



ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΘΕΣΣΑΛΙΑΣ
ΠΟΛΥΤΕΧΝΙΚΗ ΣΧΟΛΗ
ΤΜΗΜΑ ΜΗΧΑΝΙΚΩΝ ΧΩΡΟΤΑΞΙΑΣ, ΠΟΛΕΟΔΟΜΙΑΣ ΚΑΙ
ΠΕΡΙΦΕΡΕΙΑΚΗΣ ΑΝΑΠΤΥΞΗΣ

ΔΙΔΑΚΤΟΡΙΚΗ ΔΙΑΤΡΙΒΗ

ΜΕ ΤΙΤΛΟ:

ΕΠΑΝΑΧΡΗΣΙΜΟΠΟΙΗΣΗ ΛΥΜΑΤΩΝ ΓΙΑ ΑΡΔΕΥΣΗ: ΔΙΕΡΕΥΝΗΣΗ
ΚΑΙ ΑΞΙΟΛΟΓΗΣΗ ΟΙΚΟΝΟΜΙΚΩΝ, ΚΟΙΝΩΝΙΚΩΝ ΚΑΙ
ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΩΝ ΠΑΡΑΜΕΤΡΩΝ ΓΙΑ ΤΗ ΔΙΑΠΙΣΤΩΣΗ ΤΗΣ
ΒΙΩΣΙΜΟΤΗΤΑΣ ΤΩΝ ΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ ΠΡΟΧΩΡΗΜΕΝΗΣ
(ΠΡΟΩΘΗΜΕΝΗΣ) ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΔΕΥΤΕΡΟΒΑΘΜΙΩΝ ΕΚΡΩΝ

ΣΟΦΙΑ Κ. ΜΠΑΚΟΠΟΥΛΟΥ

ΒΟΛΟΣ, ΔΕΚΕΜΒΡΙΟΣ 2009

ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΘΕΣΣΑΛΙΑΣ

ΠΟΛΥΤΕΧΝΙΚΗ ΣΧΟΛΗ

**ΤΜΗΜΑ ΜΗΧΑΝΙΚΩΝ ΧΩΡΟΤΑΞΙΑΣ, ΠΟΛΕΟΔΟΜΙΑΣ ΚΑΙ
ΠΕΡΙΦΕΡΕΙΑΚΗΣ ΑΝΑΠΤΥΞΗΣ**

ΔΙΔΑΚΤΟΡΙΚΗ ΔΙΑΤΡΙΒΗ

ΜΕ ΤΙΤΛΟ:

***ΕΠΑΝΑΧΡΗΣΙΜΟΠΟΙΗΣΗ ΛΥΜΑΤΩΝ ΓΙΑ ΑΡΔΕΥΣΗ: ΔΙΕΡΕΥΝΗΣΗ
ΚΑΙ ΑΞΙΟΛΟΓΗΣΗ ΟΙΚΟΝΟΜΙΚΩΝ, ΚΟΙΝΩΝΙΚΩΝ ΚΑΙ
ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΩΝ ΠΑΡΑΜΕΤΡΩΝ ΓΙΑ ΤΗ ΔΙΑΠΙΣΤΩΣΗ ΤΗΣ
ΒΙΩΣΙΜΟΤΗΤΑΣ ΤΩΝ ΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ ΠΡΟΧΩΡΗΜΕΝΗΣ
(ΠΡΩΘΗΜΕΝΗΣ) ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΔΕΥΤΕΡΟΒΑΘΜΙΩΝ ΕΚΡΩΝ***

ΣΟΦΙΑ Κ. ΜΠΑΚΟΠΟΥΛΟΥ

**Πτυχιούχος Διαχείρισης Αγροτικού Περιβάλλοντος και Φυσικών Πόρων
MSc Χωροταξία, Πολεοδομία και Περιφερειακή Ανάπτυξη**

ΒΟΛΟΣ, ΔΕΚΕΜΒΡΙΟΣ 2009

**ΕΠΑΝΑΧΡΗΣΙΜΟΠΟΙΗΣΗ ΛΥΜΑΤΩΝ ΓΙΑ ΑΡΔΕΥΣΗ: ΔΙΕΡΕΥΝΗΣΗ
ΚΑΙ ΑΞΙΟΛΟΓΗΣΗ ΟΙΚΟΝΟΜΙΚΩΝ, ΚΟΙΝΩΝΙΚΩΝ ΚΑΙ
ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΩΝ ΠΑΡΑΜΕΤΡΩΝ ΓΙΑ ΤΗ ΔΙΑΠΙΣΤΩΣΗ ΤΗΣ ΒΙΩΣΙΜΟΤΗΤΑΣ
ΤΩΝ ΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ ΠΡΟΧΩΡΗΜΕΝΗΣ (ΠΡΟΩΘΗΜΕΝΗΣ) ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ
ΔΕΥΤΕΡΟΒΑΘΜΙΩΝ ΕΚΡΟΩΝ**

Επταμελής Εξεταστική Επιτροπή:

Αθανάσιος Κούγκολος, Αναπληρωτής Καθηγητής Πανεπιστημίου Θεσσαλίας, Επιβλέπων

Άγγελος Κότιος, Καθηγητής Πανεπιστημίου Πειραιά (Μέλος Τριμελούς)

Όλγα Χριστοπούλου, Αναπληρώτρια Καθηγήτρια Πανεπιστημίου Θεσσαλίας (Μέλος Τριμελούς)

Βύρων Κοτζαμάνης, Καθηγητής Πανεπιστημίου Θεσσαλίας (Μέλος Επταμελούς)

Αθανάσιος Λουκάς, Αναπληρωτής Καθηγητής Πανεπιστημίου Θεσσαλίας (Μέλος Επταμελούς)

Σεραφείμ Πολύζος, Επίκουρος Καθηγητής Πανεπιστημίου Θεσσαλίας (Μέλος Επταμελούς)

Μαρία Γκράτζιου, Επίκουρος Καθηγήτρια Δημοκρίτειου Πανεπιστημίου Θράκης (Μέλος Επταμελούς)

Το έργο αυτό συγχρηματοδοτήθηκε:

- *75% της Δημόσιας Δαπάνης από την Ευρωπαϊκή Ένωση – Ευρωπαϊκό Κοινωνικό Ταμείο*
- *25% της Δημόσιας Δαπάνης από το Ελληνικό Δημόσιο – Υπουργείο Ανάπτυξης – Γενική Γραμματεία Έρευνας και Τεχνολογίας*
- *και από τον Ιδιωτικό Τομέα*

στο πλαίσιο του Μέτρου 8.3 του Ε.Π. Ανταγωνιστικότητα – Γ' Κοινοτικό Πλαίσιο Στήριξης.

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Στην παρούσα εργασία αξιολογήθηκε η βιωσιμότητα της δυνατότητας χρήσης ανακτημένου λύματος για λόγους άρδευσης στην Ελλάδα. Με τον όρο άρδευση εννοείται τόσο η άρδευση αγροτικών όσο και αστικών εκτάσεων. Για την αξιολόγηση της εν λόγω βιωσιμότητας δομήθηκε ένα μοντέλο αξιολόγησης το οποίο κάτω από ένα ολιστικό πρίσμα αξιολογεί τόσο τις αναγκαίες οικονομικές, όσο και τις σημαντικότερες κοινωνικές και περιβαλλοντικές παραμέτρους. Πρόκειται δηλαδή για ένα μοντέλο που στοχεύει στην ολοκληρωμένη αξιολόγηση της δυνατότητας επαναχρησιμοποίησης επεξεργασμένων λυμάτων σε μια περιοχή. Για τη δόμηση του μοντέλου χρησιμοποιήθηκε μια πολυκριτήρια μεθοδολογία λήψης απόφασης (PROMETHEE II). Πιο συγκεκριμένα διαμορφώθηκαν έξι (6) διαφορετικά εναλλακτικά σενάρια προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης των λυμάτων και αξιολογήθηκαν ως προς μια σειρά από οικονομικά, κοινωνικά και περιβαλλοντικά κριτήρια. Η αξιολόγηση έγινε με βάση τόσο βιβλιογραφικά δεδομένα όσο και δεδομένα που προέκυψαν από τη διεξαγωγή ερευνών πεδίου και πειραμάτων κυρίως στην περιοχή της Θεσσαλίας. Τα αποτελέσματα της αξιολόγησης έδειξαν ότι η επαναχρησιμοποίηση λυμάτων στη χώρα μας μπορεί να καταστεί βιώσιμη εάν εκτός από τους αναγκαίους οικονομικούς παράγοντες ληφθούν υπόψη και οι σημαντικότεροι κοινωνικοί και περιβαλλοντικοί παράγοντες. Μάλιστα φάνηκε ότι η χρήση μιας απλής προχωρημένης επεξεργασίας (π.χ. διήθηση ή διήθηση μετά από κροκίδωση) σε συνδυασμό με χρήση του οζονισμού ως μεθόδου απολύμανσης αποτελεί και το βέλτιστο σενάριο προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης εκροών δευτεροβάθμιας επεξεργασίας λυμάτων τόσο για την περίπτωση της αγροτικής άρδευσης όσο και για την αντίστοιχη της αστικής.

Λέξεις κλειδιά: Επαναχρησιμοποίηση λυμάτων, Ολοκληρωμένη αξιολόγηση, Οικονομικές παράμετροι, Κοινωνικές παράμετροι, Περιβαλλοντικές παράμετροι, Πολυκριτήρια ανάλυση, Προχωρημένη επεξεργασία λυμάτων, Απολύμανση λυμάτων, Θεσσαλία

ABSTRACT

The main objective of the present thesis was the evaluation of the possibility the use of reclaimed wastewater for irrigation purposes in Greece could be sustainable. The irrigation uses that were examined included agricultural as well as landscape irrigation ones. Thus, aiming at evaluating the procedure of wastewater reuse in Greece, we constructed an evaluation model which incorporates the necessary economic parameters as well as the most important social and environmental ones. The main goal is the integrated evaluation of such procedure in a Greek region or area. The methodology that was used for our model construction was a multicriteria decision making one (PROMETHEE II). More specifically, six (6) alternative scenarios of wastewater advanced treatment and disinfection were fixed and, afterwards, they were evaluated in basis of their score in specific economic, social and environmental criteria. The scores were fixed taking in mind literature data as well as data collected from surveys and experiments taking place mainly in Thessaly region, Greece. The main results of our evaluation showed that wastewater reuse for irrigation purposes in Greece could be sustainable if one takes in mind not only the necessary economic parameters but also the most important social and environmental ones. Indeed, the use of a simple advanced treatment (i.e. filtration or coagulation-filtration) in comparison with ozone use as disinfectant was the best secondary effluent treatment scenario for the cases of both agricultural and landscape irrigation.

Keywords: Wastewater reuse, Integrated evaluation, Economic parameters, Social parameters, Environmental parameters, Multicriteria analysis, Wastewater advanced treatment, Wastewater disinfection, Thessaly region

ΠΡΟΛΟΓΟΣ - ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Η παρούσα διατριβή πραγματοποιήθηκε στο Τμήμα Μηχανικών Χωροταξίας, Πολεοδομίας και Περιφερειακής Ανάπτυξης του Πανεπιστημίου Θεσσαλίας κατά την περίοδο Φεβρουάριος 2005 – Σεπτέμβριος 2009. Η ολοκλήρωση της εν λόγω εργασίας θα ήταν αδύνατη χωρίς τη βοήθεια συγκεκριμένων ατόμων προς τα οποία θα ήθελα να εκφράσω τις βαθύτατες ευχαριστίες μου. Καταρχήν θα ήθελα να ευχαριστήσω τον Επιβλέποντα Καθηγητή, κ. Αθανάσιο Κούγκολο, Αναπληρωτή Καθηγητή του Τμήματος Μηχανικών Χωροταξίας, Πολεοδομίας και Περιφερειακής Ανάπτυξης (ΤΜΧΠΠΑ) του Πανεπιστημίου Θεσσαλίας για την ανάθεση του θέματος, την καθοδήγησή του, τις συμβουλές του και την υποστήριξή του σε ορισμένες δύσκολες φάσεις της παρούσας εργασίας. Επίσης θα ήθελα να τον ευχαριστήσω για τη δυνατότητα εργασίας που μου προσέφερε στα πλαίσια ορισμένων ερευνητικών προγραμμάτων. Επίσης ευχαριστίες θα ήθελα να εκφράσω προς τα άλλα δύο μέλη της Τριμελούς Συμβουλευτικής Επιτροπής, κ. Αγγελό Κότιο, Καθηγητή του Τμήματος Διεθνών και Ευρωπαϊκών Σπουδών του Πανεπιστημίου Πειραιά και κ. Όλγα Χριστοπούλου, Αναπληρώτρια Καθηγήτρια του ΤΜΧΠΠΑ του Πανεπιστημίου Θεσσαλίας για τη βοήθειά τους και τις υποδείξεις τους. Επίσης τις βαθύτατες ευχαριστίες μου θα ήθελα να εκφράσω και στον κ. Σεραφείμ Πολύζο, Επίκουρο Καθηγητή του ΤΜΧΠΠΑ του Πανεπιστημίου Θεσσαλίας για τη βοήθειά του στη στατιστική επεξεργασία συγκεκριμένων δεδομένων της παρούσας διατριβής και κυρίως για την ηθική υποστήριξή του σε δύσκολες φάσεις του εν λόγω πονήματος. Επίσης προς τον κ. Βύρωνα Κοτζαμάνη, Καθηγητή του ΤΜΧΠΠΑ του Πανεπιστημίου Θεσσαλίας εκφράζω ευχαριστίες για τις υποδείξεις του κατά τη διαμόρφωση των ερωτηματολογίων. Τέλος, προς όλα τα μέλη της Επταμελούς Εξεταστικής Επιτροπής εκφράζω ευχαριστίες για τις υποδείξεις τους και τη βοήθειά τους ώστε να πάρει η παρούσα εργασία την τελική της μορφή.

Προς το Ευρωπαϊκό Κοινωνικό Ταμείο της Ευρωπαϊκής Ένωσης και τη Γενική Γραμματεία Έρευνας και Τεχνολογίας του Υπουργείου Ανάπτυξης θα ήθελα να εκφράσω τις από καρδιάς ευχαριστίες μου για τη χρηματοδότηση της διατριβής στα πλαίσια του προγράμματος ΠΕΝΕΔ 2003. Το συγκεκριμένο έργο συγχρηματοδοτήθηκε κατά 75% της δημόσιας δαπάνης από την Ευρωπαϊκή Ένωση (Ευρωπαϊκό Κοινωνικό Ταμείο) και κατά 25% της δημόσιας δαπάνης από το Ελληνικό Δημόσιο (Γενική Γραμματεία Έρευνας και

Τεχνολογίας, Υπουργείο Ανάπτυξης) και, τέλος, από τον ιδιωτικό τομέα. Προς τη ΔΕΥΑ Λάρισας λοιπόν που αποτέλεσε τον ιδιωτικό φορέα συγχρηματοδότησης της εν λόγω διατριβής εκφράζω τις ειλικρινείς ευχαριστίες μου.

Σε όλους τους συνεργάτες στο Εργαστήριο Γεωγραφικών Ερευνών και Περιβαλλοντικού Σχεδιασμού του ΤΜΧΠΠΑ του Πανεπιστημίου Θεσσαλίας εκφράζω τις ευχαριστίες μου και κυρίως στην κ. Αικατερίνη Παπαοικονόμου για τη βοήθειά της στη διεκπεραίωση κάποιων ζητημάτων που προέκυψαν τον τελευταίο καιρό της διατριβής και στον κ. Βασίλειο Τσιρίδη για τη βοήθειά του στη διενέργεια των πειραμάτων που περιγράφονται στο Κεφάλαιο 13 της διατριβής. Επίσης προς τον κ. Πέτρο Σαμαρά, Αναπληρωτή Καθηγητή του ΤΕΙ Δυτικής Μακεδονίας και την Δρ. Μαρία Πεταλά εκφράζω ευχαριστίες για τη βοήθειά τους στα αρχικά στάδια της διατριβής. Ευχαριστίες θα ήθελα επίσης να εκφράσω στον Δρ. Διονύσιο Μινέτο για τη βοήθειά του στη στατιστική επεξεργασία ορισμένων δεδομένων και κυρίως για την ηθική υποστήριξή του σε ορισμένες δύσκολες φάσεις της εργασίας. Προς τους πτυχιούχους του ΤΜΧΠΠΑ του Πανεπιστημίου Θεσσαλίας Ηλιάνα Κατσαβού και Στέφανο Λέγο εκφράζω ευχαριστίες για την άριστη συνεργασία που είχαμε και κυρίως για τη βοήθειά τους στη διεξαγωγή των κοινωνικών ερευνών και των πειραμάτων αντίστοιχα.

