορίζεται η ταχύτητα εκείνη που εξασφαλίζει επαρκείς συνθήκες μεταφοράς οξυγόνου στη ροή, ελαχιστοποιώντας έτσι την πιθανότητα παραγωγής υδρόθειου. Σε λύματα που έχουν μεγάλο οργανικό φορτίο και υψηλή θερμοκρασία, γύρω στους 30 °C, η ταχύτητα αυτοαερισμού είναι της τάξης του 1 m/s, ενώ σε μέσες θερμοκρασίες και ασθενέστερα οργανικά φορτία η ταχύτητα αυτοαερισμού είναι της τάξης των 0.3 m/s (Κουτσογιάννης, 2011). Η εμπειρική σχέση του Pomeroy για την ταχύτητα αυτοαερισμού είναι η ακόλουθη (Bielecki and Schremmer, 1987):

$$V_{\min,a} = \frac{EBOD}{590} \quad (5.11)$$

όπου $EBOD$ είναι η συγκέντρωση του ενεργού οργανικού φορτίου στα λύματα:

$$EBOD = (BOD_5) 1.07^{(T-20)} \quad (5.12)$$

Το BOD_5 και το $EBOD$ δίνονται σε μονάδες συγκέντρωσης, mg/l, ενώ T είναι η θερμοκρασία σε °C. Η ταχύτητα $V_{\min,a}$ προκύπτει σε μονάδες m/s.

Ο εμπειρικός δείκτης Z εισήχθη από τους Bielecki & Schremmer και τον Pomeroy και εκφράζει την πιθανότητα παραγωγής υδρόθειου εντός των αγωγών του δικτύου. Δίνεται από τον ακόλουθο τύπο (Bielecki and Schremmer, 1987, Pomeroy, 1990):

$$Z = \frac{0.3 EBOD P}{J^{1/2} Q^{1/3} B} \quad (5.13)$$

όπου:

- J (m m⁻¹): κλίση του αγωγού
- Q (m³ s⁻¹): παροχή
- P (m): βρεχόμενη περίμετρος
- B (m): πλάτος της ελεύθερης επιφάνειας του αγωγού

Πρέπει να τονιστεί ότι ο δείκτης Z δεν μπορεί να δώσει πληροφορίες για την ακριβή

συγκέντρωση του υδρόθειου σε έναν αγωγό, ωστόσο, ανάλογα με την τιμή του, δείχνει αν οι συνθήκες υδρόθειου στον αγωγό μπορεί να αποβούν κρίσιμες. Σύμφωνα με τον Pomeroy, εφόσον δεν υπάρχουν εισροές υδρόθειου από εξωτερικές πηγές, οι τιμές του δείκτη Z αντιστοιχούν συνήθως στις συνθήκες που περιγράφει ο Πίνακας 5.3.

Πίνακας 5.3 Συνήθεις συνθήκες στους αγωγούς για διάφορες τιμές του δείκτη Z (Pomeroy, 1990).

Τιμή Z	Πιθανές παρατηρούμενες συνθήκες
< 5 000	Σπάνια ή σε μικρές συγκεντρώσεις εμφάνιση σουλφιδίων.
~ 7 500	Εμφάνιση συγκεντρώσεων σουλφιδίων έως και τους δεκάδες mg/l. Πιθανή εμφάνιση περιορισμένης διάβρωσης τους αγωγούς, κυρίως σε περιοχές με αυξημένη τύρβη.
~ 10 000	Εμφάνιση σουλφιδίων σε μεγαλύτερες ποσότητες και αύξηση των οσμών. Προβλήματα διάβρωσης τους αγωγούς και πιθανή καταστροφή των τοιχωμάτων τους, ιδιαίτερα σε περιοχές με αυξημένη τύρβη.
~15 000	Σημαντική αύξηση των προβλημάτων οσμών και ραγδαία διάβρωση των τοιχωμάτων των αγωγών, ειδικότερα όπου υπάρχει αυξημένη τύρβη.
≥ 25 000	Ύπαρξη διαλυμένου υδρόθειου σχεδόν καθ' όλη τη διάρκεια παραμονής των αποβλήτων εντός των αγωγών. Καταστροφή μικρών αγωγών από σκυρόδεμα εντός 5 – 10 ετών.

Σύμφωνα με τη βιβλιογραφία, τέθηκε από τους Bielecki and Schremmer ως επιτρεπόμενο όριο για τον δείκτη Z η τιμή $Z_{\text{επιτρ}} = 7\,500$, για την αποφυγή κρίσιμων συνθηκών (Bielecki and Schremmer, 1987). Με βάση τα παραπάνω, πρέπει να ισχύουν σε κάθε αγωγό οι ακόλουθες ανισότητες (όπου V η ταχύτητα και Z η τιμή του δείκτη του Pomeroy στον αγωγό):

$$V \geq V_{\text{min},a} \quad (5.14)$$

$$Z \leq Z_{\text{επιτρ}} \quad (5.15)$$

Οι έλεγχοι αυτοί δεν εξασφαλίζουν την καλή λειτουργία των αγωγών και την απουσία προβλημάτων από το υδρόθειο, ωστόσο δίνουν μία εικόνα για τα μέτρα που πρέπει να λαμβάνονται σε κάθε περίπτωση. Ασφαλέστερα συμπεράσματα για την παραγωγή υδρόθειου στους αγωγούς ενός δικτύου λυμάτων μπορούν να προκύψουν με τη διεξαγωγή πειραμάτων ή, όπου αυτό καθίσταται δύσκολο, με τη χρήση αναλυτικών σχέσεων από τη βιβλιογραφία. Επιπλέον, δεν έχει νόημα η χρήση των παραπάνω ελέγχων σε αγωγούς υπό πίεση, όπου αναμένεται ούτως η άλλως παραγωγή υδρόθειου (Κουτσογιάννης, 2011).

5.3.2 Αναλυτικές σχέσεις για την εκτίμηση της συγκέντρωσης υδρόθειου στους αγωγούς ενός δικτύου λυμάτων

Στη βιβλιογραφία υπάρχουν αρκετές σχέσεις που χρησιμοποιούνται για την εκτίμηση της συγκέντρωσης του υδρόθειου εντός των αγωγών στα δίκτυα αποχέτευσης λυμάτων, χωρίς ωστόσο να υπάρχει μία γενικώς αποδεκτή μεθοδολογία για την πρόβλεψη της ποσότητας υδρόθειου που παράγεται εντός των αγωγών σε όλες τις περιπτώσεις δικτύων. Οι σχέσεις αυτές διακρίνονται κυρίως σε δύο μεγάλες κατηγορίες: σε εξισώσεις που προκύπτουν από εμπειρικά μοντέλα, στις οποίες συνδέεται η παραγωγή και η μείωση του υδρόθειου στα λύματα με τις συνθήκες ροής (παροχή, ταχύτητα, βάθος ροής κλπ.), και σε εξισώσεις που καταρτίζονται μέσω πειραμάτων, στις οποίες αξιοποιείται η σχέση μεταφοράς μάζας μεταξύ υγρής και αέριας φάσης (Lahav et al., 2006).

Οι διεργασίες οι οποίες συνδέονται με τον κύκλο του υδρόθειου μέσα στους αγωγούς ενός δικτύου λυμάτων, έχουν αναφερθεί αναλυτικά στο Κεφάλαιο 3. Από τις πλέον διαδεδομένες σχέσεις που δίνουν το ρυθμό παραγωγής διαλυμένου υδρόθειου εντός των λυμάτων, είναι οι ακόλουθες (Pomeroy et al., 1981):

Για αγωγούς με ροή υπό πίεση:

$$\frac{d[S]}{dt} = 1 \times 10^{-3} [BOD] 1.07^{(T-20)} r^{-1} (1 + 0.37D) \quad (5.16)$$

$$\text{ή } \frac{d[S]}{dt} = 0.228 \times 10^{-3} [COD] 1.07^{(T-20)} r^{-1} (1 + 0.37D) \quad (5.17)$$

$$\text{ή } \frac{d[S]}{dt} = 0.5 \times 10^{-3} u [BOD]^{0.8} [SO_4]^{0.4} 1.14^{(T-20)} r^{-1} \quad (5.18)$$

Για αγωγούς με ροή με ελεύθερη επιφάνεια (συντηρητική μορφή):

$$\frac{d[S]}{dt} = 0.32 \times 10^{-3} [BOD] 1.07^{(T-20)} r^{-1} - 0.64 (su)^{3/8} d^{-1} [S] \quad (5.19)$$

$$\text{ή } \frac{d[S]}{dt} = 0.073 \times 10^{-3} [COD] 1.07^{(T-20)} r^{-1} - 0.64 (su)^{3/8} d^{-1} [S] \quad (5.20)$$

όπου:

- S (mg l⁻¹): συγκέντρωση σουλφιδίων
- t (h): χρόνος παραμονής
- BOD (mg l⁻¹): βιοχημικώς απαιτούμενο οξυγόνο

- COD ($mg\ l^{-1}$): χημικώς απαιτούμενο οξυγόνο
- T ($^{\circ}C$): θερμοκρασία
- r (m): υδραυλική ακτίνα, όπως προκύπτει από το πηλίκο του εμβαδού της διατομής του αγωγού με τη βρεχόμενη περίμετρο
- D (m): διάμετρος του αγωγού
- SO_4 ($mg\ l^{-1}$): συγκέντρωση θεικών
- s ($m\ m^{-1}$): κλίση της γραμμής ενέργειας
- u ($m\ s^{-1}$): μέση ταχύτητα ροής στον αγωγό
- d (m): μέσο υδραυλικό βάθος, όπως προκύπτει από το πηλίκο του εμβαδού της διατομής του αγωγού με το πλάτος της ελεύθερης επιφάνειας

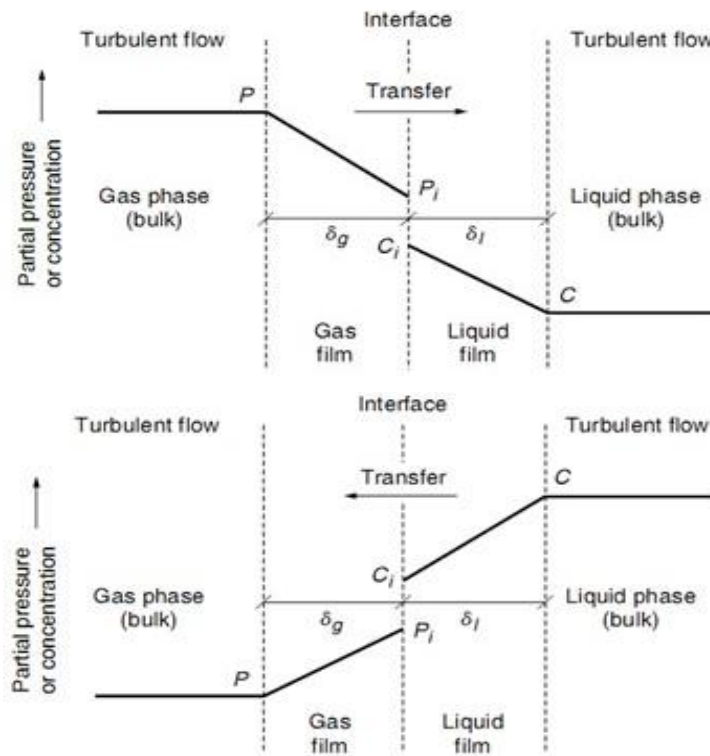
Οι εξισώσεις (5.16) (Pomeroy, 1959), (5.17) (Boon and Lister, 1975) και (5.18) (Thistlethwayte, 1972) έχουν τροποποιηθεί από τις αρχικές μορφές τους κατά τον Pomeroy, ενώ οι εξισώσεις (5.19) και (5.20) έχουν καταρτιστεί κατά τους Pomeroy and Parkhurst (1977).

Οι παραπάνω σχέσεις λαμβάνουν υπόψη την παραγωγή υδρόθειου στο στρώμα βιοφίλμ και τη διάχυσή του κατόπιν στη ροή των λυμάτων. Στην περίπτωση των αγωγών όπου πραγματοποιείται ροή με ελεύθερη επιφάνεια, λαμβάνονται υπόψη οι απώλειες σε υδρόθειο μέσω των διεργασιών της οξειδωσης, της ιζηματοποίησης και της έκλυσης αερίου υδρόθειου στην ατμόσφαιρα του αγωγού (Lahav et al., 2006, Pomeroy et al., 1981). Κατά τους Pomeroy και Parkhurst, η μείωση του υδρόθειου λόγω οξειδωσης είναι η βασικότερη από αυτές τις διεργασίες, ενώ η ποσότητα του υδρόθειου που μεταπίπτει από την υγρή στην αέρια φάση θεωρείται μηδαμινή (Pomeroy and Parkhurst, 1977).

Το Environmental Protection Agency των ΗΠΑ, βασισμένο στον Pomeroy, πρότεινε μία σχέση για τις απώλειες υδρόθειου που οφείλονται αμιγώς στη μετάπτωση από την υγρή στην αέρια φάση. Βασική διαφορά είναι η συσχέτιση με τη συγκέντρωση διαλυμένου υδρόθειου, $H_2S_{(aq)}$ και όχι πλέον με τη συγκέντρωση του συνόλου των σουλφιδίων, S (U.S.E.P.A., 1985):

$$\frac{d[S]}{dt} = -0.69 (su)^{3/8} [H_2S_{(aq)}]d^{-1} \quad (5.21)$$

Ειδικότερα, η διεργασία μεταφοράς υδρόθειου μεταξύ υγρής και αέριας φάσης και η πρόβλεψη των απωλειών σε υδρόθειο έχουν αποτελέσει αντικείμενο αρκετών μελετών όπου εξάγονται πειραματικά σχέσεις που βασίζονται κατά κύριο λόγο στη θεωρία των δύο αντιστάσεων (two film theory). Η θεωρία παρουσιάζεται ακολούθως σχηματικά (Lewis and Whitman, 1924).



Σχήμα 5.7 Σχηματική παρουσίαση της θεωρίας των δύο αντιστάσεων (two film theory) (Weaver).

Στο παραπάνω σχήμα είναι:

- C [$M L^{-3}$]: συγκέντρωση του συστατικού στην υδάτινη φάση
- C_i [$M L^{-3}$]: συγκέντρωση του συστατικού στη διεπιφάνεια, η οποία βρίσκεται σε ισορροπία (equilibrium) με τη μερική πίεση (P_i) του συστατικού στην αέρια φάση
- P [$M L^{-1} T^{-2}$]: μερική πίεση του συστατικού στην αέρια φάση
- P_i [$M L^{-1} T^{-2}$]: μερική πίεση του συστατικού στη διεπιφάνεια, η οποία βρίσκεται σε ισορροπία (equilibrium) με τη συγκέντρωση (C_i) του συστατικού στην υδάτινη φάση

Κατά τη θεωρία των δύο αντιστάσεων, η μεταφορά μάζας μεταξύ γειτονικών φάσεων βασίζεται σε έναν συντελεστή μεταφοράς μάζας. Η θεωρία χρησιμοποιείται για να περιγράψει τη διαδικασία κατά την οποία ένα συστατικό μεταφέρεται από την κύρια μάζα της αέριας φάσης προς τη διεπιφάνεια και από τη διεπιφάνεια προς την κύρια μάζα της υγρής φάσης (ή και αντίστροφα). Επειδή η διεπιφάνεια είναι πολύ λεπτή δεν μπορεί να συσσωρεύσει μάζα. Συνεπώς, όση μάζα από το συστατικό μεταφέρεται προς τη διεπιφάνεια, τόση απομακρύνεται από αυτήν, ή ισοδύναμα, η ειδική ροή του συστατικού στις δύο φάσεις είναι ίδια (Ανδρίτσος

and Μποντόζογλου, 2016). Ισχύει η σχέση (Ανδρίτσος and Μποντόζογλου, 2016, Weaver):

$$r = k_G(P - P_i) = k_L(C_i - C) \quad (5.22)$$

- r (-): ρυθμός μεταφοράς μάζας ανά μονάδα χρόνου και εμβαδού
- k_G, k_L (-): συντελεστές μεταφοράς μάζας μέσω του αέριου και του υδάτινου φιλμ αντίστοιχα

Η παραπάνω σχέση μπορεί επίσης να εκφραστεί ως εξής:

$$r = K_L(C_S - C) \quad (5.23)$$

- K_L (-): ολικός συντελεστής μεταφοράς μάζας, διατυπωμένος με βάση την υγρή φάση
- C_S (-): συγκέντρωση του συστατικού στη διεπιφάνεια, η οποία βρίσκεται σε ισορροπία με τη μερική πίεση (P) του συστατικού στην αέρια φάση

Η συγκέντρωση C_S υπολογίζεται κατά την ακόλουθη σχέση (H είναι η σταθερά του Henry για το εκάστοτε συστατικό):

$$C_S = \frac{P}{H} \quad (5.24)$$

Βασιζόμενοι στη θεωρία των δύο αντιστάσεων, οι Yongsiri et al. μελέτησαν τη μεταφορά υδρόθειου από την υγρή στην αέρια φάση μέσω πειραμάτων. Για διάφορα επίπεδα τύρβης (σύμφωνα με τον αριθμό Froude), pH και θερμοκρασίας, υπολόγισαν τον ολικό συντελεστή μεταφοράς μάζας υδρόθειου μεταξύ υγρής και αέριας φάσης και τον συσχέτισαν με τον αντίστοιχο ολικό συντελεστή μεταφοράς μάζας για το οξυγόνο, ως εξής (Yongsiri et al., 2004):

$$K_L \alpha_{H_2S} = (1.736 - 0.196 pH) K_L \alpha_{O_2} \quad \text{για } 4.5 \leq pH \leq 8 \quad (5.25)$$

Ισχύει επιπλέον ότι (Parkhurst and Pomeroy, 1972):

$$K_L \alpha_{O_2} = 0.86(1 + 0.2F^2) (su)^{3/8} d^{-1} \theta_r^{(T-20)} \quad (5.26)$$

όπου:

- $K_L \alpha_{H_2S}$ (h^{-1}): ολικός συντελεστής μεταφοράς μάζας υδρόθειου
- $K_L \alpha_{O_2}$ (h^{-1}): ολικός συντελεστής μεταφοράς μάζας οξυγόνου
- F (-): αριθμός Froude
- s ($m \ m^{-1}$): κλίση της γραμμής ενέργειας

- u (m s⁻¹): μέση ταχύτητα ροής στον αγωγό
- d (m): υδραυλικό βάθος
- θ_r (-): θερμοκρασιακός συντελεστής, ίσος με 1.024
- T (°C): θερμοκρασία

Αξιοποιώντας την κλασική θεωρία των δύο αντιστάσεων, προέκυψε τελικά η σχέση (Yongsiri et al., 2005):

$$R_{H_2S} = -\frac{dC_w}{dt} = a[0.86 f] \left[\frac{0.86(1 + 0.2F^2) (su)^{3/8}}{d} \right] \left[C_w - \frac{\beta C_{A,H_2S}}{f H_{c,H_2S,cw}} \right] \theta_r^{(T-293)} \quad (5.27)$$

με $\alpha = \frac{K_L \alpha_{H_2S,ww}}{K_L \alpha_{H_2S,cw}}$, $f = \frac{[H_2S_{(aq)}]}{[H_2S_{(aq)}] + [HS^-]} = \frac{1}{1 + 10^{pH - pK_a}}$, $\beta = \frac{H_{H_2S,cw}}{H_{H_2S,ww}}$, όπου:

- R_{H_2S} (g m⁻³ h⁻¹): ρυθμός μεταφοράς υδρόθειου μεταξύ υγρής - αέριας φάσης
- C_w (g m⁻³): συγκέντρωση του συνόλου των σουλφιδίων στην υγρή φάση
- t (h): χρόνος
- C_{A,H_2S} (g m⁻³): συγκέντρωση υδρόθειου στην αέρια φάση
- $K_L \alpha_{H_2S,ww}$ και $K_L \alpha_{H_2S,cw}$ (h⁻¹): ολικοί συντελεστές μεταφοράς μάζας, με τους δείκτες ww και cw να σηματοδοτούν τα λύματα (wastewater-ww) και το καθαρό νερό (clean water-cw) αντίστοιχα
- H_{H_2S} (atm mol⁻¹ m³): σταθερά του Henry για το υδρόθειο, (η σημασία των δεικτών ww και cw είναι αυτή που αναφέρθηκε προηγουμένως)
- H_{c,H_2S} (-): αδιάστατη σταθερά του Henry
- $H_2S_{(aq)}$ (g m⁻³): συγκέντρωση διαλυμένου υδρόθειου στην υγρή φάση
- HS^- (g m⁻³): συγκέντρωση ιόντων υδρόθειου στην υγρή φάση

Οι Lahav et al. εκτέλεσαν πειράματα για τη δημιουργία μίας σχέσης που βασίζεται επίσης στη θεωρία των δύο αντιστάσεων. Η ανάγκη δημιουργίας αυτής της σχέσης αναφέρεται στην αντίστοιχη μελέτη τους. Αφενός, η διαδεδομένη σχέση των Pomeroy and Parkhurst (σχέση (5.19)) δεν θεωρεί ως κύρια διεργασία της μείωσης του διαλυμένου υδρόθειου αυτήν της έκλυσής του ως αέριο υδρόθειο στην ατμόσφαιρα του αγωγού. Πράγματι, όπως προαναφέρθηκε, σύμφωνα με αυτή τη σχέση, κύριο ρόλο στη μείωση του υδρόθειου στην υγρή φάση παίζει η διεργασία της οξειδωσης. Αφετέρου, κατά τους Lahav et al., ο ολικός συντελεστής μεταφοράς μάζας υδρόθειου που υπολογίζεται μέσω των πειραμάτων στη μελέτη

των Yongsiri et al. για την εξαγωγή της τελικής σχέσης υπερεκτιμά το ρυθμό μεταφοράς υδρόθειου κάτω από τις συνήθεις συνθήκες ροής σε αγωγούς βαρύτητας. Για τους παραπάνω λόγους, διαμόρφωσαν μία νέα σχέση, η οποία, όπως προέκυψε από τα σχετικά πειράματα, είναι η ακόλουθη (Lahav et al., 2006):

$$-\frac{d[S_T]}{dt} = K \sqrt{\frac{\gamma SV}{\mu} \frac{w}{A_{cs}}} 1.024^{(T-20)} \left(\frac{S_T}{1 + \frac{K_{s1}}{10^{-pH}} + \frac{K_{s1}K_{s2}}{10^{-2pH}}} - P_{pH_2S} K_H \right) \quad (5.28)$$

όπου:

- S_T (mg l⁻¹): συγκέντρωση του συνόλου των σουλφιδίων στην υγρή φάση
- t (s): χρόνος παραμονής
- K (-): σταθερά ρυθμού μείωσης (κατά Lahav et al. είναι ίση με 8×10^{-7})
- γ (N m⁻³): ειδικό βάρος νερού
- S (m m⁻¹): κλίση του αγωγού
- V (m s⁻¹): μέση ταχύτητα ροής στον αγωγό
- μ (N s m⁻²): δυναμική συνεκτικότητα
- w (m): πλάτος της ελεύθερης επιφάνειας σε μία διατομή του αγωγού
- A_{cs} (m²): εμβαδόν διατομής
- T (°C): θερμοκρασία
- K_{s1}, K_{s2} (-): πρώτη και δεύτερη σταθερά διάστασης του H₂S αντίστοιχα
- P_{pH_2S} (atm): μερική πίεση του υδρόθειου στην αέρια φάση
- K_H (mol l⁻¹ atm⁻¹): σταθερά του Henry

Οι Nielsen et al. τόνισαν την ανάγκη για τη μελέτη της σχέσης μεταξύ της συγκέντρωσης αέριου υδρόθειου στην ατμόσφαιρα των αγωγών και του ρυθμού διάβρωσής τους, εξαιτίας της σημασίας της διάβρωσης σε αγωγούς κατασκευασμένους από υλικά ευαίσθητα σε αυτήν (π.χ. σκυρόδεμα, μέταλλο). Κινούμενοι προς αυτήν την κατεύθυνση, μετά την εκτέλεση πειραμάτων και αξιοποιώντας επίσης τη θεωρία των δύο αντιστάσεων, κατέληξαν σε μία σχέση που περιγράφει τη μείωση του υδρόθειου στην αέρια φάση και περιλαμβάνει δύο όρους. Ο πρώτος όρος αφορά τη διεργασία της απορρόφησης του αέριου υδρόθειου από τα υγρά απόβλητα ενώ ο δεύτερος αναφέρεται στην προσρόφηση και στην οξείδωση του υδρόθειου πάνω στα τοιχώματα των αγωγών (Nielsen et al., 2008):

$$-\frac{dp_{\text{H}_2\text{S}}}{dt} = K_L \frac{A_w}{V_g} \frac{RT_{\text{abs}}}{M_w P} 10^6 (C_{\text{H}_2\text{S,Eq}} - C_{\text{H}_2\text{S}}) + k_n p_{\text{H}_2\text{S}}^n \quad (5.29)$$

όπου:

- $p_{\text{H}_2\text{S}}$ (ppmv): μερική πίεση του υδρόθειου στην αέρια φάση
- t (h): χρόνος παραμονής
- K_L (m h⁻¹): συντελεστής μεταφοράς μάζας
- A_w (m²): εμβαδόν διατομής
- V_g (m³): όγκος του αέρα στον αγωγό
- R (m³ atm K⁻¹ mol⁻¹): παγκόσμια σταθερά των αερίων
- T_{abs} (K): απόλυτη θερμοκρασία
- M_w (g mol⁻¹): μοριακό βάρος του θείου
- P (atm): πίεση
- $C_{\text{H}_2\text{S,Eq}}$ (g S m⁻³): συγκέντρωση διαλυμένου υδρόθειου στην υγρή φάση που βρίσκεται σε ισορροπία (equilibrium) με τη μερική πίεση του υδρόθειου στην αέρια φάση
- $C_{\text{H}_2\text{S}}$ (g S m⁻³): πραγματική συγκέντρωση διαλυμένου υδρόθειου στην υγρή φάση, σε συγκεκριμένο pH
- n (-): τάξη της αντίδρασης
- k_n (ppmv¹⁻ⁿ h⁻¹): σταθερά ρυθμού οξειδωσης

Κατά το νόμο του Henry, είναι (Nielsen et al., 2008):

$$C_{\text{H}_2\text{S,Eq}} = M_w 10^{-3} \left(\frac{p_{\text{H}_2\text{S}}}{H_A} \right) \quad (5.30)$$

όπου H_A (L atm mol⁻¹) η σταθερά του Henry για το υδρόθειο.

Συνδυάζοντας μοντέλα όπως των Pomeroy and Parkhurst, Lahav et al. και Nielsen et al., μπορεί να προκύψει μία εικόνα για την παραγωγή του υδρόθειου στους αγωγούς ενός δικτύου λυμάτων (Park et al., 2014).

5.3.3 Εκτίμηση συγκέντρωσης υδρόθειου σε μία διαδρομή n αγωγών

Κατά την εφαρμογή της τεχνολογίας sewer mining σε έναν κόμβο του δικτύου, παρουσιάζουν ενδιαφέρον οι μεταβολές που προκαλούνται λόγω της άντλησης στη ροή εντός των αγωγών

κατάντη αυτού του κόμβου, εφόσον δεν υπάρχει αναστροφή της ροής. Συνεπώς, για την επιλογή των καταλληλότερων θέσεων εφαρμογής SM, είναι χρήσιμος ο έλεγχος της πιθανότητας παραγωγής υδρόθειου όχι μόνο σε μεμονωμένους αγωγούς, αλλά και σε κάθε διαδρομή αγωγών από κάθε κόμβο του δικτύου που είναι υποψήφιος για την εφαρμογή της τεχνολογίας έως τον κόμβο εξόδου.

Στην περίπτωση εφαρμογής του εμπειρικού δείκτη Z του Romeroy για μία διαδρομή n αγωγών, μπορεί να χρησιμοποιηθεί ένας τροποποιημένος δείκτης, MZ_c (Tsoukalas et al., 2016b):

$$MZ_c = \sum_{i=1}^n a_i Z_i \quad (5.31)$$

όπου a_i αποτελεί έναν συντελεστή - βάρος για τον αγωγό i . Ο συντελεστής αυτός μπορεί να υπολογιστεί με διάφορες προσεγγίσεις, όπως με τον τύπο $a_i = L_i / L_{tot}$ όπου:

- L_i (m): μήκος του αγωγού i
- L_{tot} (m): συνολικό μήκος των n αγωγών της διαδρομής

5.3.4 Πολυκριτηριακή βελτιστοποίηση για τη βέλτιστη χωροθέτηση μονάδων sewer mining

Η τελική επιλογή των θέσεων που είναι καταλληλότερες για την εφαρμογή της τεχνολογίας sewer mining πραγματοποιείται μέσω βελτιστοποίησης στην οποία τίθενται ορισμένα κριτήρια. Ενδεικτικά, τέτοια κριτήρια αποτελούν: η ελαχιστοποίηση των επιπτώσεων στις φυσικές, χημικές και βιολογικές διεργασίες εντός του δικτύου (π.χ. ελαχιστοποίηση του παραγόμενου υδρόθειου στα λύματα, το οποίο συνδέεται με προβλήματα διάβρωσης και οσμών στους αγωγούς), η ελαχιστοποίηση του υλικού ή του ενεργειακού κόστους και η μεγιστοποίηση της κάλυψης των υδατικών αναγκών σε νερό. Η επιλογή των κριτηρίων διαφέρει ανάλογα με την περίπτωση.

Οι εμπειρικοί δείκτες και οι αναλυτικές σχέσεις που αναφέρθηκαν στις Ενότητες 5.3.1 και 5.3.2 μπορούν να δώσουν χρήσιμα αποτελέσματα για την πολυκριτηριακή βελτιστοποίηση. Αρχικά εκτιμάται η πιθανότητα παραγωγής ή η συγκέντρωση υδρόθειου σε κάθε διαδρομή αγωγών από έναν κόμβο του δικτύου έως τον κόμβο εξόδου, για τον καθορισμένο αριθμό των N προσομοιώσεων. Χάρη στην υλοποίηση των N προσομοιώσεων δίνεται η δυνατότητα υπολογισμού χρήσιμων δεικτών επιλέγοντας ένα επίπεδο αξιοπιστίας, $x\%$. Συγκεκριμένα, μπορούν να υπολογιστούν ποσοστημόρια, όπως για παράδειγμα τα ποσοστημόρια $Q[Z_i]_x$, μεμονωμένα για έναν αγωγό i , και $Q[MZ_c]_x$, για μία διαδρομή αγωγών. Τα ποσοστημόρια αυτά

αναφέρονται σε εκείνη την τιμή του δείκτη παραγωγής υδρόθειου που είναι μεγαλύτερη ή ίση από το x ποσοστό (π.χ. $x = 75\%$) των υπόλοιπων τιμών που έχουν εκτιμηθεί. Άλλες πληροφορίες που μπορούν να αξιοποιηθούν στη βελτιστοποίηση είναι τα κόστη λειτουργίας, πραγματικά δεδομένα ζήτησης νερού και οι εκτάσεις των περιοχών για τις οποίες προορίζεται το ανακυκλωμένο νερό που παράγεται από την εφαρμογή sewer mining.

Ανάλογα με τον αριθμό των κριτηρίων της βελτιστοποίησης, οι κόμβοι του δικτύου που κυριαρχούν έναντι των άλλων κόμβων και αποτελούν εν τέλει βέλτιστες θέσεις για την εφαρμογή της τεχνολογίας sewer mining εντοπίζονται μέσω ενός διαγράμματος Pareto ή κατάλληλων αλγόριθμων.

5.4 Χωροθέτηση μονάδων sewer mining σε ένα δίκτυο λυμάτων

Αφού έχουν αναγνωρισθεί οι κόμβοι του δικτύου που είναι καταλληλότεροι για τη χωροθέτηση μονάδων sewer mining, βάσει των κριτηρίων που έχουν επιλεγεί κατά τη βελτιστοποίηση, επόμενο βήμα είναι η οργάνωση των μονάδων και του απαιτούμενου εξοπλισμού πριν την εφαρμογή της τεχνολογίας.

Αρχικά, πρέπει να αποφασιστεί ο αριθμός των μονάδων SM που θα τοποθετηθούν στα επιλεγθέντα σημεία του δικτύου. Ακολούθως, μεγάλης σημασίας είναι η διευθέτηση των επιμέρους σταδίων επεξεργασίας που θα λαμβάνουν χώρα εντός της μονάδας. Οι παραπάνω αποφάσεις είναι απαραίτητο να ανταποκρίνονται στην ζητούμενη ποσότητα και τελική ποιότητα του ανακυκλωμένου νερού, στους υλικούς και ενεργειακούς περιορισμούς (π.χ. αντλίες, επιμέρους κόστη), και στα χαρακτηριστικά των λυμάτων (παροχή, ρυπαντικά φορτία). Τόσο ο αριθμός των μονάδων, όσο και οι ανάγκες για την επίτευξη της επιθυμητής επεξεργασίας των λυμάτων, καθορίζουν τον χώρο που απαιτείται για την εγκατάσταση, τον επιμέρους εξοπλισμό καθώς επίσης τον χρονικό προγραμματισμό της άντλησης και της λειτουργίας των μονάδων. Εξίσου σημαντικό είναι να αποφασιστεί αν τα κατάλοιπα από την επεξεργασία θα απομακρύνονται από το σύστημα και θα μεταφέρονται για περαιτέρω επεξεργασία ή αν θα οδηγούνται πίσω στο δίκτυο. Στη δεύτερη περίπτωση χρειάζεται να τεθούν συγκεκριμένες προδιαγραφές, έτσι ώστε να μην προκαλούνται διαταραχές στη λειτουργία του δικτύου.

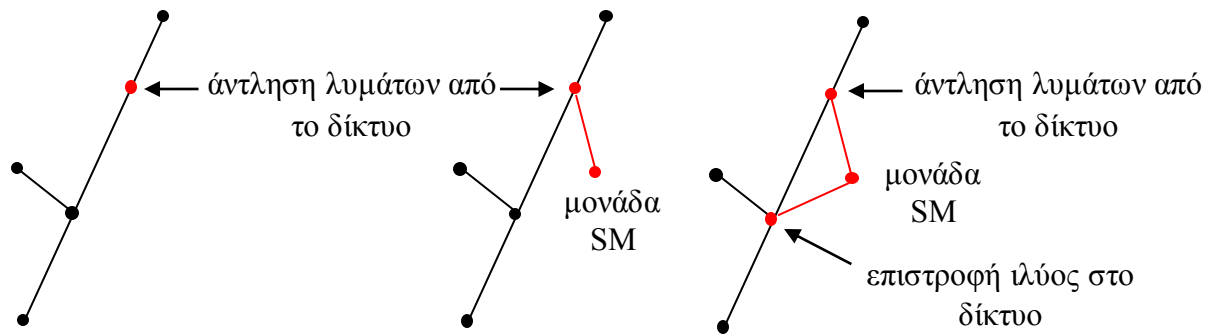
Υπάρχουν ορισμένες προσεγγίσεις αναφορικά με το πώς μπορεί να προσομοιωθεί η προσθήκη μίας μονάδας SM στο περιβάλλον του μοντέλου προσομοίωσης (όπως το SWMM). Μία προσέγγιση είναι ο σχεδιασμός ενός αγωγού, ο οποίος θα αναπαριστά τη μεταφορά με άντληση

των λυμάτων από τον κόμβο του δικτύου έως τη μονάδα. Η ίδια η μονάδα μπορεί να θεωρηθεί ως ένας κόμβος. Τα χαρακτηριστικά του αγωγού και του κόμβου που προαναφέρθηκαν, ορίζονται με βάση δεδομένα της εκάστοτε περίπτωσης (π.χ. παροχή λυμάτων που αντλούνται, συγκεντρώσεις ρυπαντικών φορτίων κλπ.). Μία άλλη, απλούστερη προσέγγιση, ούτως ώστε να μην περιπλέκεται η δομή του δικτύου μελέτης και να μην απαιτούνται αλλαγές κατά την προσομοίωση στο μοντέλο (όπως λόγω χάρη η υποχρεωτική χρήση δυναμικού κύματος ως μεθόδου διάδευσης), είναι η δημιουργία χρονοσειρών με αρνητικές τιμές. Οι χρονοσειρές αυτές, οι οποίες πρέπει να περιλαμβάνουν όλα τα στοιχεία παροχών και συγκεντρώσεων για τα λύματα που αντλούνται, αναπαριστούν την εξαγωγή λυμάτων από το δίκτυο με τη μορφή εκροής. Ανάλογα με τον αριθμό των μονάδων, τη χρονική στιγμή κατά την οποία ξεκινά η άντληση των λυμάτων από το δίκτυο και τη διάρκειά της, οι χρονοσειρές πρέπει να τροποποιούνται κατάλληλα. Εφόσον υπάρχουν περισσότερα από ένα σημεία στο δίκτυο όπου τοποθετούνται μονάδες SM, δημιουργούνται ξεχωριστές χρονοσειρές που αντιστοιχούν σε κάθε σημείο εφαρμογής.

Η επιστροφή παραπροϊόντων από την επεξεργασία των λυμάτων στο δίκτυο είναι δυνατή, εφόσον τηρούνται οι απαραίτητες προϋποθέσεις για την ορθή μεταφορά τους. Καθώς η λάσπη που παράγεται από την επεξεργασία έχει υψηλά φορτία στερεών, η επιστροφή της στο δίκτυο μπορεί να προκαλέσει σημαντικές διαταραχές σε διεργασίες του δικτύου και αύξηση στην παραγωγή υδρόθειου, με δυσμενείς συνέπειες για το σύστημα. Η ύπαρξη προδιαγραφών που να ορίζουν συγκεκριμένα ποιοτικά όρια για τη λάσπη, όπως επίσης η τήρησή τους, ακόμα και όταν δεν υπάρχει σημαντική επιβάρυνση στο δίκτυο από την άντληση των λυμάτων, είναι αναγκαίες. Τα όρια που τίθενται πρέπει να λαμβάνουν υπόψη, εκτός άλλων, τα χαρακτηριστικά του αγωγού που μεταφέρει τη λάσπη πίσω στο δίκτυο.

Όταν τα κατάλοιπα της επεξεργασίας δεν επιστρέφονται στο δίκτυο, η απομάκρυνσή τους γίνεται συνήθως σε ειδικά κοντέινερ και δεν χρειάζεται κάποιος ιδιαίτερος χειρισμός όσον αφορά το μοντέλο SWMM. Ωστόσο, στην περίπτωση που πραγματοποιείται επιστροφή τους στο δίκτυο, η διαδικασία είναι απαραίτητο να ληφθεί υπόψη κατά την προσομοίωση. Υπάρχουν και εδώ αντίστοιχες προσεγγίσεις για το πώς μπορεί να αναπαρασταθεί η διαδικασία στο μοντέλο. Μία προσέγγιση περιλαμβάνει την παραδοχή κατά την οποία η μονάδα SM αποτελεί έναν κόμβο, από τον οποίο ξεκινά ένας αγωγός που μεταφέρει παραπροϊόντα της επεξεργασίας και καταλήγει σε κατάντη κόμβο του δικτύου. Άλλη προσέγγιση είναι η χρήση χρονοσειρών με τιμές παροχής και φορτίου BOD₅ που τίθενται σαν πρόσθετες εισροές στον κόμβο του δικτύου όπου γίνεται η επιστροφή. Σε περίπτωση που η λάσπη μεταφέρεται με άλλον τρόπο

στο δίκτυο, γίνονται ανάλογες προσαρμογές στο μοντέλο προσομοίωσης.



Σχήμα 5.8 Τρόποι αναπαράστασης της εφαρμογής sewer mining σε μοντέλο προσομοίωσης ενός δικτύου λυμάτων. Στο πρώτο τμήμα του σχήματος απεικονίζεται μόνο η άντληση λυμάτων από έναν κόμβο του δικτύου, με τη χρήση χρονοσειρών με αρνητικές τιμές. Στο δεύτερο σχήμα γίνεται άντληση λυμάτων και παριστάνεται η μεταφορά τους μέσω ενός αγωγού σε έναν κόμβο που αποτελεί τη μονάδα sewer mining. Στο τελευταίο τμήμα φαίνεται ό,τι και στο δεύτερο, συν της επιστροφής παραπροϊόντων της επεξεργασίας, μέσω ενός αγωγού, σε έναν κατάντη κόμβο του δικτύου.

5.5 Χρονικός προγραμματισμός άντλησης κατά την εφαρμογή sewer mining

Η εξαγωγή των λυμάτων από το δίκτυο και η μεταφορά τους στη μονάδα SM γίνεται με άντληση, με αντλίες που καθορίζονται σύμφωνα με τους περιορισμούς που τίθενται από τη δυναμικότητα της μονάδας SM, τις παροχές του δικτύου και τα κόστη. Ο τρόπος με τον οποίο πραγματοποιείται η άντληση των λυμάτων μέσα στην ημέρα επηρεάζει την παράγωγή υδρόθειου στους αγωγούς του δικτύου κατάντη του σημείου εφαρμογής sewer mining. Η εύρεση ενός βέλτιστου προγράμματος άντλησης μέσα στην ημέρα, με κριτήριο τη μείωση παραγωγής υδρόθειου στους κατάντη αγωγούς από το σημείο εφαρμογής της τεχνολογίας, μπορεί να συμβάλλει στον περιορισμό των προβλημάτων από το υδρόθειο στο δίκτυο. Συγκεκριμένα, μπορεί να ελέγχεται μέσω υπολογιστή η αυξομείωση της άντλησης, με χρήση ειδικού προγράμματος, ρόλος του οποίου είναι να στέλνει σήμα στο σύστημα (στις αντλίες) έτσι ώστε να μεταβάλλεται κατάλληλα η παροχή άντλησης. Εκτός από το κριτήριο μείωσης του παραγόμενου υδρόθειου, μπορούν να χρησιμοποιηθούν και άλλα κριτήρια, όπως λόγω χάρη η πραγματοποίηση άντλησης με τη μέγιστη δυνατή απόδοση.

Μπορούν να θεωρηθούν δύο βασικά σενάρια, για λόγους σύγκρισης, με το πρώτο να αποτελεί

το σενάριο στο οποίο δεν πραγματοποιείται καθόλου άντληση (δεν εφαρμόζεται η τεχνολογία sewer mining στο δίκτυο), και το δεύτερο να αφορά άντληση με σταθερό ρυθμό. Υπάρχουν διάφορες προσεγγίσεις σχετικά με την εύρεση ενός βέλτιστου προγράμματος άντλησης, ορισμένες από τις οποίες παρουσιάζονται ακολούθως. Σε κάθε περίπτωση, ελέγχεται η βελτίωση των αποτελεσμάτων σε ό,τι αφορά την παραγωγή του υδρόθειου, σε σχέση με τα δύο βασικά σενάρια.

5.5.1 Θεώρηση της παροχής άντλησης ως συνάρτησης της εισερχόμενης παροχής λυμάτων στον κόμβο εφαρμογής sewer mining

Μία προσέγγιση προς την κατεύθυνση της εύρεσης ενός βέλτιστου προγράμματος άντλησης, είναι η θεώρηση της παροχής άντλησης ως συνάρτησης της παροχής λυμάτων που εισέρχεται στον κόμβο εφαρμογής της τεχνολογίας sewer mining από τους ανάντη αγωγούς. Η συνάρτηση αυτή μπορεί να εκφράζεται με τους ακόλουθους τρόπους:

$$Q_{\text{pump}}^t = a Q_{\text{node}}^t \quad (5.32)$$

$$Q_{\text{pump}}^t = a Q_{\text{node}}^t + b \quad (5.33)$$

όπου:

- Q_{pump}^t [$\text{L}^3 \text{T}^{-1}$]: παροχή άντλησης στον χρόνο t
- Q_{node}^t [$\text{L}^3 \text{T}^{-1}$]: εισερχόμενη παροχή στον κόμβο εφαρμογής sewer mining, στον χρόνο t
- t [T]: χρόνος
- a : αδιάστατος συντελεστής που εκφράζει την αναλογία μεταξύ της παροχής άντλησης και της εισερχόμενης παροχής στον κόμβο, στον χρόνο t
- b : αδιάστατος συντελεστής που εκφράζει τη χρονική μετατόπιση της παροχής άντλησης σε σχέση με την εισερχόμενη παροχή στον κόμβο, στον χρόνο t

Ο χρόνος t ορίζεται ανάλογα με το βήμα της προσομοίωσης. Η σχέση (5.33) μπορεί να χρησιμοποιηθεί για μεγαλύτερη ακρίβεια, αντί για τη σχέση (5.32), εφόσον ληφθεί υπόψη μία καθυστέρηση από τη χρονική στιγμή που τα λύματα φτάνουν στον κόμβο, μέχρι την άντλησή τους (π.χ. αν ληφθεί υπόψη η χρονική διάρκεια διέλευσης των λυμάτων μέσα από τον αγωγό ή αν μεσολαβεί αποθήκευση).

Η σχέση (5.32) υποδηλώνει στην ουσία ότι η παροχή άντλησης είναι ανάλογη με την παροχή των λυμάτων που εισέρχεται στον κόμβο άντλησης από τους ανάντη κόμβους. Η θεώρηση αυτή

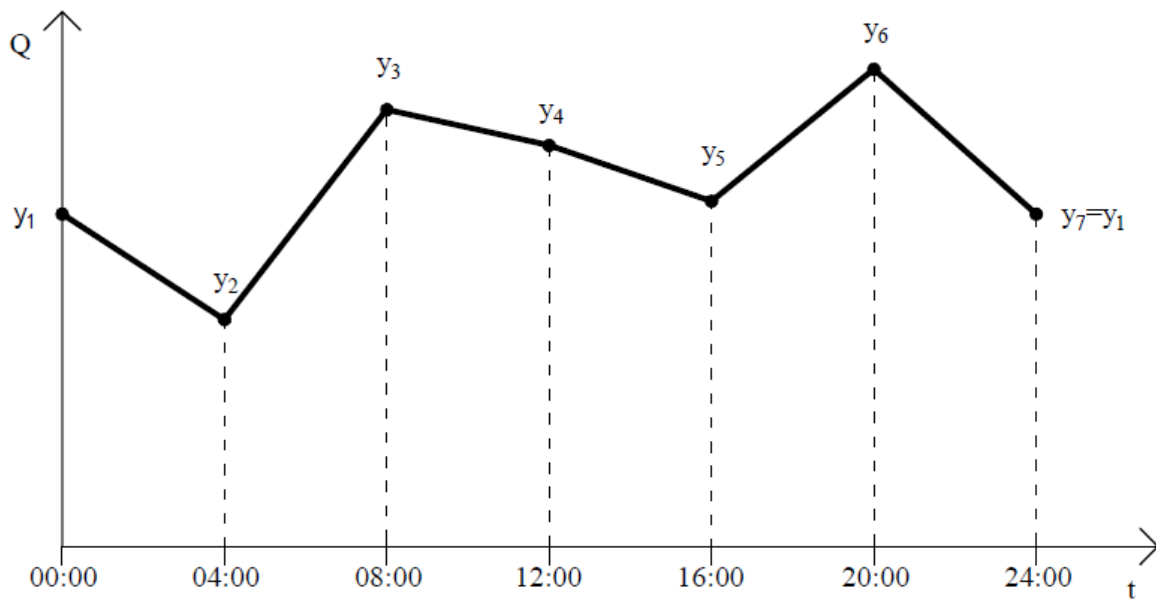
μπορεί να εφαρμοστεί στις περιπτώσεις που η παροχή και το BOD₅ έχουν όμοια ωριαία διακύμανση μέσα στην ημέρα, διαφορετικά, δεν αποτελεί εγγυημένα καλύτερη προσέγγιση σε σχέση με τα δύο βασικά σενάρια, όσον αφορά τη μείωση του παραγόμενου υδρόθειου.

5.5.2 Βελτιστοποίηση με τη μέθοδο γενετικών αλγόριθμων

Για έναν δεδομένο όγκο λυμάτων που αντλείται από τη μονάδα sewer mining κατά τη διάρκεια ενός εικοσιτετράωρου, μπορεί να εφαρμοστεί βελτιστοποίηση με τη μέθοδο γενετικών αλγόριθμων, με στόχο την εύρεση ενός βέλτιστου προγράμματος άντλησης. Ως κριτήριο μπορεί να τεθεί η ελαχιστοποίηση του παραγόμενου υδρόθειου στους αγωγούς κατάντη του σημείου όπου εφαρμόζεται SM (ενδεχομένως και άλλα κριτήρια), ενώ ως μεταβλητές τίθενται οι παροχές άντλησης στις ώρες της ημέρας. Μέσω της βελτιστοποίησης προκύπτουν ως αποτέλεσμα οι τιμές των παροχών άντλησης στις ώρες της ημέρας οι οποίες τηρούν συγκεκριμένους περιορισμούς και ελαχιστοποιούν το παραγόμενο υδρόθριο.

Αρχικά, πρέπει να οριστούν οι μεταβλητές του προβλήματος. Ως μεταβλητές μπορούν να τεθούν οι τιμές των παροχών άντλησης από τη μονάδα SM για τις 24 ώρες της ημέρας (ή οι παροχές άντλησης για τις ώρες που λειτουργεί η αντλία π.χ. σε οχτάωρη ή δωδεκάωρη βάση), εν τούτοις, όσο περισσότερες είναι οι μεταβλητές, τόσο πιο πολύπλοκο και χρονοβόρο γίνεται το πρόβλημα. Για αυτό το λόγο, είναι δυνατή η χρήση ορισμένων παραδοχών, με στόχο τη μείωση του υπολογιστικού φόρτου. Μία τέτοια παραδοχή είναι ο χωρισμός της ημέρας σε διαστήματα (π.χ. τετράωρα, εξάωρα) και η θεώρηση ότι οι μεταβλητές είναι τόσες όσες τα διαστήματα, δηλαδή οι παροχές άντλησης στην αρχή και στο τέλος κάθε διαστήματος. Για τις ενδιαμέσες τιμές μεταξύ αυτών των διαστημάτων υποτίθεται γραμμική παρεμβολή (ή άλλου είδους συσχέτιση), όπως φαίνεται στο Σχήμα 5.9.

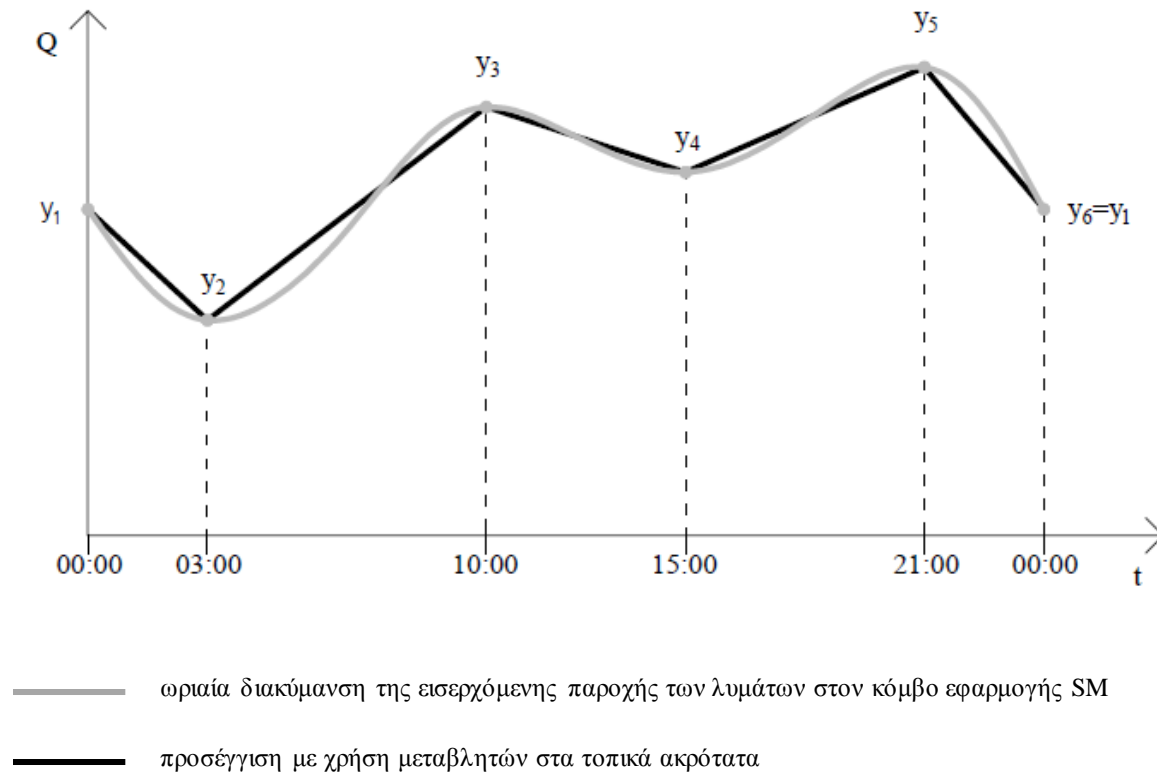
Στο Σχήμα 5.9 απεικονίζεται ένα παράδειγμα ωριαίας χρονικής διακύμανσης της παροχής άντλησης, στο οποίο η ημέρα έχει χωριστεί σε τετράωρα διαστήματα και οι παροχές άντλησης στην αρχή και στο τέλος των διαστημάτων αυτών αποτελούν τις μεταβλητές του προβλήματος βελτιστοποίησης (y_1, y_2, \dots, y_7). Εφόσον ισχύει ότι $y_1 = y_7$, οι μεταβλητές μειώνονται σε έξι. Επιπλέον, έχει γίνει η παραδοχή ότι οι ενδιαμέσες τιμές παροχών μπορούν να βρεθούν με γραμμική παρεμβολή. Το εμβαδόν του σχήματος ισούται με τον όγκο των λυμάτων που αντλείται κατά τη διάρκεια του εικοσιτετράωρου.



Σχήμα 5.9 Παράδειγμα ωριαίας χρονικής διακύμανσης της παροχής άντλησης μέσα στην ημέρα με τετράωρο βήμα και θεώρηση γραμμικής παρεμβολής για τις ενδιάμεσες ώρες.

Κατόπιν, πρέπει να καθοριστούν οι περιορισμοί του προβλήματος βελτιστοποίησης, έτσι ώστε να οριστεί ο χώρος στον οποίο βρίσκονται οι αποδεκτές λύσεις. Παραδείγματα τέτοιων περιορισμών είναι η ελάχιστη και η μέγιστη παροχή (λαμβάνοντας υπόψη και τη δυναμικότητα της αντλίας), ή το άθροισμα που πρέπει να έχουν οι ωριαίες παροχές άντλησης ώστε να αντλείται τελικά μέσα στην ημέρα ο καθορισμένος όγκος λυμάτων.

Προκειμένου να μειωθούν οι απαιτούμενες επαναλήψεις του γενετικού αλγόριθμου, εκτός από τις μεταβλητές και τους περιορισμούς, μπορεί να τεθεί ένας αρχικός πληθυσμός που να περιλαμβάνει αρχικές τιμές των μεταβλητών για ευκολότερη προσέγγιση της βέλτιστης λύσης. Ένα παράδειγμα τέτοιου συνδυασμού τιμών είναι οι τιμές παροχών άντλησης για σταθερό ρυθμό άντλησης. Άλλο παράδειγμα είναι οι παροχές άντλησης που είναι ανάλογες με τις αντίστοιχες χρονικά παροχές που εισέρχονται στον κόμβο εφαρμογής SM από τους ανάντη κόμβους. Επιπρόσθετα, εφόσον οι εισερχόμενες παροχές στον κόμβο άντλησης ακολουθούν μία συγκεκριμένη διακύμανση μέσα στην ημέρα, μπορούν να μελετηθούν τα ακρότατα αυτής της διακύμανσης και οι ώρες στις οποίες εμφανίζονται και να τεθούν ως μεταβλητές του προβλήματος οι παροχές άντλησης σε αυτές τις ώρες. Στις ενδιάμεσες ώρες, μπορεί να γίνει η παραδοχή γραμμικής παρεμβολής. Στο Σχήμα 5.10 φαίνεται ένα σχετικό παράδειγμα, όπου με γκρι χρώμα συμβολίζεται η ωριαία διακύμανση της εισερχόμενης παροχής λυμάτων στον κόμβο εφαρμογής SM και με μαύρο η προσέγγισή της μέσω της διαδικασίας που αναφέρθηκε.



Σχήμα 5.10 Προσέγγιση της ωριαίας χρονικής διακύμανσης της παροχής λυμάτων μέσα στην ημέρα με χρήση μεταβλητών στα τοπικά ακρότατα και θεώρηση γραμμικής παρεμβολής για τις ενδιάμεσες ώρες.

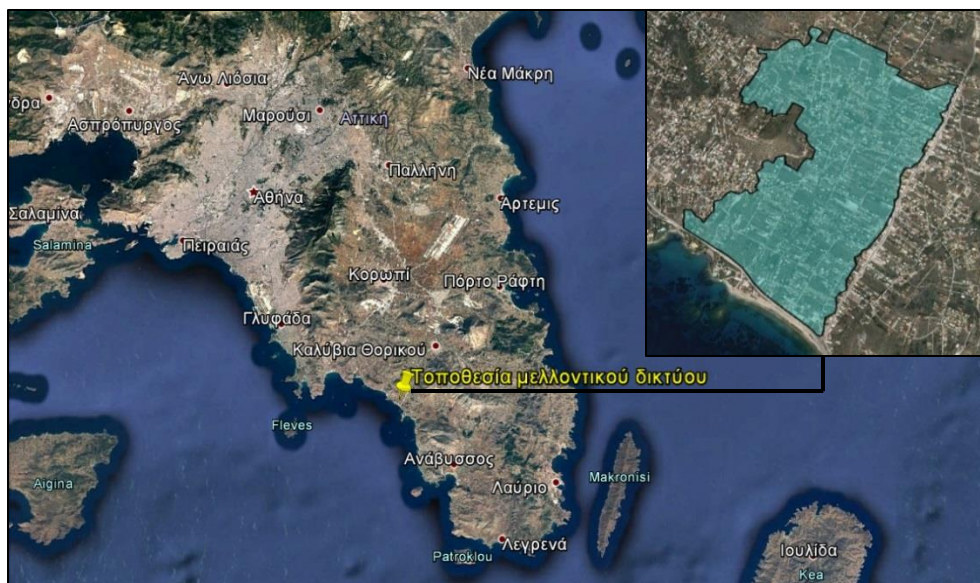
Η επίλυση με τη μέθοδο γενετικών αλγόριθμων δίνει αποτελέσματα μόνο για έναν συγκεκριμένο ημερήσιο όγκο λυμάτων που αντλείται από τη μονάδα SM. Ωστόσο, είναι δυνατή η εξαγωγή χρήσιμων συμπερασμάτων και σε γενικότερο πλαίσιο που μπορούν να αξιοποιηθούν ως κατευθυντήριες γραμμές προκειμένου να επιτευχθεί, σε σχέση με τα επιλεχθέντα σε κάθε περίπτωση κριτήρια, ένας ικανοποιητικός κανόνας χρονικού προγραμματισμού της άντλησης κατά την εφαρμογή sewer mining ο οποίος να καλύπτει ένα ευρύ φάσμα φορτίσεων στο δίκτυο.

6. Εφαρμογή μεθοδολογίας και αποτελέσματα

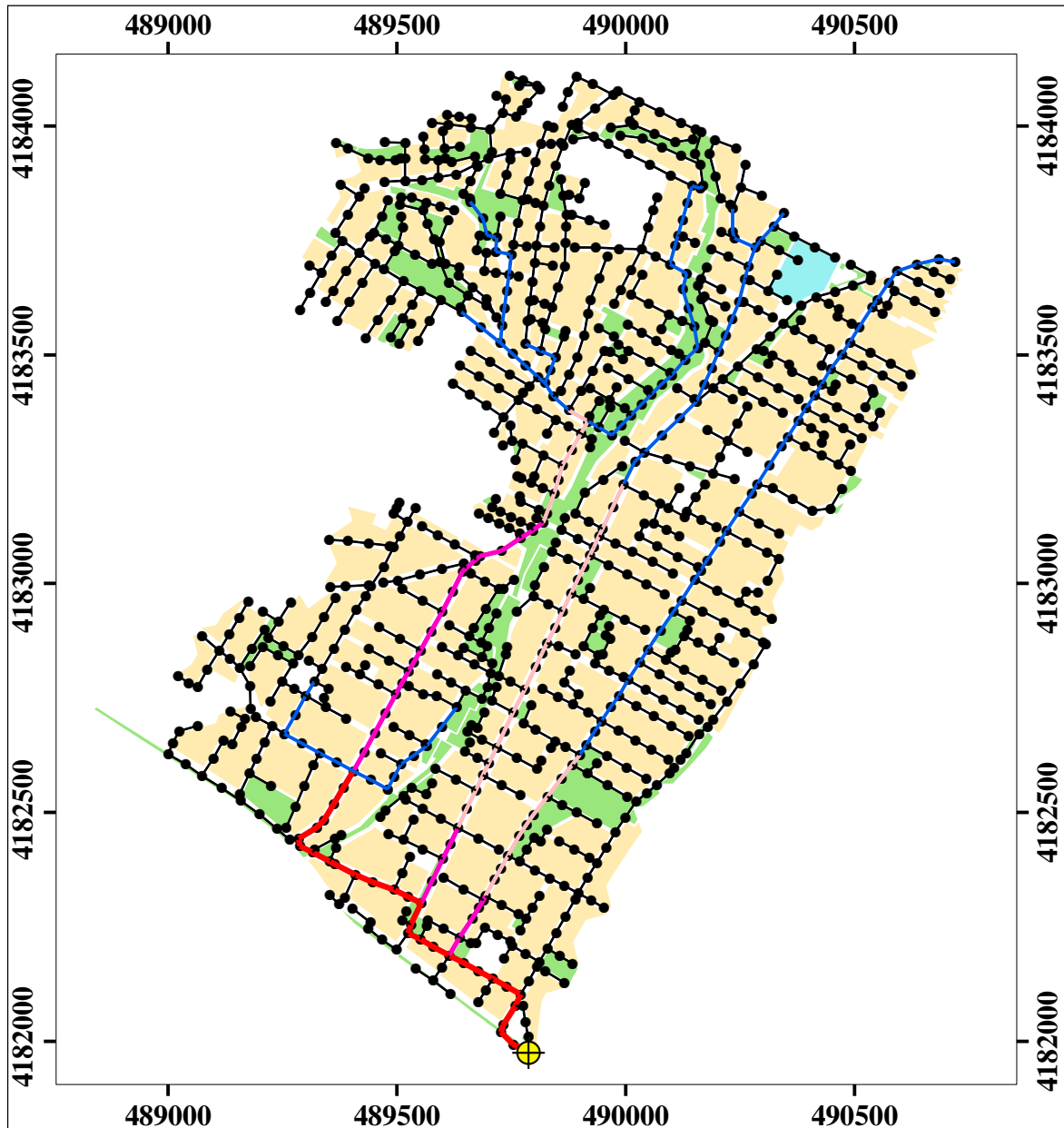
6.1 Περιοχή μελέτης

Η εφαρμογή της μεθοδολογίας, όπως περιγράφηκε στο Κεφάλαιο 5, έγινε σε τμήμα ενός δικτύου λυμάτων που έχει σχεδιαστεί για μελλοντική κατασκευή στην περιοχή Καλύβια Θορικού της Αττικής. Ο σχεδιασμός αυτού του δικτύου έγινε στο πλαίσιο ενός ευρύτερου σχεδίου ανάπτυξης στον Δήμο Σαρωνικού, με στόχο την επέκταση του υπάρχοντος δικτύου στην παράκτια ζώνη.

Το τμήμα του δικτύου που εξετάζεται έχει συνολικά 1030 αγωγούς, με διαμέτρους που κυμαίνονται από 0.2 - 0.5 m και κλίσεις μεταξύ 2 - 150‰ (μέση κλίση: 35‰), και το συνολικό μήκος του είναι περίπου ίσο με 38 χιλιόμετρα. Περιλαμβάνει 1031 κόμβους, εκ των οποίων ένας θεωρείται ο κόμβος εξόδου, όπου μπορεί να υπάρχει μονάδα επεξεργασίας λυμάτων ή να πραγματοποιείται σύνδεση με γειτονικό δίκτυο. Στην παρούσα μελέτη, η οποία έγινε σύμφωνα με τα όσα ορίζουν οι οδηγίες του Προεδρικού Διατάγματος Π.Δ. 696/74 και της Οδηγίας ΕΥΔΑΠ 121278 /1985, όλοι οι αγωγοί του δικτύου είναι κυκλικής διατομής και βαρυντικοί. Για τις μικρότερες ονομαστικές διαμέτρους (0.2 και 0.25 m) έχουν επιλεγεί σωλήνες συμπαγούς τοιχώματος PVC και για τις μεγαλύτερες διαμέτρους (0.315, 0.4 και 0.5 m) σωλήνες δομημένου τοιχώματος PP.



Σχήμα 6.1 Η τοποθεσία του δικτύου μελέτης στα Καλύβια Θορικού Αττικής (λήψη από Google Earth).



**ΔΙΚΤΥΟ ΑΠΟΧΕΤΕΥΣΗΣ ΑΚΑΘΑΡΤΩΝ
ΠΕΡΙΟΧΗ: ΚΑΛΥΒΙΑ ΑΤΤΙΚΗΣ**

ΠΡΟΒΟΛΗ ΣΕ ΕΓΣΑ '87

Κλίμακα 1:15 000



ΥΠΟΜΝΗΜΑ

- | | |
|--------------------|----------------|
| ● Φρεάτιο | Αγωγοί δικτύου |
| ⊕ Φρεάτιο εξόδου | — D=0.2 m |
| Χρήσεις Γης | — D=0.25 m |
| — Αθλητισμός | — D=0.315 m |
| — Χώρος πρασίνου | — D=0.4 m |
| — Κατοικία | — D=0.5 m |

Σχήμα 6.2 Το τμήμα του δικτύου που εξετάζεται (προβολή σε ΕΓΣΑ '87).

Το συγκεκριμένο τμήμα του μελλοντικού δικτύου προβλέπεται ότι θα εξυπηρετεί μία περιοχή έκτασης περίπου 118 εκταρίων, εκ των οποίων τα 98 αποτελούν κατοικημένη περιοχή, τα 19 αντιστοιχούν σε περιοχές πρασίνου και 1 εκτάριο αντιστοιχεί σε αθλητικές εγκαταστάσεις. Ο εξυπηρετούμενος πληθυσμός ανέρχεται περίπου σε 10-15 χιλιάδες άτομα.

6.2 Βέλτιστη χωροθέτηση μονάδων sewer mining στο δίκτυο λυμάτων

6.2.1 Περιγραφή της διαδικασίας

Στόχος της παρούσας εργασίας είναι η εύρεση κατάλληλων θέσεων (κόμβων) στο δίκτυο λυμάτων υπό εξέταση, για τη χωροθέτηση μονάδων sewer mining. Ένας σημαντικός παράγοντας που πρέπει να λαμβάνεται υπόψη κατά την επιλογή είναι η παραγωγή του υδρόθειου εντός των αγωγών, αφού το υδρόθειο είναι υπεύθυνο για την πρόκληση προβλημάτων στο δίκτυο. Κατά συνέπεια, εξετάζονται διάφορα σενάρια φορτίσεων στο δίκτυο, προκειμένου να εξεταστούν οι αντίστοιχες συνθήκες παραγωγής υδρόθειου. Η κατάρτιση των σεναρίων αυτών προϋποθέτει τη γνώση βασικών χαρακτηριστικών των αγωγών του δικτύου (διάμετρος, τραχύτητα, κλίση κ.ά.) και της ροής (παροχή, φορτίο BOD₅, συντελεστές χρονικών διακυμάνσεων), καθώς επίσης την επιλογή κατάλληλης μεθόδου διάδευσης στο μοντέλο προσομοίωσης που χρησιμοποιείται. Οι απαιτούμενες προσομοιώσεις υλοποιούνται στο μοντέλο EPA SWMM 5.1. Ο χρόνος σχεδιασμού ορίζεται από την αντίστοιχη μελέτη για το μελλοντικό δίκτυο στα Καλύβια Θορικού σε $T = 40$ έτη. Στην παρούσα εργασία, λαμβάνοντας υπόψη πληθυσμιακά στοιχεία από τις απογραφές του 2001 και 2011, στοιχεία κατανάλωσης νερού και καταγραφές υδρόμετρων, το υπάρχον και το προτεινόμενο σχέδιο πόλης και ο βαθμός εφαρμογής του, σε συνδυασμό με πληροφορίες από διάφορους φορείς (τοπικούς φορείς Αυτοδιοίκησης, Πολεοδομία κ.ά.), υπολογίζεται η εξέλιξη του πληθυσμού για τον ορίζοντα των 40 ετών μέσω της σχέσης:

$$N_t = N_0(1 + r)^t \quad (6.1)$$

όπου:

- t (year): χρόνος, με $t = 0, \dots, T$
- N_t (cap): πληθυσμός στον χρόνο t
- N_0 (cap): τρέχων πληθυσμός
- r : ρυθμός αύξησης (στην προκειμένη περίπτωση, ο ρυθμός αύξησης ορίζεται ως 1.5%)

Εφόσον χρησιμοποιείται το μοντέλο SWMM, το οποίο στηρίζεται σε εισόδους-εξόδους στους κόμβους ενός δικτύου, όλοι οι υπολογισμοί ανάγονται από τους αγωγούς στους κόμβους. Έπειτα από τον ορισμό του χρόνου σχεδιασμού και τον υπολογισμό του πληθυσμού για αυτόν τον χρόνο σε κάθε κόμβου του δικτύου, επόμενο βήμα είναι ο υπολογισμός των παροχών και των φορτίσεων που αποτελούν εισόδους στους κόμβους.

Η παροχή σχεδιασμού (Q_D), που μπαίνει ως είσοδος σε κάθε κόμβο του δικτύου, ισούται με το άθροισμα της παροχής των λυμάτων (Q_S) και της παροχής ξηρής περιόδου (Dry Weather Flow - Q_{DWF}). Ο υπολογισμός της παροχής των λυμάτων γίνεται μέσω της σχέσης (Κουτσογιάννης, 2011):

$$Q_S = \frac{qE}{86\,400} \lambda_L \lambda_S \lambda_1 \lambda_2 \quad (6.2)$$

όπου:

- Q_S ($l\ s^{-1}$): παροχή των λυμάτων
- q ($l\ d^{-1}\ cap^{-1}$): ειδική κατανάλωση νερού ύδρευσης
- E (cap): εξυπηρετούμενος πληθυσμός
- λ_L (-): συντελεστής απωλειών δικτύων ύδρευσης
- λ_S (-): συντελεστής που αφορά το ποσοστό ύδατος που απορρέει στο δίκτυο αποχέτευσης
- λ_1 (-): συντελεστής εποχιακής κατανάλωσης
- λ_2 (-): συντελεστής αιχμής

Η παροχή ξηρής περιόδου υπολογίζεται ως εξής:

$$Q_{DWF} = \lambda_{DWF} Q_S \quad (6.3)$$

όπου:

- Q_{DWF} ($l\ s^{-1}$): παροχή ξηρής περιόδου
- λ_{DWF} (-): συντελεστής παροχής ξηρής περιόδου (συνήθως ίσος με 0.2)

Σύμφωνα με τη μελέτη που έχει διεξαχθεί για το δίκτυο, ορισμένοι από τους συντελεστές της σχέσης (6.2) παίρνουν τις τιμές που αναφέρει ο Πίνακας 6.1, για $T = 0$ και $T = 40$ έτη. Σε ενδιάμεσα έτη, οι συντελεστές λ_L και λ_S μπορούν να υπολογιστούν με γραμμική παρεμβολή. Καθώς οι επαναλήψεις που υλοποιούνται στην παρούσα εργασία αναφέρονται στον χρόνο σχεδιασμού, χρησιμοποιούνται οι τιμές για $T = 40$ έτη. Οι συντελεστές λ_1 και λ_2 αποτελούν παραμέτρους εισόδου που εμφανίζουν αβεβαιότητα, οπότε ανατίθενται σε αυτές τυχαίες τιμές

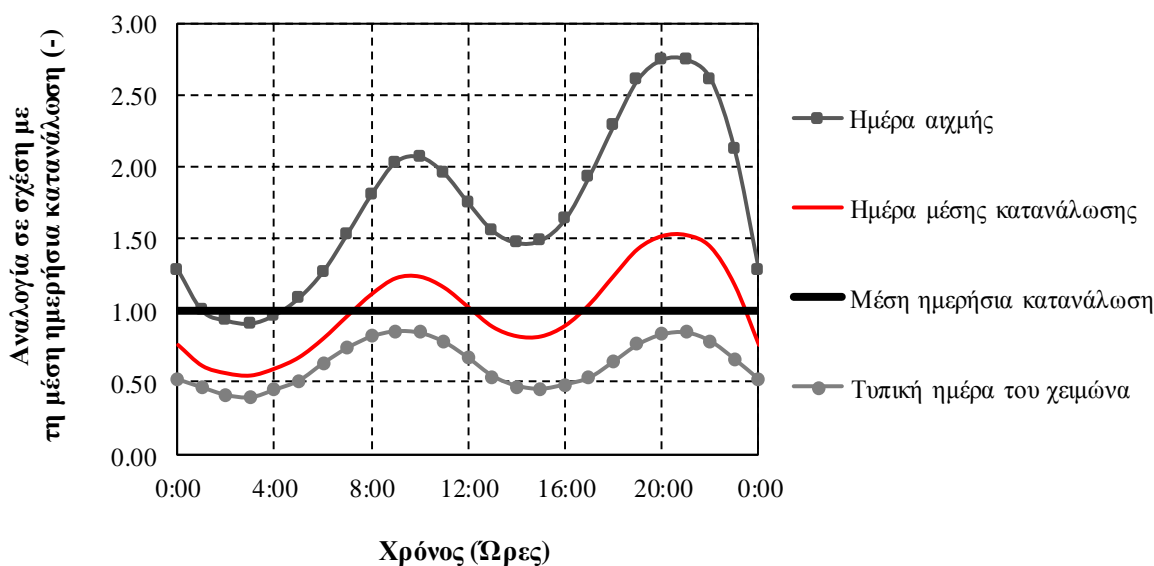
από μία πιθανοτική κατανομή (μέθοδος Monte-Carlo). Εφόσον θεωρείται ότι δεν υπάρχει εξάρτηση μεταξύ των συντελεστών λ_1 και λ_2 , τίθενται στο γινόμενο $\lambda_1 \cdot \lambda_2$ της σχέσης (6.2) τυχαίες τιμές από την ομοιόμορφη κατανομή, εντός του διαστήματος τιμών [0.5, 2].

Πίνακας 6.1 Τιμές ειδικής κατανάλωσης νερού και συντελεστών λ_L και λ_S για το τρέχον έτος και για τον χρόνο σχεδιασμού.

	$T = 0$ έτη	$T = 40$ έτη
q (l/cap/d)	250	300
λ_L (-)	0.725	0.850
λ_S (-)	0.625	0.650

Όσον αφορά το φορτίο BOD₅ των λυμάτων, εξετάζονται έξι σενάρια διαφορετικών φορτίσεων: 40, 45, 50, 55, 60 και 65 g/cap/d. Ανάλογα με τη φόρτιση και τον πληθυσμό που αντιστοιχεί σε κάθε κόμβο, υπολογίζεται η συγκέντρωση BOD₅ (σε mg/s) που αποτελεί είσοδο σε κάθε κόμβο του δικτύου.

Η παροχή και το φορτίο BOD₅ των λυμάτων που εισέρχονται στο δίκτυο, εμφανίζουν μία ωριαία διακύμανση, η οποία λαμβάνεται επίσης υπόψη. Χρησιμοποιείται το πρότυπο ωριαίας διακύμανσης (για μία ημέρα μέσης κατανάλωσης στο έτος) κατά Metcalf & Eddy, το οποίο έχει τροποποιηθεί κατάλληλα για να προσαρμοστεί στις τοπικές συνθήκες (βλ. Σχήμα 6.3).



Σχήμα 6.3 Ωριαία διακύμανση της παροχής και του φορτίου BOD₅ στα λύματα (τροποποιημένο από Metcalf & Eddy Inc. et al., 1991).

Αφού υπολογιστούν τα παραπάνω μεγέθη για κάθε κόμβο του δικτύου, ετοιμάζονται τα αρχεία εισόδου για το μοντέλο SWMM, που περιλαμβάνουν τιμές για τις παραμέτρους του προβλήματος. Σε αυτό το σημείο, επιλέγεται η μέθοδος διόδευσης που χρησιμοποιείται στο πρόβλημα. Στην παρούσα εργασία, επιλέγεται ως μέθοδος διόδευσης αυτή του κινηματικού κύματος, καθώς, σε αυτό το στάδιο μελέτης, γίνεται η παραδοχή ότι δεν εμφανίζονται κρίσιμες συνθήκες διάβρωσης των αγωγών του δικτύου που να επηρεάζουν τη ροή, για τον χρονικό ορίζοντα σχεδιασμού. Επιπλέον, στο δίκτυο δεν πραγματοποιείται αναστροφή ροής αφού η κατεύθυνση της ροής είναι από τους ανάντη προς τους κατόντη αγωγούς, με βαρύτητα, και δεν υπάρχουν βρόχοι. Επομένως, η μέθοδος του κινηματικού κύματος μπορεί να θεωρηθεί αξιόπιστη. Η κάθε ανάλυση αφορά ένα εικοσιτετράωρο, ενώ το χρονικό βήμα διόδευσης ορίζεται ως 30 δευτερόλεπτα.

Επιπρόσθετα στοιχεία που αποτελούν είσοδο για το μοντέλο SWMM είναι η γεωμετρία των αγωγών (υψόμετρα πυθμένα και στέψης, κλίση, χαρακτηριστικά διατομής και διάμετρος), η τραχύτητά τους και στοιχεία σύνδεσης των κόμβων του δικτύου. Εισάγεται επιπλέον στο μοντέλο η παροχή των λυμάτων, η παροχή ξηρής περιόδου και το φορτίο BOD₅ που αντιστοιχούν σε κάθε κόμβο του δικτύου, όπως επίσης το πρότυπο για την ωριαία διακύμανση της παροχής. Γίνεται η παραδοχή χρήσης του ίδιου προτύπου ωριαίας διακύμανσης τόσο για την παροχή των λυμάτων, όσο και για την παροχή ξηρής περιόδου και το φορτίο BOD₅.

Πραγματοποιούνται $N = 120$ προσομοιώσεις, για τους 120 διαφορετικούς συνδυασμούς που προκύπτουν από τις τυχαίες τιμές του γινομένου $\lambda_1 \cdot \lambda_2$ και τις τιμές φορτίου BOD₅. Για κάθε σενάριο και κάθε χρονικό βήμα της προσομοίωσης, προκύπτουν τιμές για μεγέθη όπως η παροχή, η ταχύτητα, ο λόγος πλήρωσης και η συγκέντρωση BOD₅ των λυμάτων στους αγωγούς του δικτύου. Κατόπιν, με γνωστά αυτά τα μεγέθη, και λαμβάνοντας υπόψη μία μέση θερμοκρασία των λυμάτων ίση με 18 °C, υπολογίζεται ο δείκτης Z για κάθε αγωγό (σχέσεις (5.12) και (5.13)) και πραγματοποιείται ο έλεγχος της σχέσης (5.15), χρησιμοποιώντας εκείνες τις τιμές Z για κάθε αγωγό και σενάριο φόρτισης που είναι μεγαλύτερες ή ίσες από το 75% των τιμών που έχουν υπολογιστεί στα επιμέρους χρονικά βήματα της ανάλυσης. Προκύπτουν έτσι 120 διαφορετικές τιμές Z για τον ίδιο αγωγό, από τα 120 σενάρια φόρτισης. Χρησιμοποιείται ένα ποσοστημόριο $Q[Z_i]_x$, όπου ορίζεται εδώ $x = 75\%$, το οποίο εκφράζει την τιμή του δείκτη Z (όπως υπολογίστηκε σε εικοσιτετράωρη βάση) για κάθε αγωγό i που είναι μεγαλύτερη ή ίση από το $x = 75\%$ όλων των άλλων τιμών που προκύπτουν για τα 120 σενάρια. Επιπλέον, χρησιμοποιείται η σχέση (5.19), που αφορά αγωγούς με ροή με ελεύθερη επιφάνεια, για τον υπολογισμό της συγκέντρωσης σουλφιδίων σε κάθε αγωγό, θεωρώντας αρχική συγκέντρωση

σουλφιδίων ίση με 0.2 mg/l. Για τις παραμέτρους της σχέσης που μεταβάλλονται ανά σενάριο φόρτισης χρησιμοποιούνται επίσης τα αντίστοιχα ποσοστημόρια για $x = 75\%$, όπως προκύπτουν από τις 120 προσομοιώσεις. Η συγκέντρωση σουλφιδίων σε κάθε αγωγό, πρέπει να μην υπερβαίνει το 1 mg/l για την αποφυγή σημαντικών προβλημάτων διάβρωσης στους αγωγούς (Κουτσογιάννης, 2011).

Κατόπιν, εντοπίζονται οι διαδρομές από κάθε κόμβο του δικτύου έως τον κόμβο εξόδου, οι οποίες είναι μοναδικές για κάθε κόμβο λόγω της συλλογικής φύσης του δικτύου λυμάτων. Εφαρμόζεται για κάθε διαδρομή η σχέση (5.31), αφού πρώτα οριστούν οι συντελεστές a_i . Κατά αυτόν τον τρόπο, προκύπτουν 120 διαφορετικά αποτελέσματα που αφορούν τον δείκτη MZ_c για κάθε διαδρομή, ένα για κάθε σενάριο. Χρησιμοποιείται ένα ποσοστημόριο $Q[MZ_c]_x$, όπου ορίζεται $x = 75\%$, το οποίο εκφράζει την τιμή εκείνη του δείκτη MZ_c μίας διαδρομής αγωγών που είναι μεγαλύτερη ή ίση από το $x = 75\%$ όλων των άλλων τιμών.