Αισθάνομαι την ανάγκη να ευχαριστήσω επίσης τον κ. Κωνσταντίνο Μητρακόπουλο και την κ. Μαρία Παπαδοπούλου, υπαλλήλους της Επιτροπής Ερευνών του Πανεπιστημίου Θεσσαλίας, για τη βοήθειά τους στη διεκπεραίωση ορισμένων διοικητικο-οικονομικών θεμάτων στα πλαίσια του προγράμματος ΠΕΝΕΔ 2003.

Στις Εγκαταστάσεις Επεξεργασίας Λυμάτων (ΕΕΛ) Βόλου, Λάρισας, Καρδίτσας και Τυρνάβου απευθύνω ευχαριστίες για την ευγενική παραχώρηση δειγμάτων εκροών για τη διεξαγωγή των πειραμάτων που περιγράφονται στο Κεφάλαιο 13. Ειδικά θα ήθελα να ευχαριστήσω τον κ. Αργύρη Παπακωνσταντίνου, υπεύθυνο της ΕΕΛ Λάρισας για τη βοήθειά του σε πολλές φάσεις της διατριβής και το ενδιαφέρον που επέδειξε. Ευχαριστίες θα ήθελα να απευθύνω επίσης στον κ. Αντώνιο Λιακόπουλο, Καθηγητή του Τμήματος Πολιτικών Μηχανικών του Πανεπιστημίου Θεσσαλίας, για την παραχώρηση του Εργαστηρίου Υδρομηχανικής και Περιβαλλοντικής Τεχνικής του Τμήματος Πολιτικών Μηχανικών για τη διενέργεια των περισσότερων πειραμάτων που περιγράφονται στο Κεφάλαιο 13 αλλά και στο Εργαστήριο Εδαφολογίας του Τμήματος Γεωπονίας, Φυτικής

Παραγωγής και Αγροτικού Περιβάλλοντος του Πανεπιστημίου Θεσσαλίας και κυρίως στην Δρ. Ευαγγελία Γκόλια για τις αναλύσεις ειδικότερα των μετάλλων. Επίσης θα ήθελα να ευχαριστήσω τις εταιρείες «Καρκανιάς Τεχνολογία Περιβάλλοντος Α.Ε.» και «Chemitec» για την παραχώρηση στοιχείων σχετικά με το κόστος μονάδων προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης λυμάτων.

Προς τον Δρ Βασίλειο Βασίλογλου, Πολιτικό Μηχανικό, υπάλληλο της Διεύθυνσης Εγγείων Βελτιώσεων της Νομαρχιακής Αυτοδιοίκησης Τρικάλων εκφράζω τις από καρδιάς ευχαριστίες μου για την πολύτιμη βοήθειά του στην αποσαφήνιση εννοιών και στην εφαρμογή των πολυκριτήριων αναλύσεων. Η συμβολή του υπήρξε ιδιαίτερος σημαντική. Επίσης προς τον κ. Γεώργιο Σαμαρά, Καθηγητή του ΤΕΙ Λάρισας εκφράζω τις ευχαριστίες μου κυρίως για την ευκαιρία που μου έδωσε για παρακολούθηση των μαθημάτων του στο εν λόγω ίδρυμα που είχαν σχέση με τις πολυκριτήριες αναλύσεις.

Τέλος, θα ήθελα να ευχαριστήσω την οικογένειά μου και τους φίλους μου για την υλική και κυρίως για την ηθική συμπαράστασή τους σε όλη τη διάρκεια εκπόνησης της παρούσας διατριβής. Η βοήθεια και η συμπαράσταση κυρίως του συζύγου μου Ηλία και της μητέρας μου Νικολέτας σε ορισμένες περιπτώσεις ήταν ανεκτίμητη.

*Σοφία Κ. Μπακοπούλου,
Δεκέμβριος 2009*

ΠΙΝΑΚΑΣ ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΩΝ

Σελ.

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ	21
<u>Α΄ ΜΕΡΟΣ</u>.....	25
2. ΕΙΣΑΓΩΓΗ ΣΤΗΝ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑ ΛΥΜΑΤΩΝ	27
2.1 Γενικά	27
2.2 Βασικά χαρακτηριστικά των λυμάτων	28
2.3 Επεξεργασία λυμάτων	32
3. ΕΙΣΑΓΩΓΗ ΣΤΗΝ ΕΠΑΝΑΧΡΗΣΙΜΟΠΟΙΗΣΗ ΛΥΜΑΤΩΝ	39
3.1 Γενικά	39
3.2 Εναλλακτικές δυνατότητες αξιοποίησης ανακτημένων λυμάτων	40
3.3 Δημόσια υγεία και περιβαλλοντικά θέματα που σχετίζονται με την επαναχρησιμοποίηση ανακτημένων λυμάτων	45
3.4 Κοινωνική αποδοχή και ανάκτηση λυμάτων.....	54
3.5 Οικονομικό κόστος της ανάκτησης λυμάτων	55
4. ΠΡΟΧΩΡΗΜΕΝΗ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑ ΚΑΙ ΑΠΟΛΥΜΑΝΣΗ ΛΥΜΑΤΩΝ	57
4.1 Γενικά	57
4.2 Μέθοδοι προχωρημένης επεξεργασίας.....	57
4.2.1 Κροκίδωση – Συσσωμάτωση – Καθίζηση.....	61
4.2.2 Διήθηση	62
4.2.3 Προσρόφιση.....	63
4.2.4 Ιοντοεναλλαγή	64
4.2.5 Εφαρμογές διεργασιών προχωρημένης επεξεργασίας στην ανάκτηση λυμάτων	64
4.2.6 Κόστος διεργασιών προχωρημένης επεξεργασίας.....	66
4.3 Μέθοδοι απολύμανσης	66
4.3.1 Χλωρίωση	67
4.3.2 Όζον	68
4.3.3 Υπεριώδης ακτινοβολία.....	69
4.3.4 Συγκριτική ανάλυση μεθόδων απολύμανσης	70
4.3.5 Εφαρμογές διεργασιών απολύμανσης στην ανάκτηση λυμάτων	71
4.3.6 Κόστος μεθόδων απολύμανσης	72
4.4 Αποθήκευση ανακτημένων λυμάτων.....	72

5. ΑΝΑΛΥΣΗ ΕΠΙΚΙΝΔΥΝΟΤΗΤΑΣ ΚΑΙ ΤΟΞΙΚΟΤΗΤΑ ΑΝΑΚΤΗΜΕΝΩΝ ΛΥΜΑΤΩΝ	75
5.1 Γενικά	75
5.2 Εισαγωγή στην ανάλυση επικινδυνότητας	75
5.3 Εκτίμηση επικινδυνότητας στην επαναχρησιμοποίηση λυμάτων	77
5.3.1 Εκτίμηση επικινδυνότητας από έκθεση σε παθογόνους οργανισμούς	78
5.3.2 Εκτίμηση επικινδυνότητας από έκθεση σε χημικούς παράγοντες.....	80
5.3.3 Εκτίμηση επικινδυνότητας και βαθμός επεξεργασίας των λυμάτων.....	81
5.4 Αναλύσεις προσδιορισμού τοξικότητας	84
5.4.1 Συνδυασμένη τοξικότητα.....	87
5.4.2 Πειράματα προσδιορισμού τοξικότητας στον τομέα της επαναχρησιμοποίησης λυμάτων	87
5.4.2.1 Πειράματα προσδιορισμού τοξικότητας και βαθμός επεξεργασίας των λυμάτων	88
6. ΟΔΗΓΙΕΣ ΚΑΙ ΚΡΙΤΗΡΙΑ ΕΠΑΝΑΧΡΗΣΙΜΟΠΟΙΗΣΗΣ ΑΝΑΚΤΗΜΕΝΩΝ ΛΥΜΑΤΩΝ	91
6.1 Γενικά	91
6.2 Οδηγία του Παγκόσμιου Οργανισμού Υγείας (1989)	93
6.3 Προτάσεις του Οργανισμού Τροφίμων και Γεωργίας των Ηνωμένων Εθνών	95
6.4 Οδηγία του Παγκόσμιου Οργανισμού Υγείας (2006)	99
6.5 Κανονισμοί στις Ηνωμένες Πολιτείες	101
6.5.1 Οδηγίες της αμερικάνικης Υπηρεσίας Προστασίας Περιβάλλοντος.....	101
6.5.2 Κανονισμός της πολιτείας της Καλιφόρνια.....	102
6.6 Νομοθεσία στον Ευρωπαϊκό χώρο και στις χώρες της Μεσογείου.....	107
6.7 Νομοθεσία σε άλλες χώρες.....	111
6.8 Κριτική των κανονισμών που αναπτύχθηκαν σε παγκόσμιο επίπεδο	112
7. ΕΦΑΡΜΟΓΕΣ ΕΠΑΝΑΧΡΗΣΙΜΟΠΟΙΗΣΗΣ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΜΕΝΩΝ ΛΥΜΑΤΩΝ ΣΕ ΠΑΓΚΟΣΜΙΟ ΕΠΙΠΕΔΟ	115
7.1 Γενικά	115
7.2 Ηνωμένες Πολιτείες.....	115
7.3 Ευρωπαϊκή Ένωση.....	117
7.3.1 Χώρες στις οποίες αναπτύχθηκαν νωρίς κανονισμοί	119
7.3.2 Χώρες στις οποίες αναπτύχθηκαν πολύ πρόσφατα ή μελετάται η ανάπτυξη κανονισμών.....	121

7.3.3 Χώρες στις οποίες δεν υπάρχουν κανονισμοί.....	121
7.4 Μέση Ανατολή – Βόρεια Αφρική.....	122
7.5 Άλλες χώρες.....	124
8. Η ΕΠΑΝΑΧΡΗΣΙΜΟΠΟΙΗΣΗ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΜΕΝΩΝ ΛΥΜΑΤΩΝ ΣΤΗΝ	
ΕΛΛΑΔΑ.....	127
8.1 Γενικά	127
8.2 Διαχείριση υδατικών πόρων στην Ελλάδα	128
8.3 Διαχείριση λυμάτων στην Ελλάδα.....	133
8.4 Φορείς διαχείρισης του νερού και των λυμάτων στην Ελλάδα	135
8.5 Επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων λυμάτων στην Ελλάδα	136
8.5.1 Θεσμικό πλαίσιο	137
8.5.2 Εφαρμογές ανακτημένων λυμάτων	147
<u>B' ΜΕΡΟΣ</u>.....	151
9. ΔΙΑΔΙΚΑΣΙΑ ΛΗΨΗΣ ΑΠΟΦΑΣΗΣ ΣΕ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΑ	
ΠΡΟΒΛΗΜΑΤΑ	153
9.1 Γενικά	153
9.2 Διαδικασία λήψης αποφάσεων	153
9.3 Παράγοντες που επηρεάζουν τη διαδικασία λήψης απόφασης σε περιβαλλοντικά προβλήματα	154
9.4 Βασικά χαρακτηριστικά που θα πρέπει να διακρίνουν τις αποφάσεις σε περιβαλλοντικά προβλήματα	156
10. ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΕΣ ΛΗΨΗΣ ΑΠΟΦΑΣΗΣ	159
10.1 Γενικά	159
10.2 Χρηματοοικονομική ανάλυση	159
10.3 Ανάλυση κόστους – αποτελέσματος.....	160
10.4 Ανάλυση κόστους – οφέλους.....	160
10.4.1 Οικονομική αποτίμηση περιβαλλοντικών αγαθών που αξιολογούνται με ανάλυση κόστους - οφέλους	162
10.4.2 Ανάλυση κόστους – οφέλους με βάση την ενέργεια	164
10.4.3 Πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα της ανάλυσης κόστους – οφέλους....	165
10.5 Πολυκριτήρια ανάλυση.....	166
10.5.1 Πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα της πολυκριτήριας ανάλυσης.....	167
10.6 Συγκριτική ανάλυση πολυκριτήριας ανάλυσης και ανάλυσης κόστους - οφέλους	168

10.7 Άλλες μέθοδοι λήψης απόφασης που χρησιμοποιούνται σε προβλήματα περιβαλλοντικού σχεδιασμού	169
11. ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΕΣ ΠΟΛΥΚΡΙΤΗΡΙΑΣ ΑΝΑΛΥΣΗΣ.....	171
11.1 Γενικά	171
11.2 Κατηγοριοποίηση μεθόδων πολυκριτήριας ανάλυσης.....	172
11.3 Χρήσιμες έννοιες και ορισμοί στην πολυκριτήρια ανάλυση.....	173
11.4 Θεωρία της πολυκριτήριας χρησιμότητας	175
11.4.1 Η μέθοδος UTA	178
11.4.2 Αναλυτική Διαδικασία Ιεράρχησης.....	179
11.4.3 Οι μέθοδοι SMAA και SMART	180
11.4.4 Οι μέθοδοι που βασίζονται σε μέτρηση απόστασης.....	181
11.5 Μέθοδοι σχέσεων υπεροχής	183
11.5.1 Η οικογένεια των μεθόδων ELECTRE.....	185
11.5.2 Η οικογένεια των μεθόδων PROMETHEE	189
11.5.3 Άλλες μέθοδοι υπεροχής.....	191
11.6 Αλληλεπιδραστικές μέθοδοι	192
11.7 Άλλες πολυκριτήριες προσεγγίσεις	193
11.8 Συστήματα υποστήριξης αποφάσεων	194
11.9 Μεθοδολογίες πολυκριτήριας ανάλυσης που χρησιμοποιούνται για την επίλυση προβλημάτων περιβαλλοντικού σχεδιασμού.....	197
11.10 Συγκριτική ανάλυση μεθοδολογιών πολυκριτήριας ανάλυσης που χρησιμοποιούνται σε προβλήματα περιβαλλοντικού σχεδιασμού	201
<u>Γ' ΜΕΡΟΣ</u>	205
12. ΠΕΡΙΓΡΑΦΗ ΤΟΥ ΠΡΟΤΕΙΝΟΜΕΝΟΥ ΜΟΝΤΕΛΟΥ ΑΞΙΟΛΟΓΗΣΗΣ. 207	
12.1 Γενικά	207
12.2 Καθορισμός εναλλακτικών επιλογών - σεναρίων	207
12.3 Καθορισμός κριτηρίων - υποκριτηρίων.....	212
12.4 Καθορισμός ειδικής βαρύτητας των κριτηρίων και υποκριτηρίων	213
12.4.1 Βασικές μέθοδοι απόδοσης ειδικής βαρύτητας σε κριτήρια που αξιολογούνται με μεθόδους υπεροχής	213
12.4.2 Επιλογή μεθόδου για εφαρμογή στην παρούσα εργασία.....	215
12.5 Επιλογή ομάδας ληπτών απόφασης και συμμετεχόντων.....	218
12.6 Επιλογή μεθόδου πολυκριτήριας ανάλυσης για εφαρμογή στην παρούσα εργασία.....	220