Τα τελικά $Q[MZ_c]_{75}$ που υπολογίζονται για κάθε διαδρομή αγωγών στο δίκτυο, αξιοποιούνται για την εύρεση των βέλτιστων κόμβων εντός κάθε περιοχής πρασίνου στην ευρύτερη περιοχή του δικτύου. Πρόκειται για τους κόμβους από τους οποίους η διαδρομή αγωγών έως τον κόμβο εξόδου του δικτύου εμφανίζει τη μικρότερη πιθανότητα παραγωγής υδρόθειου, σύμφωνα με τον δείκτη Z . Πραγματοποιείται στη συνέχεια πολυκριτηριακή βελτιστοποίηση με δύο κριτήρια: την ελαχιστοποίηση της πιθανότητας παραγωγής υδρόθειου (η οποία ελέγχεται μέσω των δεικτών $Q[MZ_c]_{75}$) και αφετέρου τη μεγιστοποίηση της κάλυψης των υδατικών αναγκών και πιο συγκεκριμένα των αναγκών σε άρδευση. Ως δείκτης των αναγκών κάθε περιοχής πρασίνου σε αρδευτικό νερό τίθεται η έκτασή της (σε m^2), επομένως επιδιώκεται η μεγιστοποίηση της έκτασης κατά τη βελτιστοποίηση. Προκύπτει τελικά ένα μέτωπο Pareto όπου οι μη κυριαρχούμενες λύσεις αντιστοιχούν στους κόμβους του δικτύου που αποτελούν βέλτιστες θέσεις για την εφαρμογή της τεχνολογίας SM (βέλτιστοι κόμβοι).

Πρακτικά, η επαναληπτική διαδικασία που προαναφέρθηκε υλοποιείται στο MATLAB με τη χρήση μίας κύριας συνάρτησης, η οποία περιλαμβάνει μία σειρά από δευτερεύουσες συναρτήσεις για τα επιμέρους βήματα. Το μοντέλο SWMM, που εφαρμόζεται κατά τις προσομοιώσεις, χρειάζεται δεδομένα παροχής και φορτίου BOD_5 ανά κόμβο του δικτύου, όπως επίσης πολλαπλασιαστές για τις ωριαίες μεταβολές της παροχής και του BOD_5 (hourly patterns). Οι τιμές της παροχής και του φορτίου BOD_5 σε κάθε κόμβο πολλαπλασιάζονται ανά ώρα με τους πολλαπλασιαστές των hourly patterns για την εύρεση των τιμών ωριαίων παροχών και φορτίου BOD_5 μέσα στην ημέρα. Για αυτό το λόγο, η πρώτη από τις δευτερεύουσες συναρτήσεις, διαβάζει ένα κατάλληλα διαμορφωμένο αρχείο “inpfile”, το οποίο αποτελεί

αρχείο εισόδου για το SWMM και περιλαμβάνει στοιχεία που αφορούν την προσομοίωση (π.χ. χρόνος και βήμα προσομοίωσης, μέθοδος διόδευσης), τις ονομασίες και τη γεωμετρία των αγωγών και των κόμβων του δικτύου, καθώς επίσης πληροφορίες για τα πρότυπα χρονικής διακύμανσης ή τις χρονοσειρές που χρησιμοποιούνται. Η ίδια συνάρτηση δέχεται ως εισόδους από το χρήστη τους συντελεστές λ_1, λ_2 της παροχής, την τιμή του φορτίου BOD₅ κάθε σεναρίου και το πρότυπο ωριαίας διακύμανσης της παροχής και του BOD₅, και τροποποιεί τα αντίστοιχα πεδία στο αρχείο `inpfile`. Στη συνέχεια, η συνάρτηση καλεί το μοντέλο SWMM για την υλοποίηση της προσομοίωσης. Μία άλλη συνάρτηση χρησιμοποιείται για να διαβάσει τα αποτελέσματα που προκύπτουν από την προσομοίωση (παροχή, ταχύτητα, λόγος πλήρωσης και συγκέντρωση BOD₅ σε κάθε αγωγό του δικτύου) και να υπολογίσει τις τιμές του δείκτη Z , κατά τη σχέση (5.13), ή τη συγκέντρωση των σουλφιδίων, κατά τη σχέση (5.19) σε κάθε αγωγό. Οι συναρτήσεις αυτές περιέχονται μέσα στην κύρια συνάρτηση, η οποία λαμβάνει ως αρχική είσοδο από το χρήστη το σύνολο των τυχαίων τιμών για το γινόμενο $\lambda_1 \cdot \lambda_2$, τις έξι τιμές φόρτισης BOD₅ και πραγματοποιεί τις $N = 120$ επαναλήψεις του μοντέλου.

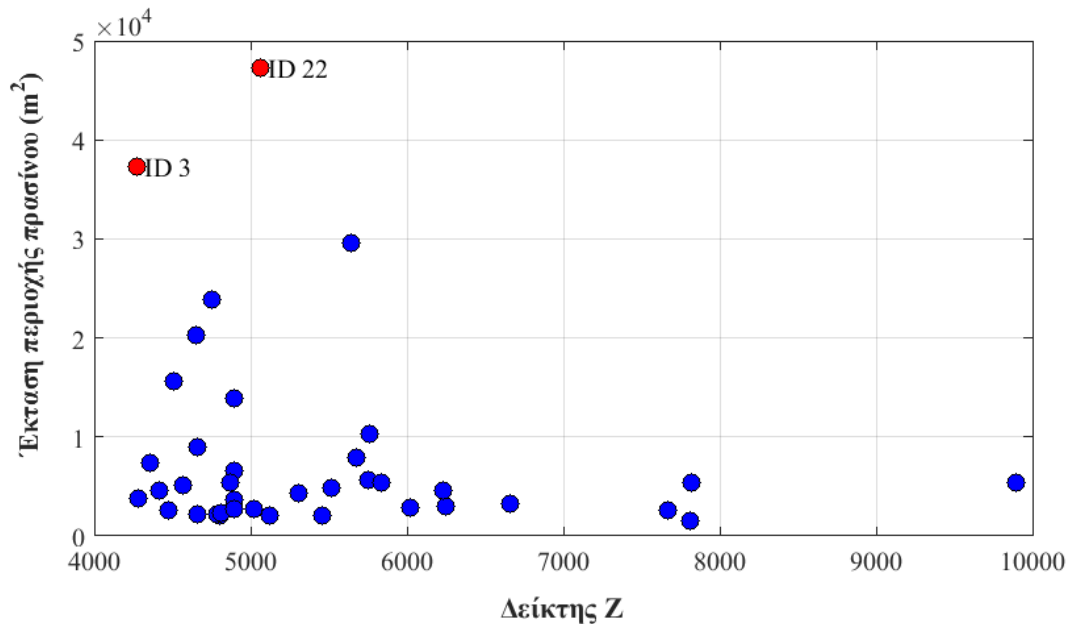
Σε επόμενη φάση, χρησιμοποιείται μία ακόμα συνάρτηση, η οποία δέχεται ως είσοδο τα αποτελέσματα που έχουν προκύψει από το μοντέλο SWMM και τις τιμές του δείκτη Z για κάθε αγωγό, μαζί με δεδομένα για την έκταση των περιοχών πρασίνου στην ευρύτερη περιοχή του δικτύου και το ποσοστό x για τον υπολογισμό των ποσοστημορίων (εδώ $x = 75\%$), και υπολογίζει τις ποσότητες $Q[Z_i]_{75}$ για κάθε αγωγό του δικτύου και $Q[MZ_c]_{75}$ για κάθε διαδρομή αγωγών από κάθε κόμβο του δικτύου έως τον κόμβο εξόδου.

Τελικά, διαμορφώνεται μία συνάρτηση η οποία δέχεται ως είσοδο τις τιμές του δείκτη Z και τα ποσοστημόρια $Q[Z_i]_{75}$ που αντιστοιχούν στους αγωγούς του δικτύου και υπολογίζει την πιθανότητα μη υπέρβασης του ορίου $Z_{\text{επιτρ}} = 7\,500$ σε κάθε αγωγό (σχέση (5.15)). Εφαρμόζεται κατόπιν η βελτιστοποίηση και ως έξοδος δίνεται ένα μέτωπο Pareto, από το οποίο προκύπτουν οι βέλτιστες θέσεις για τη χωροθέτηση μονάδων SM στο δίκτυο, όπως επίσης διαγράμματα που απεικονίζουν τις τιμές $Q[Z_i]_{75}$, την πιθανότητα μη υπέρβασης του ορίου $Z_{\text{επιτρ}} = 7\,500$ και τη συγκέντρωση διαλυμένου υδρόθειου αναφορικά με τους αγωγούς των βέλτιστων διαδρομών κατά τη σχέση (5.19) (βλ. και παρακάτω, Σχήμα 6.7 έως Σχήμα 6.12).

6.2.2 Παρουσίαση και ανάλυση των αποτελεσμάτων

Μετά από εφαρμογή της διαδικασίας που περιγράφεται στην προηγούμενη ενότητα, προκύπτει από τη βελτιστοποίηση ένα μέτωπο Pareto (Σχήμα 6.4). Με κόκκινο χρώμα φαίνονται οι δύο

μη κυριαρχούμενες λύσεις, που αντιστοιχούν στις περιοχές ID 3 και ID 22, όπου εντοπίζονται οι βέλτιστοι κόμβοι για τη χωροθέτηση μονάδων SM. Κάθε μη κυριαρχούμενη λύση στο μέτωπο Pareto είναι τουλάχιστον τόσο καλή όσο οι άλλες λύσεις για όλα τα κριτήρια που έχουν τεθεί στη βελτιστοποίηση και ταυτόχρονα είναι καλύτερη από όλες τις άλλες λύσεις σε ένα τουλάχιστον κριτήριο. Από τη μία πλευρά, η βέλτιστη διαδρομή αγωγών στην περιοχή ID 3 εμφανίζει μικρότερη πιθανότητα παραγωγής υδρόθειου σε σχέση με τη βέλτιστη διαδρομή της περιοχής ID 22, ωστόσο, από την άλλη πλευρά, η περιοχή ID 22 έχει μεγαλύτερη διαθέσιμη έκταση που να επωφελείται από την άρδευση με ανακυκλωμένο νερό σε σύγκριση με την περιοχή ID 3. Παράλληλα, οι δύο λύσεις είναι καλύτερες σε σχέση με όλες τις άλλες ως προς ένα κριτήριο (η περιοχή ID 3 έχει μικρότερη τιμή δείκτη Z ενώ η περιοχή ID 22 έχει μεγαλύτερη έκταση προς άρδευση). Με μπλε χρώμα συμβολίζονται οι περιοχές που έχουν απορριφθεί.

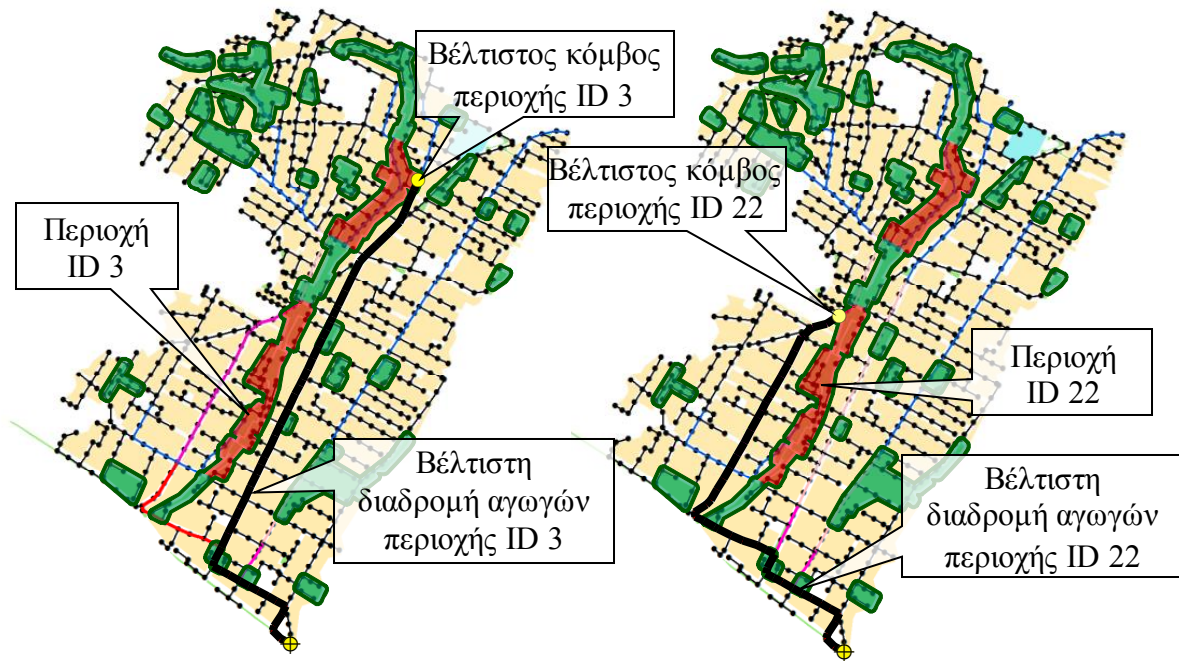


Σχήμα 6.4 Το μέτωπο Pareto που προκύπτει από τη βελτιστοποίηση.

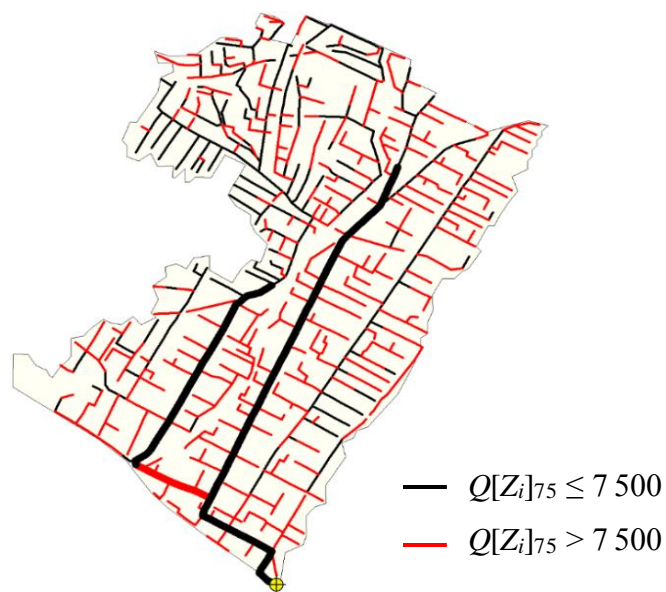
Στο Σχήμα 6.5 φαίνονται με μαύρο χρώμα οι βέλτιστες διαδρομές αγωγών (οι διαδρομές οι οποίες εμφανίζουν τη μικρότερη πιθανότητα παραγωγής υδρόθειου), οι οποίες αντιστοιχούν στις περιοχές ID 3 και ID 22. Με κίτρινο χρώμα τονίζονται οι βέλτιστοι κόμβοι στις περιοχές αυτές και ο κόμβος εξόδου του δικτύου.

Στο Σχήμα 6.6 απεικονίζονται οι αγωγοί του δικτύου, οι οποίοι έχουν συμβολιστεί ανάλογα με το αν υπερβαίνεται η τιμή του ορίου $Z_{\text{επιτρ}} = 7\,500$, βάσει του δείκτη $Q[Z_i]_{75}$. Κάθε αγωγός για τον οποίο ισχύει ότι η τιμή $Q[Z_i]_{75}$ που προκύπτει για τα 120 σενάρια φορτίσεων είναι

μικρότερη ή ίση με 7 500, συμβολίζεται με μαύρο χρώμα ενώ, αντίθετα, εάν η τιμή $Q[Z_i]_{75}$ είναι μεγαλύτερη από 7 500, τότε ο αγωγός συμβολίζεται με κόκκινο χρώμα.



Σχήμα 6.5 Βέλτιστες διαδρομές αγωγών για τις περιοχές ID 3 και ID 22.



Σχήμα 6.6 Υπερβάσεις του ορίου $Z_{\text{επιτρ}} = 7\,500$ στους αγωγούς του δικτύου.

Παρατηρείται στο Σχήμα 6.6 ότι το όριο υπερβαίνεται σε ένα μεγάλο ποσοστό αγωγών, ωστόσο υπενθυμίζεται ότι ο δείκτης Z είναι εμπειρικός και δίνει μια αρχική εικόνα για την πιθανότητα παραγωγής υδρόθειου σε έναν αγωγό. Χρειάζεται επιπλέον διερεύνηση, με χρήση αναλυτικών

σχέσεων από τη βιβλιογραφία (βλ. Ενότητα 5.3.2) ή διεξαγωγή πειραμάτων, έτσι ώστε να προκύψουν ασφαλέστερα συμπεράσματα. Επιπλέον, το επίπεδο αξιοπιστίας 75% που έχει θεωρηθεί για τον δείκτη $Q[Z_i]_{75}$ είναι αρκετά συντηρητικό. Αξιίζει επίσης να σημειωθεί ότι στην πλειοψηφία των αγωγών όπου υπάρχει υπέρβαση του ορίου είτε η εισροή από τον ανάντη κόμβο είναι μικρή (δηλαδή είναι μικρός ο αριθμός των κατοίκων που συνεισφέρει στον ανάντη κόμβο του αγωγού), είτε η κλίση είναι μικρή, οπότε, όπως συμπεραίνεται και από τη σχέση (5.13), η τιμή του δείκτη Z είναι αυξημένη.

Στο Σχήμα 6.7, στο Σχήμα 6.8 και στο Σχήμα 6.9 απεικονίζεται η διακύμανση της τιμής του δείκτη Z του Romeroy μέσα στο εικοσιτετράωρο, για τα 120 σενάρια φορτίσεων που έχουν εξεταστεί, σε τρεις διαφορετικούς αγωγούς. Με μαύρο χρώμα διακρίνονται τα ακραία σενάρια για τα οποία προκύπτουν οι υψηλότερες και οι χαμηλότερες τιμές του δείκτη Z για τον χρόνο ανάλυσης. Διαπιστώνεται ένα εύρος τιμών Z μεταξύ 2 000 - 6 000 περίπου για τον αγωγό που βρίσκεται αμέσως κατάντη του βέλτιστου κόμβου της περιοχής ID 3, δηλαδή το όριο $Z_{\text{επιρ}} = 7 500$ τηρείται σε όλα τα σενάρια. Ο αγωγός που βρίσκεται κατάντη του βέλτιστου κόμβου της περιοχής ID 22 εμφανίζει τιμές Z μεταξύ 3 000 - 10 000 περίπου και υπάρχει υπέρβαση του ορίου σε κάποια σενάρια φορτίσεων σε κάποιες ώρες της ημέρας. Ο αγωγός στην έξοδο του δικτύου παρουσιάζει τιμές Z μεταξύ 3 000 - 7 000 περίπου, επομένως τηρείται το όριο για όλα τα σενάρια φορτίσεων.

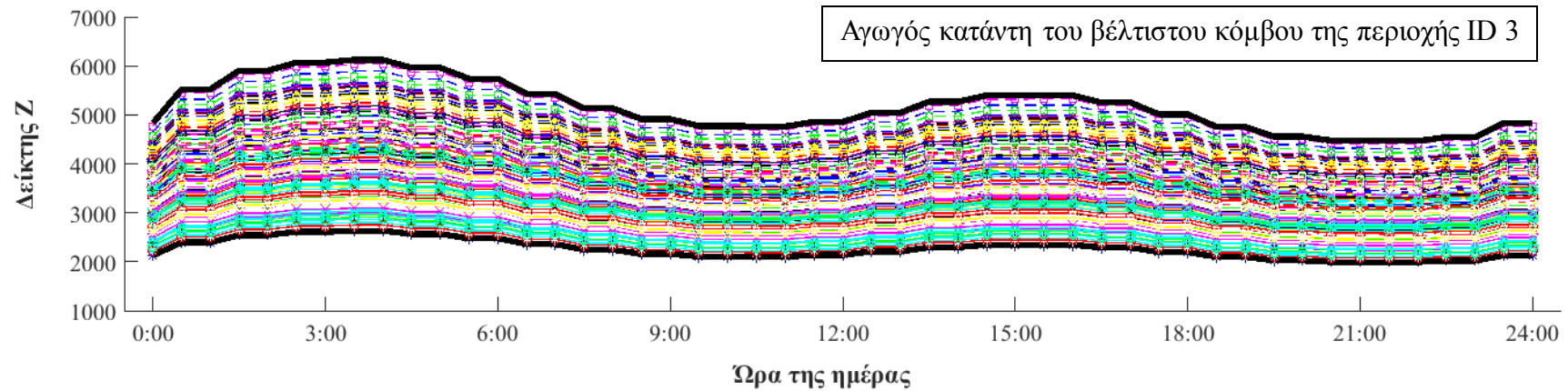
Στο Σχήμα 6.10 φαίνεται το διάγραμμα που σχετίζει την αναμενόμενη τιμή του δείκτη Z (υπολογισμένη σε εικοσιτετράωρη βάση για κάθε σενάριο φόρτισης), για μία πιθανότητα μη υπέρβασης, όπως έχει διαμορφωθεί από τα 120 σενάρια φορτίσεων κατά την εμπειρική συνάρτηση κατανομής. Το διάγραμμα αυτό αφορά τους αγωγούς που βρίσκονται κατάντη των βέλτιστων κόμβων των περιοχών ID 3 και ID 22, καθώς επίσης τον αγωγό εξόδου του δικτύου. Ως παράδειγμα, παρατηρείται για δεδομένη πιθανότητα μη υπέρβασης της τάξης του 99%, αναμενόμενη τιμή του δείκτη Z μικρότερη από 6 500, 5 500 και 9 000 για τους αγωγούς στην έξοδο, και κατάντη των περιοχών ID 3 και ID 22 αντίστοιχα, κάτι που επιβεβαιώνεται και από τα προηγούμενα σχήματα. Το διάγραμμα μπορεί να χρησιμοποιηθεί και για την αντίστροφη διαδικασία, δηλαδή για μία συγκεκριμένη τιμή του δείκτη Z , μπορεί να βρεθεί η αντίστοιχη πιθανότητα μη υπέρβασης του ορίου στους τρεις αγωγούς.

Το Σχήμα 6.11 που αφορά την περιοχή ID 3 περιλαμβάνει τρία διαγράμματα. Το πρώτο διάγραμμα απεικονίζει τις τιμές του δείκτη $Q[Z_i]_{75}$ σε κάθε αγωγό της βέλτιστης διαδρομής αγωγών από τον βέλτιστο κόμβο της περιοχής έως τον κόμβο εξόδου, όπως προκύπτουν από τα 120 σενάρια φορτίσεων. Παρατηρείται ότι όλοι οι αγωγοί της διαδρομής εμφανίζουν τιμές

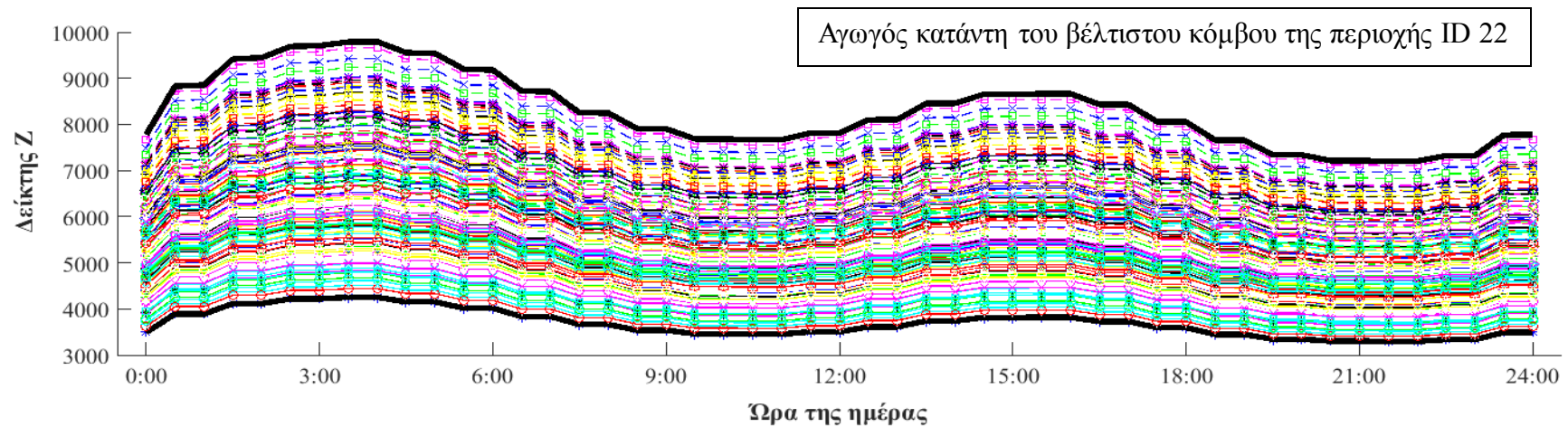
$Q[Z_i]_{75}$ που είναι μικρότερες από το όριο $Z_{\text{επιτρ}} = 7\,500$, για όλο το εύρος των 120 σεναρίων. Για την ακρίβεια, οι τιμές του δείκτη κυμαίνονται μεταξύ 2 000 και 7 000. Η εικόνα αυτή ενισχύεται και από το δεύτερο διάγραμμα, το οποίο απεικονίζει την πιθανότητα μη υπέρβασης του ορίου $Z_{\text{επιτρ}} = 7\,500$ στους αγωγούς της βέλτιστης διαδρομής. Όπως διαπιστώνεται, οι πιθανότητες μη υπέρβασης του ορίου εμφανίζουν υψηλές τιμές, μεγαλύτερες από 90%. Συνδυάζοντας τα δύο προαναφερθέντα διαγράμματα, προκύπτει το συμπέρασμα ότι, ως επί το πλείστον, οι τιμές Z βρίσκονται με μεγάλη αξιοπιστία εντός του ορίου, με την αξιοπιστία να μειώνεται ελάχιστα (όταν οι τιμές της πιθανότητας πέφτουν στο 92%) σε ένα μικρό τμήμα της διαδρομής. Το τελευταίο διάγραμμα στο Σχήμα 6.11 αναφέρεται στη συγκέντρωση σουλφιδίων στους αγωγούς της διαδρομής, όπως αυτή υπολογίζεται μέσω της σχέσης (5.19). Παρατηρείται ότι οι τιμές κυμαίνονται μεταξύ 0.4 - 0.8 mg/l και αυξάνονται προς τα κατάντη του δικτύου, λόγω της δενδριτικής μορφής του δικτύου και της βαρυτικής ροής των λυμάτων. Οι τιμές της συγκέντρωσης δεν υπερβαίνουν το όριο του 1 mg/l, επομένως δεν αναμένονται κρίσιμες συνθήκες σε αυτούς τους αγωγούς, με βάση τη σχέση (5.19).

Το Σχήμα 6.12, το οποίο αφορά την περιοχή ID 22, περιλαμβάνει επίσης τρία διαγράμματα, όμοια με το Σχήμα 6.11. Στο πρώτο διάγραμμα παρατηρείται ότι οι τιμές $Q[Z_i]_{75}$ κυμαίνονται μεταξύ 2 000 και 8 000 ενώ, από το δεύτερο διάγραμμα, διαπιστώνεται ότι οι πιθανότητες μη υπέρβασης είναι μεγαλύτερες από 60%. Σε ένα τμήμα λίγο μετά τα μισά της διαδρομής, το όριο $Z_{\text{επιτρ}} = 7\,500$ υπερβαίνεται σε κάποιους αγωγούς (αγωγοί C460 – C442) και μειώνεται η αξιοπιστία (όταν οι τιμές της πιθανότητας μη υπέρβασης πέφτουν στο 60%). Παρόλα αυτά, δεν υπάρχει σημαντική υπέρβαση του ορίου και, όπως φαίνεται κατόπιν στο τρίτο τμήμα στο Σχήμα 6.12, οι τιμές συγκέντρωσης σουλφιδίων που υπολογίστηκαν μέσω της σχέσης (5.19) είναι μικρότερες από το όριο του 1 mg/l, καθώς κυμαίνονται μεταξύ 0.5 - 0.8 mg/l. Οι τιμές αυτές είναι αυξημένες στους κατάντη αγωγούς, για τους ίδιους λόγους που αναφέρθηκαν και στο προηγούμενο σχήμα.

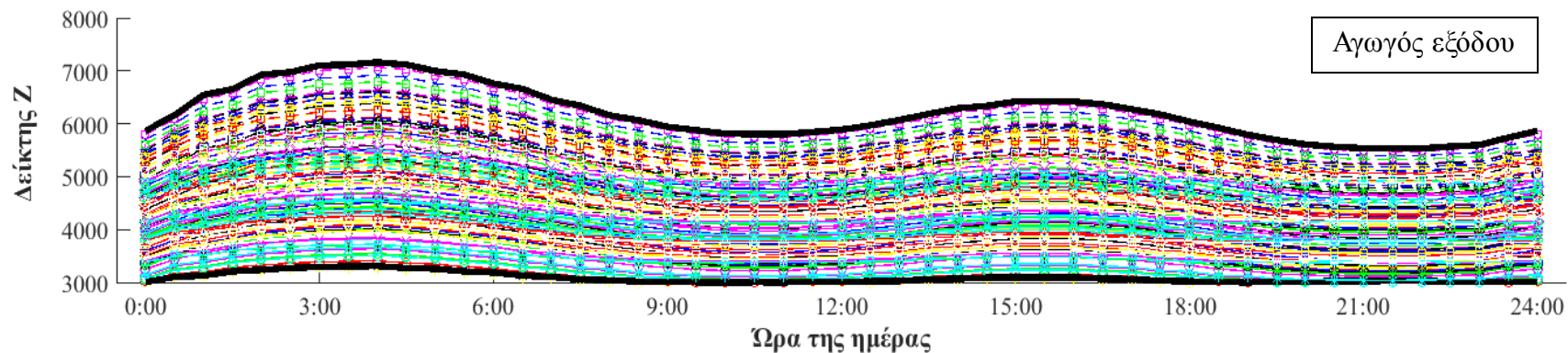
Στο Σχήμα 6.6 ξεχωρίζουν συμβολισμένοι με μεγαλύτερο πάχος γραμμής οι αγωγοί των βέλτιστων διαδρομών των περιοχών ID 3 και ID 22. Όλοι οι αγωγοί της βέλτιστης διαδρομής της περιοχής ID 3 εμφανίζουν τιμές $Q[Z_i]_{75}$ μικρότερες ή ίσες από 7 500. Αυτό επιβεβαιώνεται εξ άλλου και από το Σχήμα 6.11. Αντίστοιχα, στο Σχήμα 6.6, οι αγωγοί της βέλτιστης διαδρομής της περιοχής ID 22 έχουν τιμές $Q[Z_i]_{75}$ που τηρούν ως επί το πλείστον το όριο $Z_{\text{επιτρ}} = 7\,500$, με εξαίρεση οχτώ αγωγούς στα μισά περίπου της διαδρομής που το υπερβαίνουν. Η ίδια εικόνα παρουσιάζεται και στο Σχήμα 6.12.



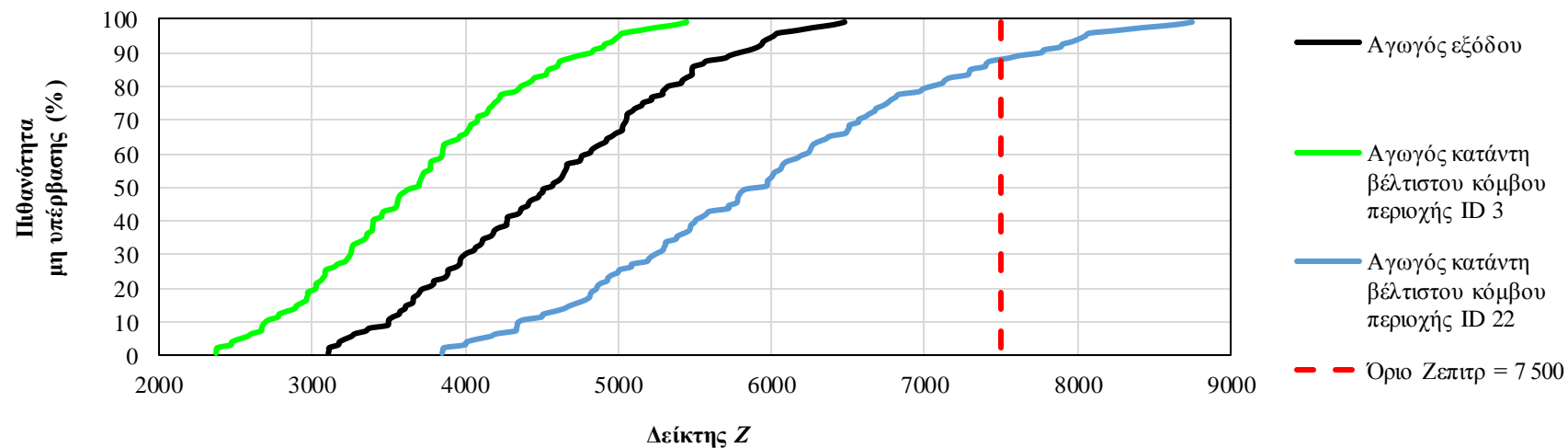
Σχήμα 6.7 Η διακύμανση του δείκτη Z κατά τη διάρκεια της ημέρας στον αγωγό κατάντη του βέλτιστου κόμβου της περιοχής ID 3 για τα 120 σενάρια φορτίσεων.



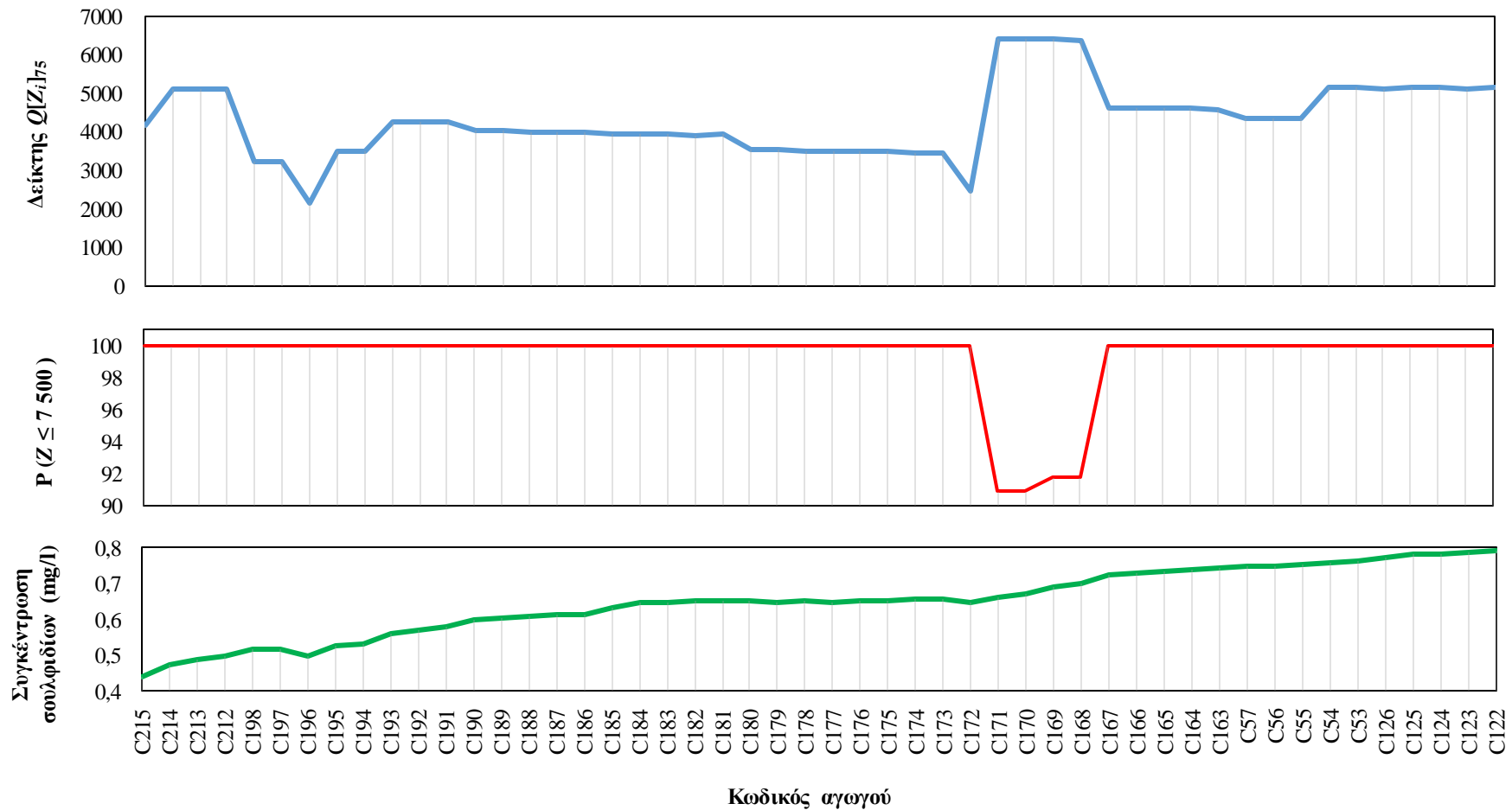
Σχήμα 6.8 Η διακύμανση του δείκτη Z κατά τη διάρκεια της ημέρας στον αγωγό κατάντη του βέλτιστου κόμβου της περιοχής ID 22 για τα 120 σενάρια φορτίσεων.



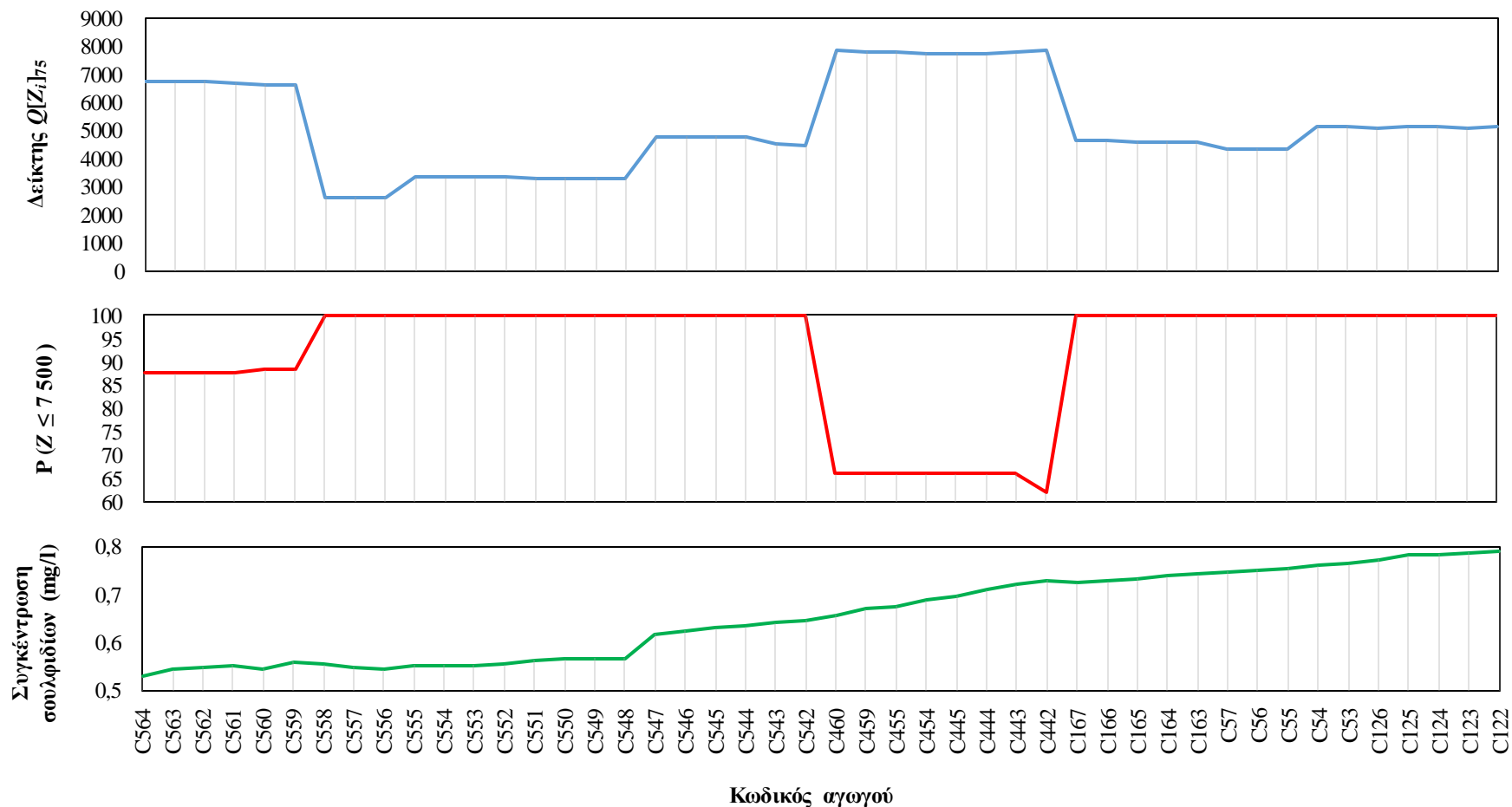
Σχήμα 6.9 Η διακύμανση του δείκτη Z στον αγωγό εξόδου του δικτύου κατά τη διάρκεια της ημέρας για τα 120 σενάρια φορτίσεων.