12.6.1 Περιγραφή μεθόδου PROMETHEE II	221
13. ΠΕΡΙΓΡΑΦΗ ΤΩΝ ΕΡΕΥΝΩΝ ΠΕΔΙΟΥ ΚΑΙ ΤΩΝ ΠΕΙΡΑΜΑΤΩΝ.....	225
13.1 Γενικά	225
13.2 Το υδατικό πρόβλημα της Περιφέρειας Θεσσαλίας.....	225
13.2.1 Γενικά στοιχεία.....	225
13.2.2 Διαθέσιμοι υδατικοί πόροι – Υδατικό ισοζύγιο – Ποιότητα των υδάτων .	226
13.2.3 Παραγωγή και επεξεργασία λυμάτων.....	230
13.2.4 Συμπεράσματα	231
13.3 Έρευνες για την αξιολόγηση οικονομικών παραμέτρων.....	232
13.3.1 Ανασκόπηση βιβλιογραφίας σχετικά με το κόστος των μονάδων προχωρημένης επεξεργασίας.....	233
13.3.2 Πρωτογενής έρευνα	237
13.3.3 Υπολογισμός συνολικού σταθμισμένου κόστους – Ανάλυση ευαισθησίας ανάλογα με την εξυπηρετούμενη παροχή και το χρόνο ζωής των έργων.....	242
13.3.4 Παράδειγμα υπολογισμού κόστους στην περιοχή της Θεσσαλίας – Σχεδιασμός ανάλυσης κόστους-οφέλους.....	244
13.3.5 Συμπεράσματα	248
13.4 Έρευνες για την αξιολόγηση κοινωνικών παραμέτρων.....	249
13.4.1 Πρώτη έρευνα	250
13.4.1.1 Δομή.....	250
13.4.1.2 Στατιστική ανάλυση.....	254
13.4.1.3 Αποτελέσματα.....	255
13.4.1.4 Συμπεράσματα – Προβληματισμοί.....	261
13.4.2 Δεύτερη έρευνα.....	262
13.4.2.1 Δομή.....	262
13.4.2.2 Στατιστική ανάλυση.....	266
13.4.2.3 Αποτελέσματα – Συσχετισμοί με την πρώτη έρευνα.....	266
13.4.2.4 Συμπεράσματα	278
13.4.3 Γενικά συμπεράσματα από τη διεξαγωγή των κοινωνικών ερευνών – Συσχετισμοί με άλλες παρόμοιες έρευνες	279
13.5 Διεξαγωγή πειραμάτων για την αξιολόγηση περιβαλλοντικών παραμέτρων...	281
13.5.1 Σχεδιασμός πειραμάτων.....	281
13.5.2 Σύντομη περιγραφή των επιλεγμένων ΕΕΛ	282
13.5.3 Περιγραφή διεξαγωγής πειραμάτων	284

13.5.4 Αποτελέσματα και συζήτηση	289
13.5.5 Γενικά συμπεράσματα από τη διεξαγωγή των πειραμάτων	303
14. ΕΦΑΡΜΟΓΗ ΤΟΥ ΠΡΟΤΕΙΝΟΜΕΝΟΥ ΜΟΝΤΕΛΟΥ ΑΞΙΟΛΟΓΗΣΗΣ. 307	
14.1 Γενικά	307
14.2 Δημιουργία πινάκων αξιολόγησης.....	307
14.3 Εφαρμογή πολυκριτήριας ανάλυσης (PROMETHEE II)	314
14.3.1 Ανάλυση ευαισθησίας.....	317
14.4 Σχολιασμός αποτελεσμάτων - Συμπεράσματα	322
15. ΓΕΝΙΚΑ ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ – ΠΡΟΤΑΣΕΙΣ ΓΙΑ ΜΕΛΛΟΝΤΙΚΗ ΕΡΕΥΝΑ	
.....	325
ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	333
ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΣΗΜΑΝΤΙΚΟΤΕΡΩΝ ΑΡΚΤΙΚΟΛΕΞΩΝ	
ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ	

ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΠΙΝΑΚΩΝ

Πίνακας 2.1: Περιοχή τιμών και τυπικές τιμές ποσοτήτων φυσικών και χημικών χαρακτηριστικών λυμάτων (g/κάτοικο/ημέρα)	31
Πίνακας 2.2: Τυπικές συγκεντρώσεις φυσικών και χημικών χαρακτηριστικών λυμάτων για τις ελληνικές συνθήκες και προδιαγραφές επεξεργασμένων λυμάτων για απόρριψη σε «ευαίσθητους» αποδέκτες (Οδηγία 91/271/ΕΟΚ)	31
Πίνακας 3.1: Πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα που μπορεί να προκύπτουν από τη χρήση ανακτημένων λυμάτων για ωφέλιμους σκοπούς	40
Πίνακας 3.2: Κατηγορίες χρήσης ανακτημένων λυμάτων και ενδεχόμενα προβλήματα / κίνδυνοι που προκύπτουν ανά κατηγορία χρήσης	44
Πίνακας 3.3: Ταξινόμηση τυπικών συστατικών που υπάρχουν σε αστικά υγρά απόβλητα	46
Πίνακας 3.4: Κίνδυνοι για τη δημόσια υγεία που μπορεί να προκύπτουν από την έκθεση διαφόρων ομάδων του πληθυσμού σε παθογόνους μικροοργανισμούς μέσω χρήσης ανακτημένων λυμάτων για άρδευση	49
Πίνακας 4.1: Διεργασίες προχωρημένης επεξεργασίας νερού και υγρών αποβλήτων	58
Πίνακας 4.2: Τυπικές αποδόσεις απομάκρυνσης συμβατικών συστατικών από τις εκροές επεξεργασμένων λυμάτων για διάφορους συνδυασμούς μεθόδων δευτεροβάθμιας και προχωρημένης επεξεργασίας λυμάτων	59
Πίνακας 4.3: Είδη συστατικών των λυμάτων που απομακρύνονται ανά μέθοδο δευτεροβάθμιας και προχωρημένης επεξεργασίας	60
Πίνακας 4.4: Οργανικές ενώσεις που προσροφώνται σε μεγάλο και μικρό βαθμό	64
Πίνακας 4.5: Κύρια τεχνικο-οικονομικά χαρακτηριστικά των μεθόδων απολύμανσης	71
Πίνακας 6.1: Προτεινόμενα μικροβιολογικά κριτήρια ποιότητας για χρησιμοποίηση ανακτημένων λυμάτων στη γεωργία από τον ΠΟΥ (1989)	94
Πίνακας 6.2: Οδηγίες για την εκτίμηση της ποιότητας του νερού που χρησιμοποιείται για άρδευση	96
Πίνακας 6.3: Όρια συγκέντρωσης επιλεγμένων χημικών στοιχείων στο αρδευτικό νερό	97
Πίνακας 6.4: Προτεινόμενοι στόχοι από τον ΠΟΥ (2006) για την εξασφάλιση της δημόσιας υγείας από τη χρήση ανακτημένου λύματος στη γεωργία	99

Πίνακας 6.5: Μέγιστα ανεκτά όρια συγκεντρώσεων τοξικών συστατικών που θα πρέπει να εμφανίζονται σε έδαφος που αρδεύεται με επεξεργασμένο λύμα (ΠΟΥ 2006)	100
Πίνακας 6.6: Συνοπτική περιγραφή των προτεινόμενων οδηγιών της U.S. EPA για την επαναχρησιμοποίηση του νερού για άρδευση (2004)	102
Πίνακας 6.7: Κριτήρια της Καλιφόρνια για την ανάκτηση των λυμάτων	103
Πίνακας 6.8: Αντιπροσωπευτικές χρήσεις και μέθοδοι εφαρμογής του ανακτημένου νερού στην Καλιφόρνια σε ό,τι αφορά την άρδευση	104
Πίνακας 6.9: Θεσμοθέτηση ή μη κριτηρίων σε χώρες της Μεσογείου	108
Πίνακας 6.10: Ποιοτικά κριτήρια που καθορίζουν τη δυνατότητα επαναχρησιμοποίησης επεξεργασμένων λυμάτων για άρδευση στην Κύπρο	109
Πίνακας 6.11: Εθνικά και τοπικά κριτήρια για επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων λυμάτων στην Ιταλία	110
Πίνακας 6.12: Κριτήρια για επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων λυμάτων στο Ισραήλ	110
Πίνακας 7.1: Στοιχεία σχετικά με τη χρήση νερού σε διάφορες ευρωπαϊκές χώρες	118
Πίνακας 7.2: Πρακτικές επαναχρησιμοποίησης λυμάτων στις χώρες της Βόρειας Αφρικής και της Μέσης Ανατολής	122
Πίνακας 8.1: Στοιχεία διαθέσιμων υδατικών πόρων και χρήσεων νερού ανά υδατικό διαμέρισμα	130
Πίνακας 8.2: Κατανομή των μονάδων επεξεργασίας λυμάτων ανά μέγεθος έργου (1997)	133
Πίνακας 8.3: Αρχικά προτεινόμενα μικροβιολογικά και φυσικοχημικά κριτήρια για διάφορες κατηγορίες χρήσης ανακτημένου νερού στην Ελλάδα (2000)	138
Πίνακας 8.4: Αναμόρφωση των κριτηρίων που τέθηκαν το 2000	140
Πίνακας 8.5: Προτεινόμενα όρια για μικροβιολογικές και συμβατικές παραμέτρους στην περίπτωση επαναχρησιμοποίησης λυμάτων για διάφορες χρήσεις στην Ελλάδα (2003)	143
Πίνακας 8.6: Προτεινόμενα μέγιστα όρια επιλεγμένων χημικών στοιχείων σε ανακτημένα λύματα	145
Πίνακας 8.7: Προτεινόμενα αγρονομικά χαρακτηριστικά των ανακτημένων λυμάτων	145

Πίνακας 8.8: Όρια ποιότητας στο μείγμα του νερού (νερό του Αξιού + επεξεργασμένο λύμα) που πηγαίνει για άρδευση στη Χαλάστρα Θεσσαλονίκης	146
Πίνακας 8.9: Απαιτήσεις ποιότητας επεξεργασμένων λυμάτων για χρήση στην άρδευση σύμφωνα με την Ελληνική νομοθεσία (2008)	147
Πίνακας 11.1: Κύρια χαρακτηριστικά των μεθόδων ELECTRE	188
Πίνακας 12.1: Κριτήρια και υποκριτήρια που εισέρχονται στο μοντέλο πολυκριτήριας υποστήριξης απόφασης	212
Πίνακας 12.2: Καθορισμός ειδικών βαρών κριτηρίων σύμφωνα με τη μέθοδο του Simos (1990)	217
Πίνακας 12.3: Καθορισμός ομάδας συμμετεχόντων στη διαδικασία λήψης απόφασης για την αξιολόγηση της επαναχρησιμοποίησης λυμάτων για λόγους άρδευσης	219
Πίνακας 13.1: Δομή ερωτηματολογίου πρώτης έρευνας στην περιοχή της Θεσσαλίας	253
Πίνακας 13.2: Στατιστική σημαντικότητα των επιμέρους ανεξάρτητων μεταβλητών ως προς το μοντέλο μας	257
Πίνακας 13.3: Εφαρμογή πολυωνυμικής λογιστικής παλινδρόμησης	258
Πίνακας 13.4: Δομή ερωτηματολογίου δεύτερης έρευνας στην περιοχή της Θεσσαλίας (ομάδα-στόχος: αγρότες)	264
Πίνακας 13.5: Δομή ερωτηματολογίου δεύτερης έρευνας στην περιοχή της Θεσσαλίας (ομάδα-στόχος: πολίτες - καταναλωτές)	265
Πίνακας 13.6: Συγκριτική ανάλυση των τιμών (€στρ.) που οι αγρότες της Θεσσαλίας πληρώνουν για αρδευτικό νερό και θα ήταν διατεθειμένοι να πληρώσουν για ανακτημένο λύμα και οι οποίες προέκυψαν κατά τη διεξαγωγή της δεύτερης έρευνας	272
Πίνακας 13.7: Αποτελέσματα μικροβιολογικών αναλύσεων για τα FC	289
Πίνακας 13.8: Αποτελέσματα χημικών αναλύσεων για το BOD ₅	291
Πίνακας 13.9: Αποτελέσματα χημικών αναλύσεων για το COD	291
Πίνακας 13.10: Αποτελέσματα χημικών αναλύσεων για τα TSS	291
Πίνακας 13.11: Αποτελέσματα χημικών αναλύσεων για την αγωγιμότητα	291
Πίνακας 13.12: Αποτελέσματα χημικών αναλύσεων για το pH	292
Πίνακας 13.13: Αποτελέσματα χημικών αναλύσεων για το DO	292
Πίνακας 13.14: Αποτελέσματα χημικών αναλύσεων για επιλεγμένα χημικά στοιχεία (μέσες τιμές σε ppm)	292

Πίνακας 14.1: Πολυκριτήριο πίνακας αξιολόγησης για την περίπτωση της αγροτικής άρδευσης **313**

Πίνακας 14.2: Πολυκριτήριο πίνακας αξιολόγησης για την περίπτωση της αστικής άρδευσης **313**

ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΣΧΗΜΑΤΩΝ

Σχήμα 2.1: Σχηματική περιγραφή τυπικής διαδικασίας επεξεργασίας λυμάτων	34
Σχήμα 2.2: Παράδειγμα δευτεροβάθμιας δεξαμενής αερισμού	36
Σχήμα 2.3: Δευτεροβάθμια δεξαμενή καθίζησης	36
Σχήμα 4.1: Τυπικά παραδείγματα διαγραμμάτων ροής εγκαταστάσεων ανάκτησης λυμάτων για άρδευση: (α) αγροτικών εκτάσεων και (β) αστικών εκτάσεων (Metcalf & Eddy, 2007a)	61
Σχήμα 8.1: Υδατικά διαμερίσματα της Ελλάδας	129
Σχήμα 8.2: Δείκτης συνολικής κατανάλωσης νερού (% ως προς το συνολικό υδατικό δυναμικό) ανά υδατικό διαμέρισμα της Ελλάδας (ΥΠΕΧΩΔΕ, 2008, Ιδία επεξεργασία)	131
Σχήμα 8.3: Δείκτης αγροτικής κατανάλωσης νερού (% ως προς τη συνολική κατανάλωση νερού) ανά υδατικό διαμέρισμα της Ελλάδας (ΥΠΕΧΩΔΕ, 2008, Ιδία επεξεργασία)	132
Σχήμα 11.1: Γραφική απεικόνιση σχέσεων R (Ozturk et al., 2005)	175
Σχήμα 11.2: Τρία είδη συναρτήσεων χρησιμότητας (Diakoulaki and Mavrotas, 2004)	176
Σχήμα 11.3: Απόσταση της εναλλακτικής a_i από την ιδανική λύση I (Diakoulaki and Mavrotas, 2004)	182
Σχήμα 11.4: Δυνατές καταστάσεις προτίμησης που μπορεί να εμφανιστούν κατά τη σύγκριση δύο εναλλακτικών a και a' (Roy, 1991)	183
Σχήμα 11.5: Γραφική αναπαράσταση της σχέσης υπεροχής S μεταξύ τεσσάρων διαφορετικών εναλλακτικών (Λούκας, 2004)	184
Σχήμα 11.6: Συνάρτηση προτίμησης (Brans and Mareschal, 2005)	189
Σχήμα 11.7: Τύποι κριτηρίων και συναρτήσεων προτίμησης (Brans and Mareschal, 2005)	190

Σχήμα 11.8: Βασική δομή ενός συστήματος υποστήριξης αποφάσεων (Ματσατσίνης, 2000)	196
Σχήμα 12.1: Διάγραμμα ροής σχήματος επεξεργασίας 1 ^{ου} εναλλακτικού σεναρίου	210
Σχήμα 12.2: Διάγραμμα ροής σχήματος επεξεργασίας 2 ^{ου} εναλλακτικού σεναρίου	210
Σχήμα 12.3: Διάγραμμα ροής σχήματος επεξεργασίας 3 ^{ου} εναλλακτικού σεναρίου	210
Σχήμα 12.4: Διάγραμμα ροής σχήματος επεξεργασίας 4 ^{ου} εναλλακτικού σεναρίου	211
Σχήμα 12.5: Διάγραμμα ροής σχήματος επεξεργασίας 5 ^{ου} εναλλακτικού σεναρίου	211
Σχήμα 12.6: Διάγραμμα ροής σχήματος επεξεργασίας 6 ^{ου} εναλλακτικού σεναρίου	211
Σχήμα 13.1: Ποσοστό κάλυψης υδατικού ελλείμματος στη Θεσσαλία από ανακτημένο λύμα	231
Σχήμα 13.2: Μεταβολή κατασκευαστικού κόστους μονάδας κροκίδωσης ανάλογα με τον εξυπηρετούμενο ισοδύναμο πληθυσμό	240
Σχήμα 13.3: Μεταβολή κατασκευαστικού κόστους μονάδας διήθησης σε κλίνη άμμου ανάλογα με τον εξυπηρετούμενο ισοδύναμο πληθυσμό	240
Σχήμα 13.4: Συγκριτική αξιολόγηση κατασκευαστικού κόστους μονάδων απολύμανσης ανάλογα με τον ισοδύναμο πληθυσμό	240
Σχήμα 13.5: Συγκριτική ανάλυση της απαιτούμενης έκτασης ανάλογα με τον εξυπηρετούμενο ισοδύναμο πληθυσμό για κάθε μονάδα προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης που διερευνήθηκε	241
Σχήμα 13.6: Μεταβολή κόστους κατασκευής μονάδας υπερδιήθησης και αντίστροφης όσμωσης ανάλογα με την εξυπηρετούμενη παροχή των λυμάτων	241
Σχήμα 13.7: Μεταβολή του σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος ανάλογα με την εξυπηρετούμενη παροχή και για τα υπό αξιολόγηση εναλλακτικά σενάρια	243
Σχήμα 13.8: Συγκριτική ανάλυση του κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος σε περίπτωση αστικής άρδευσης και σε καθένα από τα υπό αξιολόγηση σενάρια	246
Σχήμα 13.9: Ιστόγραμμα κατανομής συχνοτήτων καταγραφής απαντήσεων ανάλογα με την ηλικία του ερωτώμενου	267