Σχήμα 6.10 Αναμενόμενη τιμή του δείκτη Z για μία δεδομένη πιθανότητα μη υπέρβασης σε τρεις διαφορετικούς αγωγούς του δικτύου.



Σχήμα 6.11 Η παραγωγή υδρόθειου στη διαδρομή αγωγών από τον βέλτιστο κόμβο της περιοχής ID 3 έως τον κόμβο εξόδου. Το πάνω τμήμα του σχήματος απεικονίζει τη διαφοροποίηση της τιμής του δείκτη $Q[Z_i]_{75}$ κατά μήκος της διαδρομής. Το μεσαίο τμήμα απεικονίζει την πιθανότητα μη υπέρβασης του ορίου $Z_{\text{επιτρ}} = 7500$ στους αγωγούς που απαρτίζουν τη διαδρομή. Το τελευταίο τμήμα δείχνει την ολική συγκέντρωση σουλφιδίων στους αγωγούς, όπως αυτή υπολογίζεται μέσω της σχέσης (5.19)



Σχήμα 6.12 Η παραγωγή υδρόθειου στη διαδρομή αγωγών από τον βέλτιστο κόμβο της περιοχής ID 22 έως τον κόμβο εξόδου. Το πάνω τμήμα του σχήματος απεικονίζει τη διαφοροποίηση της τιμής του δείκτη $Q[Z_i]_{75}$ κατά μήκος της διαδρομής. Το μεσαίο τμήμα απεικονίζει την πιθανότητα μη υπέρβασης του ορίου $Z_{επιτρ} = 7500$ στους αγωγούς που απαρτίζουν τη διαδρομή. Το τελευταίο τμήμα δείχνει την ολική συγκέντρωση σουλφιδίων στους αγωγούς, όπως αυτή υπολογίζεται μέσω της σχέσης (5.19)

6.3 Εφαρμογή της τεχνολογίας sewer mining στο δίκτυο λυμάτων

Οι κόμβοι του δικτύου οι οποίοι ενδείκνυνται για την εφαρμογή της τεχνολογίας sewer mining εντοπίζονται, βάσει των όσων αναφέρθηκαν στο προηγούμενο κεφάλαιο, στις περιοχές ID 3 και ID 22 (βλ. Σχήμα 6.4 και

Σχήμα 6.5) και πρόκειται για τις μη κυριαρχούμενες λύσεις του διαγράμματος Pareto που προκύπτει από την πολυκριτηριακή βελτιστοποίηση. Σύμφωνα με το Σχήμα 6.4, σε περίπτωση που επιλεγθεί ο κόμβος της περιοχής ID 3 για την χωροθέτηση μονάδων SM, τότε δίνεται μεγαλύτερη έμφαση στη μείωση του παραγόμενου υδρόθειου στους αγωγούς του δικτύου, ενώ, εάν επιλεγθεί ο κόμβος της περιοχής ID 22, η έμφαση δίνεται στην κάλυψη των αρδευτικών αναγκών σε μεγαλύτερη έκταση περιοχής. Η εφαρμογή της τεχνολογίας μπορεί να γίνει και στους δύο βέλτιστους κόμβους ταυτόχρονα, εφόσον αυτό εξυπηρετεί την καλύτερη κάλυψη των αρδευτικών αναγκών στις περιοχές πρασίνου.

Η χωροθέτηση μίας ή περισσότερων μονάδων SM σε κάθε κόμβο για την άντληση λυμάτων βασίζεται σε διάφορα κριτήρια, μερικά από τα οποία είναι οι ανάγκες σε αρδευτικό νερό, η δυναμικότητα κάθε μονάδας και της αντλίας, τα κόστη (υλικό, ενεργειακό κλπ.) ή οι ανάγκες σε χώρο. Η εργασία επικεντρώνεται στη χωροθέτηση μίας μονάδας SM ανά κόμβο, χωρίς επιστροφή της ιλύος που προκύπτει από την επεξεργασία στο δίκτυο. Η αξιοποίηση περισσότερων μονάδων και η διαδικασία επιστροφής της ιλύος απαιτούν πιο σύνθετη μελέτη και περισσότερα δεδομένα, ειδικά για τους υπολογισμούς που αφορούν τα φορτία BOD₅.

Εξετάζονται ενδεικτικά τέσσερα παραδείγματα εφαρμογής sewer mining, με χρήση μίας μονάδας SM κάθε φορά και άντληση με σταθερό ρυθμό, για συνολικό ημερήσιο όγκο άντλησης ίσο με 100 m³ για τη λειτουργία εντός μίας ημέρας. Το νούμερο αυτό είναι θεωρητικό και επιλέγεται έτσι ώστε να εξεταστεί η απόκριση του συστήματος σε μία πρώτη προσέγγιση. Σύμφωνα με τα σενάρια φορτίσεων που εξετάστηκαν στην Ενότητα 6.2 και ελέγχοντας την παροχή που διέρχεται από τους αγωγούς ανάντη των κόμβων στις περιοχές ID 3 και ID 22, διαπιστώνεται ότι το σύστημα δεν επιβαρύνεται με την άντληση ημερήσιου όγκου λυμάτων 100 m³. Αυτό συμβαίνει διότι, για το σενάριο ελάχιστων παροχών, τόσο ο ελάχιστος ημερήσιος όγκος λυμάτων που διέρχεται από τον βέλτιστο κόμβο της περιοχής ID 3 όσο και ο αντίστοιχος όγκος που διέρχεται από τον βέλτιστο κόμβο της περιοχής ID 22 είναι μεγαλύτεροι από 100 m³, δηλαδή μεγαλύτεροι του όγκου άντλησης (αρκετά μεγαλύτεροι στις περισσότερες περιπτώσεις σεναρίων). Στα πρώτα δύο σενάρια άντλησης που εξετάζονται, πραγματοποιείται άντληση μόνο από τον κόμβο της περιοχής ID 3, με τη διαφορά ότι στο πρώτο σενάριο η

άντληση γίνεται με σταθερό ρυθμό κατά τη διάρκεια του εικοσιτετράωρου ενώ στο δεύτερο σενάριο αντλούνται λύματα με σταθερό ρυθμό μόνο εντός του δωδεκάωρου 08:00 - 20:00 (στις άλλες ώρες της ημέρας δεν πραγματοποιείται άντληση). Η ίδια λογική ακολουθείται και στα επόμενα δύο σενάρια άντλησης, με τη διαφορά ότι η άντληση πραγματοποιείται ταυτόχρονα από τους δύο βέλτιστους κόμβους των περιοχών ID 3 και ID 22 (αντλούνται 100 m³ ημερησίως από κάθε κόμβο).

Σε κάθε περίπτωση, πραγματοποιούνται $N = 120$ επαναλήψεις, μία για κάθε σενάριο φόρτισης (όμοια με τη διαδικασία στην Ενότητα 6.2), από τις οποίες προκύπτουν αποτελέσματα παροχής, ταχύτητας, συγκέντρωσης BOD₅ και λόγου πλήρωσης για κάθε αγωγό του δικτύου. Υπολογίζεται ο δείκτης Z μέσω των σχέσεων (5.12) και (5.13) και, στη συνέχεια, υπολογίζεται το ποσοστημόριο $Q[Z_i]_{75}$, το οποίο εκφράζει εκείνη την τιμή του δείκτη Z (όπως υπολογίστηκε σε εικοσιτετράωρη βάση για κάθε σενάριο φόρτισης) που είναι μεγαλύτερη ή ίση από το 75% όλων των άλλων τιμών του δείκτη Z που έχουν υπολογιστεί από τις 120 επαναλήψεις, για κάθε αγωγό. Κατόπιν, υπολογίζεται η πιθανότητα μη υπέρβασης του ορίου $Z_{\text{επιτρ}} = 7500$ (σχέση (5.15)) σε κάθε αγωγό, σύμφωνα με τις τιμές Z που έχουν προκύψει από τις 120 επαναλήψεις.

Η υλοποίηση της προαναφερθείσας διαδικασίας ξεκινά στο MATLAB με χρήση μίας συνάρτησης. Η συνάρτηση αυτή δέχεται ως εισόδους από τον χρήστη τις ονομασίες των κόμβων του δικτύου όπου εφαρμόζεται SM, τον αριθμό των μονάδων SM που λειτουργούν, την παροχή άντλησης, και έναν κωδικό, ο οποίος καθορίζει αν η άντληση θα πραγματοποιείται όλο το εικοσιτετράωρο ή μόνο εντός του δωδεκάωρου 08:00 - 20:00. Η συνάρτηση εισάγει τα στοιχεία που έχουν προκύψει για τους αγωγούς του δικτύου από τις προσομοιώσεις για τα 120 σενάρια φορτίσεων. Έπειτα, καταρτίζει για κάθε σενάριο φόρτισης και για κάθε κόμβο εφαρμογής της τεχνολογίας SM τις αντίστοιχες χρονοσειρές για την παροχή άντλησης και για το φορτίο BOD₅ των λυμάτων που απομακρύνονται μέσω άντλησης (υπολογίζεται ο ημερήσιος όγκος άντλησης και ισομοιράζεται στο διάστημα του εικοσιτετράωρου ή του δωδεκάωρου, ανάλογα με τον κωδικό που έχει εισάγει ο χρήστης) και τροποποιεί τα αρχεία *inpfiles*, εισάγοντας επιπλέον τις χρονοσειρές αυτές. Σε επόμενο βήμα, επαναλαμβάνονται οι 120 προσομοιώσεις, με εκτέλεση του μοντέλου SWMM που λαμβάνει πλέον ως εισόδους τα νέα αρχεία *inpfiles*. Από τα αποτελέσματα που προκύπτουν ανά αγωγό (παροχή, ταχύτητα, λόγος πλήρωσης και συγκέντρωση BOD₅), υπολογίζονται οι τιμές του δείκτη Z (ως το ποσοστό 75% των τιμών Z μέσα στο εικοσιτετράωρο) των αγωγών του δικτύου για κάθε σενάριο φόρτισης.

Σε επόμενο στάδιο, χρησιμοποιείται μία ακόμα συνάρτηση, η οποία δέχεται ως είσοδο τα αποτελέσματα που έχουν προκύψει από το μοντέλο SWMM, τις τιμές του δείκτη Z για κάθε

αγωγό και το ποσοστό x για τον υπολογισμό των ποσοστημορίων $Q[Z_i]_x$ ($x = 75\%$), και υπολογίζει τις τιμές $Q[Z_i]_{75}$ στους αγωγούς των διαδρομών από τους κόμβους του δικτύου όπου εφαρμόζεται η τεχνολογία SM έως τον κόμβο εξόδου. Η ίδια συνάρτηση υπολογίζει την πιθανότητα μη υπέρβασης του ορίου $Z_{\text{επιτρ}} = 7500$ στους αγωγούς. Τέλος, καταρτίζονται τα διαγράμματα που φαίνονται στα ακόλουθα σχήματα (Σχήμα 6.13 έως Σχήμα 6.17).

Στο Σχήμα 6.13 και στο Σχήμα 6.15 φαίνονται από δύο διαγράμματα. Το πρώτο διάγραμμα απεικονίζει τον δείκτη $Q[Z_i]_{75}$ για τους αγωγούς που απαρτίζουν τη διαδρομή από τον κόμβο της περιοχής ID 3 έως τον κόμβο εξόδου, ενώ το δεύτερο διάγραμμα δείχνει την πιθανότητα μη υπέρβασης του ορίου $Z_{\text{επιτρ}} = 7500$ σε αυτούς τους αγωγούς, βάσει της εμπειρικής συνάρτησης κατανομής, συγκριτικά, σε τρία διαφορετικά σενάρια άντλησης. Το πρώτο σενάριο είναι αυτό στο οποίο δεν πραγματοποιείται άντληση (δηλαδή δεν εφαρμόζεται η τεχνολογία SM), το δεύτερο αυτό κατά το οποίο αντλούνται λύματα από έναν μόνο κόμβο του δικτύου (από τον βέλτιστο κόμβο της περιοχής ID 3), και το τρίτο σενάριο αυτό που αντλούνται λύματα από δύο κόμβους του δικτύου ταυτόχρονα (από τους βέλτιστους κόμβους των περιοχών ID 3 και ID 22). Η άντληση πραγματοποιείται με σταθερό ρυθμό είτε όλο το εικοσιτετράωρο (Σχήμα 6.13) είτε κατά το δωδεκάωρο μεταξύ 08:00 - 20:00 (Σχήμα 6.15), χωρίς άντληση στις υπόλοιπες ώρες της ημέρας.

Στο Σχήμα 6.14 και στο Σχήμα 6.16 φαίνονται πάλι από δύο διαγράμματα, με το πρώτο να απεικονίζει τον δείκτη $Q[Z_i]_{75}$ για τους αγωγούς που απαρτίζουν τη διαδρομή από τον κόμβο της περιοχής ID 22 έως τον κόμβο εξόδου και το δεύτερο την πιθανότητα μη υπέρβασης του ορίου $Z_{\text{επιτρ}} = 7500$ σε αυτούς τους αγωγούς, βάσει της εμπειρικής συνάρτησης κατανομής, για τα τρία σενάρια άντλησης που προαναφέρθηκαν, είτε με άντληση καθ' όλο το εικοσιτετράωρο (Σχήμα 6.14), είτε μόνο κατά το δωδεκάωρο μεταξύ 08:00 - 20:00 (Σχήμα 6.16).

Στο Σχήμα 6.13, στο πρώτο διάγραμμα, παρατηρείται ότι οι τιμές $Q[Z_i]_{75}$ είναι μεγαλύτερες σε όλους τους αγωγούς της διαδρομής κατά την εφαρμογή άντλησης, σε σχέση με όταν δεν πραγματοποιείται άντληση. Όπως παρατηρείται, στις σχέσεις (5.12) και (5.13), τα μεγέθη κλίση, J και θερμοκρασία, T , είναι αμετάβλητα για κάθε αγωγό, σε όλα τα σενάρια άντλησης. Τα μεγέθη που μεταβάλλονται είναι η συγκέντρωση BOD_5 και η παροχή που διέρχεται από τον αγωγό, Q , καθώς επίσης η βρεχόμενη περίμετρος, P και το πλάτος της ελεύθερης επιφάνειας, B . Ωστόσο, στις εφαρμογές τεχνολογίας SM, έχει γίνει η παραδοχή ότι η μεταβολή στη συγκέντρωση BOD_5 είναι αμελητέα (αντλείται παροχή και αντίστοιχο φορτίο BOD_5 έτσι ώστε η συγκέντρωση να μην μεταβάλλεται). Τελικά, οι αλλαγές στον δείκτη Z επηρεάζονται κυρίως από την παροχή και η μείωση της παροχής λόγω άντλησης οδηγεί σε αύξηση του δείκτη.

Διαπιστώνεται επίσης ότι η διαφορά ανάμεσα στις τιμές του Z των σεναρίων με άντληση και στις αντίστοιχες του σεναρίου χωρίς άντληση μειώνεται σταδιακά προς τους κατάντη αγωγούς της διαδρομής. Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι, λόγω της συλλογικής φύσης του δικτύου, στο κατάντη τμήμα του διέρχονται αρκετά μεγαλύτερες παροχές σε σχέση με την παροχή που αφαιρείται λόγω άντλησης από τον αρχικό κόμβο της διαδρομής. Κατά συνέπεια, οι διαφορές στις τιμές $Q[Z_i]_{75}$ με άντληση και χωρίς άντληση είναι μικρότερες σε σύγκριση με τις αντίστοιχες στους ανάντη αγωγούς.

Η διαφορά μεταξύ των τιμών $Q[Z_i]_{75}$ των αγωγών για το σενάριο άντλησης από έναν κόμβο και των αντίστοιχων τιμών για το σενάριο άντλησης από δύο κόμβους εντοπίζεται στο τμήμα της διαδρομής που είναι κοινό για τις βέλτιστες διαδρομές των δύο αγωγών (αγωγοί C167 - C122). Όπως φαίνεται και στο Σχήμα 6.6, το αρχικό τμήμα της διαδρομής αγωγών από τον βέλτιστο κόμβο της περιοχής ID 3 μένει ανεπηρέαστο από την εφαρμογή sewer mining στον άλλο βέλτιστο κόμβο. Το ίδιο ισχύει και για το αρχικό τμήμα της διαδρομής αγωγών από τον βέλτιστο κόμβο της περιοχής ID 22. Οι διαφορές των τιμών $Q[Z_i]_{75}$ στο τμήμα των αγωγών C167 - C122 είναι πάλι μικρές, αφού δεν αντλείται μεγάλος όγκος λυμάτων συγκριτικά με αυτόν που διέρχεται ημερησίως από τους αγωγούς των δύο διαδρομών.

Όσον αφορά το δεύτερο γράφημα στο Σχήμα 6.13 για την πιθανότητα μη υπέρβασης του ορίου $Z_{\text{επιτρ}} = 7\,500$, σύμφωνα και με τα παραπάνω, εντείνεται το πρόβλημα μεταξύ των αγωγών C171 και C168, με τις πιθανότητες μη υπέρβασης σε αυτούς τους αγωγούς να μειώνονται όταν εφαρμόζεται άντληση. Επίσης, εμφανίζονται πιθανότητες μη υπέρβασης της τάξης του 97,5% στο αρχικό τμήμα της διαδρομής (αγωγοί C214 - C212), όταν εφαρμόζεται άντληση. Οι πιθανότητες μη υπέρβασης είναι μικρές, ωστόσο, εάν αυξηθεί ο όγκος άντλησης, αναμένεται αντίστοιχα αύξησή τους, ενδεχομένως για ένα μεγαλύτερο εύρος της διαδρομής αγωγών.

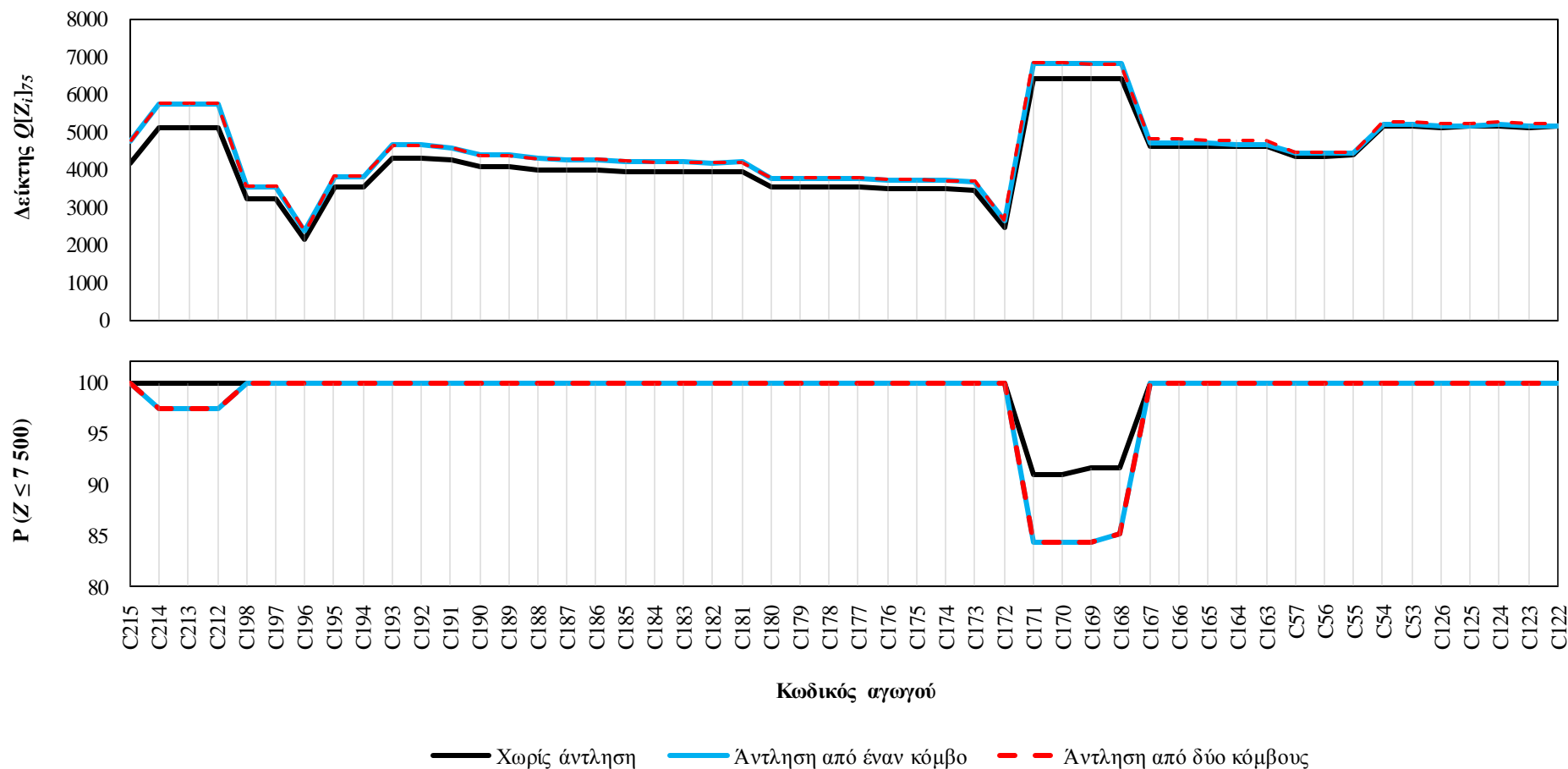
Στο Σχήμα 6.14, στο πρώτο διάγραμμα, παρατηρείται ότι οι τιμές $Q[Z_i]_{75}$ στο σενάριο όπου δεν υπάρχει άντληση και στο σενάριο όπου πραγματοποιείται άντληση μόνο από τον κόμβο της περιοχής ID 3, είναι ίδιες για το ανάντη τμήμα της διαδρομής (αγωγοί C564 - C442) ενώ διαφοροποιούνται στο τμήμα που είναι κοινό για τις βέλτιστες διαδρομές των δύο κόμβων των περιοχών ID 3 και ID 22 (αγωγοί C167 - C122). Αυτό οφείλεται στο ότι λόγω της διάταξης του δικτύου, η άντληση λυμάτων μόνο από τον κόμβο της περιοχής ID 3 δεν επηρεάζει τους αγωγούς της διαδρομής από τον κόμβο της περιοχής ID 22 έως την έξοδο του δικτύου, παρά μονάχα στους κατάντη κοινούς αγωγούς των δύο βέλτιστων διαδρομών. Οι διαφορές των τιμών $Q[Z_i]_{75}$ για το τμήμα αγωγών C167 - C122 είναι και πάλι μικρές, εξαιτίας του μικρού μεγέθους παροχής που αντλείται ημερησίως σε σχέση με το μέγεθος των παροχών που διέρχεται από

αυτούς τους αγωγούς μέσα στο εικοσιτετράωρο.

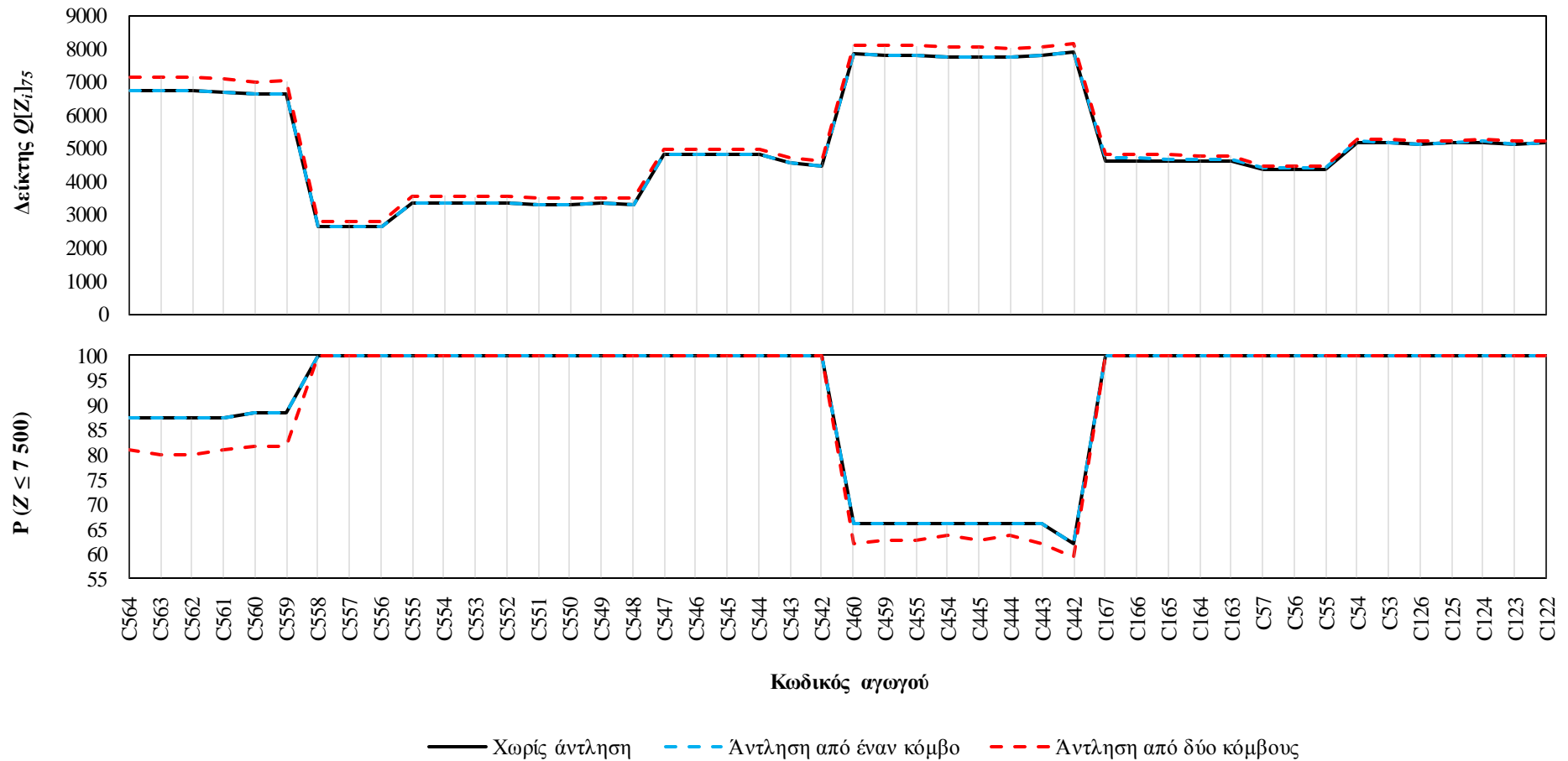
Από την άλλη πλευρά, το ίδιο διάγραμμα στο Σχήμα 6.14 δείχνει άμεσα τη διαφορά που υπάρχει στις τιμές $Q[Z_i]_{75}$ όταν πραγματοποιείται άντληση και από τον κόμβο της περιοχής ID 22, σε σχέση με τα άλλα δύο σενάρια άντλήσεων. Παρατηρείται σε αυτή την περίπτωση, όμοια με το Σχήμα 6.13, η αύξηση των τιμών $Q[Z_i]_{75}$ εξαιτίας της μείωσης της παροχής, εφόσον εξάγονται λύματα από τον αρχικό κόμβο της διαδρομής.

Παρόμοια συμπεριφορά εμφανίζεται και στο δεύτερο διάγραμμα στο Σχήμα 6.14, με τις πιθανότητες μη υπέρβασης των αγωγών να μειώνονται, σε σχέση με τις περιπτώσεις όπου δεν υπάρχει άντληση από τον κόμβο της περιοχής ID 22, στο τμήμα των αγωγών C460 - C442, όπως επίσης και στο αρχικό τμήμα αγωγών C564 - C559. Ειδικότερα η αύξηση στο τμήμα C564 - C559 οφείλεται στο ότι οι αγωγοί αυτοί βρίσκονται πλησιέστερα στον κόμβο από τον οποίο αντλούνται λύματα, επομένως επηρεάζονται περισσότερο σε ό,τι αφορά τις συνθήκες παραγωγής υδρόθειου.

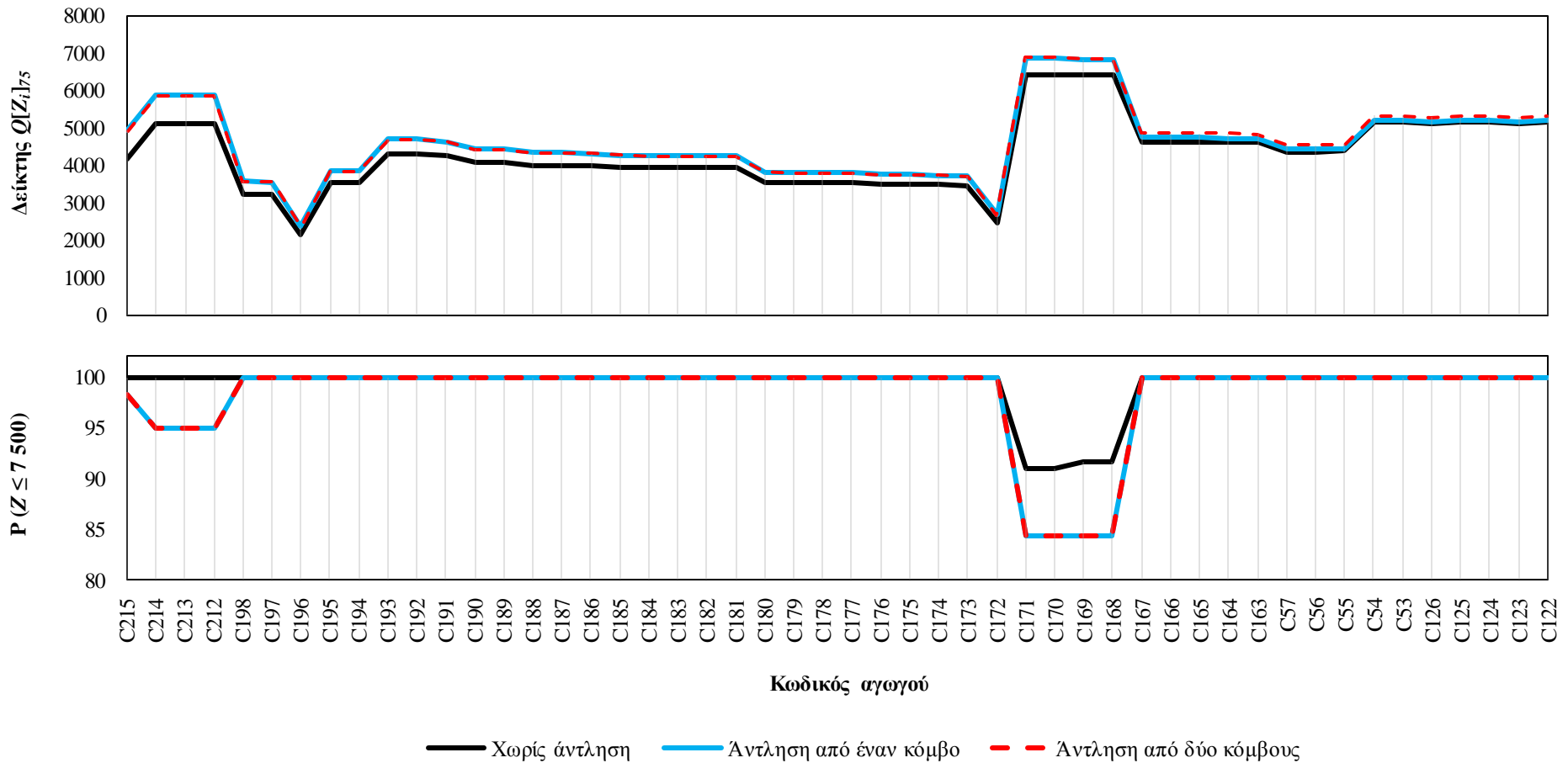
Τα συμπεράσματα που προκύπτουν από το Σχήμα 6.13 και το Σχήμα 6.14 ισχύουν και για το Σχήμα 6.15 και το Σχήμα 6.16 αντίστοιχα, όπου η άντληση πραγματοποιείται μόνο μεταξύ του δωδεκάωρου 08:00 - 20:00. Οι τιμές $Q[Z_i]_{75}$ σε αυτήν την περίπτωση είναι ελαφρώς αυξημένες στους αγωγούς, κάτι που είναι εμφανέστερο στο Σχήμα 6.17. Στο σχήμα αυτό απεικονίζεται η πιθανότητα μη υπέρβασης που αντιστοιχεί σε διάφορες τιμές Z , όπως προκύπτουν για τα διάφορα σενάρια άντλησης για τρεις αγωγούς του δικτύου: τους αγωγούς που βρίσκονται κατάντη των βέλτιστων κόμβων των περιοχών ID 3 και ID 22 και τον αγωγό εξόδου του δικτύου. Οι τιμές Z έχουν προκύψει (σε επίπεδο εικοσιτετράωρου) από τα 120 σενάρια φόρτισης. Από το σχήμα φαίνεται ότι η άντληση σε δωδεκάωρη βάση εμφανίζει μειωμένες πιθανότητες μη υπέρβασης, ειδικά στον αγωγό κατάντη του βέλτιστου κόμβου της περιοχής ID 3, έτσι ώστε εμφανίζεται πλέον πιθανότητα υπέρβασης του ορίου $Z_{\text{επιτρ}} = 7\,500$ σε ένα $\sim 2\%$ των περιπτώσεων. Καθώς αντλείται ίδιος όγκος λυμάτων στο μισό χρονικό διάστημα, ο ρυθμός άντλησης διπλασιάζεται. Στον αγωγός κατάντη του βέλτιστου κόμβου της περιοχής ID 3 συγκεκριμένα, διέρχεται μικρότερη παροχή σε σχέση με τους άλλους δύο αγωγούς που εξετάζονται, με αποτέλεσμα η διαφορά να είναι πιο έντονη. Άντληση μεγαλύτερης παροχής θα προκαλούσε περαιτέρω μείωση της πιθανότητας μη υπέρβασης σε όλους τους αγωγούς. Ακόμα, σε όλες τις περιπτώσεις άντλησης και όπως έχει ήδη διαπιστωθεί από το Σχήμα 6.14 και το Σχήμα 6.16, ο αγωγός κατάντη του βέλτιστου κόμβου της περιοχής ID 22 εμφανίζει πιθανότητα μη υπέρβασης που κυμαίνεται μεταξύ $\sim 79 - 87\%$, με τις χαμηλότερες τιμές να εμφανίζονται όταν πραγματοποιείται άντληση και από τους δύο κόμβους.



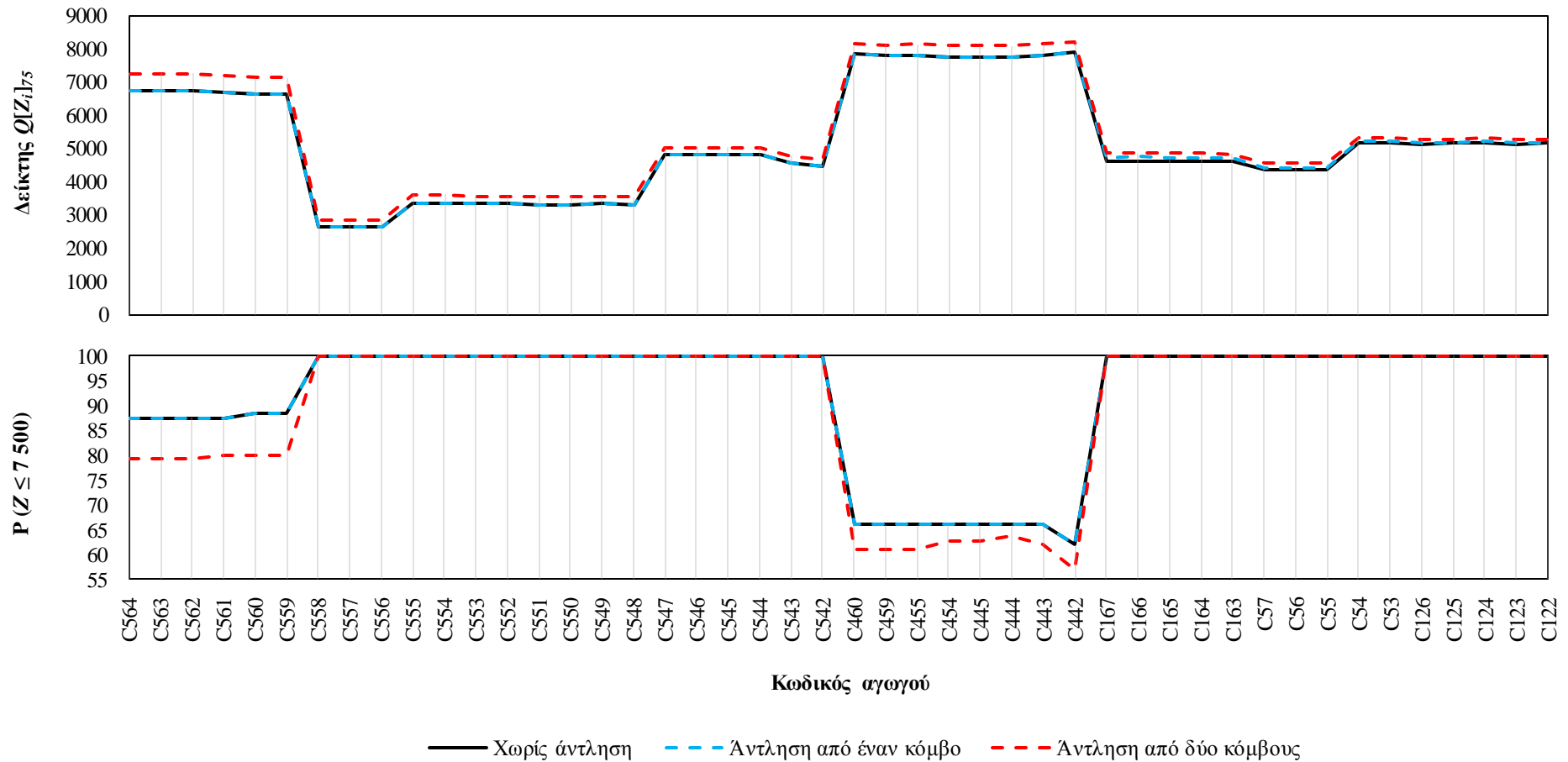
Σχήμα 6.13 Δείκτης $Q[Z_i]_{75}$ και πιθανότητα μη υπέρβασης του ορίου $Z_{\text{επιτρ}} = 7500$ για τους αγωγούς που απαρτίζουν τη διαδρομή από τον κόμβο της περιοχής ID 3 έως τον κόμβο εξόδου σε τρία σενάρια άντλησης κατά τη διάρκεια του εικοσιτετράωρου. Η άντληση πραγματοποιείται με σταθερό ρυθμό, ενώ εξετάζονται 120 διαφορετικά σενάρια φορτίσεων.



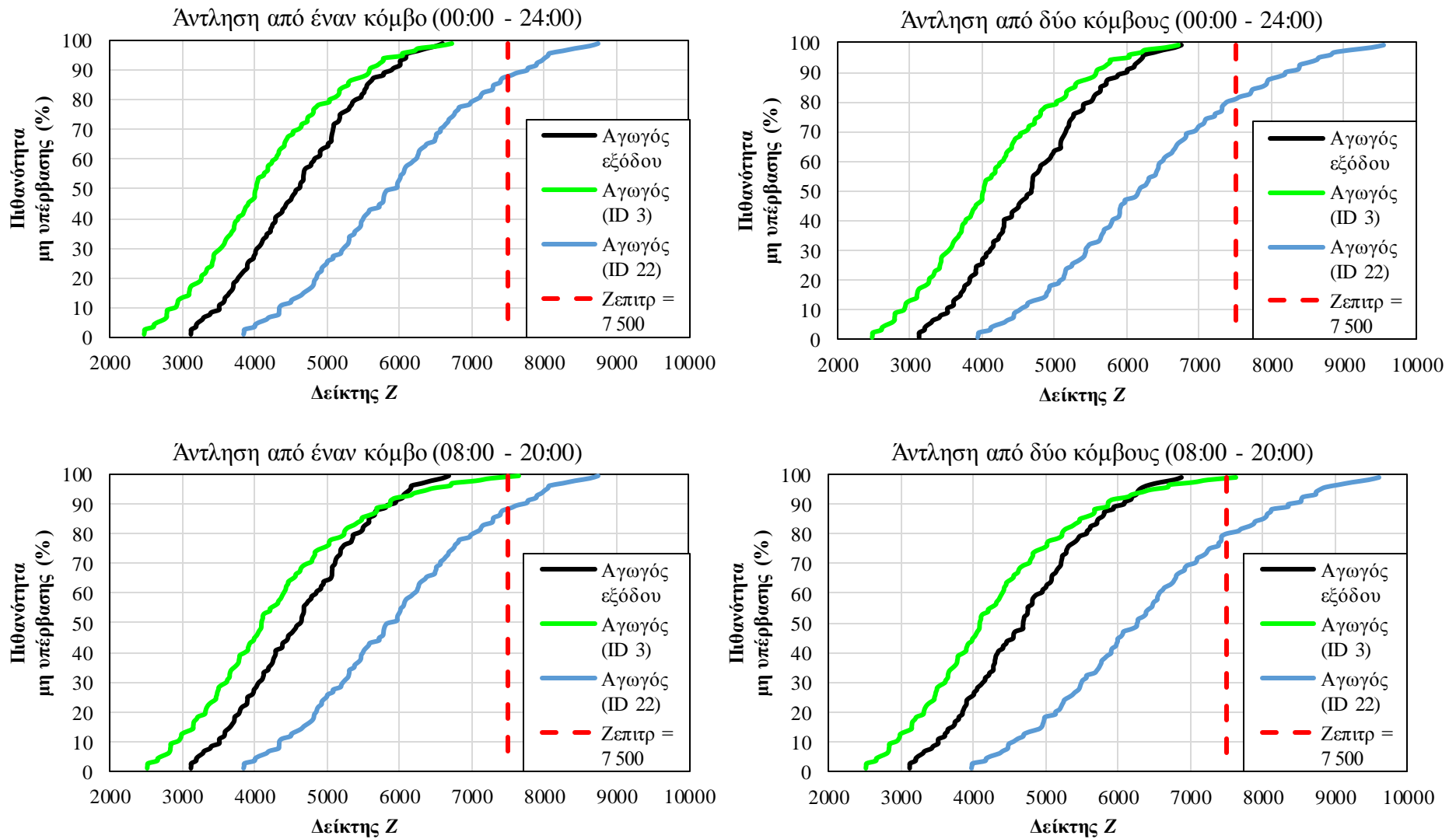
Σχήμα 6.14 Δείκτης $Q[Z_i]_{75}$ και πιθανότητα μη υπέρβασης του ορίου $Z_{\text{επιτρ}} = 7500$ για τους αγωγούς που απαρτίζουν τη διαδρομή από τον κόμβο της περιοχής ID 22 έως τον κόμβο εξόδου σε τρία σενάρια άντλησης κατά τη διάρκεια του εικοσιτετράωρου. Η άντληση πραγματοποιείται με σταθερό ρυθμό, ενώ εξετάζονται 120 διαφορετικά σενάρια φορτίσεων.



Σχήμα 6.15 Δείκτης $Q[Z_i]_{75}$ και πιθανότητα μη υπέρβασης του ορίου $Z_{επιτρ} = 7500$ για τους αγωγούς που απαρτίζουν τη διαδρομή από τον κόμβο της περιοχής ID 3 έως τον κόμβο εξόδου σε τρία σενάρια άντλησης κατά το δωδεκάωρο μεταξύ 08:00 - 20:00. Η άντληση πραγματοποιείται με σταθερό ρυθμό, ενώ εξετάζονται 120 διαφορετικά σενάρια φορτίσεων.



Σχήμα 6.16 Δείκτης $Q[Z_i]_{75}$ και πιθανότητα μη υπέρβασης του ορίου $Z_{\text{επιτρ}} = 7500$ για τους αγωγούς που απαρτίζουν τη διαδρομή από τον κόμβο της περιοχής ID 22 έως τον κόμβο εξόδου σε τρία σενάρια άντλησης κατά το δωδεκάωρο μεταξύ 08:00 - 20:00. Η άντληση πραγματοποιείται με σταθερό ρυθμό, ενώ εξετάζονται 120 διαφορετικά σενάρια φορτίσεων.



Σχήμα 6.17 Αναμενόμενη τιμή του δείκτη Z για μία δεδομένη πιθανότητα μη υπέρβασης σε τρεις διαφορετικούς αγωγούς του δικτύου και σε διάφορα σενάρια άντλησης κατά την εφαρμογή της τεχνολογίας sewer mining.

6.4 Χρονικός προγραμματισμός άντλησης κατά την εφαρμογή sewer mining στο δίκτυο λυμάτων

Όπως έχει ήδη αναφερθεί, η εφαρμογή της τεχνολογίας sewer mining σε ένα δίκτυο λυμάτων μπορεί να επιφέρει αλλαγές στις φυσικές και βιοχημικές διεργασίες που λαμβάνουν χώρα στους αγωγούς του δικτύου. Συνεπώς, είναι επιθυμητό να πραγματοποιείται η άντληση των λυμάτων από το σύστημα με τέτοιο τρόπο που να προκαλούνται οι λιγότερες δυνατές επιπτώσεις στους αγωγούς κατάντη του σημείου εφαρμογής SM. Σε αυτό το πλαίσιο, αναζητείται ένας βέλτιστος χρονικός προγραμματισμός άντλησης των λυμάτων που εξάγονται από το δίκτυο και οδηγούνται προς τη μονάδα για επεξεργασία. Ένα από τα κριτήρια στα οποία μπορεί να βασιστεί η αναζήτηση είναι η ελαχιστοποίηση της παραγωγής υδρόθειου στους αγωγούς κατάντη του σημείου εφαρμογής SM, όπως αυτή εκτιμάται μέσω εμπειρικών δεικτών ή σχέσεων από τη βιβλιογραφία. Στην παρούσα εργασία εξετάζεται η περίπτωση θεώρησης ενός αναλογικού κανόνα κατά τον οποίο ισχύει ότι η παροχή άντλησης σε κάθε χρονική στιγμή είναι ανάλογη με την παροχή λυμάτων που εισέρχεται στον κόμβο άντλησης από τους ανάντη αγωγούς. Μία ακόμα προσέγγιση που εξετάζεται είναι η εφαρμογή βελτιστοποίησης με τη μέθοδο γενετικών αλγόριθμων, θεωρώντας ως μεταβλητές τις παροχές άντλησης στις ώρες του εικοσιτετράωρου. Σε κάθε περίπτωση, γίνεται η παραδοχή ότι δεν επιστρέφονται στο δίκτυο παραπροϊόντα από την επεξεργασία. Τα αποτελέσματα από τις δύο περιπτώσεις αναλύονται και συγκρίνονται, ώστε να προκύψουν κάποιες κατευθυντήριες γραμμές αναφορικά με τον χρονικό προγραμματισμό της άντλησης.

6.4.1 Θεώρηση αναλογικού κανόνα

Η θεώρηση ότι η παροχή άντλησης των λυμάτων σε κάθε χρονική στιγμή t , κατά την εφαρμογή της τεχνολογίας sewer mining, είναι συνάρτηση της εισερχόμενης παροχής στον κόμβο του δικτύου από τον οποίο πραγματοποιείται η άντληση των λυμάτων, γίνεται, στην συγκεκριμένη περίπτωση, θεωρώντας έναν συντελεστή αναλογίας, a . Ο συντελεστής αυτός είναι θετικός αριθμός και παίρνει θεωρητικά τιμές μεταξύ του διαστήματος $(0, 1)$, αφού για $a = 0$, δεν πραγματοποιείται άντληση, ενώ για $a = 1$ αντλείται όλη η παροχή που εισέρχεται στον κόμβο (δεν υπάρχει ροή προς τα κατάντη). Ωστόσο, όπως είναι εύλογο, οι μεγάλες τιμές του συντελεστή a που αντιστοιχούν σε μεγάλες παροχές άντλησης στις ώρες της ημέρας, δεν είναι εφαρμόσιμες, αφενός διότι είναι δύσκολο να κατασκευαστεί μονάδα επεξεργασίας με επαρκή

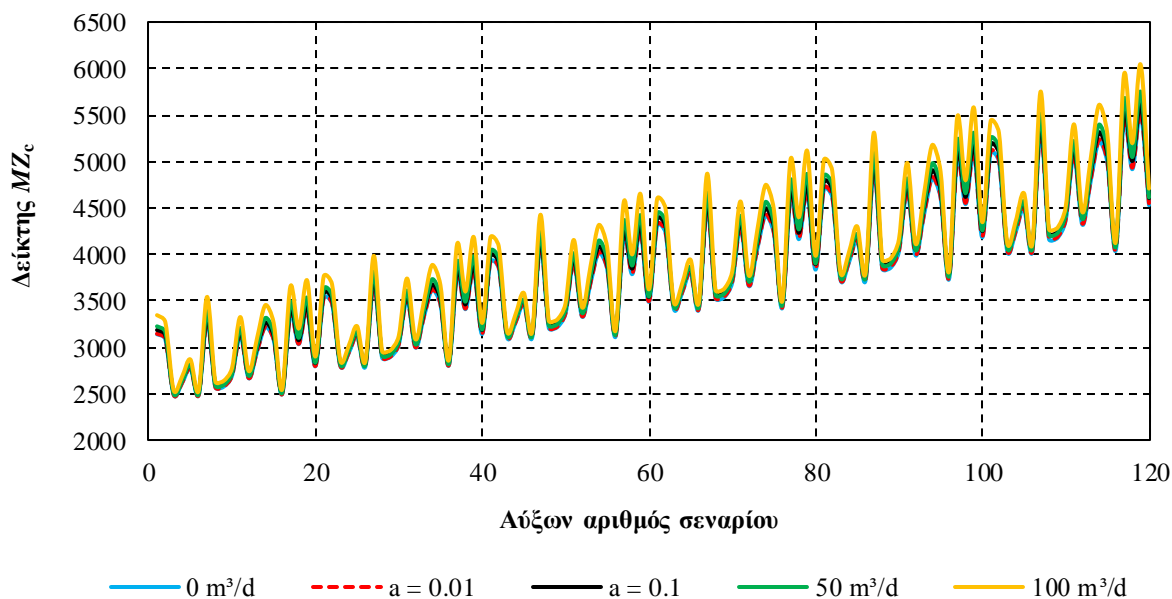
δυναμικότητα (διαφορετικά δεν πρόκειται πλέον για αποκεντρωμένη αλλά για κεντρική μονάδα επεξεργασίας) και αφετέρου επειδή δημιουργούνται σημαντικά προβλήματα στο δίκτυο (π.χ. σηπτικές συνθήκες, προβλήματα με την παρουσία αερίου υδρόθειου).

Ο κόμβος που επιλέγεται ως καταλληλότερος για την εφαρμογή SM από πλευράς παραγωγής υδρόθειου, είναι ο βέλτιστος κόμβος της περιοχής ID 3 του δικτύου (βλ. Σχήμα 6.4). Στην παρούσα εργασία επιλέγονται ενδεικτικές τιμές a μεταξύ 0.01 και 0.1. Η παροχή και το BOD₅ ακολουθούν την ίδια ωριαία διακύμανση και ο όγκος λυμάτων που αντλείται φέρει το αντίστοιχο φορτίο BOD₅. Για καθένα από τα 120 διαφορετικά σενάρια και για κάθε τιμή του συντελεστή a , υπολογίζεται ο τροποποιημένος δείκτης MZ_c για τη διαδρομή αγωγών από τον κόμβο εφαρμογής SM έως τον κόμβο εξόδου, χρησιμοποιώντας τη σχέση (5.31).

Σε όλες τις περιπτώσεις όπου εφαρμόζονται οι διάφορες τιμές του συντελεστή a και η παροχή άντλησης είναι ανάλογη με την εισερχόμενη παροχή στον κόμβο του δικτύου από τον οποίο αντλούνται τα λύματα, προκύπτουν καλύτερα αποτελέσματα (μικρότερες τιμές του δείκτη MZ_c), σε ό,τι αφορά την πιθανότητα παραγωγής υδρόθειου, σε σχέση με την περίπτωση κατά την οποία πραγματοποιείται άντληση με σταθερό ρυθμό. Φυσικά, στην περίπτωση που δεν υφίσταται άντληση, οι τιμές MZ_c είναι μικρότερες. Ωστόσο, οι διαφορές μεταξύ του σεναρίου χωρίς άντληση και του σεναρίου όπου ο συντελεστής a είναι ίσος με 0.01, είναι μηδαμινές (Σχήμα 6.18). Το ίδιο ισχύει και για τις άλλες τιμές του a , ενώ φαίνεται πως όσο αυξάνεται η ποσότητα λυμάτων που αντλείται (δηλαδή αυξάνεται ο συντελεστής a), τόσο οι τιμές MZ_c αρχίζουν να μεγαλώνουν. Οι διαφορές είναι μικρές και δεν έχει νόημα να αποδοθούν σε σχήμα. Οι μικρές διαφορές οφείλονται στο γεγονός ότι, για τις τιμές a μεταξύ 0.01 και 0.1, ο ημερήσιος όγκος λυμάτων που αντλείται με sewer mining από τον βέλτιστο κόμβο της περιοχής ID 3, σε σχέση με τον ημερήσιο όγκο λυμάτων που εισέρχεται στον κόμβο αυτό, είναι κατά πολύ μικρότερος. Συνεπώς, η άντληση δεν επηρεάζει σημαντικά το δίκτυο και οι τιμές MZ_c βρίσκονται πολύ κοντά στο μηδενικό σενάριο και έχουν μικρές αποκλίσεις μεταξύ τους.

Προκειμένου να διαπιστωθεί πώς συμπεριφέρεται το σύστημα όταν αντλούνται μεγάλες ποσότητες λυμάτων, εξετάζονται δύο περιπτώσεις με μεγάλες ημερήσιες παροχές άντλησης, και συγκεκριμένα 50 και 100 m³/d, υποθέτοντας σταθερό ρυθμό άντλησης. Καθώς δεν μπορεί να αντλείται όλη η εισερχόμενη παροχή του κόμβου σε καμία χρονική στιγμή και σε κανένα σενάριο άντλησης, η παροχή άντλησης επιλέγεται έτσι ώστε να είναι μικρότερη από την ελάχιστη παροχή λυμάτων που διέρχεται από τον κόμβο άντλησης. Όπως φαίνεται στο Σχήμα 6.18, αύξηση της παροχής άντλησης συνεπάγεται αύξηση των τιμών MZ_c , οι οποίες αποκλίνουν ολοένα και περισσότερο από τις αντίστοιχες του μηδενικού σεναρίου άντλησης.

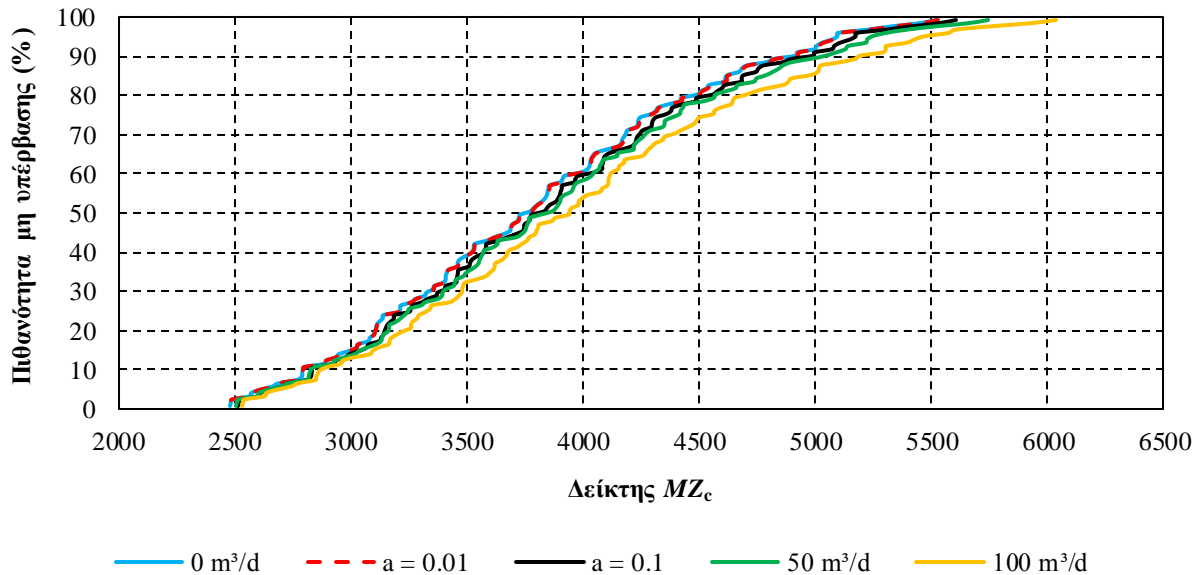
Διακρίνεται μια ανοδική πορεία του διαγράμματος όσο μεγαλώνει ο αύξων αριθμός του σεναρίου φόρτισης. Αυτό οφείλεται αποκλειστικά στο ότι τα 120 σεναρία φορτίσεων παρουσιάζονται σε έξι εικοσάδες, σε καθεμία από τις οποίες έχει ανατεθεί διαφορετική φόρτιση BOD₅, με τις φορτίσεις να αυξάνονται ανά εικοσάδα (40, 45, 50, 55, 60 και 65 g/cap/d σε κάθε εικοσάδα αντίστοιχα). Μεγαλύτερο φορτίο BOD₅ συνεπάγεται υψηλότερες τιμές Z στους αγωγούς και τελικά μεγαλύτερη τιμή MZ_c που αντιστοιχεί σε κάθε διαδρομή.



Σχήμα 6.18 Τιμή δείκτη MZ_c διαδρομής αγωγών από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining στην περιοχή ID 3 έως την έξοδο του δικτύου για διάφορα σεναρία άντλησης (ένα σημείο εφαρμογής sewer mining στο δίκτυο).

Στο επόμενο σχήμα απεικονίζεται η πιθανότητα μη υπέρβασης που αντιστοιχεί σε μία συγκεκριμένη τιμή του δείκτη MZ_c της διαδρομής από τον βέλτιστο κόμβο της περιοχής ID 3 έως τον κόμβο εξόδου, αναφορικά με τα σεναρία άντλησης στο Σχήμα 6.18. Σε ό,τι αφορά τα σεναρία άντλησης όπου η παροχή άντλησης θεωρείται ανάλογη με την εισερχόμενη παροχή στον κόμβο άντλησης (με τον συντελεστή a να κυμαίνεται μεταξύ 0.01 και 0.1) η πιθανότητα μη υπέρβασης είναι της τάξης του 99% σε τιμές του δείκτη MZ_c λίγο μεγαλύτερες από 5 500. Αυτό σημαίνει ότι για το σύνολο των 120 διαφορετικών σεναρίων φορτίσεων, όταν αντλείται η αντίστοιχη παροχή, όλες οι υπολογιζόμενες τιμές του δείκτη MZ_c για τη διαδρομή από το σημείο εφαρμογής sewer mining έως την έξοδο του δικτύου, είναι μικρότερες ή ίσες από ~ 5 530 - 5 610. Οι πιθανότητες μη υπέρβασης της τιμής $Z = 5 500$ που αντιστοιχούν στα σεναρία άντλησης 50 και 100 m³/d, για σταθερό ρυθμό άντλησης, είναι περίπου ίσες με 97% και 95%

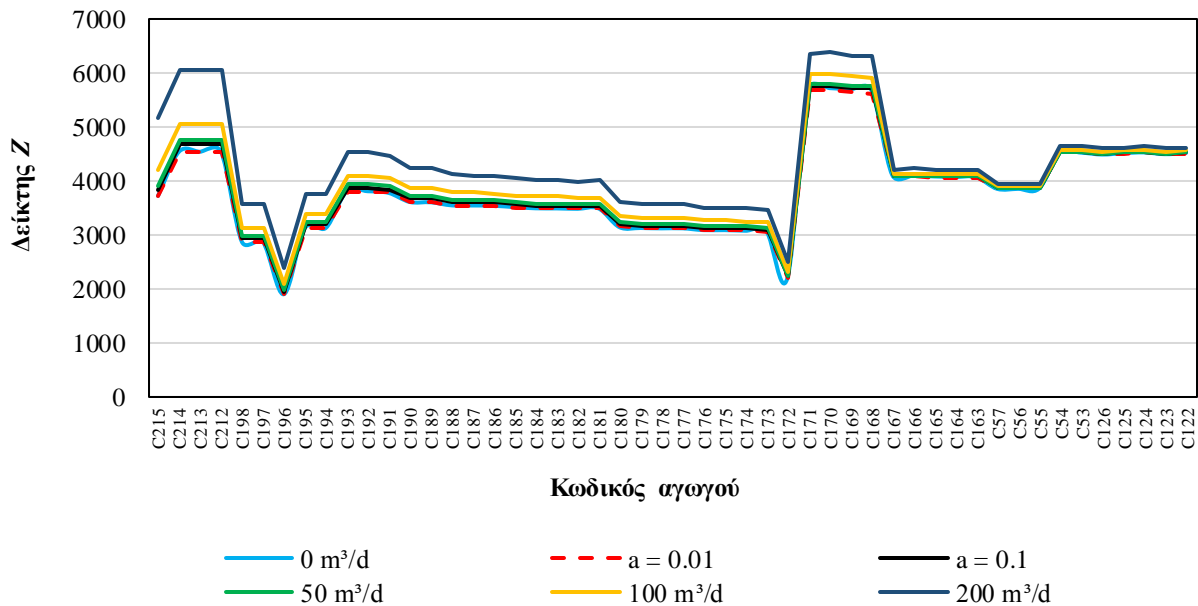
αντίστοιχα. Επομένως π.χ. για το σενάριο άντλησης $100 \text{ m}^3/\text{d}$, μόνο περίπου το 5% των σεναρίων διαφορετικών φορτίσεων εμφανίζει τιμή του δείκτη MZ_c μεγαλύτερη από 5 500. Αντίστροφα, πιθανότητα μη υπέρβασης της τάξης του 99%, εμφανίζεται για τα ίδια σεναρία άντλησης, σε τιμές του δείκτη MZ_c περίπου ίσες με 5 740 και 6 040 αντίστοιχα.



Σχήμα 6.19 Αναμενόμενη τιμή του δείκτη MZ_c διαδρομής αγωγών από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining στην περιοχή ID 3 έως την έξοδο του δικτύου για μία πιθανότητα μη υπέρβασης σε διάφορα σεναρία άντλησης (ένα σημείο εφαρμογής sewer mining στο δίκτυο).

Οι διαφορές στην τιμή του δείκτη MZ_c της διαδρομής για τα διάφορα σεναρία άντλησης φαίνονται λεπτομερέστερα στο ακόλουθο σχήμα που αφορά ένα μέσο σενάριο παραγωγής υδρόθειου. Στο σενάριο αυτό υποτίθενται τιμές παροχής και φορτίου BOD_5 που δίνουν ως αποτέλεσμα, μετά από την προσομοίωση του δικτύου, μέσες τιμές του δείκτη Z στους αγωγούς, σε σχέση με τα σεναρία φορτίσεων που εξετάστηκαν. Κατά το σενάριο αυτό, η ελάχιστη παροχή λυμάτων που εισέρχεται στον κόμβο άντλησης επιτρέπει την επιπρόσθετη θεώρηση παροχής άντλησης με σταθερό ρυθμό $200 \text{ m}^3/\text{d}$. Η τιμή που αναγράφεται στον κατακόρυφο άξονα του διαγράμματος έχει υπολογιστεί ως το ποσοστό 75% των τιμών που παίρνει ο δείκτης Z σε κάθε αγωγό μέσα στο εικοσιτετράωρο. Παρατηρείται ότι όσο αυξάνεται η παροχή άντλησης, τόσο αυξάνεται και η τιμή του δείκτη Z σε κάθε αγωγό της διαδρομής, με εμφανέστερες διαφορές για παροχές άντλησης μεγαλύτερες από $50 \text{ m}^3/\text{d}$. Να σημειωθεί πως το όριο $Z_{\text{επιτρ}} = 7 500$ δεν υπερβαίνεται σε κανέναν αγωγό της διαδρομής. Οι διαφορές μειώνονται προς την έξοδο του δικτύου, καθώς οι παροχές που διέρχονται από τους κατάντη αγωγούς είναι

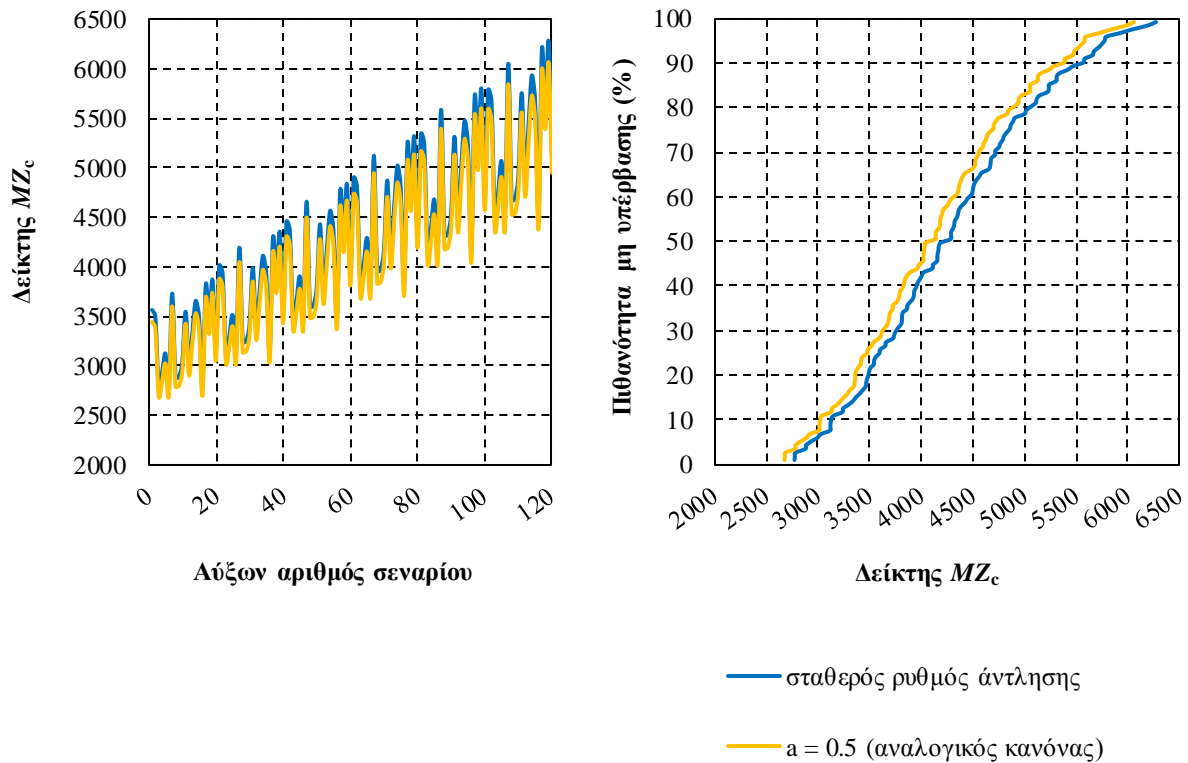
σημαντικές και η επιρροή από την εφαρμογή sewer mining έχει εξασθενήσει προς την έξοδο του δικτύου (εφόσον δεν αφαιρούνται λύματα από το σύστημα σε σημείο κατάντη του υφιστάμενου σημείου εφαρμογής SM, πλησιέστερα προς την έξοδο).



Σχήμα 6.20 Τιμή δείκτη Z για κάθε αγωγό της διαδρομής από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining στην περιοχή ID 3 έως την έξοδο του δικτύου σε διάφορα σενάρια άντλησης για ένα μέσο σενάριο παραγωγής υδρόθειου (ένα σημείο εφαρμογής sewer mining στο δίκτυο).

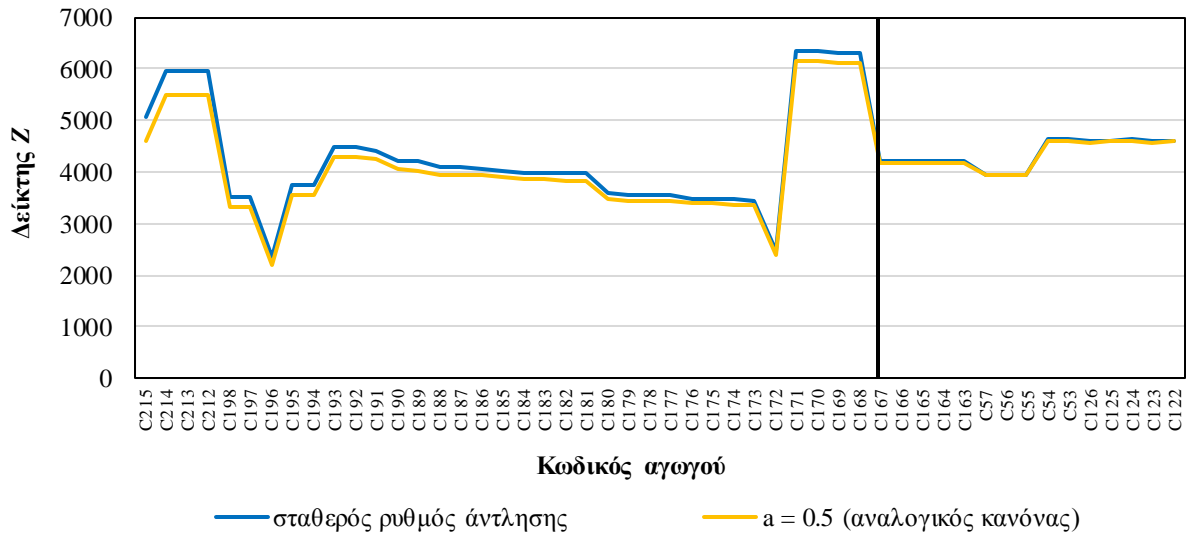
Αξίζει επίσης να γίνει μια σύγκριση μεταξύ της περίπτωσης όπου αντλούνται λύματα με σταθερό ρυθμό και της περίπτωσης όπου πραγματοποιείται άντληση βάσει του αναλογικού κανόνα, για τον ίδιο ημερήσιο όγκο άντλησης. Προκύπτουν για όλες τις εξεταζόμενες περιπτώσεις του συντελεστή a ($a = 0.01$ και $a = 0.1$) μικρότερες τιμές του δείκτη MZ_c , σε σχέση με την άντληση με σταθερό ρυθμό, για τον ίδιο όγκο άντλησης μέσα στην ημέρα, επομένως παρατηρείται βελτίωση. Οι διαφορές είναι μικρές όσο ο ημερήσιος όγκος άντλησης είναι μικρός (σε σύγκριση με τον όγκο λυμάτων που εισέρχεται στον κόμβο άντλησης) και δεν έχει νόημα η απόδοσή τους σε σχήμα. Ωστόσο, για ένα θεωρητικό σενάριο άντλησης με μεγάλο συντελεστή αναλογίας, π.χ. $a = 0.5$, για τις δύο περιπτώσεις άντλησης, προκύπτει μικρή αλλά αισθητή βελτίωση, όπως φαίνεται στο πρώτο διάγραμμα του σχήματος που ακολουθεί. Σημειώνεται ότι, αναφορικά με την περίπτωση σταθερού ρυθμού άντλησης, υπολογίζεται ο συνολικός ημερήσιος όγκος άντλησης με τον αναλογικό κανόνα, για συντελεστή $a = 0.5$ και ισομοιράζεται στο εικοσιτετράωρο. Η ίδια εικόνα φαίνεται και στο δεύτερο διάγραμμα, όπου απεικονίζεται η πιθανότητα μη υπέρβασης για μία τιμή του δείκτη MZ_c για τα 120 σενάρια

φορτίσεων. Διαπιστώνεται ότι οι τιμές πιθανότητες μη υπέρβασης είναι μεγαλύτερες στην περίπτωση της άντλησης κατά τον αναλογικό κανόνα, δηλαδή επιτυγχάνεται μεγαλύτερη αξιοπιστία.



Σχήμα 6.21 Σύγκριση μεταξύ άντλησης με σταθερό ρυθμό και άντλησης βάσει του αναλογικού κανόνα για τον χρονικό προγραμματισμό της άντλησης (ένα σημείο εφαρμογής sewer mining στο δίκτυο). Στο πρώτο διάγραμμα φαίνεται η τιμή του δείκτη MZ_c της διαδρομής αγωγών από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining στην περιοχή ID 3 έως την έξοδο του δικτύου, στις δύο περιπτώσεις άντλησης. Στο δεύτερο διάγραμμα απεικονίζεται η πιθανότητα μη υπέρβασης για μία τιμή του δείκτη, επίσης στις δύο περιπτώσεις άντλησης.

Στο Σχήμα 6.22 διακρίνονται οι διαφορές των τιμών Z για ένα μέσο σενάριο παραγωγής υδρόθειου στις δύο περιπτώσεις άντλησης, οι οποίες, όπως αναφέρθηκε και στο Σχήμα 6.20, μειώνονται προς την έξοδο του δικτύου (αγωγοί C167 - C122).



Σχήμα 6.22 Τιμή δείκτη Z για κάθε αγωγό της διαδρομής από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining στην περιοχή ID 3 έως την έξοδο του δικτύου για δύο διαφορετικούς τρόπους άντλησης του ίδιου ημερήσιου όγκου λυμάτων σε ένα μέσο σενάριο παραγωγής υδρόθειου (ένα σημείο εφαρμογής sewer mining στο δίκτυο).

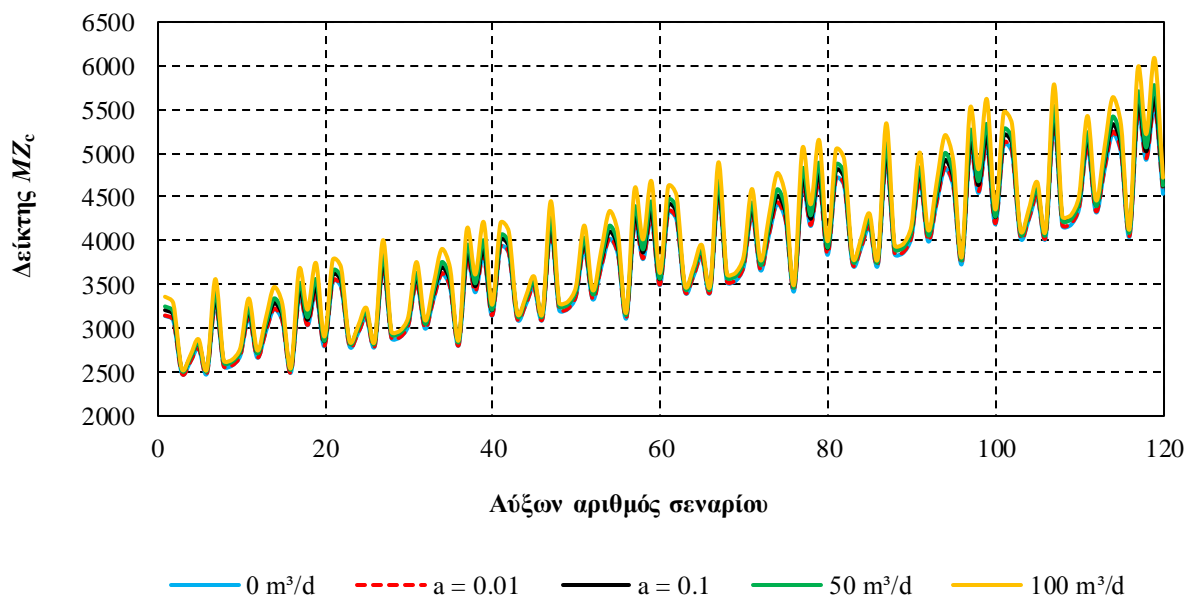
Η εφαρμογή της τεχνολογίας sewer mining σε ένα δίκτυο μπορεί να πραγματοποιηθεί σε περισσότερα από ένα σημεία του, γεγονός που προκαλεί μεταβολές στη συνολική ροή. Αυτό συμβαίνει διότι, τουλάχιστον στα δίκτυα βαρύτητας με δενδροειδή μορφή όπου δεν υπάρχει αναστροφή της ροής, η εφαρμογή SM επηρεάζει τη ροή στους κατάντη αγωγούς του δικτύου τόσο ποσοτικά, όσο και ποιοτικά. Επομένως, κάθε φορά που προστίθεται μία μονάδα SM σε νέο σημείο του δικτύου, η εικόνα της ροής αλλάζει. Οι αλλαγές αυτές είναι λιγότερο ή περισσότερο αισθητές, ανάλογα με τον πρόσθετο όγκο λυμάτων που αντλείται από το δίκτυο και με τα παραπροϊόντα της επεξεργασίας που επιστρέφονται στο δίκτυο.

Στην παρούσα εργασία, από το μέτωπο Pareto στο Σχήμα 6.4, οι θέσεις που ενδύκνυνται για τη χωροθέτηση μονάδων SM στο δίκτυο είναι οι δύο βέλτιστοι κόμβοι των περιοχών ID 3 και ID 22. Προηγουμένως εξετάστηκε η εφαρμογή SM με άντληση από έναν κόμβο του δικτύου μεμονωμένα (τον βέλτιστο κόμβο της περιοχής ID 3). Στη συνέχεια, εξετάζεται η διαφοροποίηση που προκαλείται στην παραγωγή υδρόθειου όταν εφαρμόζεται sewer mining με λειτουργία μίας ακόμα μονάδας στον βέλτιστο κόμβο της περιοχής ID 22. Η θεώρηση ότι οι παροχές άντλησης από τους βέλτιστους κόμβους των περιοχών ID 3 και ID 22 είναι ανάλογες σε κάθε χρονική στιγμή με τις αντίστοιχες παροχές λυμάτων που εισέρχονται σε αυτούς από τους ανάντη αγωγούς ισχύει και για τους δύο κόμβους.

Εξετάζονται και εδώ τα σενάρια άντλησης που εξετάστηκαν προηγουμένως, για διάφορες τιμές του συντελεστή a , μαζί με τα σενάρια άντλησης 50 και 100 m³/d με σταθερό ρυθμό άντλησης, για λόγους σύγκρισης. Κατά την προσομοίωση μέσω του μοντέλου SWMM, θεωρείται ο ίδιος συντελεστής αναλογίας, a , όπως επίσης η ίδια παροχή άντλησης στα σενάρια των 50 και 100 m³/d και για τους δύο κόμβους.

Τα διαγράμματα που ακολουθούν αφορούν τη διαδρομή από τον πρώτο κόμβο εφαρμογής SM (της περιοχής ID 3) έως την έξοδο του δικτύου, δηλαδή ακριβώς την ίδια διαδρομή στην οποία αντιστοιχούν τα παραπάνω διαγράμματα (Σχήμα 6.18 έως Σχήμα 6.22). Άλλωστε, ο κόμβος αυτός βρίσκεται ανάντη του βέλτιστου κόμβου της περιοχής ID 22 και η άντληση λυμάτων μέσω SM επηρεάζει σε μεγαλύτερο εύρος το δίκτυο, από πλευράς παραγωγής υδρόθειου.

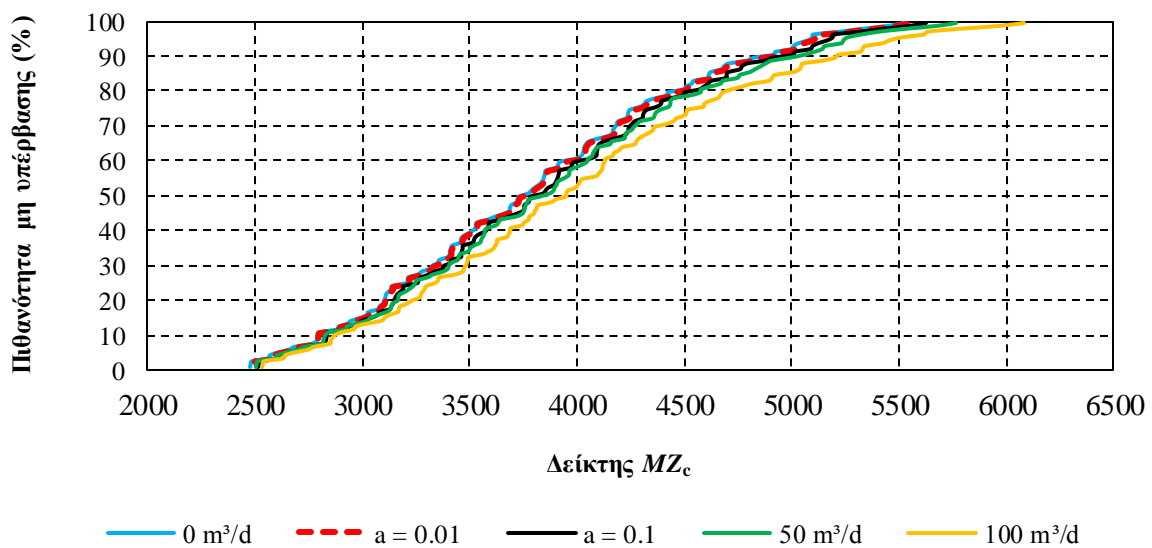
Στο Σχήμα 6.23 φαίνεται η διαφοροποίηση των τιμών του δείκτη MZ_c που αφορά τη διαδρομή αγωγών, για τα διάφορα σενάρια άντλησης. Όπως και στο Σχήμα 6.18, έτσι και εδώ, η τιμή του δείκτη αυξάνεται όσο μεγαλώνει ο συντελεστής a , δηλαδή όσο αυξάνεται ο όγκος των λυμάτων που αντλούνται.