Σχήμα 13.10: Ιστόγραμμα κατανομής συχνοτήτων καταγραφής απαντήσεων ανάλογα με το ετήσιο εισόδημα του ερωτώμενου	268
Σχήμα 13.11: Απαντήσεις αγροτών στην ερώτηση «Πόσο ενημερωμένος είστε σχετικά με το θέμα της επεξεργασίας και της επαναχρησιμοποίησης των υγρών αποβλήτων;»	269
Σχήμα 13.12: Απαντήσεις αγροτών στην ερώτηση «Εάν σας παρέχονταν ειδικά επεξεργασμένα αστικά υγρά απόβλητα, θα χρησιμοποιούσατε το νερό αυτό για άρδευση των καλλιεργειών σας;»	270
Σχήμα 13.13: Ιστόγραμμα συχνοτήτων καταγραφής απαντήσεων σχετικά με την τιμή που οι αγρότες στη Θεσσαλία θα ήταν διατεθειμένοι να πληρώσουν για να αποκτήσουν ανακτημένο λύμα όταν υπάρχει νερό από συμβατικές πηγές	273
Σχήμα 13.14: Ιστόγραμμα συχνοτήτων καταγραφής απαντήσεων σχετικά με την τιμή που οι αγρότες στη Θεσσαλία θα ήταν διατεθειμένοι να πληρώσουν για να αποκτήσουν ανακτημένο λύμα όταν υπάρχει ξηρασία	273
Σχήμα 13.15: Απαντήσεις πολιτών - καταναλωτών στην ερώτηση «Πόσο ενημερωμένος είστε σχετικά με το θέμα της επεξεργασίας και της επαναχρησιμοποίησης των υγρών αποβλήτων;»	275
Σχήμα 13.16: Απαντήσεις πολιτών - καταναλωτών στην ερώτηση «Εάν σας παρέχονταν αγροτικά προϊόντα που έχουν αρδευθεί με ανακτημένο λύμα και σας διαβεβαίωναν ότι η υγεία σας δεν διατρέχει κίνδυνο, θα ήσασταν διατεθειμένοι να τα χρησιμοποιήσετε;»	275
Σχήμα 13.17: Ιστόγραμμα συχνοτήτων καταγραφής απαντήσεων σχετικά με την τιμή που οι καταναλωτές στη Θεσσαλία θα ήταν διατεθειμένοι να πληρώσουν για να αποκτήσουν ένα αγροτικό προϊόν που αρδεύεται με επεξεργασμένο λύμα	277
Σχήμα 13.18: Απαντήσεις πολιτών - καταναλωτών στην ερώτηση «Θα επισκεπτόσασταν ποτέ πάρκο που αρδεύεται με επεξεργασμένα λύματα εάν σας διαβεβαίωναν ότι τηρούνται όλοι οι κανόνες ασφαλείας και δεν διατρέχει κίνδυνο η υγεία σας;»	278
Σχήμα 13.19: Συσκευή μέτρησης BOD ₅	285
Σχήμα 13.20: Συσκευή θέρμανσης (διαδικασία μέτρησης COD)	286
Σχήμα 13.21: Φασματοφωτόμετρο μέτρησης COD	286
Σχήμα 13.22: Αγωγιμόμετρο που χρησιμοποιήθηκε	286
Σχήμα 13.23: Πεχάμετρο που χρησιμοποιήθηκε	286
Σχήμα 13.24: Η πλακέτα με τις κυψελίδες	288

Σχήμα 13.25: Τοποθέτηση της ειδικής πλακέτας επάνω στην πηγή φωτός	288
Σχήμα 13.26: Διαδικασία προετοιμασίας του πειράματος Phytotoxkit microbiotest	289
Σχήμα 13.27: Διακύμανση των τιμών των πληθυσμών των FC / 100 mL δείγματος για κάθε εκροή σε όλη τη διάρκεια των δειγματοληψιών	290
Σχήμα 13.28: Διακύμανση των τιμών του BOD ₅ για κάθε εκροή σε όλη τη διάρκεια των δειγματοληψιών	293
Σχήμα 13.29: Διακύμανση των τιμών του COD για κάθε εκροή σε όλη τη διάρκεια των δειγματοληψιών	293
Σχήμα 13.30: Διακύμανση των τιμών των TSS για κάθε εκροή σε όλη τη διάρκεια των δειγματοληψιών	293
Σχήμα 13.31: Διακύμανση των τιμών της αγωγιμότητας για κάθε εκροή σε όλη τη διάρκεια των δειγματοληψιών	293
Σχήμα 13.32: Διακύμανση των τιμών του pH για κάθε εκροή σε όλη τη διάρκεια των δειγματοληψιών	294
Σχήμα 13.33: Διακύμανση των τιμών του DO για κάθε εκροή σε όλη τη διάρκεια των δειγματοληψιών	294
Σχήμα 13.34: Αναστολή ανάπτυξης του βλαστού για τα τρία είδη φυτών και τις τέσσερις διαφορετικές μονάδες (καλοκαιρινό δείγμα)	299
Σχήμα 13.35: Αναστολή ανάπτυξης του βλαστού για τα τρία είδη φυτών και τις τέσσερις διαφορετικές μονάδες (φθινοπωρινό δείγμα)	299
Σχήμα 13.36: Αναστολή ανάπτυξης του βλαστού για τα τρία είδη φυτών και τις τέσσερις διαφορετικές μονάδες (χειμερινό δείγμα)	300
Σχήμα 13.37: Αναστολή ανάπτυξης της ρίζας για τα τρία είδη φυτών και τις τέσσερις διαφορετικές μονάδες (καλοκαιρινό δείγμα)	300
Σχήμα 13.38: Αναστολή ανάπτυξης της ρίζας για τα τρία είδη φυτών και τις τέσσερις διαφορετικές μονάδες (φθινοπωρινό δείγμα)	301
Σχήμα 13.39: Αναστολή ανάπτυξης της ρίζας για τα τρία είδη φυτών και τις τέσσερις διαφορετικές μονάδες (χειμερινό δείγμα)	301

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Βασικό χαρακτηριστικό του πλανήτη μας αποτελεί η κυριαρχία του υδάτινου στοιχείου. Το νερό αποτελεί έναν από τους σημαντικότερους παράγοντες διατήρησης της ζωής επάνω στη Γη. Η συνολική ποσότητα του νερού στη φύση είναι σταθερή, παρά το γεγονός ότι αλλάζει συχνά μορφές. Σχεδόν το 97% του νερού που υπάρχει επάνω στη Γη είναι αλμυρό (θάλασσες, ωκεανοί), ενώ από το υπόλοιπο 3%, τα 2/3 είναι δεσμευμένα με τη μορφή πάγου στις πολικές περιοχές και στις κορυφές των βουνών, με αποτέλεσμα μόλις το 1% του παγκόσμιου νερού να μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως φρέσκο γλυκό νερό. Από αυτό, το 98% απαντάται ως υπόγειο, ενώ το 2% βρίσκεται στις λίμνες και στα ποτάμια. Έτσι, γίνεται άμεσα αντιληπτό ότι η διαθέσιμη ποσότητα νερού προς χρήση είναι πεπερασμένη και περιορισμένη (Bouwer, 2000).

Τα τελευταία χρόνια η συνεχής αύξηση του πληθυσμού σε συνδυασμό με τη δημιουργία αυξημένων απαιτήσεων σε ό,τι αφορά το επίπεδο ζωής έχει δημιουργήσει πιέσεις στους φυσικούς πόρους, μεταξύ αυτών και το νερό. Η ζήτηση σε καλής ποιότητας νερό αναμένεται να αυξηθεί μέσα στα επόμενα χρόνια για χρήσεις τόσο αστικές και βιομηχανικές, όσο και αγροτικές. Από την άλλη πλευρά, όσο κι αν αυτή η αύξηση του πληθυσμού και κατά συνέπεια η αυξημένη ζήτηση σε νερό θεωρείται σίγουρη και προβλέψιμη, τόσο οι κλιματικές αλλαγές και η επίδραση των ανθρώπινων δραστηριοτήτων επάνω σε αυτές δεν μπορούν να προβλεφθούν. Συμφωνία μεταξύ των επιστημόνων σχετικά με το τι είδους αλλαγές στο κλίμα θα έχουμε και πότε δεν έχει ακόμη επιτευχθεί. Το κύριο συμπέρασμα λοιπόν που προκύπτει είναι ότι η διαχείριση των υδατικών πόρων σε μια περιοχή θα πρέπει να είναι μια διαδικασία ευέλικτη και έτοιμη να προσαρμοσθεί σε νέες συνθήκες κλίματος όποτε αυτό απαιτηθεί. Αυτή η ευελιξία αναφέρεται εξ ολοκλήρου στην έννοια της ολοκληρωμένης διαχείρισης υδατικών πόρων, η οποία στοχεύει στη βέλτιστη διαχείριση όχι μόνο της προσφοράς σε νερό αλλά κυρίως της ζήτησης. Επίσης περιλαμβάνει τις έννοιες της βέλτιστης ποιοτικής διαχείρισης του νερού, της ανακύκλωσης και επαναχρησιμοποίησής του, καθώς και της διαχείρισης κοινωνικών και οικονομικών παραγόντων που σχετίζονται με την όλη διαδικασία χρήσης του νερού (Bouwer, 2000). Προς την κατεύθυνση της επίτευξης ολοκληρωμένης διαχείρισης υδατικών πόρων μέσω ενσωμάτωσης

εναλλακτικών υδατικών πόρων ενθαρρύνει άλλωστε και η Οδηγία – πλαίσιο για τη διαχείριση των υδατικών πόρων 60/2000/EK.

Η διαδικασία ανακύκλωσης και επαναχρησιμοποίησης του νερού σχετίζεται κατά κύριο λόγο με την αξιοποίηση των υγρών αποβλήτων. Η χρήση των επαρκώς επεξεργασμένων εκροών αστικών υγρών αποβλήτων (λυμάτων) συγκεντρώνει ολοένα και περισσότερο ενδιαφέρον ως μια βιώσιμη λύση μη συμβατικού υδάτινου πόρου στη σύγχρονη εποχή και ιδιαίτερα σε περιοχές όπου παρατηρείται μια συνεχώς επιτεινόμενη εξάντληση των υπαρχόντων υδάτινων πόρων (Metcalf & Eddy, 2007a). Οι λόγοι για τους οποίους συμβαίνει κάτι τέτοιο είναι οι εξής (Bouwer, 2000): (α) το κόστος της επεξεργασίας και διάθεσης των λυμάτων στις χώρες του αναπτυγμένου κόσμου συνεχώς αυξάνει τα τελευταία χρόνια για το λόγο ότι οι απαιτήσεις ποιότητας των εκροών γίνονται ολοένα και πιο αυστηρές. Κάτω από αυτές τις συνθήκες, γίνεται περισσότερο ελκυστικό για μια μονάδα να επαναχρησιμοποιήσει τα λύματά της παρά να τα διαθέσει στο περιβάλλον, (β) οι εκροές από μονάδες επεξεργασίας λυμάτων αποτελούν ένα σημαντικό υδάτινο πόρο που μπορεί να χρησιμοποιηθεί σε πολλές και διαφορετικές χρήσεις. Η περισσότερο λογική χρήση αναφέρεται σε μη πόσιμες εφαρμογές, όπως είναι η άρδευση αγροτικών και αστικών εκτάσεων, η βιομηχανική χρήση, ο εμπλουτισμός φυσικών υγροτόπων και λιμνών που βρίσκονται σε κίνδυνο, οι αστικές χρήσεις που δεν περιλαμβάνουν πόση όπως η πυρόσβεση και ο καθαρισμός τουαλετών. Η χρησιμοποίηση επίσης του ανακτημένου λύματος για εμπλουτισμό υπόγειου υδροφορέα είναι σημαντική.

Η χρήση του επεξεργασμένου λύματος θα πρέπει να γίνεται με βάση συγκεκριμένους κανόνες ποιότητας. Επίσης, η κατασκευή συμπληρωματικού εξοπλισμού, όπως δεξαμενές αποθήκευσης, αγωγοί μεταφοράς, συστήματα διανομής θεωρείται απαραίτητη προκειμένου να μεταφέρεται και να διανέμεται το επεξεργασμένο λύμα. Η κοινωνική αποδοχή και τα θέματα αισθητικής κρίνονται ως ιδιαίτερα σημαντικά όταν επεξεργασμένο λύμα πρόκειται να επαναχρησιμοποιηθεί για οποιαδήποτε χρήση (Bouwer, 2000, Bouwer, 1994). Τέλος, θέματα που σχετίζονται με την οικονομική ανάλυση της χρήσης επεξεργασμένου λύματος (τιμολόγηση αυτού, κλπ.) κρίνονται επίσης ως σημαντικά προκειμένου να ικανοποιηθούν και οι ανάλογες επιταγές της Οδηγίας 60/2000/EK που επιβάλλει τη διαχείριση του νερού ως οικονομικό αγαθό (Tsagarakis, 2005).

Λαμβάνοντας υπόψη τα ανωτέρω στοιχεία, θεωρήσαμε σκόπιμη τη διερεύνηση του θέματος της χρήσης επεξεργασμένων λυμάτων στην Ελλάδα ως μια εναλλακτική

λύση υδατικού πόρου. Σκοπός της παρούσας διατριβής λοιπόν αποτελεί η ολοκληρωμένη αξιολόγηση της δυνατότητας χρήσης επεξεργασμένων λυμάτων για άρδευση στη χώρα μας κάτω από ένα ολιστικό πρίσμα και λαμβάνοντας υπόψη τόσο οικονομικούς, όσο και κοινωνικούς και περιβαλλοντικούς παράγοντες. Ως περιοχή μελέτης, από την οποία αντλήθηκαν σημαντικά στοιχεία έρευνας πεδίου, καθορίστηκε η περιοχή της Θεσσαλίας, η οποία αποτελεί και την πλέον ελλειμματική περιοχή της χώρας σε νερό κατά τους μήνες αιχμής (ΥΠΕΧΩΔΕ, 2008). Συγκεκριμένα διαμορφώθηκαν διάφορα εναλλακτικά σενάρια επεξεργασίας λυμάτων ούτως ώστε οι εκροές εντέλει να είναι αξιοποιήσιμες σε εφαρμογές άρδευσης και εν συνεχεία αξιολογήθηκαν ως προς τη βιωσιμότητά τους από κάθε άποψη (οικονομική, κοινωνική και περιβαλλοντική) έως ότου έχουμε την τελική επιλογή. Τελικό ζητούμενο της παρούσας διατριβής, εκτός της αξιολόγησης της βιωσιμότητας χρήσης επεξεργασμένων λυμάτων, αποτέλεσε και η διαμόρφωση ενός κατά το δυνατό αντιπροσωπευτικού μοντέλου αξιολόγησης για τις ελληνικές συνθήκες. Οι δυνατότητες άρδευσης που ελήφθησαν υπόψη περιλαμβάνουν τόσο την αγροτική άρδευση όσο και την άρδευση αστικών εκτάσεων (πάρκων, κρασπέδων, κ.ά.). Η αξιολόγηση αυτή και τα αποτελέσματά της κρίνονται ως ιδιαίτερα σημαντικά, μια και μπορούν να προσφέρουν λύσεις στα συνεχώς επιτεινόμενα προβλήματα έλλειψης υδατικών πόρων στην Ελλάδα τα τελευταία χρόνια και άρα να συμβάλλουν στη γενικότερη προσπάθεια για αειφόρο διαχείριση των υδατικών πόρων στη σύγχρονη εποχή.

Η παρούσα διατριβή είναι χωρισμένη σε τρία (3) Μέρη. Το πρώτο (Α') και το δεύτερο (Β') Μέρος αποτελούν το κομμάτι της βιβλιογραφικής ανασκόπησης της εργασίας, ενώ το τρίτο (Γ') Μέρος αντιστοιχεί στο εφαρμοσμένο κομμάτι αυτής. Στο Α' Μέρος γίνεται αρχικά μια εισαγωγή στη διαδικασία βασικής επεξεργασίας των λυμάτων που ακολουθείται σε οποιαδήποτε περίπτωση προκειμένου οι εκροές να είναι διαθέσιμες στο περιβάλλον (Κεφάλαιο 2), ενώ στη συνέχεια περιγράφονται τα βασικότερα στοιχεία που προέκυψαν από την ανασκόπηση βιβλιογραφίας σχετικά με την επαναχρησιμοποίηση λυμάτων για ωφέλιμους σκοπούς διεθνώς και στη χώρα μας (Κεφάλαια 3, 4, 5, 6, 7, 8). Στο Β' Μέρος γίνεται αρχικά μια εισαγωγή στη διαδικασία λήψης απόφασης σε προβλήματα περιβαλλοντικού σχεδιασμού (Κεφάλαιο 9), ενώ στη συνέχεια περιγράφονται οι κυριότερες μεθοδολογίες λήψης απόφασης που χρησιμοποιούνται σε προβλήματα τέτοιου τύπου (Κεφάλαια 10, 11). Κύριος στόχος του εν λόγω Μέρους αποτελεί η παρουσίαση των βασικότερων στοιχείων που θα μας επιτρέψουν να επιλέξουμε μια μεθοδολογία λήψης απόφασης ως την πλέον κατάλληλη

για εφαρμογή στη διαδικασία αξιολόγησης της παρούσας εργασίας. Τέλος, στο Γ' Μέρος που αποτελεί και το εφαρμοσμένο κομμάτι της διατριβής περιγράφεται αρχικά ο τρόπος δόμησης του μοντέλου αξιολόγησης που επιλέχθηκε να εφαρμοσθεί (Κεφάλαιο 12), παρατίθενται τα κυριότερα αποτελέσματα από τη διεξαγωγή ερευνών πεδίου και πειραμάτων στην περιοχή της Θεσσαλίας (Κεφάλαιο 13) και γίνεται η εφαρμογή του μοντέλου αξιολόγησης (Κεφάλαιο 14). Για την εφαρμογή του τελικού μοντέλου αξιολόγησης χρησιμοποιούνται τόσο τα ευρήματα των ερευνών πεδίου και των πειραμάτων που περιγράφηκαν στο Κεφάλαιο 13, όσο και τα κυριότερα στοιχεία που προέκυψαν μετά την ανασκόπηση της βιβλιογραφίας που παρουσιάζεται στο Α' Μέρος. Τέλος, παρατίθενται τα συμπεράσματα που προέκυψαν από την παρούσα διατριβή, ενώ διατυπώνονται και κάποιες προτάσεις για σχετική μελλοντική έρευνα (Κεφάλαιο 15).

Πριν προχωρήσουμε στην περιγραφή του Α' Μέρους της εργασίας, επιλέχθηκε στην παρούσα φάση να δοθούν κάποιοι ορισμοί που έχουν ως στόχο να αποσαφηνίσουν έννοιες και όρους που χρησιμοποιούνται συχνά στην παρούσα εργασία. Αυτοί είναι οι ακόλουθοι:

Επαναχρησιμοποίηση λυμάτων: Η χρήση των επεξεργασμένων αστικών υγρών αποβλήτων για ωφέλιμους σκοπούς.

Ανακτημένο λύμα: Λύμα το οποίο ως αποτέλεσμα της επεξεργασίας του είναι κατάλληλο για άμεση ωφέλιμη χρήση.

Ανακυκλωμένο λύμα, νερό: Χρησιμοποιείται ως συνώνυμο του παραπάνω όρου.

Ωφέλιμες χρήσεις: Οι πολλοί τρόποι που μπορεί να χρησιμοποιηθεί το ανακτημένο λύμα (π.χ. άρδευση, εμπλουτισμός υπόγειου υδροφορέα, κλπ.).

Περιορισμένη άρδευση: Άρδευση κατά την οποία λαμβάνονται μέτρα προστασίας της δημόσιας υγείας (π.χ. απαγόρευση εισόδου του κοινού στις αρδευόμενες περιοχές ή άρδευση μη βρώσιμων προϊόντων ή προϊόντων που δεν προορίζονται για ανθρώπινη χρήση).

Απεριόριστη άρδευση: Άρδευση όπου δεν λαμβάνεται κάποιο ειδικό μέτρο προστασίας καθότι το απόβλητο πληρεί όλους τους όρους.

Προχωρημένη επεξεργασία: Απαιτούμενη επεξεργασία μετά τη δευτεροβάθμια για την περαιτέρω απομάκρυνση συστατικών, των οποίων η παρουσία είναι ανεπιθύμητη εάν το ανακτημένο λύμα πρόκειται να χρησιμοποιηθεί σε ωφέλιμες χρήσεις.

Α΄ ΜΕΡΟΣ

2. ΕΙΣΑΓΩΓΗ ΣΤΗΝ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑ ΛΥΜΑΤΩΝ

2.1 Γενικά

Λέγοντας λύματα εννοούμε το κλάσμα των υγρών αποβλήτων που προέρχεται από τους χώρους υγιεινής, μαγειρεία, πλυντήρια και γενικά από την καθαριότητα κατοικιών, γραφείων, καταστημάτων, κλπ. Πρόκειται ουσιαστικά για τα λεγόμενα αστικά υγρά απόβλητα. Κύριο συστατικό τους είναι το νερό με ορισμένες ξένες προσμίξεις που το καθιστούν ακατάλληλο για διάθεση σε φυσικούς αποδέκτες (Μαρκαντωνάτος, 1990). Τα λύματα λοιπόν προκειμένου να μη δημιουργούν προβλήματα ρύπανσης στους υδάτινους συνήθως αποδέκτες θα πρέπει να υφίστανται μια βασική επεξεργασία. Η επεξεργασία αυτή έχει ως σκοπό την απομάκρυνση των συστατικών τα οποία θεωρούνται ρυπογόνα και γενικότερα «βλαβερά» για να διατεθούν στο περιβάλλον. Τέτοια συστατικά μπορεί να είναι διάφορα ογκώδη αντικείμενα, η άμμος, τα μικρού μεγέθους στερεά (αιωρούμενα στερεά), τα οργανικά συστατικά (υδατάνθρακες, λίπη, πρωτεΐνες), οι παθογόνοι μικροοργανισμοί και τα θρεπτικά στοιχεία. Τα ογκώδη στερεά, η άμμος και τα αιωρούμενα στερεά σχετίζονται κυρίως με την αισθητική υποβάθμιση του υδάτινου αποδέκτη. Οι παθογόνοι μικροοργανισμοί ενέχουν κινδύνους για τη δημόσια υγεία, ενώ τα οργανικά συστατικά και τα θρεπτικά στοιχεία είναι και οι κυριότεροι παράγοντες πρόκλησης της υδατικής ρύπανσης (Στάμου, 1995).

Στο Κεφάλαιο αυτό περιγράφονται σε αδρές γραμμές τα κυριότερα χαρακτηριστικά των υγρών αποβλήτων, όπως επίσης και η βασική επεξεργασία η οποία θα πρέπει να ακολουθείται προκειμένου να μην έχουμε προβλήματα περιβαλλοντικής υποβάθμισης στους αποδέκτες. Στόχος είναι η κατανόηση βασικών εννοιών που σχετίζονται με το αντικείμενο της μηχανικής των υγρών αποβλήτων. Μετά τη βασική επεξεργασία και προκειμένου να ανακτήσουμε και να επαναχρησιμοποιήσουμε το λύμα, θα πρέπει να ακολουθεί η λεγόμενη προχωρημένη επεξεργασία και φυσικά η απολύμανση η οποία συνήθως πραγματοποιείται ανεξάρτητα από την προχωρημένη επεξεργασία στις περισσότερες Εγκαταστάσεις Επεξεργασίας Λυμάτων (ΕΕΛ) στην Ελλάδα.

Η αναλυτική περιγραφή των διαφόρων τεχνολογιών προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης κρίθηκε σκόπιμο να γίνει σε ξεχωριστό Κεφάλαιο (Κεφάλαιο 4), μια και βασικά χαρακτηριστικά αυτών των τεχνολογιών αποτελούν

σημαντικούς παράγοντες βάσει των οποίων διαμορφώθηκαν τα εναλλακτικά σενάρια επεξεργασίας λυμάτων τα οποία και αξιολογήθηκαν από το προτεινόμενο μοντέλο αξιολόγησης στο τέλος της εργασίας.

2.2 Βασικά χαρακτηριστικά των λυμάτων

Τα χαρακτηριστικά των λυμάτων διακρίνονται σε φυσικά, χημικά και βιολογικά. Τα βασικά φυσικά χαρακτηριστικά των λυμάτων είναι τα στερεά που περιέχουν, η θερμοκρασία, το χρώμα, η οσμή, η πυκνότητα και η θολότητα τους (Κούγκολος, 2005, Στάμου 1995):

- Τα ολικά στερεά (Total Solids – TS) βρίσκονται αιωρούμενα (Suspended Solids - SS) ή διαλυμένα (Dissolved Solids – DS) στη μάζα των λυμάτων και αποτελούνται από οργανικά και ανόργανα συστατικά. Κατά τη θέρμανση δείγματος λυμάτων τα οργανικά συστατικά εξαερώνονται (Volatile Solids – VS) ενώ τα ανόργανα παραμένουν ως στάχτη (Non Volatile Solids – NVS). Από άποψη ρύπανσης, η διοχέτευση στερεών σε έναν υδάτινο φορέα μπορεί να οδηγήσει στη δημιουργία ανεπιθύμητων αναερόβιων συνθηκών για το οικοσύστημα του φορέα.
- Η θερμοκρασία των λυμάτων κυμαίνεται από 10 έως 22°C και είναι μεγαλύτερη από τη θερμοκρασία του περιβάλλοντος το μεγαλύτερο μέρος του έτους, με εξαίρεση τις ζεστές ημέρες του καλοκαιριού. Από άποψη ρύπανσης, η διοχέτευση θερμών αποβλήτων σε έναν υδάτινο φορέα οδηγεί σε σοβαρή μείωση του διαλυμένου οξυγόνου του φορέα αλλά και επιδρά αρνητικά στο οικοσύστημα του φορέα.
- Το χρώμα είναι ενδεικτικό της ηλικίας και της προέλευσης των υγρών αποβλήτων. Λύματα που δεν έχουν υποστεί σήψη έχουν γκρίζο χρώμα, ενώ εκείνα που έχουν υποστεί σήψη έχουν μαύρο χρώμα.
- Η οσμή, όπως και το χρώμα, των αποβλήτων είναι επίσης ενδεικτικό στοιχείο της κατάστασής τους. Απόβλητα που δεν έχουν υποστεί σήψη έχουν ελαφρά δυσάρεστη οσμή, ενώ εκείνα που έχουν υποστεί σήψη έχουν πολύ ενοχλητική οσμή που οφείλεται στην έκλυση υδρόθειου (H₂S).
- Η πυκνότητα των αποβλήτων είναι μια πολύ σημαντική παράμετρος διότι σε εγκαταστάσεις επεξεργασίας μπορεί να επηρεάσει τη διαδικασία καθίζησης.

Συνήθως η πυκνότητα των λυμάτων είναι ίδια με αυτή του νερού στην ίδια θερμοκρασία.

- Η θολότητα των αποβλήτων χρησιμοποιείται πολλές φορές ως μέτρο της ποιότητας αυτών. Η συσχέτιση μεταξύ της θολότητας και των αιωρούμενων στερεών είναι μεγάλη όταν πρόκειται για απόβλητα που έχουν υποστεί επεξεργασία.

Όσον αφορά τα χημικά χαρακτηριστικά των λυμάτων, θα μπορούσαμε να τα χαρακτηρίσουμε ως πιο σημαντικά από τα φυσικά χαρακτηριστικά λόγω των προβλημάτων ρύπανσης που μπορεί να προκαλέσουν. Γενικά διακρίνονται σε οργανικά συστατικά, ανόργανα συστατικά και αέρια.

Τα κυριότερα οργανικά συστατικά των υγρών αποβλήτων είναι οι πρωτεΐνες σε ποσοστιαία περιεκτικότητα που μπορεί να κυμαίνεται από 40 – 60%, οι υδατάνθρακες σε αντίστοιχη περιεκτικότητα 25 – 50%, τα λίπη και έλαια σε περιεκτικότητα 10%, διάφορες επιφανειακά ενεργές ουσίες ως συστατικά απορρυπαντικών ή σαπουνιών, φαινόλες και εντομοκτόνα και φυτοφάρμακα σε πολύ μικρότερες ποσοστιαίες περιεκτικότητες. Ως μέτρο των οργανικών συστατικών, αλλά και γενικότερα του ρυπαντικού φορτίου ενός αποβλήτου, χρησιμοποιείται η ποσότητα του οξυγόνου που απαιτείται για να οξειδώσει τα οργανικά συστατικά του. Η απαιτούμενη ποσότητα οξυγόνου εκφράζεται με τις παρακάτω παραμέτρους: (α) Βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνο (Biochemical Oxygen Demand - BOD), (β) Χημικά απαιτούμενο οξυγόνο (Chemical Oxygen Demand - COD), (γ) Συνολικά απαιτούμενο οξυγόνο (Total Oxygen Demand - TOD), (δ) Θεωρητικά απαιτούμενο οξυγόνο (Theoretical Oxygen Demand – ThOD), (ε) Συνολικός οργανικός άνθρακας (Total Organic Carbon – TOC). Οι δύο πρώτες παράμετροι είναι αυτές που χρησιμοποιούνται κατά κόρον όταν θέλουμε να χαρακτηρίσουμε την ποιότητα ενός αποβλήτου και αναλύονται ως εξής (Κούγκολος, 2005):

- Βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνο (Biochemical Oxygen Demand - BOD): Είναι η ποσότητα του οξυγόνου που απαιτείται για την οξείδωση των οργανικών συστατικών ενός αποβλήτου από μικροοργανισμούς σε αερόβιες συνθήκες. Η παραπάνω διαδικασία είναι σχετικά αργή και ολοκληρώνεται πρακτικά σε 20 ημέρες, οπότε το προσδιοριζόμενο απαιτούμενο οξυγόνο καλείται τελικό BOD (BOD_L). Στη συνηθισμένη πρακτική έχει επικρατήσει ο προσδιορισμός του BOD στις 5 ημέρες (BOD_5), μέσα στις οποίες οξειδώνονται απλές οργανικές ουσίες που αντιστοιχούν σε ένα ποσοστό 60-70% των συνολικών οργανικών ουσιών.

- Χημικά απαιτούμενο οξυγόνο (Chemical Oxygen Demand - COD): Είναι η ποσότητα του οξυγόνου που απαιτείται για την πλήρη χημική οξείδωση των οργανικών συστατικών ενός αποβλήτου σε CO₂ και H₂O από ισχυρό οξειδωτικό μέσο (π.χ. διχρωμικό κάλιο) και σε όξινες συνθήκες. Κατά τον προσδιορισμό του COD οξειδώνονται όλες οι οργανικές ουσίες ανεξάρτητα από το αν είναι βιολογικά διασπάσιμες. Για το λόγο αυτό οι τιμές του COD είναι πάντα μεγαλύτερες από τις τιμές του BOD₅. Τυπικές τιμές του λόγου BOD₅/COD για ανεπεξέργαστα λύματα κυμαίνονται από 0.3 έως 0.8 (Metcalf & Eddy, 2006). Υπάρχουν ωστόσο κάποιες ουσίες που δεν οξειδώνονται κατά τον προσδιορισμό του COD και απαιτούν την προσθήκη καταλύτη.

Από άποψη ρύπανσης, η διοχέτευση οργανικών ουσιών σε ένα υδάτινο φορέα δημιουργεί σημαντικά προβλήματα έλλειψης οξυγόνου με αποτέλεσμα το θάνατο υδρόβιων οργανισμών και τη δημιουργία σπητικών συνθηκών. Εκτός από τη μείωση του οξυγόνου, η οποία είναι και η κύρια επίπτωση της διοχέτευσης οργανικών ουσιών σε έναν υδάτινο φορέα, άλλα προβλήματα περιλαμβάνουν τη δημιουργία επιφανειακού αντιαισθητικού στρώματος λιπών στο φορέα που δυσκολεύει τη μεταφορά οξυγόνου και φωτός στο εσωτερικό του ή ακόμη και τη δημιουργία αφρών στην επιφάνειά του εξαιτίας της ύπαρξης επιφανειακά ενεργών ουσιών στη μάζα των αποβλήτων (Στάμου, 1995).