Σχήμα 6.23 Τιμή δείκτη MZ_c διαδρομής αγωγών από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining στην περιοχή ID 3 έως την έξοδο του δικτύου για διάφορα σενάρια άντλησης (δύο σημεία εφαρμογής sewer mining στο δίκτυο).

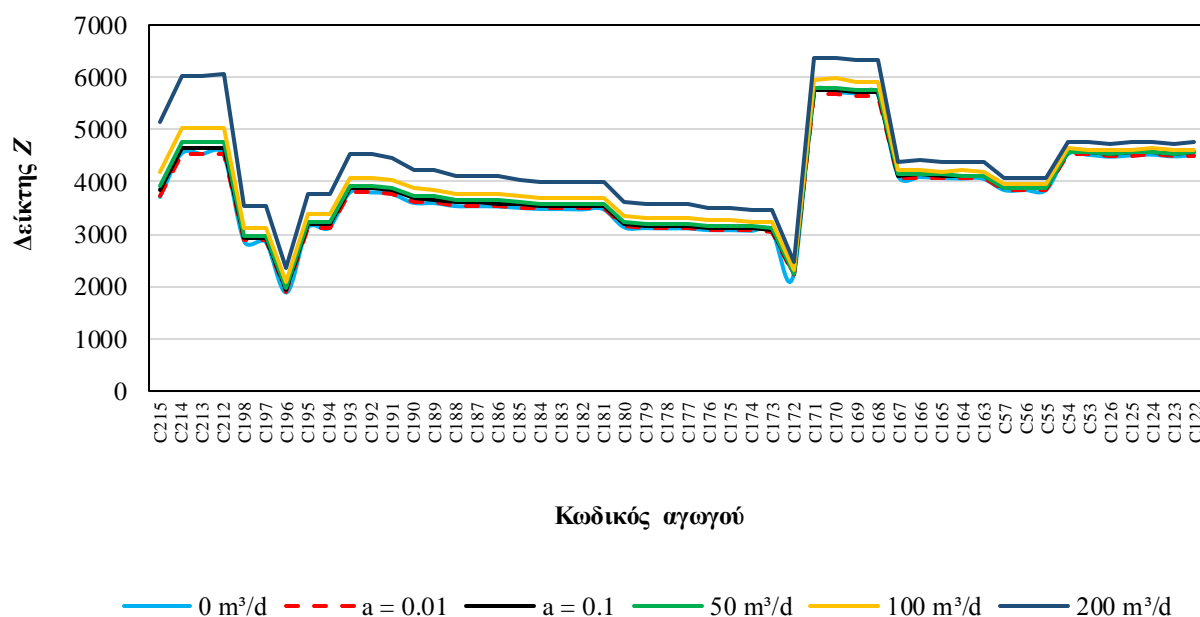
Στο Σχήμα 6.24, όπου απεικονίζεται η τιμή του δείκτη MZ_c για μία πιθανότητα υπέρβασης, σε διάφορα σενάρια άντλησης, όσον αφορά τη διαδρομή από το κόμβο εφαρμογής SM στην

περιοχή ID 3 έως την έξοδο του δικτύου, προκύπτει παρόμοια εικόνα με αυτή στο Σχήμα 6.19, με τη διαφορά ότι οι τιμές του δείκτη MZ_c είναι αυξημένες. Το γεγονός αυτό υποδηλώνει ότι η άντληση λυμάτων από περισσότερα του ενός σημεία του δικτύου επιβαρύνει τους αγωγούς, με την επιβάρυνση αυτή να είναι μεγαλύτερη όσο μεγαλύτερος είναι ο ημερήσιος όγκος λυμάτων που αντλείται. Συγκεκριμένα, σχετικά με τα σενάρια άντλησης όπου η παροχή άντλησης είναι ανάλογη με την εισερχόμενη παροχή στον κόμβο άντλησης (όπου a κυμαίνεται μεταξύ 0.01 και 0.1) εμφανίζεται πιθανότητα μη υπέρβασης της τάξης του 99% σε τιμές MZ_c λίγο μεγαλύτερες από 5 500. Κατά την άντληση με τη θεώρηση του αναλογικού κανόνα, όλες οι υπολογιζόμενες τιμές του δείκτη MZ_c , για τη διαδρομή από το σημείο εφαρμογής sewer mining έως την έξοδο του δικτύου, είναι μικρότερες ή ίσες από $\sim 5\,530 - 5\,620$. Οι πιθανότητες μη υπέρβασης της τιμής $Z = 5\,500$ που αντιστοιχούν στα σενάρια άντλησης 50 και 100 m^3/d , για σταθερό ρυθμό άντλησης, είναι περίπου ίσες με 97% και 94% αντίστοιχα. Επομένως π.χ. για το σενάριο άντλησης 100 m^3/d , μόνο περίπου το 6% των σεναρίων διαφορετικών φορτίσεων δίνει τιμή MZ_c μεγαλύτερη από 5 500. Αντίστροφα, πιθανότητα μη υπέρβασης της τάξης του 99%, εμφανίζεται για τα ίδια σενάρια άντλησης, σε τιμές MZ_c περίπου ίσες με 5 760 και 6 080.



Σχήμα 6.24 Τιμή δείκτη MZ_c διαδρομής αγωγών από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining στην περιοχή ID 3 έως την έξοδο του δικτύου για μία πιθανότητα μη υπέρβασης σε διάφορα σενάρια άντλησης (δύο σημεία εφαρμογής sewer mining στο δίκτυο).

Το Σχήμα 6.25 για το μέσο σενάριο παραγωγής υδρόθειου, παρουσιάζεται σε αντιστοιχία με το Σχήμα 6.20. Διαπιστώνεται και εδώ ότι οι τιμές Z αυξάνονται για μεγαλύτερες τιμές παροχών άντλησης.

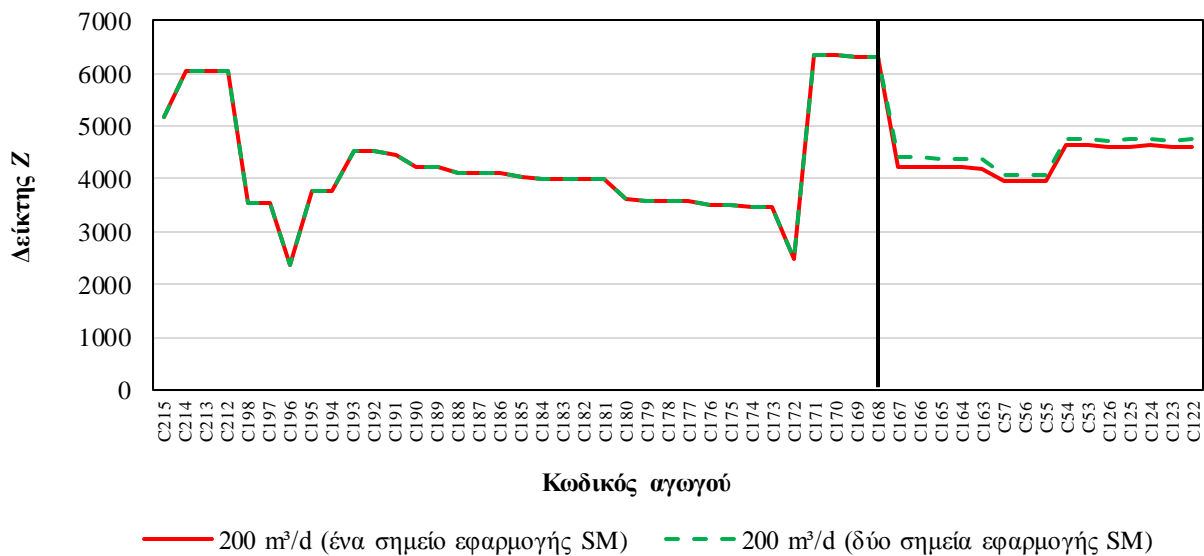


Σχήμα 6.25 Τιμή δείκτη Z για κάθε αγωγό της διαδρομής από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining στην περιοχή ID 3 έως την έξοδο του δικτύου σε διάφορα σενάρια άντλησης για ένα μέσο σενάριο παραγωγής υδρόθειου (δύο σημεία εφαρμογής sewer mining στο δίκτυο).

Αξία έχει να παρατηρηθούν συγκριτικά το Σχήμα 6.20 και το Σχήμα 6.25, για την επισημάνση των διαφορών στις τιμές του δείκτη Z των αγωγών της ίδιας διαδρομής, όταν πραγματοποιείται άντληση με SM από έναν μόνο κόμβο ή από δύο κόμβους του δικτύου ταυτόχρονα. Στην περίπτωση που πραγματοποιείται άντληση και από τους δύο βέλτιστους κόμβους (των περιοχών ID 3 και ID 22), οι διαφορές σε σχέση με την άντληση μεμονωμένα από έναν κόμβο (της περιοχής ID 3) ανάμεσα στις τιμές του δείκτη Z , διακρίνονται μόνο σε εκείνο το τμήμα της διαδρομής που είναι κοινό κατά τη ροή των λυμάτων από τους κόμβους προς την έξοδο του δικτύου. Το υπόλοιπο τμήμα της διαδρομής από τον κόμβο της περιοχής ID 3 έως την έξοδο δεν επηρεάζεται, αφού δεν συνδέεται με τους αγωγούς που μεταφέρουν τη μειωμένη ροή από τον κόμβο της περιοχής ID 22 έως την έξοδο. Το κοινό τμήμα αφορά στην προκειμένη περίπτωση τους αγωγούς C167 - C122. Οι διαφορές για τις μικρότερες παροχές άντλησης (συντελεστής a μεταξύ 0.01 και 0.1 και παροχές μικρότερες από 100 m³/d) στις δύο περιπτώσεις είναι μικρές.

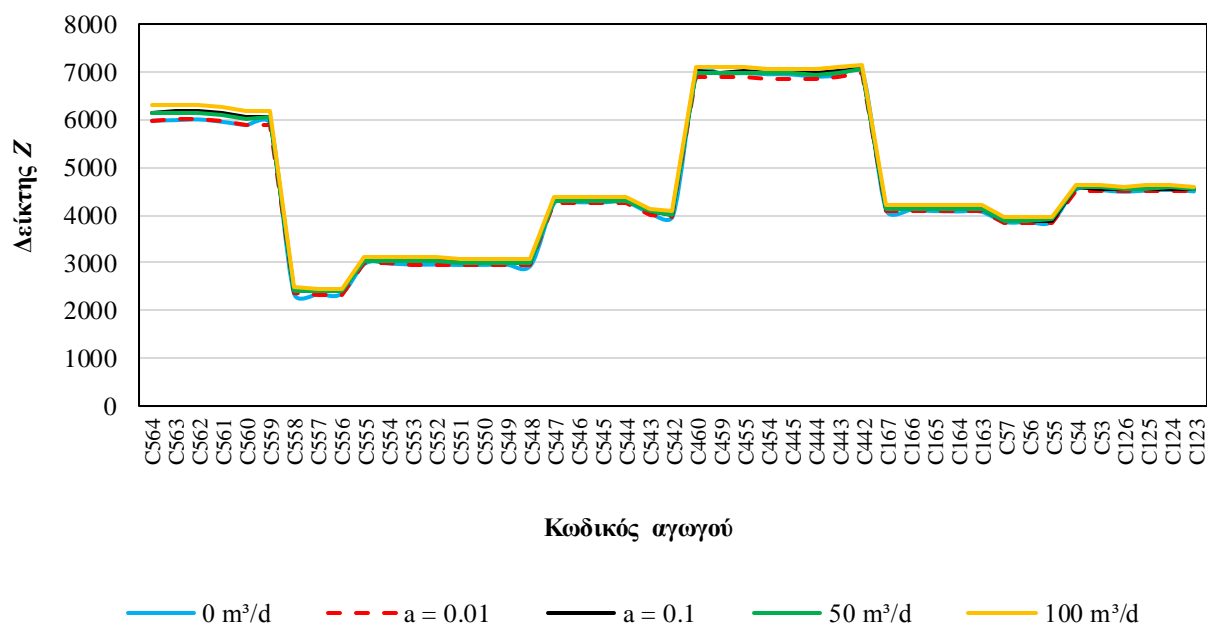
Ωστόσο, στις μεγαλύτερες παροχές, η διαφοροποίηση είναι σημαντική, όπως προκύπτει και από το Σχήμα 6.26, όπου απεικονίζονται οι τιμές Z στους αγωγούς της διαδρομής για τις δυο περιπτώσεις εφαρμογής SM, θεωρώντας μεγάλη τιμή της παροχής άντλησης, ίση με 200 m³/d.

Επιπλέον, στο Σχήμα 6.25 υπάρχουν σημαντικές διαφοροποιήσεις στις τιμές Z στους αγωγούς προς την έξοδο του δικτύου για τα διάφορα σενάρια άντλησης, σε σύγκριση με το Σχήμα 6.20, αφού πραγματοποιείται sewer mining σε δύο κόμβους και μάλιστα ο κόμβος της περιοχής ID 22 βρίσκεται πλησιέστερα στην έξοδο σε σχέση με τον κόμβο της περιοχής ID 3, άρα η επιρροή της τεχνολογίας SM στην παραγωγή υδρόθειου είναι αισθητή.



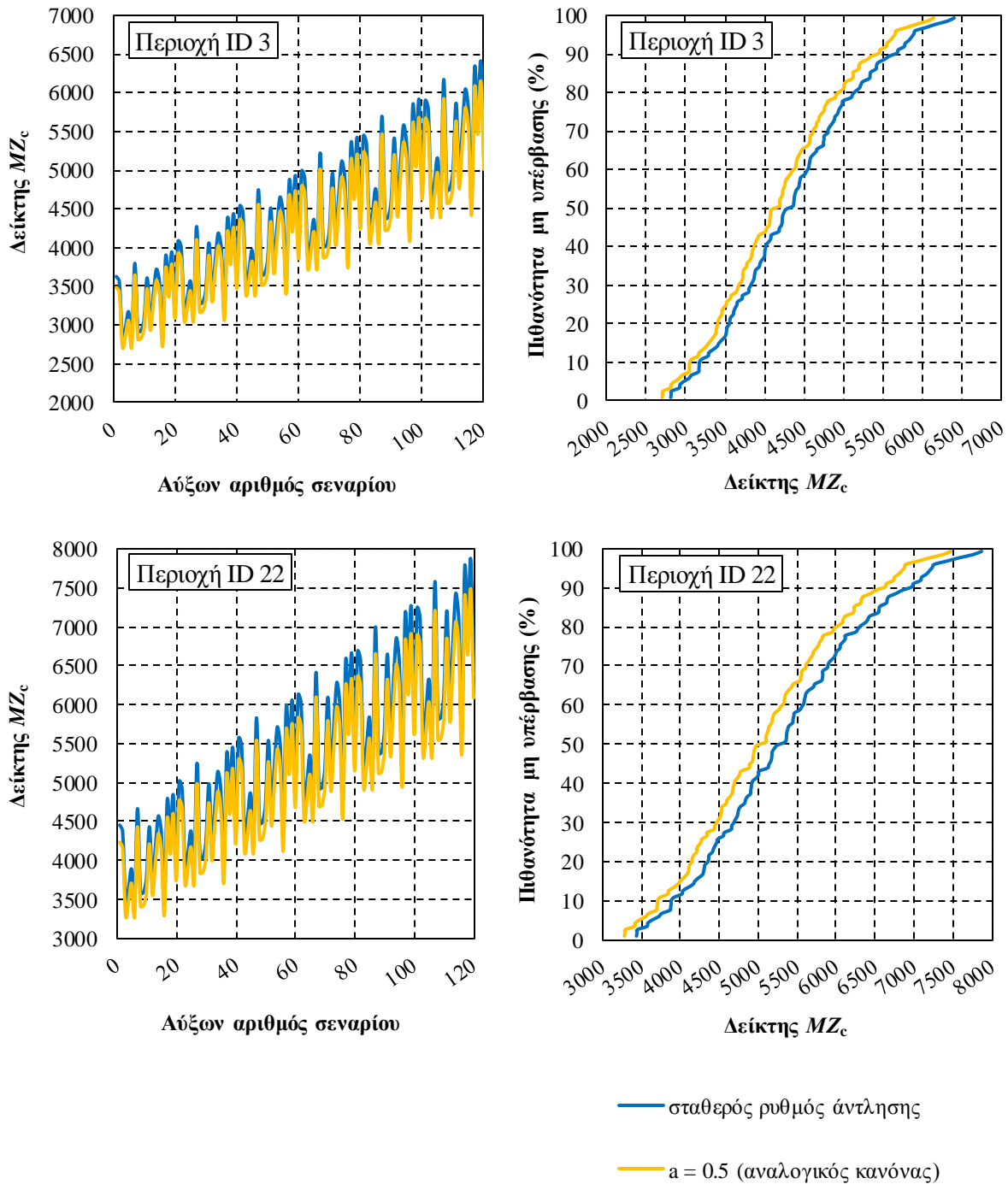
Σχήμα 6.26 Τιμή δείκτη Z για κάθε αγωγό της διαδρομής από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining στην περιοχή ID 3 έως την έξοδο του δικτύου σε σενάριο σταθερού ρυθμού άντλησης $200 \text{ m}^3/\text{d}$, για ένα μέσο σενάριο παραγωγής υδρόθειου και εφαρμογής sewer mining i) σε έναν κόμβο και ii) σε δύο κόμβους του δικτύου.

Στο Σχήμα 6.27 φαίνονται οι τιμές του δείκτη Z για τους αγωγούς της διαδρομής από τον κόμβο εφαρμογής της περιοχής ID 22 έως τον κόμβο εξόδου, για το ίδιο μέσο σενάριο παραγωγής υδρόθειου και για τα διάφορα σενάρια άντλησης. Τα συμπεράσματα που προκύπτουν είναι όμοια με αυτά που αναφέρθηκαν για το Σχήμα 6.25.



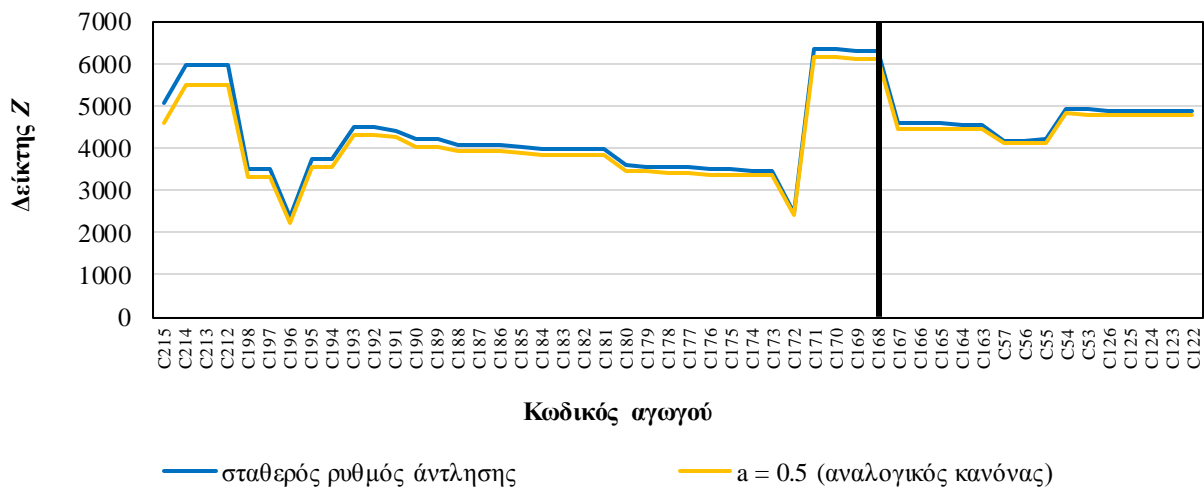
Σχήμα 6.27 Τιμή δείκτη Z για κάθε αγωγό της διαδρομής από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining στην περιοχή ID 22 έως την έξοδο του δικτύου σε διάφορα σενάρια άντλησης για ένα μέσο σενάριο παραγωγής υδρόθειου (δύο σημεία εφαρμογής sewer mining στο δίκτυο).

Ακολούθως γίνεται σύγκριση μεταξύ της περίπτωσης άντλησης με σταθερό ρυθμό και της άντλησης με θεώρηση αναλογικού κανόνα, για συντελεστή αναλογίας ίσο με $a = 0.5$. Στο Σχήμα 6.28 απεικονίζονται τα αντίστοιχα διαγράμματα με αυτά στο Σχήμα 6.21, τα οποία αφορούν τη διαδρομή αγωγών από τον βέλτιστο κόμβο της περιοχής ID 3 έως τον κόμβο εξόδου. Διαπιστώνεται πάλι ότι κατά τη θεώρηση αναλογικού κανόνα οι πιθανότητες μη υπέρβασης είναι αυξημένες σε σχέση με το σενάριο άντλησης με σταθερό ρυθμό. Στη συνέχεια του σχήματος απεικονίζονται τα ίδια διαγράμματα, αυτή τη φορά για τη διαδρομή αγωγών από τον κόμβο της περιοχής ID 22 όπου εφαρμόζεται επίσης sewer mining. Προκύπτουν τα ίδια συμπεράσματα, όσον αφορά τη σύγκριση ανάμεσα στα δύο σενάρια άντλησης. Αξίζει να σημειωθεί ότι η υπέρβαση παρουσιάζεται για σημαντικά μεγάλη παροχή άντλησης (θεωρητικά αντλείται το 50% της εισερχόμενης παροχής στον κόμβο εφαρμογής sewer mining).

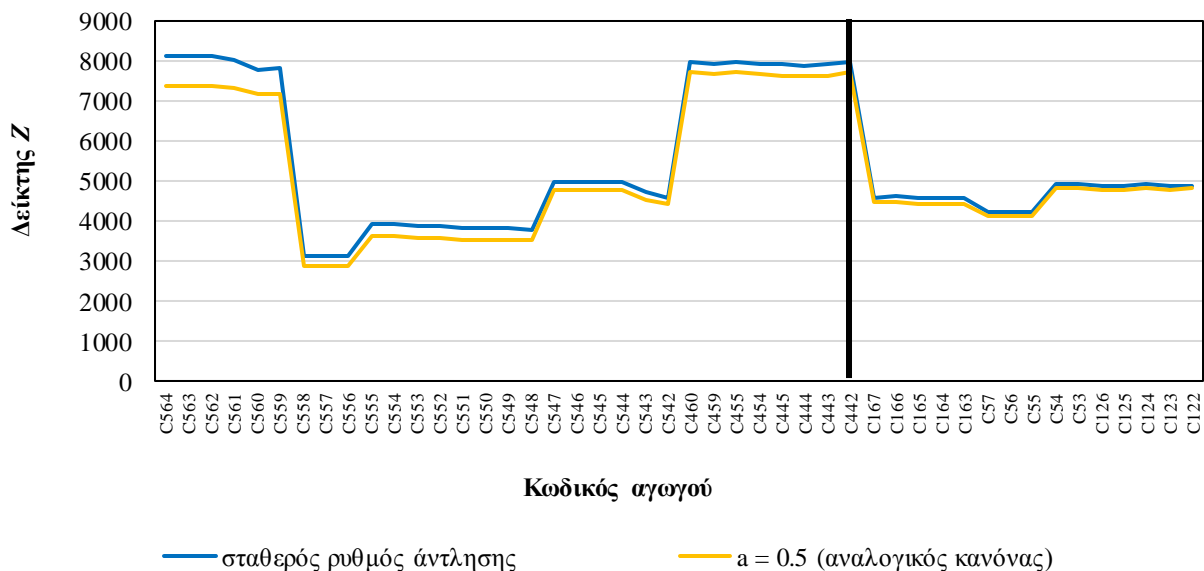


Σχήμα 6.28 Σύγκριση μεταξύ άντλησης με σταθερό ρυθμό και άντλησης βάσει του αναλογικού κανόνα για τον χρονικό προγραμματισμό της άντλησης (δύο σημεία εφαρμογής sewer mining στο δίκτυο). Στο πρώτο διάγραμμα φαίνεται η τιμή του δείκτη MZ_c της διαδρομής από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining στην περιοχή ID 3 έως την έξοδο του δικτύου, στις δύο περιπτώσεις άντλησης. Στο δεύτερο διάγραμμα απεικονίζεται η πιθανότητα μη υπέρβασης για μία τιμή του δείκτη, στις δύο περιπτώσεις άντλησης. Το τρίτο και το τέταρτο διάγραμμα είναι τα αντίστοιχα διαγράμματα που αφορούν την περιοχή ID 22.

Στα ακόλουθα σχήματα απεικονίζονται οι τιμές του δείκτη Z στους αγωγούς που απαρτίζουν τις δύο διαδρομές από τα σημεία εφαρμογής SM έως την έξοδο του δικτύου, σε ένα μέσο σενάριο παραγωγής υδρόθειου.



Σχήμα 6.29 Τιμή δείκτη Z για κάθε αγωγό της διαδρομής από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining στην περιοχή ID 3 έως την έξοδο του δικτύου για δύο διαφορετικούς τρόπους άντλησης του ίδιου ημερήσιου όγκου λυμάτων σε ένα μέσο σενάριο παραγωγής υδρόθειου (δύο σημεία εφαρμογής sewer mining στο δίκτυο).



Σχήμα 6.30 Τιμή δείκτη Z για κάθε αγωγό της διαδρομής από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining στην περιοχή ID 22 έως την έξοδο του δικτύου για δύο διαφορετικούς τρόπους άντλησης του ίδιου ημερήσιου όγκου λυμάτων σε ένα μέσο σενάριο παραγωγής υδρόθειου (δύο σημεία εφαρμογής sewer mining στο δίκτυο).

Στο Σχήμα 6.29, συγκριτικά με το Σχήμα 6.22, παρατηρείται ότι οι τιμές του δείκτη Z είναι ίσες με τις τιμές που προέκυψαν από την εφαρμογή sewer mining μόνο σε έναν κόμβο, στο τμήμα αγωγών C215 - C168, που δεν είναι κοινό για τις δύο διαδρομές αγωγών, ενώ είναι αυξημένες, λόγω της επιρροής από την άντληση λυμάτων και από δεύτερο κόμβο του δικτύου, στο κοινό τμήμα C167 - C122. Αυτό ισχύει και για τους δύο τρόπους άντλησης. Επίσης, στο Σχήμα 6.29, φαίνεται η επιρροή που έχει η άντληση από δεύτερο, κατάντη κόμβο, στους αγωγούς προς την έξοδο του δικτύου, όπου οι διαφορές των τιμών Z είναι διακριτές, σε σχέση με τις αντίστοιχες διαφορές στο Σχήμα 6.22.

Παρόμοια εικόνα παρουσιάζεται και στο Σχήμα 6.30, που αφορά τη διαδρομή αγωγών από τον κόμβο της περιοχής ID 22 έως την έξοδο. Παρατηρείται υπέρβαση του ορίου στην αρχή της διαδρομής (τμήμα C564 - C559) μόνο για το σενάριο άντλησης με σταθερό ρυθμό άντλησης και στο τμήμα C460 - C442 και για τα δύο σενάρια άντλησης. Τονίζεται ότι αντλείται ένα μεγάλο ποσοστό της διερχόμενης παροχής και για αυτό το λόγο αναμένονται υψηλές τιμές του δείκτη Z .

Η διαδικασία που περιγράφεται στην ενότητα αυτή υλοποιείται στο MATLAB μέσω μίας συνάρτησης. Η συνάρτηση δέχεται ως εισόδους από τον χρήστη τον συντελεστή αναλογίας a , τις ονομασίες των κόμβων του δικτύου όπου εφαρμόζεται sewer mining, τον αριθμό των μονάδων SM που λειτουργούν και τα στοιχεία για την παροχή και τη συγκέντρωση BOD_5 των λυμάτων που εισέρχονται στους κόμβους εφαρμογής της τεχνολογίας (όπως αυτά έχουν προκύψει από τις προσομοιώσεις για τα 120 σενάρια φορτίσεων που έχουν προηγηθεί). Στη συνέχεια, καταρτίζονται για κάθε σενάριο φόρτισης και για κάθε κόμβο εφαρμογής της τεχνολογίας SM οι αντίστοιχες χρονοσειρές για την παροχή άντλησης και για το φορτίο BOD_5 των λυμάτων που απομακρύνονται μέσω άντλησης (πολλαπλασιάζονται κάθε φορά οι παροχές του ανάντη αγωγού επί τον συντελεστή αναλογίας a , ενώ σε περίπτωση που οι μονάδες είναι περισσότερες από μία, η χρονοσειρά πολλαπλασιάζεται επί τον αριθμό των μονάδων) και τροποποιούνται κατάλληλα τα αρχεία `inpfiles`, με την εισαγωγή των χρονοσειρών αυτών. Επαναλαμβάνονται κατόπιν οι 120 προσομοιώσεις, με εκτέλεση του μοντέλου SWMM που λαμβάνει επιπλέον ως εισόδους τα νέα αρχεία `inpfiles`. Η συνάρτηση υπολογίζει για κάθε σενάριο φόρτισης τις τιμές Z (ως το ποσοστό 75% των τιμών Z μέσα στο εικοσιτετράωρο) των αγωγών που απαρτίζουν τις διαδρομές αγωγών από τα σημεία εφαρμογής SM έως την έξοδο του δικτύου. Εφαρμόζεται έπειτα η σχέση (5.31) για τον υπολογισμό του δείκτη MZ_c της εκάστοτε διαδρομής αγωγών. Η συνάρτηση δίνει ως τελικό αποτέλεσμα έναν πίνακα, με 120 γραμμές και τόσες στήλες όσοι οι κόμβοι εφαρμογής SM. Ο πίνακας αυτός περιλαμβάνει ανά

στήλη τις 120 τιμές MZ_c που προκύπτουν για τα 120 σενάρια φόρτισης, για τη διαδρομή αγωγών από έναν κόμβο εφαρμογής SM έως τον κόμβο εξόδου του δικτύου.

Στην περίπτωση της άντλησης με σταθερό ρυθμό, ακολουθείται η ίδια διαδικασία, χρησιμοποιώντας μία όμοια συνάρτηση. Η συνάρτηση αυτή λαμβάνει τις ίδιες εισόδους, με τη διαφορά ότι αντί του συντελεστή αναλογίας a , δίνεται από τον χρήστη η ημερήσια παροχή άντλησης, εκ της οποίας προκύπτει ο ημερήσιος όγκος άντλησης που ισομοιράζεται στο εικοσιτετράωρο. Καταρτίζονται έπειτα οι χρονοσειρές παροχής άντλησης και φορτίου BOD_5 των λυμάτων που αντλούνται και η συνάρτηση δίνει επίσης ως έξοδο έναν πίνακα που περιέχει ανά στήλη τις 120 τιμές MZ_c κάθε διαδρομής αγωγών που προκύπτουν για τα 120 σενάρια φόρτισης.

Τα αποτελέσματα που προκύπτουν από τις προαναφερθείσες συναρτήσεις αξιοποιούνται για την παραγωγή διαγραμμάτων που αφορούν τις διαδρομές αγωγών από τα σημεία εφαρμογής SM έως την έξοδο του δικτύου (βλ. Σχήμα 6.18 έως Σχήμα 6.30).

6.4.2 Βελτιστοποίηση με εφαρμογή της μεθόδου γενετικών αλγόριθμων

Η εφαρμογή της μεθόδου γενετικών αλγόριθμων, όπως έχει αναφερθεί στην Ενότητα 5.5.2, μπορεί να συμβάλλει στην εύρεση ενός βέλτιστου προγράμματος άντλησης κατά την εφαρμογή sewer mining σε ένα δίκτυο, λαμβάνοντας υπόψη συγκεκριμένα κριτήρια (π.χ. μείωση παραγωγής υδρόθειου, μείωση κόστους κ.ά.). Στην παρούσα εργασία, εφαρμόζεται βελτιστοποίηση στην οποία τίθενται ως μεταβλητές οι παροχές άντλησης και ως κριτήριο η ελαχιστοποίηση της τιμής του δείκτη MZ_c για τη διαδρομή αγωγών από το σημείο εφαρμογής sewer mining έως την έξοδο του δικτύου. Η ημέρα χωρίζεται σε έξι τετράωρα και οι παροχές άντλησης στην αρχή και στο τέλος των τετράωρων αποτελούν τις μεταβλητές του αλγόριθμου (σημειώνεται ότι η παροχή άντλησης στην αρχή, δηλαδή στις 00:00, και η παροχή άντλησης στο τέλος του εικοσιτετράωρου, δηλαδή όταν η ώρα είναι πάλι 00:00, θεωρούνται ίσες). Για τις παροχές άντλησης στις ενδιάμεσες ώρες της ημέρας γίνεται παραδοχή γραμμικής παρεμβολής. Η βελτιστοποίηση που υλοποιείται αφορά την εφαρμογή sewer mining σε έναν κόμβο του δικτύου (βέλτιστος κόμβος της περιοχής ID 3) με μία μονάδα σε λειτουργία.

Δημιουργείται στο MATLAB μία συνάρτηση που δέχεται ως είσοδο ένα διάνυσμα έξι μεταβλητών, οι οποίες είναι οι ζητούμενες παροχές άντλησης. Η συνάρτηση, με βάση το διάνυσμα εισόδου, υπολογίζει την παροχή (σε l/s) και το φορτίο BOD_5 (σε mg/s) των λυμάτων που αντλούνται στην αρχή και στο τέλος των έξι τετράωρων και τις εισάγει στο αρχείο εισόδου

(inpfile) που δέχεται το SWMM, στις χρονοσειρές άντλησης που έχουν δημιουργηθεί ως έξοδο από τον κόμβο εφαρμογής SM (στην συγκεκριμένη περίπτωση, ο κόμβος αυτός είναι ο βέλτιστος κόμβος της περιοχής ID 3). Η προσομοίωση στο SWMM γίνεται κατά τα γνωστά, με χρήση κινηματικού κύματος ως μεθόδου διόδευσης, ωστόσο, λόγω του υπολογιστικού φόρτου των πολλαπλών επαναλήψεων του γενετικού αλγόριθμου, το χρονικό βήμα διόδευσης τροποποιείται από 30 s σε 2 min. Η συνάρτηση δίνει ως έξοδο την τιμή του δείκτη MZ_c για τη διαδρομή από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining έως τον κόμβο εξόδου του δικτύου, όπως υπολογίζεται σύμφωνα με τη σχέση (5.31). Η συνάρτηση που περιγράφηκε αποτελεί την αντικειμενική συνάρτηση που εισάγεται στον γενετικό αλγόριθμο.

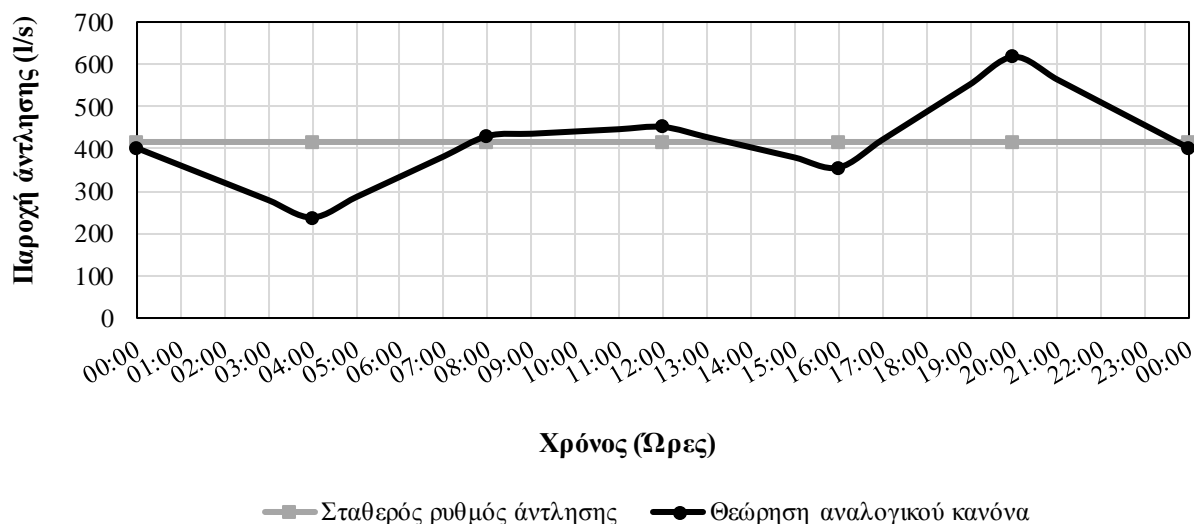
Στη συνέχεια, τίθενται οι περιορισμοί του προβλήματος βελτιστοποίησης. Ο πρώτος περιορισμός προκύπτει από την ισότητα του εμβαδού του διαγράμματος των παροχών άντλησης μέσα στην ημέρα με τον ημερήσιο όγκο άντλησης (βλ. Σχήμα 5.9). Ο δεύτερος περιορισμός είναι το άνω και το κάτω όριο των παροχών άντλησης. Ο ημερήσιος όγκος άντλησης στην συγκεκριμένη περίπτωση είναι ίσος με 10 000 l (αντλούνται ημερησίως 10 m³/d), ενώ το άνω όριο των παροχών άντλησης προκύπτει από τη δυναμικότητα της αντλίας, που θεωρείται ίση με 5 m³/h (5 000 l/h). Οι περιορισμοί είναι οι εξής:

$$y_1 + y_2 + y_3 + y_4 + y_5 + y_6 = 2\,500 \quad (6.4)$$

$$0 \leq y_1, y_2, y_3, y_4, y_5, y_6 \leq 5\,000 \quad (6.5)$$

όπου y_1, y_2, \dots, y_6 οι έξι μεταβλητές παροχών (l/h).

Εκτός της αντικειμενικής συνάρτησης, του κριτηρίου ελαχιστοποίησης, των μεταβλητών και των περιορισμών, στον γενετικό αλγόριθμο τίθεται επιπλέον ως είσοδος ένας πίνακας αρχικού πληθυσμού για τις μεταβλητές. Ο πίνακας αυτός περιλαμβάνει δύο εξάδες τιμών, καθεμία από τις οποίες αποτελεί έναν πιθανό αρχικό πληθυσμό που υποβοηθά τον αλγόριθμο να προσεγγίσει γρηγορότερα τη βέλτιστη λύση. Για την πρώτη εξάδα τιμών υποτίθεται σταθερός ρυθμός άντλησης και οι έξι τιμές παροχών άντλησης υπολογίζονται αντίστοιχα, έτσι ώστε ο ημερήσιος όγκος άντλησης να ισούται με 10 000 l. Για τη δεύτερη εξάδα θεωρούνται τιμές παροχών άντλησης στην αρχή και στο τέλος των τετράωρων κατ' αναλογία με την εισερχόμενη παροχή λυμάτων στον κόμβο εφαρμογής SM και ο συντελεστής αναλογίας υπολογίζεται έτσι ώστε το άθροισμα του όγκου των λυμάτων που αντλείται να είναι περίπου ίσο με τα 10 000 l που είναι ο ημερήσιος όγκος άντλησης.