Όσον αφορά τα ανόργανα συστατικά των υγρών αποβλήτων, τα κυριότερα είναι το άζωτο (N) και ο φώσφορος (P), που ευθύνονται για τη δημιουργία των φαινομένων ευτροφισμού, αλλά και το pH, η αλκαλικότητα, τα χλωριούχα, οι διάφορες ενώσεις του θείου (S) και ορισμένα τοξικά συστατικά και βαρέα μέταλλα (Κούγκολος, 2005). Τα φαινόμενα ευτροφισμού που συνδέονται με την ύπαρξη αζώτου και φωσφόρου σε έναν υδάτινο αποδέκτη σχετίζονται με την υπερβολική ανάπτυξη των φυτικών ειδών σε έναν υδάτινο φορέα, με αποτέλεσμα την έμφραξη του φορέα μέσω αύξησης θολότητας, μείωσης οξυγόνου, κλπ. (Στάμου, 1995). Το pH είναι σημαντικός παράγοντας διότι μπορεί να επηρεάσει τη διαδικασία επεξεργασίας των αποβλήτων, το θείο μπορεί να δημιουργεί ενώσεις που προκαλούν δυσάρεστη οσμή (π.χ. H₂S), ενώ κάποια βαρέα μέταλλα μπορεί να είναι τοξικά για τους οργανισμούς του υδάτινου οικοσυστήματος (Κούγκολος, 2005).

Τα αέρια των υγρών αποβλήτων διακρίνονται σε (Κούγκολος, 2005):

- Διαλυμένο οξυγόνο (DO): Είναι ποιοτικό χαρακτηριστικό του υδάτινου φορέα αφού η παρουσία του δίνει ζωή σε αυτόν. Μειώνεται με την αύξηση της θερμοκρασίας

και τη μείωση της ατμοσφαιρικής πίεσης. Το DO είναι παράμετρος ελέγχου της ρύπανσης ενός υδάτινου οικοσυστήματος και πρέπει να βρίσκεται επάνω από κάποια επίπεδα σύμφωνα με κανονισμούς και ανάλογα με τη χρήση του νερού. Επίσης αποτελεί παράμετρο σχεδιασμού και ελέγχου της λειτουργίας των μονάδων επεξεργασίας των λυμάτων.

- Μεθάνιο (CH₄): Σχηματίζεται κατά την αναερόβια αποσύνθεση οργανικών ενώσεων των αποβλήτων από ειδικούς μικροοργανισμούς και δεν περιέχεται στα απόβλητα.

Στον Πίνακα 2.1 παρουσιάζονται τυπικές τιμές ποσοτήτων διαφόρων φυσικών και χημικών χαρακτηριστικών λυμάτων που προέρχονται από κατοικίες, εγκαταστάσεις αναψυχής, ιδρύματα, κ.ά. Στον Πίνακα 2.2 παρουσιάζονται τυπικές συγκεντρώσεις των κυριότερων φυσικών και χημικών χαρακτηριστικών σε ανεπεξεργαστα λύματα καθώς και οι αντίστοιχες προδιαγραφές επεξεργασμένων λυμάτων για απόρριψη σε «ευαίσθητους» αποδέκτες με βάση τις ελληνικές συνθήκες.

Πίνακας 2.1: Περιοχή τιμών και τυπικές τιμές ποσοτήτων φυσικών και χημικών χαρακτηριστικών λυμάτων (g/κάτοικο/ημέρα)

Παράμετρος	Περιοχή τιμών	Τυπική τιμή
Οργανικό φορτίο		
-BOD ₅	50-120	80
-COD	110-295	190
Αιωρούμενα στερεά	60-150	90
Άζωτο		
-Αμμωνιακό	5-12	7.6
-Οργανικό	4-10	5.4
Ολικός φώσφορος	2.7-4.5	3.2

Πηγή: Κούγκολος, 2005

Πίνακας 2.2: Τυπικές συγκεντρώσεις φυσικών και χημικών χαρακτηριστικών λυμάτων για τις ελληνικές συνθήκες και προδιαγραφές επεξεργασμένων λυμάτων για απόρριψη σε «ευαίσθητους» αποδέκτες (Οδηγία 91/271/ΕΟΚ)

Παράμετρος	Συγκέντρωση (mg/L)	Προδιαγραφή απόρριψης (μέγιστη συγκέντρωση, mg/L)
BOD ₅	310	25
COD		125
Αιωρούμενα στερεά	280	35
Ολικό άζωτο	40	10-15
Ολικός φώσφορος	14	1-2

Πηγή: Στάμου, 1995

Τέλος, όσον αφορά τα βιολογικά χαρακτηριστικά των αποβλήτων, η ύπαρξη μικροοργανισμών σε έναν υδάτινο αποδέκτη έχει ιδιαίτερη σημασία γιατί ορισμένοι παθογόνοι μικροοργανισμοί μπορεί να συμβάλουν στην εξάπλωση ασθενειών μέσω του νερού (Κούγκολος, 2005). Ως ενδεικτικοί παθογόνοι μικροοργανισμοί χρησιμοποιούνται τα κολοβακτηριοειδή (coliforms), όπως η *Escherichia coli* και τα *Enterobacter aerogenes* και τα οποία βρίσκονται σε μεγάλους αριθμούς στα έντερα του ανθρώπου και των θερμόαιμων ζώων. Για το χαρακτηρισμό της παθογένειας των νερών ή των αποβλήτων χρησιμοποιείται συνήθως το σύνολο των κολοβακτηριδίων (Total Coliforms – TC) ή το κλάσμα των κολοβακτηριδίων περιττωματικής προέλευσης (Fecal Coliforms – FC). Ο προσδιορισμός του πλήθους των TC και FC γίνεται με διάφορες τεχνικές. Ο αριθμός των TC και FC προκύπτει με εφαρμογή στατιστικής μεθόδου και καλείται Πιθανότατος Αριθμός Κολοβακτηριδίων (Most Probable Number, MPN) και εκφράζεται ως αριθμός ανά 100 mL δείγματος (MPN/mL) (Στάμου, 1995). Εκτός από τα βακτήρια, άλλοι μικροοργανισμοί που υπάρχουν στη μάζα των αποβλήτων είναι οι μύκητες, τα πρωτόζωα, τα μικροφύκη, οι έλμινθες (νηματοειδή) και οι ιοί. Από τους μικροοργανισμούς αυτούς, οι έλμινθες και οι ιοί είναι σημαντικοί για το λόγο ότι μπορεί να προκαλέσουν εξάπλωση σημαντικών ασθενειών μέσω της μεταφοράς τους στον άνθρωπο εξαιτίας διάθεσης στο περιβάλλον μη καταλλήλως επεξεργασμένων εκροών αστικών υγρών αποβλήτων (Κούγκολος, 2005).

2.3 Επεξεργασία λυμάτων

Τα έργα αποχέτευσης και επεξεργασίας των λυμάτων έχουν ως σκοπό την όσο το δυνατό γρηγορότερη και οικονομικότερη απομάκρυνση των νερών που έχουν χρησιμοποιηθεί με διάφορους τρόπους (απόβλητα) και είναι πια ακάθαρτα και βλαβερά για το περιβάλλον και την ανθρώπινη υγεία, όσο και την κατάλληλη επεξεργασία τους ώστε να διατεθούν ακίνδυνα στο περιβάλλον.

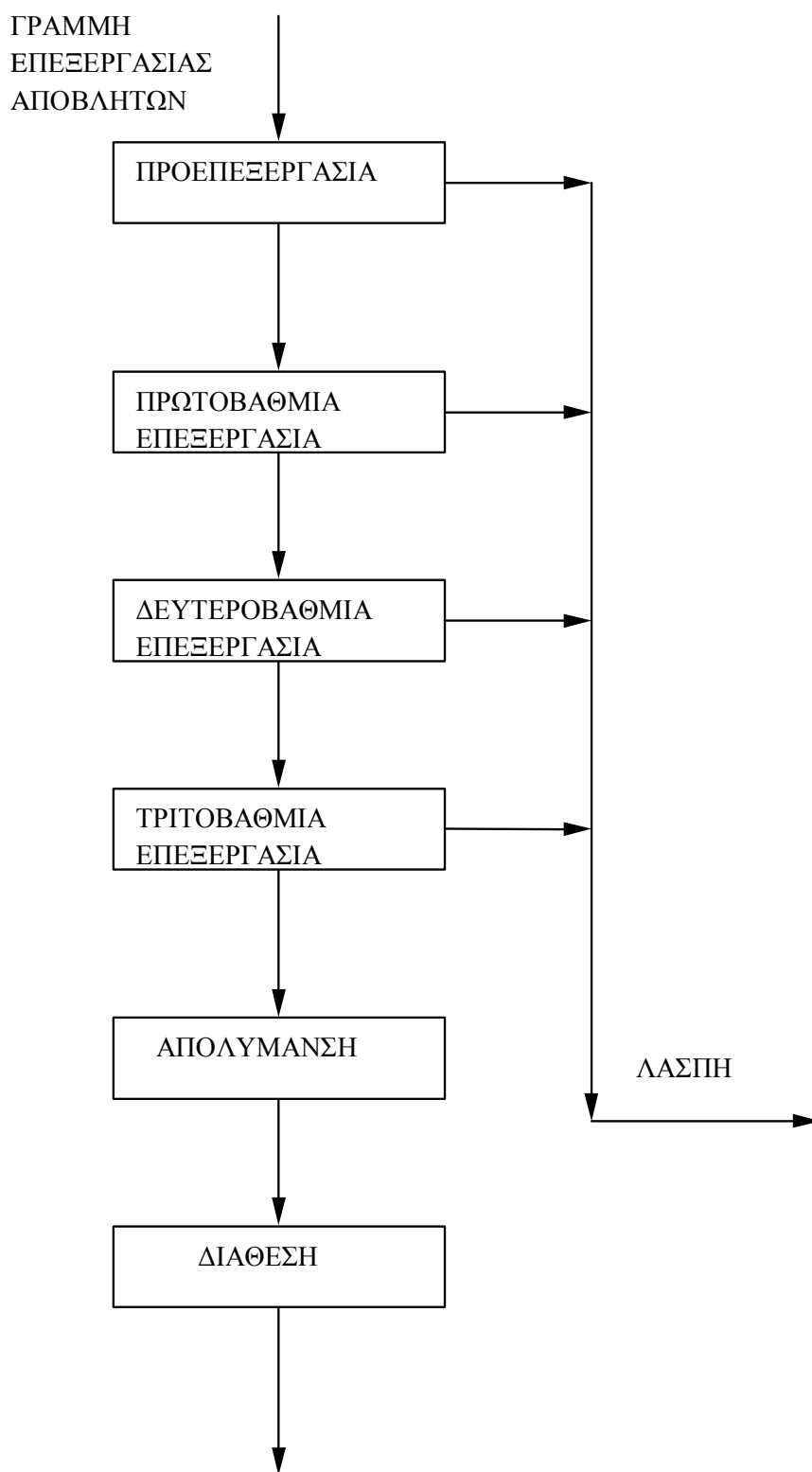
Το σύστημα αποχέτευσης ομβρίων (νερά βροχής) και ακαθάρτων (λύματα) διακρίνεται σε:

- Χωριστικό σύστημα, στο οποίο υπάρχει ξεχωριστό δίκτυο αγωγών συλλογής των ακαθάρτων και των ομβρίων υδάτων.
- Παντοροϊκό σύστημα, όπου το δίκτυο ομβρίων και ακαθάρτων είναι κοινό.

- Μικτό σύστημα, όπου μέρος της αποχετευόμενης παροχής εξυπηρετείται με χωριστικό σύστημα και μέρος με παντοροϊκό.

Τα λύματα, αν δεν περιέχουν μεγάλο ποσοστό βιομηχανικών αποβλήτων, είναι σχετικά σταθερής ποιότητας και μπορούν να υποβληθούν σε τυποποιημένες μεθόδους επεξεργασίας καθαρισμού με δοκιμασμένα ικανοποιητικά αποτελέσματα. Αντίθετα, τα βιομηχανικά απόβλητα παρουσιάζουν ειδικό χαρακτήρα και ποικιλία ποιοτήτων. Περιέχουν πολλές φορές δύσκολα βιοαποικοδομήσιμες ουσίες που παρεμποδίζουν τη βιολογική επεξεργασία. Επίσης τα βιομηχανικά απόβλητα είναι συνήθως εκείνα που προσθέτουν στο νερό επικίνδυνα τοξικά συστατικά (π.χ. βαρέα μέταλλα). Γι' αυτό είναι πολλές φορές απαραίτητο τα βιομηχανικά απόβλητα είτε να υφίστανται ξεχωριστή επεξεργασία, είτε, εάν το προηγούμενο είναι ανέφικτο, να υποστούν ειδική προεπεξεργασία προτού οδηγηθούν στο γενικό δίκτυο αποχέτευσης.

Από την πρακτική εφαρμογή των διαφόρων συνδυασμών των διαδικασιών επεξεργασίας των λυμάτων έχουν διαμορφωθεί δύο βασικές γραμμές επεξεργασίας στις ΕΕΛ. Η πρώτη αφορά την επεξεργασία των αποβλήτων και η δεύτερη την επεξεργασία της λάσπης (ιλύος) που απομακρύνεται κατά την επεξεργασία των αποβλήτων. Η διαδικασία επεξεργασίας των αποβλήτων ακολουθεί μια σειρά από διάφορα στάδια που φαίνονται στο Σχήμα 2.1. Το κάθε στάδιο μπορεί να περιλαμβάνει φυσικές, χημικές και βιολογικές διεργασίες απομάκρυνσης διαφόρων ουσιών από τα απόβλητα (Κούγκολος, 2005).



Σχήμα 2.1: Σχηματική περιγραφή τυπικής διαδικασίας επεξεργασίας λυμάτων

Προεπεξεργασία

Η προκαταρκτική επεξεργασία ή προεπεξεργασία είναι το στάδιο εκείνο κατά το οποίο αφαιρούνται υλικά τα οποία θα μπορούσαν στη συνέχεια να δημιουργήσουν πρόβλημα στη λειτουργία των επόμενων μονάδων επεξεργασίας. Τέτοια υλικά είναι κουρέλια, ξύλα αλλά και σωματίδια μεγάλου μεγέθους όπως άμμος, λίπη και έλαια. Η προεπεξεργασία συνήθως περιλαμβάνει την εσχάρωση, σκοπός της οποίας είναι η απομάκρυνση των ογκωδών αντικειμένων (π.χ. ξύλα), την εξάμμωση για την απομάκρυνση της άμμου και τη λιποσυλλογή, όπου απομακρύνονται όλα τα επιπλέοντα υλικά όπως τα λίπη και τα έλαια (Κούγκολος, 2005).

Πρωτοβάθμια επεξεργασία

Σκοπός της είναι η απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών, μεγέθους 0.1 – 0.001 mm, από τα απόβλητα. Περιλαμβάνει την καθίζηση (πρωτοβάθμια καθίζηση) και χημική επεξεργασία με καθίζηση (Κούγκολος, 2005). Η πρωτοβάθμια επεξεργασία μπορεί να ελαττώσει το οργανικό φορτίο των αποβλήτων κατά 25-50% περίπου, καθώς και την περιεκτικότητα σε αιωρούμενα στερεά κατά 50% περίπου. Επίσης ένα μικρό ποσοστό θρεπτικών στοιχείων, μετάλλων αλλά και μικροοργανισμών που εδράζονται στην επιφάνεια των στερεών σωματιδίων μπορεί να απομακρυνθεί κατά την πρωτοβάθμια επεξεργασία (Asano and Levine, 1998).

Η τεχνική της απλής πρωτοβάθμιας καθίζησης βασίζεται στο διαχωρισμό των αιωρούμενων στερεών από τον όγκο των αποβλήτων διαμέσου του ελέγχου της ταχύτητας ροής. Αντίθετα στη χημική επεξεργασία με καθίζηση απομακρύνονται αιωρούμενα και κολλοειδή σωματίδια, των οποίων είναι αδύνατη η απομάκρυνση με απλή καθίζηση. Η χημική επεξεργασία γίνεται με την προσθήκη χημικών ουσιών στα απόβλητα, τα οποία προκαλούν τη συνένωση των αιωρούμενων και κολλοειδών στερεών σε μεγαλύτερα που μπορούν να απομακρυνθούν εύκολα με καθίζηση είτε στη δεξαμενή πρωτοβάθμιας καθίζησης είτε σε ξεχωριστή δεξαμενή ειδική για το σκοπό αυτό. Οι ουσίες που προστίθενται για να διευκολύνουν την κατακάθιση των στερεών στα απόβλητα λέγονται κροκιδωτικά μέσα (Κούγκολος, 2005).

Δευτεροβάθμια επεξεργασία

Πρόκειται για την κατεξοχήν βιολογική επεξεργασία (βιολογικός καθαρισμός). Σκοπός της είναι η απομάκρυνση των οργανικών ουσιών των αποβλήτων με βιολογικές διεργασίες στις οποίες χρησιμοποιούνται μικροοργανισμοί που καταναλώνουν τις

οργανικές ουσίες, ενώ ταυτόχρονα τους παρέχεται οξυγόνο. Μπορεί να γίνει με διάφορες μεθόδους που διακρίνονται ανάλογα με το αν οι μικροοργανισμοί βρίσκονται σε αιώρηση (ενεργός ιλύς, λίμνες) ή προσκολλημένοι σε κάποια επιφάνεια (βιολογικά φίλτρα, βιολογικοί δίσκοι). Επίσης ως εναλλακτική λύση σε μικρούς οικισμούς παρουσιάζονται τα φυσικά συστήματα επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων. Η δευτεροβάθμια επεξεργασία μπορεί να ελαττώσει το οργανικό φορτίο των αποβλήτων (σε συνδυασμό με την πρωτοβάθμια) κατά 80-90% (Κούγκολος, 2005). Επίσης απομακρύνεται περαιτέρω ένα ποσοστό των θρεπτικών στοιχείων αλλά και διαφόρων ιχνοστοιχείων, μετάλλων και μικροοργανισμών που εδράζονται στην επιφάνεια των στερεών σωματιδίων (Asano and Levine, 1998).

Τα συστήματα ενεργού ιλύος είναι τα πλέον διαδεδομένα συστήματα που χρησιμοποιούνται σήμερα σε ΕΕΛ στην Ελλάδα επειδή έχουν υψηλή απόδοση ενώ απαιτούν μικρή έκταση για την κατασκευή τους. Περιλαμβάνουν (Κούγκολος, 2005): (α) δεξαμενή αερισμού, όπου οι μικροοργανισμοί καταναλώνουν τις οργανικές ουσίες χρησιμοποιώντας οξυγόνο που προστίθεται στα απόβλητα από ειδικές διατάξεις αερισμού και (β) δεξαμενή δευτεροβάθμιας καθίζησης, όπου οι μικροοργανισμοί καθιζάνουν και απομακρύνονται με τη μορφή λάσπης. Στα Σχήματα 2.2 και 2.3 απεικονίζονται τυπικές εγκαταστάσεις συστημάτων ενεργού ιλύος.



Σχήμα 2.2: Παράδειγμα δευτεροβάθμιας δεξαμενής αερισμού



Σχήμα 2.3: Δευτεροβάθμια δεξαμενή καθίζησης

Σε ό,τι αφορά τις λίμνες, τόσο οι αεριζόμενες λίμνες όσο και οι λίμνες σταθεροποίησης (ή δεξαμενές σταθεροποίησης) μπορούν να λειτουργήσουν ικανοποιητικά σε μικρές και αποκεντρωμένες εγκαταστάσεις και χωρίς μάλιστα να

είναι απαραίτητη η ύπαρξη πρωτοβάθμιας επεξεργασίας. Ωστόσο συνήθως απαιτούν την ύπαρξη μεγάλων εκτάσεων για την κατασκευή τους (Asano and Levine, 1998).

Τέλος, όσον αφορά τα φυσικά συστήματα επεξεργασίας, αυτά μπορεί να καταστούν μια βιώσιμη λύση για επεξεργασία αστικών υγρών αποβλήτων μικρών οικισμών. Πρόκειται για συστήματα που βασίζονται στη χρήση φυσικών μέσων για τον καθαρισμό των αποβλήτων, έχουν χαμηλές έως μηδενικές απαιτήσεις σε ενέργεια, ενώ το κόστος τους είναι πολύ χαμηλό. Ωστόσο απαιτούν την ύπαρξη αρκετά μεγάλων εκτάσεων για την κατασκευή τους. Στα φυσικά συστήματα η επεξεργασία των αποβλήτων διαρκεί αρκετές ημέρες (>30) και πραγματοποιείται με τη βοήθεια της προσπίπτουσας ηλιακής ακτινοβολίας και τη δράση μικροοργανισμών του εδάφους. Υπάρχουν επίσης φυσικά συστήματα, όπως είναι οι τεχνητοί υγρότοποι, στους οποίους φυτεύονται υδροχαρή φυτά και τα οποία είναι αυτά που βοηθούν στη μείωση του οργανικού φορτίου των αποβλήτων (Κούγκολος, 2005).

Τριτοβάθμια επεξεργασία – Προχωρημένη επεξεργασία

Σκοπός της είναι η απομάκρυνση ορισμένων ρυπαντικών ουσιών που δεν απομακρύνονται στα προηγούμενα στάδια επεξεργασίας. Η απομάκρυνση αυτή αποσκοπεί στην προστασία του υδάτινου περιβάλλοντος από ορισμένες ουσίες ή στην προετοιμασία των αποβλήτων για επαναχρησιμοποίηση (Κούγκολος, 2005).

Απολύμανση

Σκοπός της είναι η καταστροφή παθογόνων μικροοργανισμών, ώστε να αποφεύγεται ο κίνδυνος μετάδοσης ασθενειών διαμέσου του υδάτινου αποδέκτη. Γίνεται με χρήση χημικών ουσιών, όπως το χλώριο, το όζον, το βρώμιο, το διοξειδίο του χλωρίου ή με φυσικά μέσα, όπως η θερμοκρασία και η ακτινοβολία. Το πιο σύνηθες μέσο απολύμανσης είναι το χλώριο. Τελευταία όμως χρησιμοποιούνται τόσο το όζον όσο και η ακτινοβολία UV για την απολύμανση των αποβλήτων (Κούγκολος, 2005).

Επεξεργασία της λάσπης

Η δεύτερη γραμμή επεξεργασίας των λυμάτων αφορά την επεξεργασία της λάσπης, δηλαδή την επεξεργασία των επιβλαβών ουσιών που απομακρύνθηκαν στην πρώτη γραμμή (γραμμή επεξεργασίας υγρών αποβλήτων). Τα βασικά στάδια επεξεργασίας της λάσπης είναι: (α) πάχυνση με σκοπό τη μείωση του όγκου με απομάκρυνση μέρους του νερού που περιέχει, (β) χώνευση με σκοπό την περαιτέρω μείωση του όγκου και

ταυτόχρονα μείωση των παθογόνων μικροοργανισμών και των οσμών, (γ) αφυδάτωση με σκοπό τη μείωση της περιεχόμενης υγρασίας της.

Ένα από τα πιο σημαντικά προβλήματα που αντιμετωπίζουν οι μονάδες επεξεργασίας υγρών αποβλήτων είναι η διάθεση της λάσπης που προέρχεται από την επεξεργασία των λυμάτων. Η ελληνική νομοθεσία (ΚΥΑ 80568/4225/91) έχει καθορίσει τους όρους και περιορισμούς για τη χρησιμοποίηση στη γεωργία της λάσπης που προέρχεται από επεξεργασία οικιακών και αστικών υγρών αποβλήτων έτσι ώστε να μη δημιουργούνται προβλήματα στην υγεία των καταναλωτών. Στην πραγματικότητα όμως στην Ελλάδα ελάχιστες είναι οι περιπτώσεις όπου η σταθεροποιημένη και ξηρή λάσπη των εγκαταστάσεων επεξεργασίας λυμάτων έχει χρησιμοποιηθεί στη γεωργία. Η μέθοδος αυτή συνηθίζεται πολύ σε άλλες ευρωπαϊκές χώρες, π.χ. στη Γαλλία. Στην Ελλάδα η λάσπη από τις μονάδες κατεργασίας υγρών αποβλήτων συνήθως διατίθεται σε χωματερές ή Χώρους Υγειονομικής Ταφής Απορριμμάτων (ΧΥΤΑ), ενώ πολλές φορές διατίθεται και ανεξέλεγκτα στο περιβάλλον (Κούγκολος, 2005).

Στη συνέχεια της εργασίας και πιο συγκεκριμένα στο Κεφάλαιο 3 γίνεται μια εισαγωγή στη διαδικασία επαναχρησιμοποίησης των λυμάτων προκειμένου να δοθούν οι βασικές έννοιες, η γνώση των οποίων είναι απαραίτητη προκειμένου να περιγράψουμε στο Κεφάλαιο 4 τις τεχνολογίες προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης των λυμάτων (ανάκτηση λυμάτων).

3. ΕΙΣΑΓΩΓΗ ΣΤΗΝ ΕΠΑΝΑΧΡΗΣΙΜΟΠΟΙΗΣΗ ΛΥΜΑΤΩΝ

3.1 Γενικά

Η επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων, ιδιαίτερα για αγροτική χρήση, εφαρμόζεται στην πράξη επί αιώνες και φαίνεται να έχει τις ρίζες της στους αρχαίους Ελληνικούς πολιτισμούς (Angelakis et al., 2005). Στη σύγχρονη εποχή ο συνυπολογισμός της ανάκτησης και επαναχρησιμοποίησης λυμάτων στο σύστημα διαχείρισης των υδάτινων πόρων σε μια περιοχή αντανακλά την αυξανόμενη ανάγκη για εξυπηρέτηση των κοινωνικών αναγκών και για επίτευξη βιώσιμης ανάπτυξης. Επίσης, θέματα όπως η κοινωνική αποδοχή και η προστασία της δημόσιας υγείας κρίνονται ως ιδιαίτερα σημαντικά και στα οποία πρέπει να δοθεί ιδιαίτερη έμφαση με την επιλογή κατάλληλης τεχνολογίας ανάκτησης των λυμάτων (Metcalf & Eddy, 2007b).

Πιο συγκεκριμένα, η ανάκτηση και επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων εμφανίζεται ως ιδιαίτερα ελκυστική λύση σε περιοχές όπου η διαθέσιμη ποσότητα νερού είναι ήδη πεπερασμένη και δεν μπορεί πλέον να εξυπηρετήσει τις αυξανόμενες απαιτήσεις. Ωστόσο ακόμη και σε περιοχές όπου το πρόβλημα της έλλειψης των υδάτινων πόρων δεν είναι τόσο έντονο, η ανάκτηση του ήδη χρησιμοποιούμενου νερού διερευνάται ως μια βιώσιμη περιβαλλοντικά λύση. Από την άλλη πλευρά, θα πρέπει να επισημανθεί ότι η χρήση του συγκεκριμένου υδάτινου πόρου θα πρέπει να γίνεται προσεκτικά και μετά από λεπτομερή ανάλυση πολλών και διαφορετικών παραγόντων που αφορούν κυρίως την οικονομική και κοινωνική βιωσιμότητα ενός τέτοιου εγχειρήματος αλλά και την ασφάλεια της χρήσης του νερού αυτού (Metcalf and Eddy, 2007a). Στον Πίνακα 3.1 αναφέρονται τα βασικότερα πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα που μπορεί να προκύπτουν από τη χρήση ανακτημένων λυμάτων για ωφέλιμους σκοπούς / χρήσεις. Προκειμένου να ξεπεραστούν τα όποια μειονεκτήματα, θα πρέπει σε κάθε περίπτωση εφαρμογής ανάκτησης λυμάτων να προηγείται ο ανάλογος σχεδιασμός (wastewater reuse planning) προκειμένου να αξιολογηθούν τα όποια πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα κάτω από μια κοινή βάση. Ένας τέτοιος σχεδιασμός θα πρέπει να περιλαμβάνει την αξιολόγηση της οικονομικής, κοινωνικής

και περιβαλλοντικής βιωσιμότητας του έργου μέσω της ικανοποίησης πολλών και διαφορετικών στόχων (Asano and Levine, 1998).

Πίνακας 3.1: Πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα που μπορεί να προκύπτουν από τη χρήση ανακτημένων λυμάτων για ωφέλιμους σκοπούς

Πλεονεκτήματα	<ul style="list-style-type: none">▪ Υποβοήθηση της διατήρησης των υπαρχόντων υδατικών πόρων σε μια περιοχή▪ Έμμεση προστασία ευαίσθητων οικοσυστημάτων που υπό άλλες συνθήκες θα αποτελούσαν αποδέκτες των λυμάτων▪ Οικονομικά πλεονεκτήματα μέσω μείωσης της απαίτησης για νερό υψηλής ποιότητας που είναι και πιο ακριβό▪ Η περιεκτικότητα των ανακτημένων λυμάτων σε θρεπτικά στοιχεία μπορεί να μειώσει την ανάγκη των καλλιεργειών σε λιπάσματα, όταν το λύμα χρησιμοποιείται για χρήσεις όπως η άρδευση. Κατ' αυτόν τον τρόπο μειώνεται το επίπεδο ρύπανσης που θα προκαλούνταν αλλιώς ενώ συνεπάγονται και οικονομικά οφέλη για τους χρήστες
Μειονεκτήματα	<ul style="list-style-type: none">▪ Πιθανοί κίνδυνοι για την υγεία των χρηστών και το περιβάλλον όταν το λύμα δεν έχει υποστεί την απαραίτητη επεξεργασία▪ Υψηλό σχετικά οικονομικό κόστος για την εφαρμογή των περισσότερων τεχνολογιών ανάκτησης των λυμάτων▪ Προβλήματα κοινωνικής αποδοχής της χρήσης τέτοιου είδους υδάτινου πόρου▪ Ανάγκη για ύπαρξη υποδομών αποθήκευσης σε κάποιες περιπτώσεις (π.χ. αγροτική άρδευση)

Πηγή: Metcalf & Eddy, 2007a, Lazarova and Asano, 2004

3.2 Εναλλακτικές δυνατότητες αξιοποίησης ανακτημένων λυμάτων

Οι πιθανές εναλλακτικές χρήσεις των ανακτημένων λυμάτων είναι πολλές και μπορεί να περιλαμβάνουν (Metcalf & Eddy, 2007b):

- Μη πόσιμες χρήσεις
 - Αγροτική
 - Αστική
 - Βιομηχανική
 - Αναψυχή / Περιβαλλοντικές χρήσεις
 - Εμπλουτισμός υπόγειου υδροφορέα που δεν χρησιμοποιείται για ύδρευση
- Πόσιμες χρήσεις
 - Έμμεση πόση (μέσω εμπλουτισμού υπόγειου υδροφορέα)
 - Άμεση πόση

Στη συνέχεια θα γίνει μια αναφορά σε όλες τις δυνατές χρήσεις των ανακτημένων λυμάτων, ενώ ιδιαίτερη έμφαση δίνεται στην αγροτική και αστική χρήση των επεξεργασμένων λυμάτων για άρδευση, μια και αποτελούν το βασικό αντικείμενο έρευνας της παρούσας διατριβής.