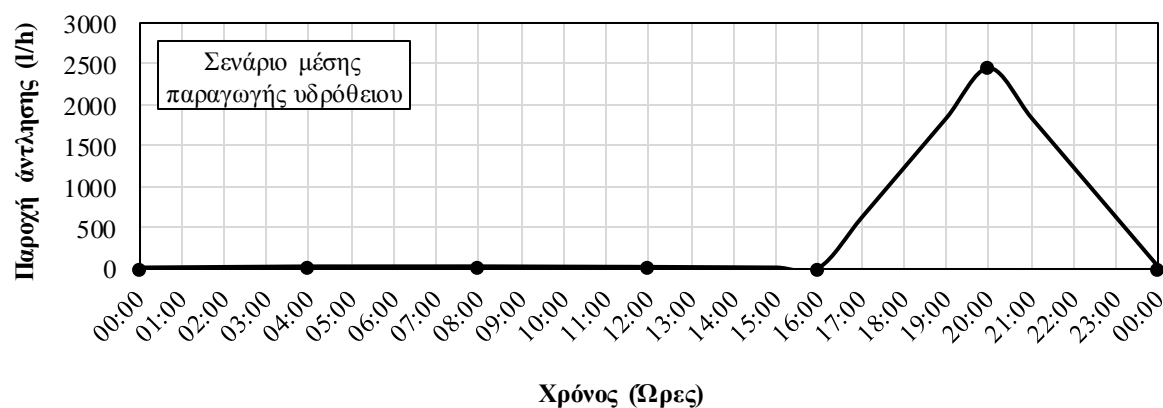
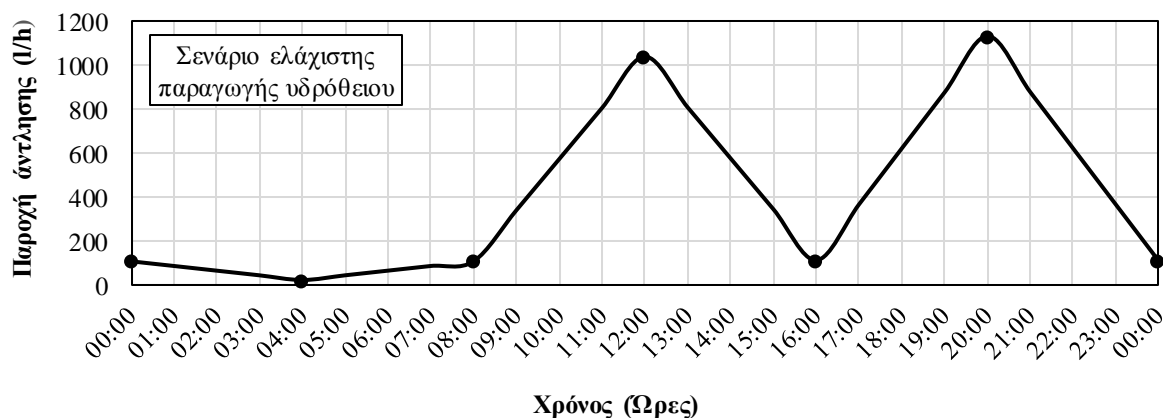
Σχήμα 6.31 Τιμές αρχικού πληθυσμού για τις έξι μεταβλητές του προβλήματος βελτιστοποίησης (σε ένα μέσο σενάριο παραγωγής υδρόθειου).

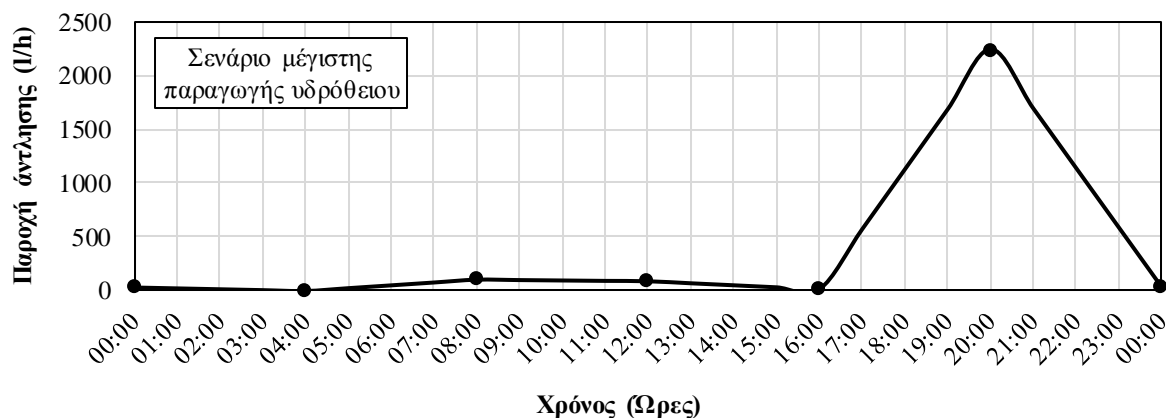
Η βελτιστοποίηση πραγματοποιείται στο MATLAB επιλέγοντας τη μέθοδο γενετικών αλγόριθμων (ga - Genetic Algorithm) για την εφαρμογή της βελτιστοποίησης και ρυθμίζοντας τις επιμέρους παραμέτρους. Ως αντικειμενική συνάρτηση (Fitness Function) τίθεται η συνάρτηση που προαναφέρθηκε και ο αριθμός των μεταβλητών (Number of Variables) είναι ίσος με 6. Ακόμα, στην καρτέλα των περιορισμών, τίθενται τα όρια στις ισότητες (Linear equalities), όπου $Aeq = [1 \ 1 \ 1 \ 1 \ 1 \ 1]$ και $beq = 2 \ 500$ (περιορισμός (6.4)), δηλαδή αν x το διάνυσμα με τις έξι ζητούμενες παροχές άντλησης, ισχύει ότι $Aeq \cdot x = beq$. Επιπλέον, σχετικά με το κάτω και το άνω όριο των μεταβλητών (περιορισμός (6.5)), τίθεται $LB = [0 \ 0 \ 0 \ 0 \ 0 \ 0]$ και $UB = [5 \ 000 \ 5 \ 000 \ 5 \ 000 \ 5 \ 000 \ 5 \ 000 \ 5 \ 000 \ 5 \ 000]$. Άλλου είδους περιορισμοί δεν έχουν τεθεί στο συγκεκριμένο πρόβλημα. Σημειώνεται ωστόσο ότι μπορούν να χρησιμοποιηθούν και άλλοι περιορισμοί, όπως, για παράδειγμα, η παροχή άντλησης να μην υπερβαίνει την ελάχιστη παροχή του ελάχιστου σεναρίου που εισέρχεται στον κόμβο εφαρμογής SM. Στην προκειμένη περίπτωση, η ελάχιστη παροχή λυμάτων είναι μεγαλύτερη από το ανώτερο όριο άντλησης των $5 \text{ m}^3/\text{h}$, επομένως δεν μπορεί ούτως ή άλλως να αντληθεί όλη η παροχή του αγωγού έτσι όπως έχει καταστρωθεί το πρόβλημα βελτιστοποίησης και δεν έχει νόημα να τεθεί σχετικός περιορισμός.

Ο πληθυσμός (Population size) ρυθμίζεται ίσος με 200 και στο πεδίο του αρχικού πληθυσμού (Initial population) εισάγεται ο πίνακας με τις εξάδες τιμών αρχικού πληθυσμού. Τέλος, ρυθμίζονται οι γενιές (Generations) σε 200. Οι επαναλήψεις είναι επομένως ίσες με (Population size x Generations) + Population size, δηλαδή $(200 \times 200) + 200 = 40 \ 200$ επαναλήψεις.

Εξετάζονται τρία διαφορετικά σενάρια φορτίσεων στο δίκτυο: ένα μέσο σενάριο παραγωγής υδρόθειου, του οποίου η επίλυση δίνει τιμές δείκτη Z στους αγωγούς του δικτύου κοντά στη διάμεσο και δύο ακραία σενάρια, από την εφαρμογή των οποίων προκύπτουν οι ελάχιστες και οι μέγιστες τιμές του δείκτη Z στους αγωγούς (βλ. τις καμπύλες με μαύρο χρώμα στο Σχήμα 6.7). Οι ρυθμίσεις για τη βελτιστοποίηση με τον γενετικό αλγόριθμο παραμένουν οι ίδιες για τις τρεις περιπτώσεις σεναρίων, με διαφοροποίηση στις τιμές αρχικού πληθυσμού που προκύπτουν για τις παροχές άντλησης που είναι ανάλογες με τις παροχές που εισέρχονται στον κόμβο εφαρμογής SM (εφόσον η εισερχόμενη παροχή διαφοροποιείται ανάλογα με το σενάριο φόρτισης, αλλάζουν αντίστοιχα και οι τιμές στον αρχικό πληθυσμό). Είναι προφανές ότι αλλάζουν ανά περίπτωση και στοιχεία για την παροχή και το BOD_5 στους αγωγούς του δικτύου, τα οποία αξιοποιούνται στην αντικειμενική συνάρτηση.

Τα αποτελέσματα που προκύπτουν για τις έξι μεταβλητές και ο τελικός κανόνας λειτουργίας της αντλίας που προκύπτει στα τρία διαφορετικά σενάρια φορτίσεων φαίνονται στο ακόλουθο σχήμα. Η διαδικασία της βελτιστοποίησης δεν ολοκληρώθηκε με την εύρεση βέλτιστης λύσης, για τον αριθμό των επαναλήψεων που πραγματοποιήθηκαν ανά περίπτωση. Παρόλα αυτά, μπορούν να εξαχθούν κάποια χρήσιμα συμπεράσματα από την παρατήρηση του σχήματος.



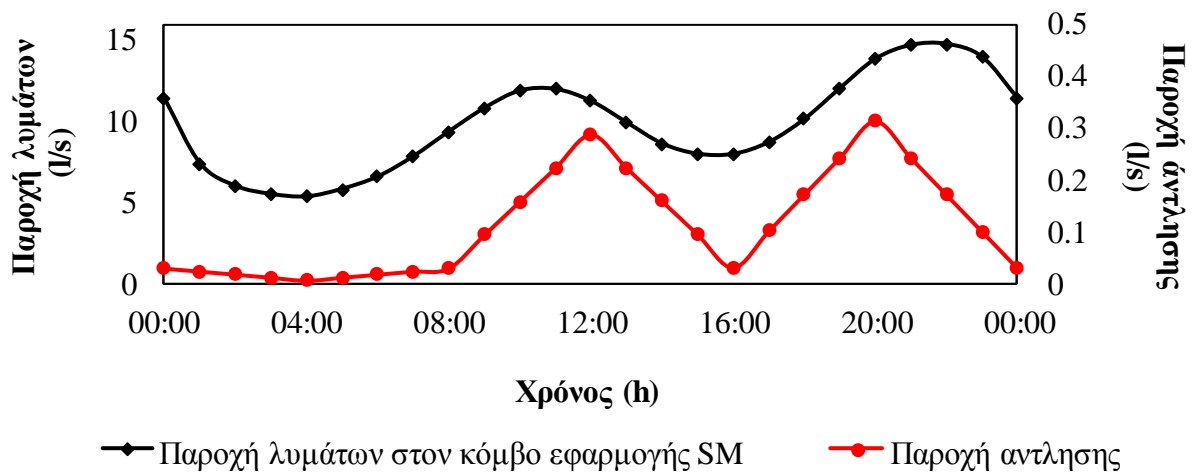


Σχήμα 6.32 Χρονικός προγραμματισμός άντλησης (για εφαρμογή sewer mining σε ένα σημείο του δικτύου με μία μονάδα σε λειτουργία) σε τρία διαφορετικά σενάρια φορτίσεων μετά από εφαρμογή βελτιστοποίησης με τη μέθοδο γενετικών αλγόριθμων.

Αρχικά, παρατηρείται ένα κοινό χαρακτηριστικό στα διαγράμματα που αφορούν και τα τρία σενάρια. Συγκεκριμένα, στις 20:00 πραγματοποιείται άντληση με την υψηλότερη παροχή μέσα στην ημέρα, η οποία μάλιστα φτάνει σχεδόν το όριο του ημερήσιου όγκου άντλησης των 2 500 l/h στην περίπτωση του μέσου και του μέγιστου σεναρίου. Το αποτέλεσμα αυτό πιθανόν να οφείλεται στις ρυθμίσεις των παραμέτρων για το μοντέλο SWMM (π.χ. χρονικό βήμα, διάρκεια προσομοίωσης), όπως επίσης στο γεγονός ότι η αντλία καλείται να εξάγει 10 m³ λυμάτων ημερησίως από το δίκτυο, έναν αρκετά μικρότερο όγκο από τον συνολικό ημερήσιο όγκο λυμάτων που διέρχεται από τον κόμβο όπου εφαρμόζεται SM.

Εφόσον ο όγκος των 10 m³ είναι μικρός, η ταχύτερη άντλησή του επιφέρει τις μικρότερες επιπτώσεις στο δίκτυο, από άποψη παραγωγής υδρόθειου στους αγωγούς. Επιπλέον, σύμφωνα με την ωριαία διακύμανση της παροχής και του φορτίου BOD₅ των λυμάτων (βλ. Σχήμα 6.3), παρατηρείται ότι στις 20:00 είναι η αιχμή μέσα στην ημέρα, γεγονός που ενδεχομένως να εξηγεί γιατί η χρονική κατανομή της άντλησης που προκύπτει από τη βελτιστοποίηση δείχνει την τάση για άντληση όλου σχεδόν του όγκου λυμάτων με αιχμή πάλι σε αυτή την ώρα. Σε περίπτωση που ο όγκος ήταν συγκρίσιμος με αυτόν που διέρχεται ημερησίως από τον κόμβο εφαρμογής SM, ο προγραμματισμός της άντλησης θα ήταν ενδεχομένως διαφορετικός. Ο κανόνας λειτουργίας με άντληση του μεγαλύτερου ποσοστού του όγκου των λυμάτων στις 20:00 το βράδυ είναι δύσκολο να εφαρμοστεί τόσο για πρακτικούς λόγους (ώρες λειτουργίας της μονάδας SM), όσο και για λόγους ενεργειακούς, καθώς πρέπει να εξεταστεί η απόδοση της αντλίας για μία παροχή της τάξης των 2.5 m³/h (ενεργειακή καμπύλη της αντλίας).

Τα αποτελέσματα που αφορούν το σενάριο ελάχιστης παραγωγής υδρόθειου στο δίκτυο παρουσιάζουν ιδιαίτερο ενδιαφέρον, καθώς η χρονική κατανομή άντλησης που προκύπτει από τη βελτιστοποίηση προσομοιάζει την ωριαία διακύμανση που έχει θεωρηθεί για την παροχή και το φορτίο BOD₅ των λυμάτων στους αγωγούς του δικτύου (βλ. Σχήμα 6.3). Αυτό συνάδει με τη θεώρηση του αναλογικού κανόνα που έγινε στην Ενότητα 6.4.1, κατά την οποία η παροχή άντλησης θεωρείται ανάλογη σε κάθε χρονική στιγμή με την παροχή λυμάτων που διέρχεται από τον κόμβο άντλησης. Στην προκειμένη περίπτωση, καθώς η παροχή και το BOD₅ έχουν την ίδια διακύμανση στο εικοσιτετράωρο, είναι αναμενόμενο να ελαχιστοποιείται η παραγωγή υδρόθειου για μεγαλύτερες παροχές άντλησης όταν διέρχονται περισσότερα λύματα και με αυξημένο φορτίο BOD₅ από τον κόμβο εφαρμογής SM και για μικρότερες παροχές άντλησης όταν συμβαίνει το αντίστροφο. Εν τούτοις, αν είχε υποθεθεί διαφορετική ωριαία διακύμανση για την παροχή και το BOD₅, δεν είναι απαραίτητο ότι θα ίσχυε η ίδια λογική.



Σχήμα 6.33 Ωριαία διακύμανση της παροχής λυμάτων που διέρχεται από τον κόμβο άντλησης και της παροχής άντλησης. Το διάγραμμα αφορά το σενάριο ελάχιστης παραγωγής υδρόθειου στους αγωγούς του δικτύου.

Στον πίνακα που ακολουθεί αναγράφονται οι τιμές του δείκτη MZ_c για τα τρία σενάρια (μέσης, ελάχιστης και μέγιστης παραγωγής υδρόθειου) και για τρεις τρόπους άντλησης: άντληση με σταθερό ρυθμό, άντληση με παροχή άντλησης ανάλογη με την εισερχόμενη παροχή λυμάτων στον κόμβο εφαρμογής SM και άντληση με παροχή άντλησης σύμφωνα με τον χρονικό προγραμματισμό που προκύπτει από βελτιστοποίηση με χρήση της μεθόδου γενετικών αλγόριθμων.

Πίνακας 6.2 Τιμές του δείκτη MZ_c για τη διαδρομή αγωγών από τον κόμβο εφαρμογής sewer mining έως τον κόμβο εξόδου του δικτύου για τρεις τρόπους άντλησης σε τρία διαφορετικά σενάρια φορτίσεων.

	Σενάριο ελάχιστης παραγωγής υδρόθειου	Σενάριο μέσης παραγωγής υδρόθειου	Σενάριο μέγιστης παραγωγής υδρόθειου
Θεώρηση σταθερού ρυθμού άντλησης	2487.44	3811.27	5574.80
Θεώρηση αναλογικού κανόνα	2487.30	3807.18	5570.05
Βελτιστοποίηση με γενετικούς αλγόριθμους	2483.11	3790.36	5534.58

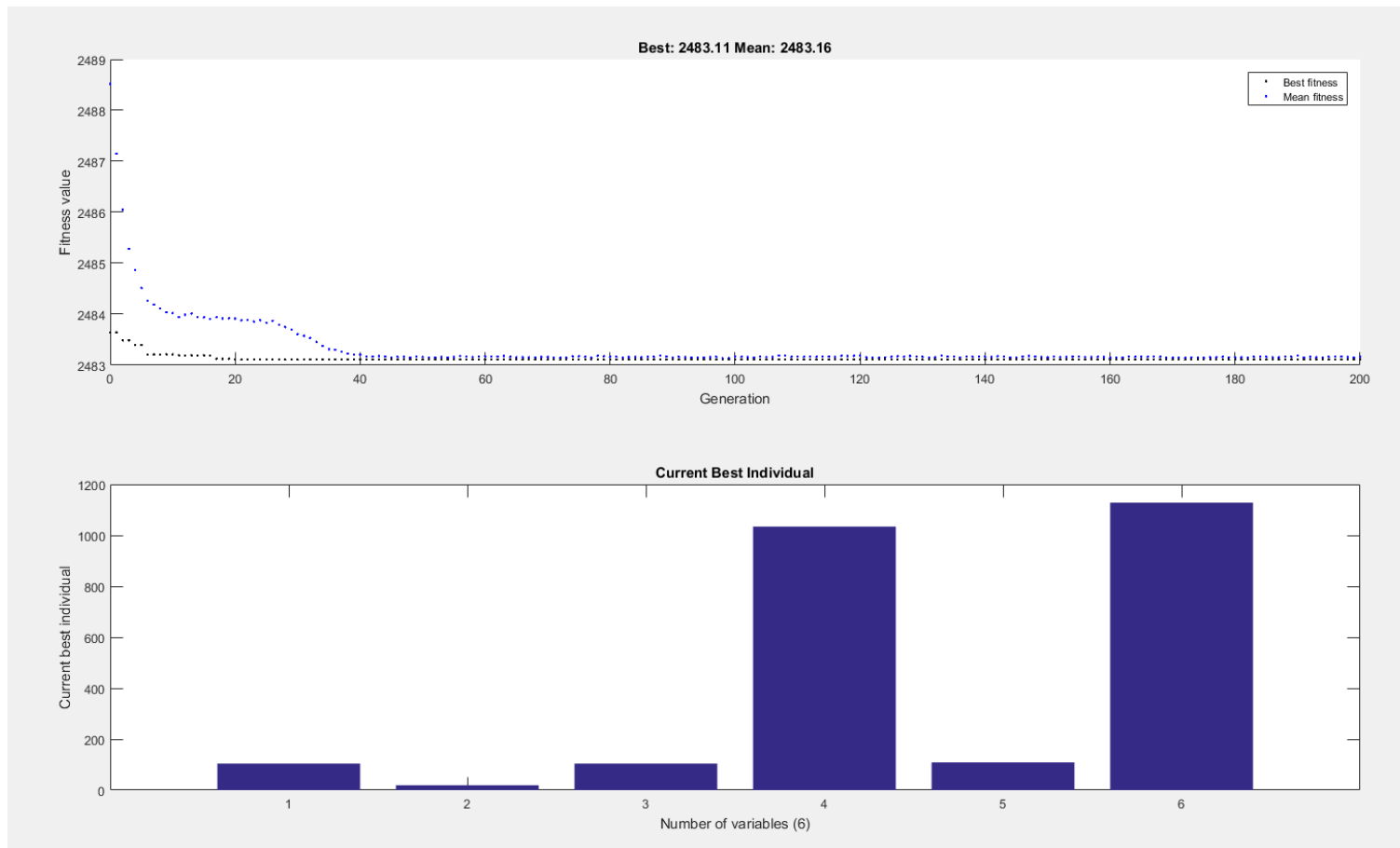
Διαπιστώνεται ότι η θεώρηση άντλησης βάσει του αναλογικού κανόνα δίνει καλύτερα αποτελέσματα (μικρότερες τιμές του δείκτη MZ_c της βέλτιστης διαδρομής) σε σχέση με τη θεώρηση άντλησης με σταθερό ρυθμό. Ωστόσο, οι διαφορές είναι μηδαμινές, κάτι που ισχύει και στα τρία σενάρια φορτίσεων. Η βελτιστοποίηση με χρήση της μεθόδου γενετικών αλγόριθμων δίνει τιμές του δείκτη MZ_c μικρότερες και από τις δύο άλλες προσεγγίσεις άντλησης. Παρόλο που οι διαφορές στις τιμές του δείκτη είναι και πάλι μικρές, παρατηρείται εν τούτοις μία τάση βελτίωσης και οι αποκλίσεις μπορεί να είναι σημαντικότερες εφόσον πραγματοποιείται μεγαλύτερος αριθμός επαναλήψεων στον γενετικό αλγόριθμο (π.χ. ορίζεται μεγαλύτερο νούμερο για τον πληθυσμό ή για τις γενιές).

Από τη βελτιστοποίηση με τη χρήση της μεθόδου γενετικών αλγόριθμων προέκυψαν επίσης τα διαγράμματα που φαίνονται παρακάτω (βλ. Σχήμα 6.34, Σχήμα 6.35 και Σχήμα 6.36). Στα διαγράμματα αυτά, το πρώτο τμήμα αναφέρεται στη μέση τιμή (mean) και στην τιμή που ελαχιστοποιεί (best) την αντικειμενική συνάρτηση (βλ. και Πίνακας 6.2) για κάθε λύση. Το δεύτερο τμήμα απεικονίζει την καλύτερη λύση που έχει βρεθεί μέχρι στιγμής από τον αλγόριθμο όταν διακόπτεται ή ολοκληρώνεται η διαδικασία της βελτιστοποίησης.

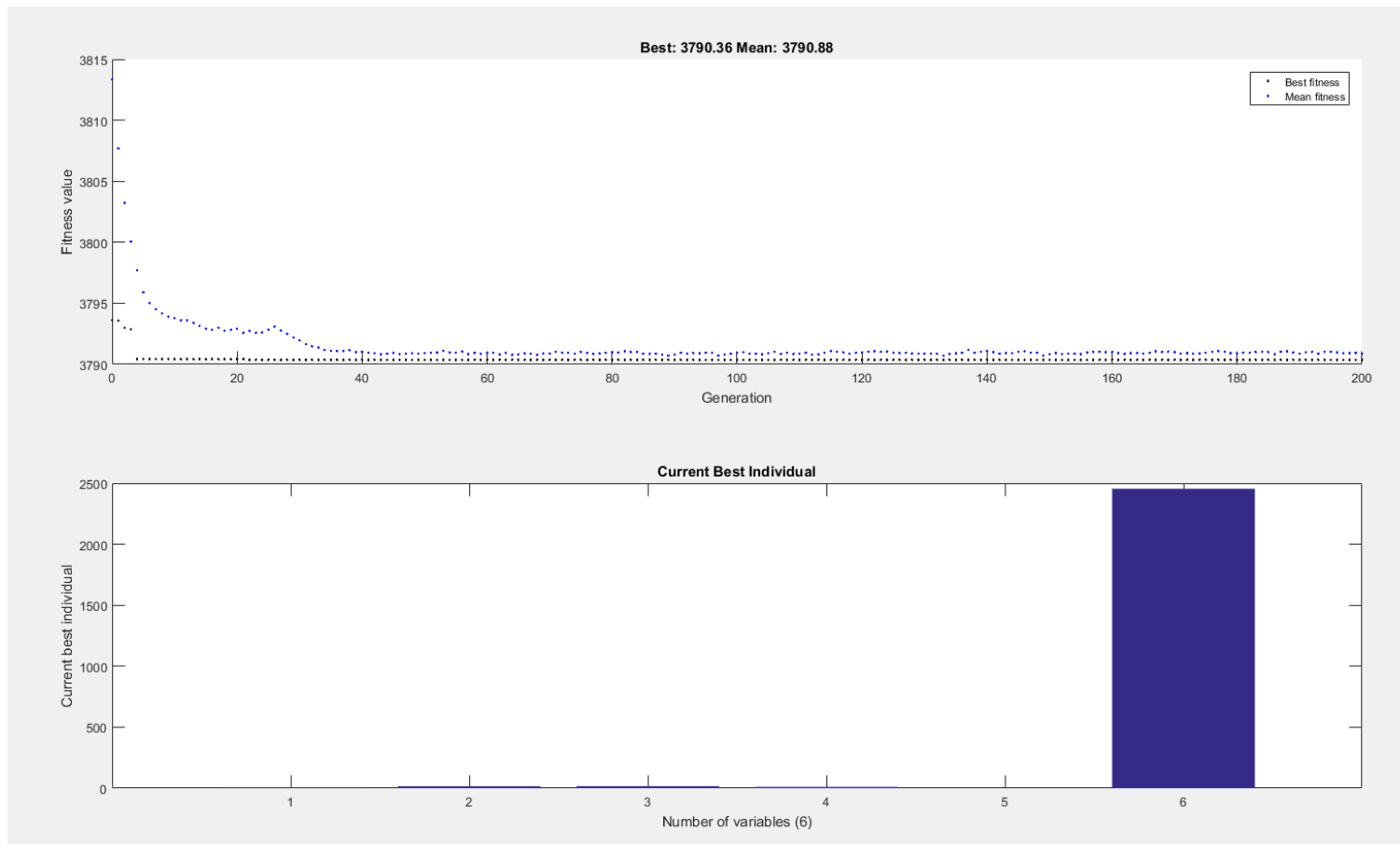
Η διαδικασία της βελτιστοποίησης είναι ιδιαίτερα χρονοβόρα και το χρονικό διάστημα που απαιτείται έως τον τερματισμό της είναι 1.5 - 2 ημέρες. Οι αυξημένες απαιτήσεις σε χρόνο οφείλονται στο γεγονός ότι καλείται 40 200 φορές (όσες και οι επαναλήψεις του αλγόριθμου) η συνάρτηση που εισάγει δεδομένα στο μοντέλο SWMM και το εκτελεί για την προσομοίωση λειτουργίας του δικτύου στα διάφορα σενάρια φορτίσεων και άντλησης. Είναι γεγονός ότι ανάλογα με τον αριθμό των μεταβλητών του προβλήματος και με το πόσο ομαλή ή όχι είναι η επιφάνεια απόκρισης, ο αλγόριθμος μπορεί να χρειάζεται να καλέσει το μοντέλο

προσομοίωσης πολλές εκατοντάδες ή χιλιάδες φορές για την εύρεση μίας καλής λύσης. Αυτό αποτελεί σημαντικό εμπόδιο για την επιτυχημένη εφαρμογή της βελτιστοποίησης, καθώς υπάρχουν περιορισμοί σχετικά με το χρονικό περιθώριο, τις δυνατότητες επεξεργαστή του υπολογιστή κ.ά. (Tsoukalas et al., 2016a). Στο πλαίσιο της μείωσης του υπολογιστικού φόρτου, μερικές από τις τεχνικές που μπορούν να εφαρμοστούν είναι ο παράλληλος προγραμματισμός (parallel computing), οι τεχνικές με υποκατάστατα μοντέλων (surrogate modelling techniques) και οι εξελικτικοί αλγόριθμοι (evolutionary algorithms) (Rizwan et al., 2008).

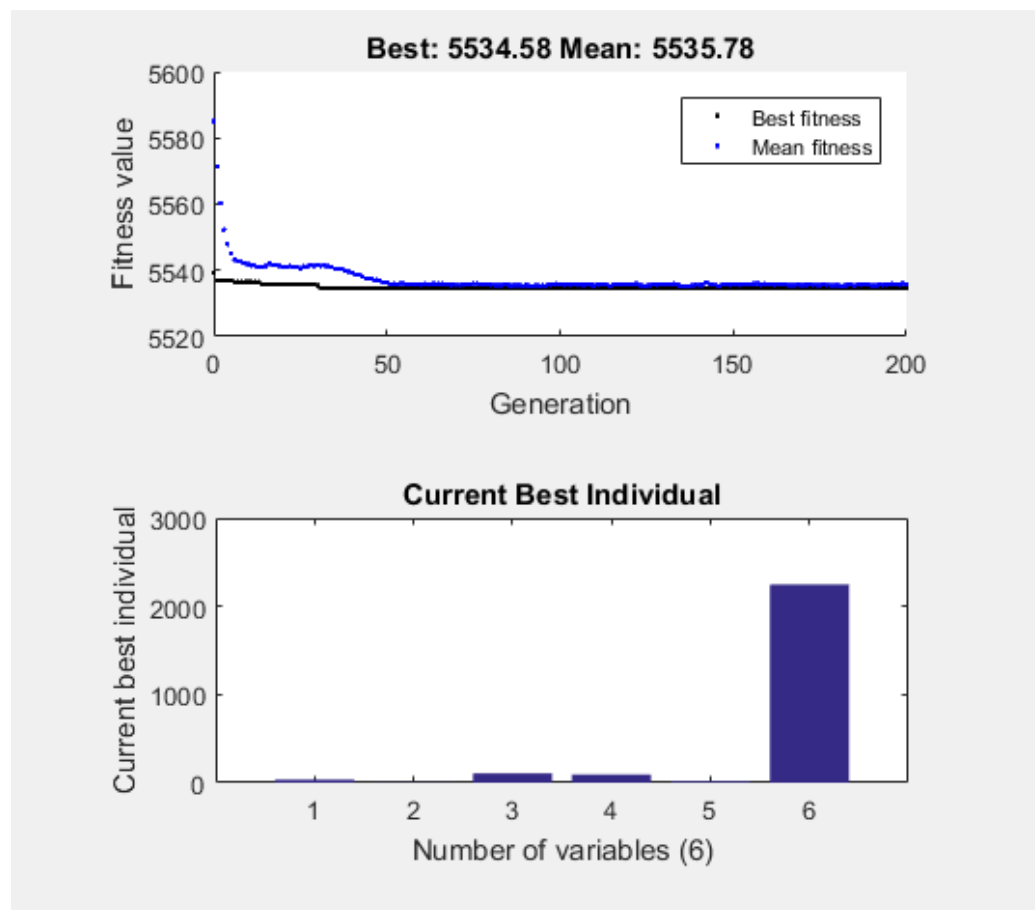
Το γενικό συμπέρασμα που προκύπτει από την εφαρμογή της βελτιστοποίησης είναι ότι, προς την κατεύθυνση της αναζήτησης ενός βέλτιστου προγράμματος άντλησης κατά την εφαρμογή SM σε ένα δίκτυο λυμάτων, είναι δυνατή, ως μία αρχική προσέγγιση, η θεώρηση αναλογικού κανόνα, με την προϋπόθεση ότι η παροχή και το BOD₅ ακολουθούν ίδια ή όμοια ωριαία διακύμανση. Σε διαφορετική περίπτωση, απαιτείται λεπτομερέστερη διερεύνηση, πιθανότατα με την εφαρμογή περισσότερων επαναλήψεων στο γενετικό αλγόριθμο, πιο αυστηρών περιορισμών και πρόσθετων κριτηρίων βελτιστοποίησης πέραν της ελαχιστοποίησης της πιθανότητας παραγωγής υδρόθειου στους αγωγούς ή εφαρμογή πιο εξελιγμένων μεθόδων για την διεξαγωγή βελτιστοποίησης.



Σχήμα 6.34 Διαγράμματα που προκύπτουν από την εφαρμογή βελτιστοποίησης με τη μέθοδο γενετικών αλγόριθμων στο MATLAB (σενάριο ελάχιστης παραγωγής υδρόθειου). Το πρώτο τμήμα αναφέρεται στη μέση τιμή (mean) και στην τιμή που ελαχιστοποιεί (best) την αντικειμενική συνάρτηση για κάθε λύση. Το δεύτερο τμήμα απεικονίζει την καλύτερη λύση που έχει βρεθεί μέχρι στιγμής από τον αλγόριθμο όταν διακόπτεται ή ολοκληρώνεται η διαδικασία της βελτιστοποίησης.



Σχήμα 6.35 Διαγράμματα που προκύπτουν από την εφαρμογή βελτιστοποίησης με τη μέθοδο γενετικών αλγόριθμων στο MATLAB (σενάριο μέσης παραγωγής υδρόθειου). Το πρώτο τμήμα αναφέρεται στη μέση τιμή (mean) και στην τιμή που ελαχιστοποιεί (best) την αντικειμενική συνάρτηση για κάθε λύση. Το δεύτερο τμήμα απεικονίζει την καλύτερη λύση που έχει βρεθεί μέχρι στιγμής από τον αλγόριθμο όταν διακόπτεται ή ολοκληρώνεται η διαδικασία της βελτιστοποίησης.



Σχήμα 6.36 Διαγράμματα που προκύπτουν από την εφαρμογή βελτιστοποίησης με τη μέθοδο γενετικών αλγόριθμων στο MATLAB (σενάριο μέγιστης παραγωγής υδρόθειου). Το πρώτο τμήμα αναφέρεται στη μέση τιμή (mean) και στην τιμή που ελαχιστοποιεί (best) την αντικειμενική συνάρτηση για κάθε λύση. Το δεύτερο τμήμα απεικονίζει την καλύτερη λύση που έχει βρεθεί μέχρι στιγμής από τον αλγόριθμο όταν διακόπτεται ή ολοκληρώνεται η διαδικασία της βελτιστοποίησης.

7. Συμπεράσματα

Η εφαρμογή της αποκεντρωμένης τεχνολογίας sewer mining (SM) σε ένα δίκτυο λυμάτων προσφέρει τη δυνατότητα παραγωγής ανακυκλωμένου νερού υψηλής ποιότητας που μπορεί να αξιοποιηθεί σε διάφορες εφαρμογές. Τα σημαντικά πλεονεκτήματα της τεχνολογίας SM συχνά αντισταθμίζονται από προβλήματα που μπορούν να εμφανιστούν στο δίκτυο από την εφαρμογή της. Σε αυτό το πλαίσιο, ένα σημαντικό ζήτημα αποτελούν οι μεταβολές που προκαλούνται στις διεργασίες παραγωγής υδρόθειου. Η παρούσα εργασία πραγματεύεται την εφαρμογή της τεχνολογίας σε ένα δίκτυο λυμάτων με στόχο τον περιορισμό της παραγωγής υδρόθειου στους αγωγούς του δικτύου. Η εκτίμηση της πιθανότητας παραγωγής υδρόθειου γίνεται μέσω του εμπειρικού δείκτη Z του Pomeroy, καθώς επίσης με χρήση μίας σχέσης από τη βιβλιογραφία, η οποία έχει εισαχθεί από τους Pomeroy and Parkhurst. Παρουσιάζεται ένα εργαλείο βέλτιστης χωροθέτησης μονάδων SM στο δίκτυο στο οποίο αναπτύσσεται μέθοδος Monte-Carlo και αξιοποιείται το μοντέλο προσομοίωσης EPA SWMM για την υλοποίηση προσομοιώσεων του δικτύου. Ζητούμενο είναι η βέλτιστη χωροθέτηση των μονάδων έτσι ώστε να ελαχιστοποιείται η πιθανότητα παραγωγής υδρόθειου (όπως εκτιμάται μέσω του εμπειρικού δείκτη Z) και παράλληλα να μεγιστοποιείται η κάλυψη των αναγκών σε νερό (συγκεκριμένα επιδιώκεται μεγιστοποίηση της έκτασης της περιοχής προς άρδευση για την οποία αξιοποιείται το ανακυκλωμένο νερό). Επιπλέον, εξετάζονται τρόποι με τους οποίους μπορεί να προσομοιωθεί στο μοντέλο SWMM η προσθήκη μίας μονάδας SM στο δίκτυο και αναζητάται ένας βέλτιστος χρονικός προγραμματισμός άντλησης των λυμάτων από το δίκτυο προς τη μονάδα ούτως ώστε να ελαχιστοποιείται το παραγόμενο υδρόθειο. Προς αυτήν την κατεύθυνση, γίνεται η θεώρηση ενός αναλογικού κανόνα, κατά τον οποίο η παροχή άντλησης είναι σε κάθε χρονική στιγμή ανάλογη με την εισερχόμενη παροχή των λυμάτων στον κόμβο εφαρμογής της τεχνολογίας. Επιπρόσθετα, πραγματοποιείται βελτιστοποίηση με τη μέθοδο γενετικών αλγόριθμων. Η ημέρα χωρίζεται σε τετράωρα διαστήματα και τίθενται ως μεταβλητές του προβλήματος οι παροχές άντλησης στην αρχή και στο τέλος κάθε τετράωρου. Κριτήριο και στις δύο περιπτώσεις είναι η ελαχιστοποίηση της πιθανότητας παραγωγής υδρόθειου στους αγωγούς που απαρτίζουν τη διαδρομή από τον κόμβο εφαρμογής της τεχνολογίας SM έως τον κόμβο εξόδου του δικτύου. Σημειώνεται ότι, στις προαναφερθείσες εφαρμογές, γίνεται η παραδοχή ότι δεν επιστρέφονται παραπροϊόντα από την επεξεργασία κατά την εφαρμογή της τεχνολογίας SM στο δίκτυο.

Το εργαλείο βέλτιστης χωροθέτησης μονάδων SM εφαρμόζεται στην περίπτωση ενός δικτύου

λυμάτων που σχεδιάζεται να κατασκευαστεί στην περιοχή Καλύβια Θορικού της Αττικής και περιλαμβάνει 1030 αγωγούς και 1031 κόμβους. Από την εφαρμογή προκύπτουν συμπεράσματα χρήσιμα για την αξιοποίηση του εργαλείου σε διάφορες περιπτώσεις δικτύων. Η ορθή εφαρμογή απαιτεί τη συγκέντρωση χωρικών δεδομένων και δεδομένων που αφορούν τα χαρακτηριστικά των αγωγών και των κόμβων του δικτύου, καθώς επίσης της ροής των λυμάτων. Σε κάθε περίπτωση, ανάλογα με την πολυπλοκότητα του δικτύου και τις διεργασίες που λαμβάνουν χώρα εντός των αγωγών, εντοπίζονται οι παράμετροι εισόδου που εμφανίζουν αβεβαιότητα και τίθενται σε αυτές τυχαίες τιμές από μία πιθανοτική κατανομή. Αναλόγως επιλέγεται το μοντέλο προσομοίωσης, ορίζεται ο αριθμός των προσομοιώσεων που υλοποιούνται από το μοντέλο και προκύπτουν τα αποτελέσματα ενδιαφέροντος. Η συγκέντρωση του υδρόθειου στους αγωγούς για κάθε σενάριο φόρτισης είναι δύσκολο να υπολογιστεί με ακρίβεια, ωστόσο μπορούν να αξιοποιηθούν εμπειρικοί δείκτες για την εκτίμηση της πιθανότητας παραγωγής υδρόθειου, οι οποίοι, έπειτα από σύγκριση με καθορισμένα όρια, υποδεικνύουν εάν υπάρχουν κρίσιμες συνθήκες σε έναν αγωγό, όσον αφορά την παρουσία υδρόθειου. Είναι επίσης δυνατή η χρήση αναλυτικών σχέσεων από τη βιβλιογραφία, για πιο αξιόπιστα αποτελέσματα, ωστόσο, σε αυτήν την περίπτωση, απαιτούνται περισσότερα και ακριβέστερα δεδομένα. Με τους παραπάνω τρόπους μπορούν να εντοπιστούν οι αγωγοί του δικτύου που χρήζουν προσοχής οπότε, εφόσον εφαρμοστεί η τεχνολογία SM, πρέπει να ελέγχονται σε τακτά χρονικά διαστήματα οι συνθήκες σε αυτούς τους αγωγούς για την αποφυγή προβλημάτων. Εκτός από την εφαρμογή μεθόδου Monte-Carlo, μπορούν εναλλακτικά να θεωρηθούν σενάρια για διάφορες συνθήκες φόρτισης (χαμηλή, μεσαία, υψηλή φόρτιση), με ανάθεση κατάλληλων τιμών στις αβέβαιες παραμέτρους εισόδου. Όσον αφορά τη βελτιστοποίηση για την τελική επιλογή των θέσεων των μονάδων SM, τα κριτήρια είναι δυνατόν να προσαρμόζονται ανάλογα με τα διαθέσιμα αποτελέσματα από τις προσομοιώσεις και τα δεδομένα για το δίκτυο, τα διάφορα κόστη και τη χρήση για την οποία προορίζεται το ανακυκλωμένο νερό.

Στο παράδειγμα εφαρμογής του εργαλείου στην παρούσα εργασία, έπειτα από πολυκριτηριακή βελτιστοποίηση με δύο κριτήρια, δημιουργείται ένα μέτωπο Pareto στο οποίο διακρίνονται οι δύο μη κυριαρχούμενες λύσεις οι οποίες αντιστοιχούν στους δύο κόμβους του δικτύου που αποτελούν βέλτιστες θέσεις χωροθέτησης των μονάδων SM (βέλτιστοι κόμβοι). Οι κόμβοι αυτοί βρίσκονται στις περιοχές πρασίνου ID 3 και ID 22 του δικτύου. Αφενός, από την εφαρμογή SM στον βέλτιστο κόμβο της περιοχής ID 3 προκύπτουν αποτελέσματα στα οποία εμφανίζεται μικρότερη πιθανότητα παραγωγής υδρόθειου στους αγωγούς που απαρτίζουν τη

διαδρομή από τον βέλτιστο κόμβο έως τον κόμβο εξόδου, σε σχέση με την εφαρμογή της τεχνολογίας στον βέλτιστο κόμβο της περιοχής ID 22. Αφετέρου, η περιοχή πρασίνου ID 22, για την άρδευση της οποίας προορίζεται το ανακυκλωμένο νερό, έχει μεγαλύτερη έκταση συγκριτικά με την περιοχή ID 3. Οι αγωγοί των διαδρομών από κάθε κόμβο πιθανής εφαρμογής SM έως τον κόμβο εξόδου εμφανίζουν είτε μηδενική, είτε μικρή πιθανότητα υπέρβασης του ορίου, βάσει του δείκτη Z εκτίμησης της πιθανότητας παραγωγής υδρόθειου. Η χρήση της αναλυτικότερης σχέσης των Pomeroy and Parkhurst δείχνει ότι δεν αναμένονται σημαντικά προβλήματα από το υδρόθειο, καθώς επίσης ότι υψηλότερες συγκεντρώσεις υδρόθειου εμφανίζονται στο κατάντη τμήμα του δικτύου, κάτι που είναι εύλογο εξαιτίας της συλλογικής φύσης του δικτύου λυμάτων όπου από τους αγωγούς πλησιέστερα στην έξοδο του δικτύου διέρχονται μεγάλες παροχές λυμάτων.

Αφού επιλεγθούν οι κατάλληλες θέσεις σε ένα δίκτυο για τη χωροθέτηση μονάδων sewer mining, χρειάζεται να ληφθούν αποφάσεις σχετικά με το πλήθος των μονάδων ανά θέση, τις μεθόδους επεξεργασίας των λυμάτων που αντλούνται και την επιστροφή ή όχι παραπροϊόντων της επεξεργασίας στο δίκτυο. Η λειτουργία μίας μονάδας επηρεάζει τις παροχές και τις ποσότητες ρυπαντικών φορτίων στους αγωγούς κατάντη του σημείου εφαρμογής SM, συνεπώς πρέπει να λαμβάνεται υπόψη κατά την προσομοίωση του δικτύου. Είναι δυνατή η θεώρηση της μονάδας SM ως ενός κόμβου του δικτύου. Επιπρόσθετα, μπορεί να γίνει η υπόθεση ενός αγωγού που μεταφέρει τα λύματα από τον κόμβο του δικτύου προς τον κόμβο - μονάδα SM και, σε περίπτωση που υπάρχει επιστροφή περισσειας ιλύος από την επεξεργασία στο δίκτυο, η μεταφορά πραγματοποιείται μέσω ενός άλλου αγωγού σε κατάντη κόμβο από το σημείο εφαρμογής της τεχνολογίας. Προκειμένου να προκύψουν αξιόπιστα αποτελέσματα από την προσομοίωση του δικτύου, είναι απαραίτητο να τίθενται ως είσοδοι στο μοντέλο οι παροχές και οι συγκεντρώσεις φορτίων στους αγωγούς που προαναφέρθηκαν, πριν και μετά την επεξεργασία. Για αυτό τον λόγο, πρέπει να είναι γνωστά τα χαρακτηριστικά της αντλίας που εξάγει τα λύματα από το δίκτυο, των αγωγών που πραγματοποιούν τη μεταφορά των λυμάτων και της ιλύος, τα διάφορα στάδια της επεξεργασίας, καθώς επίσης το ποσοστό των ρυπαντικών φορτίων που απομακρύνεται σε κάθε στάδιο. Εναλλακτικά, μπορούν να γίνουν ορισμένες παραδοχές, όπως π.χ. η χρήση χρονοσειρών εισόδου και εξόδου στο δίκτυο με στοιχεία παροχών, ρυθμού μάζας ή συγκεντρώσεων. Τα αποτελέσματα που προκύπτουν είναι λιγότερο αξιόπιστα, ωστόσο μπορούν να δώσουν μια γενική εικόνα για το πώς επηρεάζεται το δίκτυο από την εφαρμογή της τεχνολογίας sewer mining.

Στην εργασία εξετάζεται το σενάριο άντλησης μίας συγκεκριμένης παροχής λυμάτων με

σταθερό ρυθμό, στην περίπτωση που εφαρμόζεται sewer mining μόνο στον βέλτιστο κόμβο της περιοχής ID 3 και στην περίπτωση που η εφαρμογή της τεχνολογίας γίνεται ταυτόχρονα και στους δύο βέλτιστους κόμβους των περιοχών ID 3 και ID 22. Η επιστροφή ιλύος στο δίκτυο δεν λαμβάνεται υπόψη σε αυτές τις περιπτώσεις. Επιπλέον, για λόγους σύγκρισης, εξετάζονται δύο τρόποι άντλησης: συνεχόμενη άντληση σε όλο το εικοσιτετράωρο και άντληση κατά το δωδεκάωρο 08:00 - 20:00, χωρίς άντληση στις υπόλοιπες ώρες της ημέρας. Παρατηρείται ότι η εφαρμογή SM συνεπάγεται αύξηση της πιθανότητας παραγωγής υδρόθειου στους αγωγούς κατάντη των σημείων εφαρμογής και η αύξηση είναι μεγαλύτερη όταν περισσότερες μονάδες τίθενται σε λειτουργία. Η επιρροή είναι εντονότερη στους αγωγούς κοντά στους κόμβους εφαρμογής. Επιπλέον, συμπεραίνεται ότι ο χρονικός προγραμματισμός της άντλησης παίζει ρόλο στην παραγωγή του υδρόθειου, αφού οι πιθανότητες παραγωγής είναι αυξημένες στην περίπτωση άντλησης μεταξύ 08:00 - 20:00, σε σχέση με συνεχή άντληση στο εικοσιτετράωρο.

Η λειτουργία της αντλίας μέσα στο εικοσιτετράωρο κατά την εξαγωγή λυμάτων από το δίκτυο επηρεάζει την παραγωγή υδρόθειου στους αγωγούς κατάντη του σημείου εφαρμογής, αφού προκαλεί μεταβολές στην παροχή των λυμάτων. Στην παρούσα εργασία αναζητάται ένας χρονικός προγραμματισμός άντλησης που να ελαχιστοποιεί την πιθανότητα παραγωγής υδρόθειου στους κατάντη αγωγούς από το σημείο εφαρμογής της τεχνολογίας, σε σύγκριση με την περίπτωση εφαρμογής σταθερού ρυθμού άντλησης μέσα στην ημέρα. Γίνεται αρχικά η θεώρηση ότι η παροχή άντλησης είναι ανάλογη σε κάθε χρονική στιγμή με την εισερχόμενη παροχή στον κόμβο εφαρμογής sewer mining. Η αναλογία αυτή εκφράζεται μέσω ενός συντελεστή. Ο συντελεστής αναλογίας ρυθμίζεται ανά περίπτωση, με βάση τη δυναμικότητα της αντλίας, ενώ η αυξομείωση της παροχής άντλησης μπορεί να ελέγχεται μέσω υπολογιστή με την εφαρμογή προγράμματος που να δίνει κατάλληλο σήμα στην αντλία. Στην περίπτωση της χρήσης του συντελεστή αναλογίας, παρατηρείται μικρή βελτίωση των αποτελεσμάτων σε σχέση με την άντληση με σταθερό ρυθμό και μικρές διαφοροποιήσεις σε σχέση με την περίπτωση που δεν πραγματοποιείται καθόλου άντληση (όταν δεν εφαρμόζεται η τεχνολογία SM), δηλαδή μικρότερη πιθανότητα παραγωγής υδρόθειου. Ωστόσο, όσο αυξάνεται η τιμή των παροχών άντλησης, τόσο οι διαφορές γίνονται πιο αισθητές.

Ανάλογα με την εφαρμογή για την οποία προορίζεται το ανακυκλωμένο νερό (π.χ. άρδευση) και τον ημερήσιο όγκο νερού που απαιτείται για αυτή, ο ημερήσιος όγκος άντλησης των λυμάτων προς επεξεργασία διαφοροποιείται. Όταν οι παροχές άντλησης είναι μικρές σε σχέση με τις παροχές που διέρχονται από τους αγωγούς αμέσως ανάντη των σημείων εφαρμογής της τεχνολογίας SM, η διατάραξη του συστήματος είναι μικρή και περιορίζεται συνήθως στο

ανάντη τμήμα (κοντά στον κόμβο εφαρμογής), όπου είναι πιο αισθητή η μείωση των παροχών. Στα δίκτυα λυμάτων όπου η ροή είναι αυξημένη προς την έξοδο του δικτύου, μικρές παροχές άντλησης επηρεάζουν ελάχιστα τη ροή των αγωγών στο κατάντη τμήμα του δικτύου. Η θεώρηση του αναλογικού κανόνα κατά το χρονικό προγραμματισμό της άντλησης αποτελεί μία πρώτη προσέγγιση προς την κατεύθυνση της μείωσης της παραγωγής υδρόθειου στο δίκτυο κατά την εφαρμογή της τεχνολογίας SM, ωστόσο μπορεί να αξιοποιηθεί όταν η παροχή και το BOD₅ ακολουθούν όμοια ωριαία διακύμανση, κάτι το οποίο ισχύει σε συνήθεις περιπτώσεις. Διαφορετικά, δεν είναι εγγυημένη η εμφάνιση μικρότερων πιθανοτήτων υδρόθειου σε σχέση με την άντληση με σταθερό ρυθμό.

Εκτός από τη θεώρηση του αναλογικού κανόνα, πραγματοποιείται επίσης βελτιστοποίηση με τη μέθοδο γενετικών αλγόριθμων, για τρία διαφορετικά σενάρια φόρτισης στο δίκτυο, με μεταβλητές τις παροχές άντλησης στα τετράωρα της ημέρας. Ως κριτήριο τίθεται η ελαχιστοποίηση της πιθανότητας παραγωγής υδρόθειου στους αγωγούς της διαδρομής από τον κόμβο από όπου πραγματοποιείται η άντληση των λυμάτων έως τον κόμβο εξόδου του δικτύου. Η διαδικασία της βελτιστοποίησης τερματίζεται χωρίς την εύρεση βέλτιστης λύσης, παρόλα αυτά παρατηρείται βελτίωση, για τις αντίστοιχες φορτίσεις, σε σχέση τόσο με την περίπτωση της άντλησης με σταθερό ρυθμό μέσα στο εικοσιτετράωρο, όσο και με την περίπτωση όπου υποτίθεται ο αναλογικός κανόνας κατά τον χρονικό προγραμματισμό της άντλησης. Περισσότερες επαναλήψεις ή η πραγματοποίηση πολυκριτηριακής βελτιστοποίησης, με την χρήση ενός πρόσθετου κριτηρίου πέραν της ελαχιστοποίησης της πιθανότητας παραγωγής υδρόθειου (π.χ. ελαχιστοποίηση του κόστους λειτουργίας της αντλίας, μεγιστοποίηση της απόδοσης της αντλίας κ.ά.) μπορούν να συμβάλλουν στην προσέγγιση ακόμα καλύτερων αποτελεσμάτων. Η επίτευξη βέλτιστης λύσης ως ενός γενικού κανόνα που να εφαρμόζεται σε όλα τα δίκτυα και σε όλα τα σενάρια φορτίσεων είναι δύσκολη, καθώς κάθε περίπτωση δικτύου είναι διαφορετική. Εν τούτοις, η χρήση της μεθόδου γενετικών αλγόριθμων μπορεί να αποτελέσει βάση για τον χρονικό προγραμματισμό της άντλησης.

Το εργαλείο και η μεθοδολογία που παρουσιάζονται στην παρούσα εργασία, καθώς επίσης τα αποτελέσματα που προκύπτουν από τις επιμέρους εφαρμογές, είναι δυνατόν να αξιοποιηθούν ως κατευθυντήριες γραμμές για περαιτέρω έρευνα. Η εφαρμογή της τεχνολογίας SM σε ένα δίκτυο λυμάτων προκαλεί μεταβολές σε εσωτερικές διεργασίες του δικτύου και είναι απαραίτητη η πλήρης κατανόησή τους, όπως επίσης της αλληλεπίδρασης μεταξύ τους. Απαιτείται συνεχής βελτίωση της μεθοδολογίας προσομοίωσης του δικτύου, τόσο κατά την αναζήτηση βέλτιστων θέσεων για την χωροθέτηση μονάδων SM, όσο και κατά την εξαγωγή

λυμάτων με άντληση όταν εφαρμόζεται η τεχνολογία. Η χρήση αναλυτικών σχέσεων για την εκτίμηση της συγκέντρωσης του παραγόμενου υδρόθειου, στη διαλυμένη μορφή του εντός των λυμάτων και στην αέρια μορφή του στην ατμόσφαιρα του αγωγού, σε συνδυασμό με την εφαρμογή πειραμάτων, διασφαλίζει πιο αξιόπιστα αποτελέσματα για την εξαγωγή πολύτιμων συμπερασμάτων. Είναι επίσης αναγκαία η διακρίβωση του μοντέλου, μετά από σύγκριση με πραγματικά δεδομένα, ούτως ώστε οι μελλοντικές προβλέψεις να θεωρούνται έγκυρες. Εκτός από τη χρήση του μοντέλου SWMM, μπορούν να χρησιμοποιηθούν και άλλα μοντέλα, λιγότερο ή περισσότερο εξελιγμένα, ανάλογα με τις ανάγκες υδραυλικής και υδρολογικής προσομοίωσης ή προσομοίωσης ποιότητας νερού που παρουσιάζει η εκάστοτε περίπτωση. Τα αποτελέσματα από τα διάφορα μοντέλα μπορούν να συγκριθούν για τον εντοπισμό και τη διόρθωση αδυναμιών στη μεθοδολογία.

Η βελτιστοποίηση που πραγματοποιείται στην παρούσα εργασία για την εύρεση βέλτιστων θέσεων χωροθέτησης μονάδων SM βασίζεται σε δύο κριτήρια. Είναι ωστόσο δυνατή η χρήση διαφορετικών κριτηρίων και η αξιοποίηση πραγματικών δεδομένων (π.χ. δεδομένα που προκύπτουν από πειράματα, αεροφωτογραφίες κλπ.) για επιπρόσθετη ακρίβεια.

Η πλήρης μεθοδολογία προσομοίωσης του δικτύου με την εφαρμογή SM σε ένα ή περισσότερα σημεία του πρέπει να λαμβάνει υπόψη το ενδεχόμενο επιστροφής παραπροϊόντων της επεξεργασίας στο δίκτυο. Απαιτείται επομένως έρευνα προς την κατεύθυνση αυτή, ώστε να μελετηθούν με ακρίβεια τόσο ο τρόπος και οι προδιαγραφές μεταφοράς της περίσσειας υλούς, όσο και οι μεταβολές που προκύπτουν στο δίκτυο.

Όσον αφορά την αναζήτηση ενός βέλτιστου χρονικού προγραμματισμού της άντλησης, η χρήση της μεθόδου γενετικών αλγόριθμων για την πραγματοποίηση βελτιστοποίησης μπορεί να οδηγήσει σε χρήσιμα συμπεράσματα. Ο προγραμματισμός της άντλησης βάσει του αναλογικού κανόνα αποτελεί μία αρχική προσέγγιση, η οποία μπορεί να αξιοποιηθεί παράλληλα με την εφαρμογή της μεθόδου γενετικών αλγόριθμων. Σε κάθε περίπτωση, απαιτείται η δοκιμή διάφορων σεναρίων παροχών άντλησης, συμπεριλαμβανομένων ακραίων παροχών και φορτίσεων, ώστε να μελετηθεί διεξοδικά η αντίστοιχη απόκριση του συστήματος. Καθώς η βελτιστοποίηση αποτελεί κατά κανόνα μία χρονοβόρα και απαιτητική σε υπολογιστικούς πόρους διαδικασία, διότι καλείται το μοντέλο προσομοίωσης εκατοντάδες ή χιλιάδες φορές, η μείωση του υπολογιστικού φόρτου είναι ιδιαίτερα σημαντική. Σε αυτό το πλαίσιο, μπορούν να χρησιμοποιηθούν κάποιες εξελιγμένες τεχνικές βελτιστοποίησης, όπως ο παράλληλος προγραμματισμός (parallel computing), οι εξελικτικοί αλγόριθμοι (evolutionary algorithms) και οι τεχνικές με υποκατάστατα μοντέλων (surrogate modelling techniques).

Βιβλιογραφικές αναφορές

- Abdikheibari, S., Song, H.-m., Cho, J.-i., Kim, S.-j., Gwon, S.-c., Park, K., Maluleque, B., Marleni, N., Shu, L. & Jegatheesan, V. 2016. In-situ evaluation of predictive models for H₂S gas emission and the performance of optimal dosage of suppressing chemicals in a laboratory-scale sewer. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 106, 25-33.
- Allison, D. Campus resiliency through on-site reuse. Retrieved from <http://www.waterworld.com/articles/iww/print/volume-15/issue-6/features/campus-resiliency-through-on-site-reuse.html> [Accessed 24 May 2017].
- Asano, T., Burton, F., Leverenz, H., Tsuchihashi, R. & Tchobanoglous, G. 2007. *Water Reuse: Issues, Technologies, and Applications*, New York, McGraw-Hill.
- Barwon Water 2011. A toolkit for the establishment of a sewer mining project in the Geelong region. *Barwon Water Sewer Mining Guidelines*.
- Bates, B. C., Kundzewicz, Z. W., Wu, S. & Palutikof, J. P. Eds., 2008: *Climate Change and Water*, Geneva, IPCC Secretariat.
- Beal, C. D. & Stewart, R. A. 2013. Identifying residential water end uses underpinning peak day and peak hour demand. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 140, 04014008.
- Bentley Systems. SewerGEMS: Urban Sanitary and Combined Sewer Modeling. Retrieved from https://www.google.gr/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=2&ved=0ahUKEwi0v_mtwcDVAhWhBsAKHdz1CEgQFggtMAE&url=https%3A%2F%2Fwww.bentley.com%2Fen%2Fresources%2Fsewergems&usq=AFQjCNHCNwmLr3L1eoRICyqa9L Lg7eDTqg [Accessed 5 August 2017].
- Bertrán de Lis, F., Saracevic, E. & Matsché, N. 2007. Control of sulphide problems in pressure sewers. *NOVATECH 2007*.
- Bielecki, R. & Schremmer, H. 1987. *Biogene Schwefelsäure-Korrosion in teilgefüllten Abwasserkanälen*, na.
- Boon, A. & Lister, A. 1975. Formation of sulphide in rising main sewers and its prevention by injection of oxygen. *Prog. Wat. Tech*, 7, 289-300.
- Brière, F. G. 2007. *Drinking-Water Distribution, Sewage, and Rainfall Collection*, Polytechnic International Press.

- Cardoso, R. B., Sierra-Alvarez, R., Rowlette, P., Flores, E. R., Gómez, J. & Field, J. A. 2006. Sulfide oxidation under chemolithoautotrophic denitrifying conditions. *Biotechnology and Bioengineering*, 95, 1148-1157.
- Chanan, A. & Kandasamy, J. 2009. Water mining: planning and implementation issues for a successful project. In: VIGNESWARAN, S. (ed.) *Water and wastewater treatment technologies* Singapore: Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS), UNESCO.
- CleanTech, A. 2013. Leading the Sewage Mining Revolution: Presenting a Sustainable, Efficient and Environmentally-Friendly Approach to Wastewater Treatment. Retrieved from http://www.appliedcleantech.com/files/content/SRS_Brochure.pdf [Accessed 30 May 2017].
- Crites, R. & Tchobanoglous, G. 1998. Small and decentralized wastewater management systems.
- Cunge, J. A., Holly, F. M. & Verwey, A. 1980. *Practical aspects of computational river hydraulics*, Pitman.
- Dahl, K. & Kirkby, R. Sewer mining as an alternative water source – the Pennant Hills experience. *Australian Turfgrass Management Journal* [Online]. Retrieved from <https://www.agcsa.com.au/sites/default/files/uploaded-content/website-content/atm-journal/Water%20Management%20-%20Sewer%20Mining%2C%20the%20Pennant%20Hills%20Experience.pdf> [Accessed 16 May 2017].
- De Jesus, E., De Andrade Lima, L., Bernardez, L. & Almeida, P. 2015. Inhibition of microbial sulfate reduction by molybdate. *Brazilian Journal of Petroleum and Gas*, 9.
- DESSIN 2015. Guidelines for packaged plant selection and optimisation. NTUA.
- Duranceau, S. J., Trupiano, V. M., Lowenstine, M., Whidden, S. & Hopp, J. 2010. Innovative hydrogen sulfide treatment methods: moving beyond packed tower aeration. *Florida Water Resources Journal*, 7.
- EYDAP. 2014. Demonstrate Ecosystem Services Enabling Innovation in the Water Sector Retrieved from <https://www.eydap.gr/userfiles/47614413-661a-4fba-ba7c-a14f00cfa261/DESSIN.pdf> [Accessed 20 August 2017].
- Giff, H. 1945. *Estimating Variations in Domestic Sewage Flows*, Waterworks & Sewerage.
- Gikas, P. & Tchobanoglous, G. 2009. The role of satellite and decentralized strategies in water resources management. *Journal of Environmental Management*, 90, 144-152.
- Gutterer, B., Sasse, L., Panzerbieter, T. & Reckerzügel, T. 2009. *Decentralised Wastewater*

- Treatment Systems (DEWATS) and Sanitation in Developing Countries. A Practical Guide*, Loughborough University, UK, Water Engineering Development Center.
- Haaretz. 2013. Israeli Firm Mines Sewage for Recyclable Bounty Retrieved from <http://www.haaretz.com/israel-news/business/1.552316> [Accessed 30 May 2017].
- Haworth, D. A green wicket at the 'g' - An overview of the MCG water recycling facility. 76th Annual WIOA Victorian Water Industry Operations Conference and Exhibition 3-5 September 2013 2013 Bendigo Exhibition Centre
- Holmer, M. & Hasler-Sheetal, H. 2014. Sulfide intrusion in seagrasses assessed by stable sulfur isotopes-A synthesis of current results. *Frontiers in Marine Science*, 1.
- Holt, P., James, E., Landcom & Ecological Engineering 2006. Wastewater reuse in the urban environment : selection of technologies. Parramatta, N.S.W.: Landcom.
- Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J. & Nielsen, A. H. Odor from sewer networks—processes and prediction. NORDIWA (Nordic International Water Association) Conference on Collection and Treatment of Wastewater, 2005.
- Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J. & Nielsen, A. H. 2013. *Sewer processes: microbial and chemical process engineering of sewer networks*, CRC press.
- Innovyze. The Most Comprehensive Geospatial Sanitary and Storm Sewer Modeling and Management Solution for ArcGIS™: InfoSewer. Retrieved from <http://www.innovyze.com/products/infosewer/> [Accessed 9 September 2017].
- Jantrania, A. R. & Gross, M. A. 2006. *Advanced onsite wastewater systems technologies*, CRC Press.
- Jegatheesan, V., Abdikhebari, S., Marleni, N., Phelan, S., Park, K., Bagshaw, S., Farago, L. & Shu, L. 2015. Estimating hydrogen sulphide dissipation rate constant under the influence of different chemical dosing. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 101, 47-55.
- Koutsoyannis, D. 2011. *Design of Urban Sewer Networks*, Athens, National Technical University of Athens.
- Krumins, A. & Towndrow, T. 2005. Water Mining and Treatment by Subsurface Flow Constructed Wetlands Rocks Riverside Park Brisbane. *Pages electronic publication in Ozwater Watershed: The Turning Point for Water*. AWA, Brisbane.
- Lahav, O., Sagiv, A. & Friedler, E. 2006. A different approach for predicting H₂S(g) emission rates in gravity sewers. *Water Research*, 40, 259-266.
- Lewis, W. & Whitman, W. 1924. Principles of gas absorption. *Industrial & Engineering*

- Chemistry*, 16, 1215-1220.
- Li, W., Zhao, Q.-I. & Liu, H. 2009. Sulfide removal by simultaneous autotrophic and heterotrophic desulfurization–denitrification process. *Journal of Hazardous Materials*, 162, 848-853.
- Liu, D. H. F. & Liptak, B. G. 1999. *Environmental Engineers' Handbook on CD-ROM*, Taylor & Francis.
- Majumder, M. 2015. *Impact of urbanization on water shortage in face of climatic aberrations*, Singapore, Springer.
- Makropoulos, C., Rozos, E., Tsoukalas, I., Plevri, A., Karakatsanis, G., Karagiannidis, L., Makri, E., Lioumis, C., Noutsopoulos, C. & Mamais, D. 2017. Sewer-mining: A water reuse option supporting circular economy, public service provision and entrepreneurship. *Journal of Environmental Management*.
- Makropoulos, C. & Tsoukalas, I. 2016. Sewer Mining for Urban Re-use enabled by Advanced Monitoring Infrastructure (AMI) *DESSIN*, Athens Case (Greece).
- Makropoulos, C. K. & Butler, D. 2010. Distributed water infrastructure for sustainable communities. *Water Resources Management*, 24, 2795-2816.
- Mallapa, S. 2006. Sewer Mining. Brisbane.
- Marleni, N., Gray, S., Sharma, A., Burn, S. & Muttill, N. Modeling the effects of sewer mining on odour and corrosion in sewer systems. 20th International Congress on Modelling and Simulation, 2013.
- Marleni, N., Park, K., Lee, T., Navaratna, D., Shu, L., Jegatheesan, V., Pham, N. & Feliciano, A. 2014. A methodology for simulating hydrogen sulphide generation in sewer network using EPA SWMM. *Desalination and Water Treatment*, 54, 1308-1317.
- Mathioudakis, V. & Aivasidis, A. 2009. Effect of temperature on anoxic sulfide oxidation and denitrification in the bulk wastewater phase of sewer networks. *Water Science and Technology*, 59, 705-712.
- McFallan, S. & Logan, I. 2008. Barriers and drivers of new public-private infrastructure: sewer mining. In: MCFALLAN, S. (ed.). CRC Construction Innovation.
- MCG. Water recycling. Retrieved from <http://www.mcg.org.au/about-us/policies/water-recycling> [Accessed 22 May 2017].
- Mefrakis, R. 2015. Wastewater Flow Considerations. Retrieved from <https://dnr.mo.gov/env/wpp/cwforum/docs/design-flowconsideration.pdf> [Accessed 11 January 2017].

- Metcalf & Eddy & Tchobanoglous, G. 1981. *Wastewater engineering: collection and pumping of wastewater*, McGraw-Hill.
- Metcalf & Eddy Inc., Tchobanoglous, G., Burton, F. & Stensel, H. 2003. *Wastewater engineering : treatment and reuse*, Boston, McGraw-Hill.
- Metcalf & Eddy Inc., Tchobanoglous, G. & Burton, F. L. 1991. *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse*, McGraw-Hill.
- Miller, J. E. 1984. Basic Concepts of Kinematic-Wave Models. *Water waves-Mathematical models*. Washington: United States Department of the Interior
- Minnesota Stormwater Manual. Available stormwater models and selecting a model Retrieved from https://stormwater.pca.state.mn.us/index.php/Available_stormwater_models_and_selecting_a_model [Accessed 4 August 2017].
- Nielsen, A. H., Vollertsen, J., Jensen, H. S., Wium-Andersen, T. & Hvitved-Jacobsen, T. 2008. Influence of pipe material and surfaces on sulfide related odor and corrosion in sewers. *Water Research*, 42, 4206-4214.
- Ødegaard, H. 2012. Description of an alternative urban water management system and its inherent technologies. Smart Water Communities.
- Okun, D. A., Wang, L. K. & Shamma, N. K. 2010. *Water Supply and Distribution and Wastewater Collection*, John Wiley and Sons.
- Park, K., Lee, H., Phelan, S., Liyanaarachchi, S., Marleni, N., Navaratna, D., Jegatheesan, V. & Shu, L. 2014. Mitigation strategies of hydrogen sulphide emission in sewer networks—a review. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 95, 251-261.
- Parkhurst, J. D. & Pomeroy, R. D. 1972. Oxygen absorption in streams. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, 98, 101-124.
- Pomeroy, R. 1959. Generation and control of sulfide in filled pipes. *Sewage and industrial Wastes*, 31, 1082-1095.
- Pomeroy, R. 1990. The problem of hydrogen sulphide in sewers. *Clay Pipe Development Association. Ltd., London, 2 nd edition (edited by A. G. Boon), 1990, 24.*
- Pomeroy, R., Boon, A. & Clay Pipe Development Association Limited 1981. *The Problem of Hydrogen Sulphide in Sewers*, Clay Pipe Development Association.
- Pomeroy, R. & Parkhurst, J. 1977. Forecasting of sulfide buildup rates in sewers. *Progress in water technology*, 9, 621-&.
- Ponce, V. M. 1989. *Engineering hydrology: Principles and practices*, Englewood Cliffs, N.J.:

- Prentice Hall.
- Qiong, Y., Zhenyao, L. & Jidong, Y. 2009. Simultaneous determination of chemical oxygen demand (COD) and biological oxygen demand (BOD5) in wastewater by near-infrared spectrometry. *Journal of Water Resource and Protection*, 2009.
- Rizwan, A. M., Dennis, L. Y. & Chunho, L. 2008. A review on the generation, determination and mitigation of Urban Heat Island. *Journal of Environmental Sciences*, 20, 120-128.
- Robert, D. & McVay, P. E. 2007. Processes for Removal of Hydrogen Sulfide Found in Florida Ground Water Sources. Florida Rural Water Association.
- Roesner, L. A., Aldrich, J. A. & Dickinson, R. E. 1992. Storm Water Management Model User's Manual Version 4: Extran Addendum. EPA/600/3-88/001b ed. Athens: Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency,.
- Rossman, L. 2006. Storm Water Management Model Quality Assurance Report: Dynamic Wave Flow Routing. 1-115.
- Rossman, L. 2015. Storm Water Management Model User's Manual Version 5.1. 1-353.
- Rossman, L. & Huber, W. 2016. Storm Water Management Model Reference Manual Volume I – Hydrology (Revised). 1-233.
- Sustainable Futures. 2013. Darling Quarter Case Study; Building Industry Capability to Make Recycled Water Investment Decisions. *Australian Turfgrass Management Journal* [Online]. Retrieved from http://waterrecyclinginvestment.com/wp-content/uploads/2013/11/ISF019_AWRC_D1_DarlingQuarter_4-2.pdf [Accessed 16 May 2017].
- Sydney Olympic Park. Urban water reuse & integrated water management. Retrieved from http://www.sopa.nsw.gov.au/__data/assets/pdf_file/0019/344620/urban_water_reuse_brochure_2006.pdf [Accessed 10 May 2017].
- Sydney Water. Sewer Mining. How to set up a sewer mining scheme. Operation 14. Retrieved from http://www.sydneywater.com.au/web/groups/publicwebcontent/documents/document/zgrf/mdu0/%7Eedisp/dd_054030.pdf [Accessed 15 November 2016].
- Sydney Water. Sewer Mining: How to set up a sewer mining scheme. Retrieved from https://www.sydneywater.com.au/web/groups/publicwebcontent/documents/document/zgrf/mdu0/~edisp/dd_054030.pdf [Accessed 15 November 2016].
- Thistlethwayte, D. 1972. *Control of Sulfide in Sewerage Systems*, Australia, Butterworth Pty. Ltd.

- Toze, S. 2006. Water reuse and health risks — real vs. perceived. *Desalination*, 187, 41-51.
- Tsoukalas, I., Kossieris, P., Efstratiadis, A. & Makropoulos, C. 2016a. Surrogate-enhanced evolutionary annealing simplex algorithm for effective and efficient optimization of water resources problems on a budget. *Environmental Modelling & Software*, 77, 122-142.
- Tsoukalas, I., Makropoulos, C. & Michas, S. 2016b. A Monte-Carlo based method for the identification of potential sewer mining locations. *13th IWA Specialized Conference on Small Water and Wastewater Systems*. Athens.
- U.S.E.P.A. 1974. Process Design Manual for Sulfide Control in Sanitary Sewerage Systems. U.S. Environmental Protection Agency.
- U.S.E.P.A. 1981. Hourly Diurnal Flow Variations In Publicly-Owned Wastewater Treatment Facilities. U.S. Environmental Protection Agency.
- U.S.E.P.A. 1985. Odor and corrosion control in sanitary sewerage systems and treatment plants.
- U.S.E.P.A. 1991. Hydrogen Sulfide Corrosion: Its Consequences, Detection and Control. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water. .
- U.S.E.P.A. 1992a. Detection, Control, and Correction of Hydrogen Sulfide Corrosion in Existing Wastewater Systems. Washington, D.C.: USA: Office of Wastewater Enforcement and Compliance, Office of Water.
- U.S.E.P.A. 1992b. Manual: Guidelines for Water Reuse. *EPA-625/R-92-004*. Washington, DC.: U.S. Environmental Protection Agency.
- U.S.E.P.A. 2012. Guidelines for Water Reuse. *Epa/625/R-04/108*. Washington, DC.: U.S. Environmental Protection Agency.
- U.S.E.P.A. 2014. Guide for Estimating Infiltration and Inflow, June 2014. U.S. Environmental Protection Agency.
- UGL. Design, Construction, Commission and Operations & Maintenance of the Water Reclamation and Management Scheme (WRams) for Sydney Olympic Park: A world class integrated approach to water conservation. *Municipal Wastewater* [Online]. Retrieved from http://cdn.ugllimited.com/Asset/cms/Case_Study/Water/Municipal-Wastewater/WRAMS_Water_Case_Study/016_WRAMS_Water_CaseStudy_V8_WEB.pdf [Accessed 20 May 2017].
- Veolia Water Technologies. Darling Quarter Recycled Water Treatment Plan. Retrieved from http://www.veoliawatertechnologies.com.au/vwst-australia/ressources/files/1/49541-Veolia-Water-Tech_Darling-Quarter-.pdf [Accessed 16 May 2017].
- Water, B. 2006. Water recycling and reuse in Singapore and Australia: report of a DTI Global

- Watch Mission. *Water recycling and reuse in Singapore and Australia: report of a DTI Global Watch Mission*. BIWATER.
- Water Hub. Emory University, Atlanta, GA. Retrieved from http://www.campserv.emory.edu/fm/images/water-hub/RAILS%20document_Project%20Overview_Final%20edited_%202-4-15-FINAL%20APPROVED.pdf [Accessed 23 May 2017].
- Water Pollution Control Federation & American Society of Civil Engineers 1977. *Wastewater Treatment Plant Design. WPCF Manual of Practice No. 8, ASCE Manual on Engineering Practice No. 36*. USA.
- Weaver, J. Reactor analysis (Mass balances, Flow models, Reactors). Retrieved from <http://slideplayer.com/slide/10952195/> [Accessed 26 December 2016].
- Wells, T., Melchers, R., Joseph, A., Bond, P., Vitanage, D., Bustamante, H., De Grazia, J., Kuen, T., Nazimek, J. & Evans, T. 2012. A collaborative investigation of microbial corrosion of concrete sewer pipe in Australia| NOVA. The University of Newcastle's Digital Repository.
- WERF. Case study: Pennant Hills Golf Club. Retrieved from http://www.werf.org/i/c/Decentralizedproject/When_to_Consider_Dis.aspx [Accessed 16 May 2017].
- WHO 1973. Reuse of effluents: methods of wastewater treatment and health safeguards. *Technical Report Series*. Geneva, Switzerland: World Health Organization.
- WHO 1989. Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. *Technical Report Series*. Geneva, Switzerland: World Health Organization.
- WHO 2006. WHO guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. 3 ed. Geneva, Switzerland: World Health Organization.
- XP Solutions Stormwater & Wastewater Management Model XPSWMM.
- Yang, W., Vollertsen, J. & Hvitved-Jacobsen, T. 2005. Anoxic sulfide oxidation in wastewater of sewer networks. *Water Science and Technology*.
- Yongsiri, C., Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J. & Tanaka, N. 2003. Introducing the emission process of hydrogen sulfide to a sewer process model (WATS). *Water Science and Technology*, 47, 85-92.
- Yongsiri, C., Vollertsen, J. & Hvitved-Jacobsen, T. 2005. Influence of wastewater constituents on hydrogen sulfide emission in sewer networks. *Journal of environmental engineering*, 131, 1676-1683.

- Yongsiri, C., Vollertsen, J., Rasmussen, M. & Hvitved-Jacobsen, T. 2004. Air–water transfer of hydrogen sulfide: an approach for application in sewer networks. *Water Environment Research*, 76, 81-88.
- Zern, B. 2016. From waste to resource. *WaterHub at Emory University: Atlanta* [Online]. Retrieved from <http://www.hpbmagazine.org/attachments/article/12366/HPB%20for%20Web.pdf> [Accessed 23 May 2017].
- Zhang, L., De Schryver, P., De Gussemé, B., De Muynck, W., Boon, N. & Verstraete, W. 2008. Chemical and biological technologies for hydrogen sulfide emission control in sewer systems: A review. *Water Research*, 42, 1-12.
- Ανδρεαδάκης, Α. 2008. *Επεξεργασία λυμάτων και ιλύος*, Αθήνα, Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο.
- Ανδρεαδάκης, Α. 2011. *Επεξεργασία λυμάτων-Βασικές αρχές και διεργασίες*, Αθήνα, Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο.
- Ανδρίτσος, Ν. & Μποντόζογλου, Β. 2016. Φαινόμενα Μεταφοράς Μάζας. Retrieved from http://www.mie.uth.gr/ekp_yliko/Mass_Transfer_notes_2016.pdf [Accessed 20 Φεβρουαρίου 2017].
- Ζησοπούλου, Α. & Κάζδαγλης, Μ. 2011. Η Αντιμετώπιση του Φαινομένου της Θερμικής Νησίδας Μέσω του Στρατηγικού Σχεδιασμού της Βιώσιμης Ανάπτυξης του Ελληνικού Αστικού Περιβάλλοντος. *Αρχιτεκτονική, Ενέργεια και Περιβάλλον στα κτίρια και τις πόλεις*. Αθήνα.
- Κορνελάκη, Ε. 2011. *Βέλτιστη χωροθέτηση εγκαταστάσεων ύδρευσης-αποχέτευσης στο δήμο Καστελλίου Ν. Ηρακλείου με σκοπό την αστική επαναχρησιμοποίηση* Πολυτεχνείο Κρήτης, Τμήμα Μηχανικών Περιβάλλοντος, Μεταπτυχιακό Πρόγραμμα Σπουδών "Περιβαλλοντική και Υγειονομική Μηχανική".
- Κουτσογιάννης, Δ. 2011. *Σχεδιασμός αστικών δικτύων αποχέτευσης*, Αθήνα, Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο.
- Μιμίκου, Μ. 2006. *Τεχνολογία υδατικών πόρων*, Αθήνα, Παπασωτηρίου.
- Νουτσόπουλος, Γ., Χριστοδούλου, Γ. & Παπαθανασιάδης, Τ. 2007. *Υδραυλική Ανοικτών Αγωγών*, Αθήνα, Fountas.
- Παρασκάκη, Α. 2013. *Κατασκευή και λειτουργία δύο συστημάτων προσκολλημένης ανάπτυξης για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων*. Πολυτεχνείο Κρήτης, Τμήμα Μηχανικών Περιβάλλοντος, Εργαστήριο Τεχνολογίας και Διαχείρισης Περιβάλλοντος.

- Στάμου, Α. 2012. *Εφαρμοσμένη Υδραυλική Ροή υπό πίεση και με ελεύθερη επιφάνεια*, Αθήνα, Παπασωτηρίου.
- ΥΠΕΚΑ. Οδηγία 91/271/ΕΟΚ του Συμβουλίου της 21ης Μαΐου 1991 για την επεξεργασία των αστικών λυμάτων.
- ΥΠΕΚΑ. ΦΕΚ 354/Β'8.3.2011. Καθορισμός μέτρων, όρων και διαδικασιών για την επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων και άλλες διατάξεις.
- Χριστούλας, Δ. 1991. *Ρύπανση των Υδάτων και Αντιρρυπαντική Τεχνολογία*, Αθήνα, Εκδόσεις Συμεών.
- Ψαρρού, Ε. 2016. *Αξιολόγηση οικολογικού δυναμικού ιδιαίτερας τροποποιημένων υδατικών σωμάτων με χρήση του λογισμικού ΛΕΡΝΗ*. Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο, Σχολή Πολιτικών Μηχανικών, Τομέας Υδατικών Πόρων και Περιβάλλοντος.