Αγροτική χρήση

Η άρδευση αγροτικών εκτάσεων είναι η κατηγορία που εμφανίζει και τα μεγαλύτερα ποσοστά χρήσης ανακτημένων λυμάτων, ενώ ταυτόχρονα εμφανίζει σημαντικές προοπτικές σε ό,τι αφορά τη μελλοντική χρήση επεξεργασμένων λυμάτων (Metcalf & Eddy, 2007b). Παγκοσμίως η αγροτική άρδευση αποτελεί το 70% της συνολικής χρήσης νερού. Όταν οι υδατικοί πόροι μιας περιοχής δεν επαρκούν για την ικανοποίηση της ζήτησης, τότε το νερό θα πρέπει να χρησιμοποιείται δύο φορές: αρχικά για αστική χρήση και στη συνέχεια να επαναχρησιμοποιείται για άρδευση αφού πρώτα υποστεί κάποια επεξεργασία (Ανδρεαδάκης κ.ά., 2003). Από τα παραπάνω καθίσταται σαφές ότι το κυριότερο πλεονέκτημα της χρήσης ανακτημένων λυμάτων για αγροτική άρδευση σχετίζεται με το γεγονός ότι μπορεί να αποτελέσει μια πηγή αρδευτικού νερού σημαντική σε περιόδους ξηρασίας και ιδιαίτερα για περιοχές που χαρακτηρίζονται από πρόβλημα μείωσης των φυσικών αποθεμάτων νερού. Εκτός αυτού, ένα ακόμη σημαντικό πλεονέκτημα της χρήσης ανακτημένων λυμάτων για άρδευση σχετίζεται και με την περιεκτικότητα αυτών σε θρεπτικά στοιχεία, όπως το άζωτο και ο φώσφορος. Το άμεσο αποτέλεσμα είναι μέσω της χρήσης τους να καθίσταται δυνατή η μείωση των απαιτούμενων ποσοτήτων λιπασμάτων, γεγονός που συνεπάγεται αύξηση του εισοδήματος του ενδιαφερόμενου παραγωγού και μείωση της ρύπανσης που θα προκαλούνταν εάν τα επεξεργασμένα λύματα διατίθονταν στο περιβάλλον. Πέρα όμως από τα πλεονεκτήματα, η χρήση ανακτημένων λυμάτων για άρδευση μπορεί να ενέχει και σημαντικούς κινδύνους, κυρίως όταν το λύμα δεν υποστεί την κατάλληλη επεξεργασία. Το θέμα των περιβαλλοντικών κινδύνων και επιπτώσεων που προκύπτουν από την επαναχρησιμοποίηση αστικών υγρών αποβλήτων για λόγους άρδευσης θα συζητηθεί διεξοδικά στην Παράγραφο 3.3, ενώ οι βασικότεροι κίνδυνοι παρουσιάζονται επιγραμματικά και στον Πίνακα 3.2.

Αστική χρήση

Εκτός από την άρδευση αγροτικών εκτάσεων, υπάρχει και η άρδευση αστικών εκτάσεων και η οποία περιλαμβάνει την άρδευση πάρκων, γηπέδων γκολφ, ακάλυπτων

χώρων, κράσπεδων, κλπ. Η άρδευση αστικών εκτάσεων εμφανίζει κι αυτή με τη σειρά της αυξημένο ενδιαφέρον τον τελευταίο καιρό. Στις περισσότερες περιπτώσεις άρδευσης αστικών εκτάσεων με επεξεργασμένο λύμα εφαρμόζεται το διπλό σύστημα διανομής (1 για το πόσιμο νερό και 1 για το ανακτημένο λύμα). Εκτός από την άρδευση αστικών εκτάσεων, ανακτημένα λύματα μπορούν να χρησιμοποιηθούν και σε άλλες αστικές χρήσεις, όπως είναι για παράδειγμα η πυρόσβεση, ο καθαρισμός τουαλετών, η χρήση σε διακοσμητικά σιντριβάνια, κλπ. (Metcalf & Eddy, 2007b). Στους Ολυμπιακούς Αγώνες του Πεκίνου το 2008 σχεδιάστηκε η ανάκτηση λυμάτων προκειμένου να καλυφθούν συγκεκριμένες ανάγκες του Ολυμπιακού πάρκου, όπως το πότισμα του γκαζόν, η χρήση στις τουαλέτες και τέλος η χρήση σε διακοσμητικά σιντριβάνια και λίμνες (Ernst et al., 2007). Όπως αναφέρθηκε και στην περίπτωση της αγροτικής άρδευσης, η εφαρμογή ανακτημένων λυμάτων για αστική άρδευση χώρων πρασίνου, χρήση σε συντριβάνια, κ.ά. αποτελεί πλεονέκτημα σε περιοχές όπου υπάρχει πρόβλημα ξηρασίας και κυρίως έλλειψης νερού πολύ υψηλής ποιότητας, μια και το νερό που χρησιμοποιείται σε τέτοιες χρήσεις είναι συνήθως πόσιμο. Από την άλλη πλευρά όμως εγείρονται σημαντικά ζητήματα αφενός επικινδυνότητας και αφετέρου κοινωνικής αποδοχής. Τα ζητήματα αυτά θα συζητηθούν επίσης στην Παράγραφο 3.3, ενώ παρουσιάζονται επίσης επιγραμματικά στον Πίνακα 3.2.

Βιομηχανική χρήση

Αυτή η κατηγορία χρήσης του ανακτημένου νερού αναφέρεται σε βιομηχανικές δραστηριότητες που απαιτούν τη χρήση νερού (νερό ψύξης, νερό τροφοδοσίας λεβήτων, νερό κατεργασίας, κλπ.). Το νερό ψύξης αποτελεί και την επικρατέστερη εφαρμογή βιομηχανικής επαναχρησιμοποίησης, μια και συνιστά τη μεγαλύτερη απαίτηση των περισσότερων βιομηχανιών σε νερό (Metcalf & Eddy, 2007b). Τα ενδεχόμενα προβλήματα που μπορεί να προκύψουν από τη χρήση ανακτημένου λύματος στη βιομηχανία παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.2.

Αναψυχή / Περιβαλλοντικές χρήσεις

Η χρήση των ανακτημένων λυμάτων για την αποκατάσταση του φυσικού περιβάλλοντος και δημιουργία χώρων αναψυχής περιλαμβάνει: (α) τη δημιουργία τεχνητών υγροτόπων ή τη διατήρηση των φυσικών, (β) τη δημιουργία χώρων αναψυχής, (γ) την ενίσχυση προβληματικών επιφανειακών υδάτινων ρευμάτων, (δ) διάφορες άλλες χρήσεις που έχουν ως κύριο στόχο την ανάπτυξη μιας περιοχής με

αυξημένη περιβαλλοντική και αισθητική αξία. Η συλλογή του ανακτημένου νερού μπορεί να ενσωματωθεί στον χωροταξικό σχεδιασμό μιας αστικής περιοχής με την κατασκευή ειδικών χώρων αποθήκευσης, οι οποίοι θα χρησιμεύουν ως πηγές τροφοδοσίας νερού σε προβληματικές περιοχές (Metcalf & Eddy, 2007b, Ανδρεαδάκης, κ.ά., 2003). Τα ενδεχόμενα προβλήματα που μπορεί να προκύψουν επίσης από τη χρήση τέτοιου είδους νερού για περιβαλλοντικές χρήσεις και χρήσεις αναψυχής παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.2.

Εμπλουτισμός υπόγειου υδροφορέα που δεν χρησιμοποιείται για ύδρευση

Ο εμπλουτισμός του υπόγειου υδροφορέα με ανακτημένα λύματα μπορεί να γίνει είτε μέσω λεκανών διασποράς, είτε με απευθείας έκγχυση στον υδροφορέα. Έχει χρησιμοποιηθεί κυρίως για τους ακόλουθους λόγους (Metcalf & Eddy, 2007b): (α) τον περιορισμό, την παύση ή ακόμη και την αναστροφή της μείωσης της στάθμης των υπόγειων υδροφορέων, (β) την προστασία του υπόγειου γλυκού νερού των παράκτιων υδροφορέων από τη διείσδυση θαλασσινού νερού, (γ) την αντιμετώπιση της ανάγκης αύξησης των υδάτινων αποθεμάτων μιας περιοχής (π.χ. όταν έχουμε προβλήματα γεωλογικής φύσης, όπως καθιζήσεις, κ.ά.).

Σχεδιασμένη άμεση ή έμμεση επαναχρησιμοποίηση ανακτημένων λυμάτων για πόσιμο νερό

Σε ό,τι αφορά την επαναχρησιμοποίηση λυμάτων για λόγους ύδρευσης, αυτή εγείρει αρκετές αμφιβολίες και γι' αυτό και δεν χρησιμοποιείται ευρέως παρά τις έρευνες στον τομέα αυτό. Σχεδόν σε όλες τις περιπτώσεις όπου έχει υλοποιηθεί η επαναχρησιμοποίηση λυμάτων για ύδρευση, έχει αποφευχθεί η εφαρμογή της άμεσης επαναχρησιμοποίησης με τη μορφή από αγωγό σε αγωγό. Επίσης η κάλυψη έκτακτων ή περιοδικών υδρευτικών αναγκών αποτελεί ένα θέμα εξαιρετικής σημασίας για το λόγο ότι υπάρχουν μακροπρόθεσμες επιπτώσεις στη δημόσια υγεία, οι οποίες μπορεί να προκληθούν από την πόση ανόργανων και οργανικών ρύπων οι οποίοι παραμένουν σε μικρές ποσότητες στο νερό, ακόμη κι αν έχει υποστεί την πιο προχωρημένη επεξεργασία (βλ. Πίνακα 3.2). Από την άλλη πλευρά, εφαρμογές έμμεσης επαναχρησιμοποίησης ανακτημένων λυμάτων για πόσιμο νερό έχουν αναπτυχθεί σε αρκετά μέρη των ΗΠΑ αλλά και σε άλλες χώρες. Η έμμεση επαναχρησιμοποίηση, μέσω διοχέτευσης των επεξεργασμένων λυμάτων σε επιφανειακούς ή υπόγειους

υδροφορείς, εμφανίζει λιγότερους κινδύνους για τη δημόσια υγεία σε σχέση με την άμεση επαναχρησιμοποίηση (Metcalf & Eddy, 2007b).

Στον Πίνακα 3.2 παρουσιάζονται οι κυριότερες χρήσεις ανακτημένων λυμάτων, ξεκινώντας από την κατηγορία με την πιο διαδεδομένη εφαρμογή και καταλήγοντας στην πιο περιορισμένη. Επίσης παρουσιάζονται και τα ενδεχόμενα προβλήματα / κίνδυνοι που μπορεί να προκύψουν ανά κατηγορία χρήσης.

Πίνακας 3.2: Κατηγορίες χρήσης ανακτημένων λυμάτων και ενδεχόμενα προβλήματα / κίνδυνοι που προκύπτουν ανά κατηγορία χρήσης

Κατηγορίες επαναχρησιμοποίησης των υγρών αποβλήτων	Προβλήματα / Κίνδυνοι
1. Άρδευση αγροτικών εκτάσεων - Άρδευση καλλιεργείων - Φυτόρια	- Ρύπανση των επιφανειακών και υπόγειων νερών εάν δεν γίνει κατάλληλη διαχείριση - Εμπορευσιμότητα των καλλιεργείων και κοινωνική αποδοχή
2. Άρδευση κοινόχρηστων χώρων - Πάρκα - Σχολικές αυλές - Ακάλυπτοι χώροι - Γήπεδα γκολφ - Νεκροταφεία - Πράσινες ζώνες - Κήποι	- Επίδραση της ποιότητας του νερού, ιδιαίτερα των αλάτων, στο έδαφος και στα φυτά - Θέματα δημόσιας υγείας που σχετίζονται με τους παθογόνους οργανισμούς (π.χ. βακτήρια, ιοί και παράσιτα) - Η ύπαρξη ελεγχόμενων περιοχών, περιλαμβανομένων των ουδέτερων ζωνών, μπορεί να αυξήσει το κόστος χρήσης
3. Βιομηχανική ανακύκλωση και επαναχρησιμοποίηση - Νερό ψύξης - Τροφοδοσία λεβήτων - Νερό κατεργασίας - Βαριά βιομηχανία	- Συστατικά στο ανακτημένο νερό που μπορεί να προκαλέσουν επικαθίσεις, διάβρωση, ανάπτυξη μικροοργανισμών και διάφορες επιστρώσεις - Θέματα δημόσιας υγείας, κυρίως μεταφορά παθογόνων οργανισμών μέσω σταγονιδίων νερού προερχόμενα από πύργους ψύξης - Διασταύρωση μεταξύ αγωγών ανακτημένου και πόσιμου νερού
4. Εμπλουτισμός υπόγειου υδροφορέα - Συμπλήρωση υπόγειου νερού - Αντιμετώπιση της διείσδυσης θαλασσινού νερού - Αντιμετώπιση καθιζήσεων	- Πιθανή ρύπανση του υπόγειου υδροφορέα που χρησιμοποιείται ως πηγή πόσιμου νερού - Οργανικές ουσίες στα ανακτημένα νερά με τοξική δράση - Ολικά διαλυμένα στερεά, νιτρικά και παθογόνοι οργανισμοί στο ανακτημένο νερό
5. Αναψυχή/περιβαλλοντικές χρήσεις - Λίμνες - Εμπλουτισμός υγροτόπων - Εμπλουτισμός επιφανειακών υδάτινων ρευμάτων - Αλιεία - Τεχνητό χιόνι	- Θέματα υγείας που σχετίζονται με την παρουσία βακτηρίων και ιών (π.χ. εντερικές μολύνσεις και μολύνσεις αυτιών, ματιών και μύτης) - Φαινόμενα ευτροφισμού λόγω της ύπαρξης αζώτου και φωσφόρου στο ανακτημένο νερό - Τοξικότητα σε υδρόβιους οργανισμούς
6. Αστικές μη πόσιμες χρήσεις - Πυρασφάλεια - Κλιματισμός	- Θέματα υγείας που σχετίζονται με τη μεταφορά παθογόνων οργανισμών μέσω σταγονιδίων νερού

Κατηγορίες επαναχρησιμοποίησης των υγρών αποβλήτων	Προβλήματα / Κίνδυνοι
- Καθαρισμός τουαλετών	- Η ποιότητα του νερού μπορεί να προκαλέσει επικαθίσεις, διάβρωση, ανάπτυξη μικροοργανισμών και διάφορες επιστρώσεις - Διασταύρωση μεταξύ αγωγών ανακτημένου και πόσιμου νερού
7. Επαναχρησιμοποίηση για πόσιμο νερό - Ανάμιξη με ακατέργαστο πόσιμο νερό - Υδροδότηση μέσω αγωγών	- Παρουσία συστατικών στο ανακτημένο νερό, κυρίως υπολείμματα οργανικών ουσιών και η τοξική τους δράση - Αισθητική και κοινωνική αποδοχή - Θέματα υγείας που σχετίζονται με τη μεταφορά παθογόνων οργανισμών, κυρίως εντερικών ιών

Πηγή: Metcalf & Eddy, 2007b

3.3 Δημόσια υγεία και περιβαλλοντικά θέματα που σχετίζονται με την επαναχρησιμοποίηση ανακτημένων λυμάτων

Παρά την ύπαρξη τεχνολογικά αναπτυγμένων μεθόδων προχωρημένης επεξεργασίας δευτεροβάθμιων εκροών λυμάτων, η μακροχρόνια ασφάλεια χρήσης του ανακτημένου νερού και η επίδρασή του στο περιβάλλον είναι ακόμη σχετικά δύσκολο να μετρηθούν. Συνήθως όταν πρόκειται να αναπτυχθεί μια εφαρμογή επαναχρησιμοποίησης υγρών αποβλήτων, θα πρέπει να απαντηθούν ερωτήματα του τύπου ποιο ρύποι πρέπει να απομακρυνθούν και σε ποιο βαθμό έτσι ώστε να είναι ασφαλής η χρήση του ανακτημένου νερού για την ανθρώπινη υγεία (Metcalf & Eddy, 2007b). Σε σχετική έρευνα μάλιστα μεταξύ διαφορετικών ομάδων ατόμων (επιστήμονες, δημόσιοι λειτουργοί, αγρότες) για την εκτίμηση των κινδύνων και των προβληματισμών σχετικά με την επαναχρησιμοποίηση του νερού, τα θέματα δημόσιας υγείας αναφέρθηκαν ως το σημαντικότερο παράγοντα που θα πρέπει να λαμβάνεται υπόψη κατά το σχεδιασμό ανάλογων έργων και προγραμμάτων από σχεδόν όλες τις ομάδες που έλαβαν μέρος στην έρευνα. Άλλοι σημαντικοί παράγοντες περιλαμβάνουν το θέμα της προστασίας του περιβάλλοντος (νερών και εδάφους) από ενδεχόμενη ρύπανση, καθώς επίσης και το θέμα της οικονομικής βιωσιμότητας τέτοιων έργων και προγραμμάτων (Baggett et al., 2006).

Τα συστατικά που υπάρχουν μέσα σε αστικά υγρά απόβλητα που οδηγούνται προς επεξεργασία διακρίνονται στα συμβατικά, τα μη συμβατικά και τα νεοεμφανιζόμενα. Ο όρος συμβατικό χρησιμοποιείται για να χαρακτηρίσει τα

συστατικά που μετρώνται σε mg/L και χρησιμοποιούνται ως βάση για το σχεδιασμό των περισσότερων συμβατικών συστημάτων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων (βλ. Κεφάλαιο 2). Ο όρος μη συμβατικό χρησιμοποιείται για τα συστατικά τα οποία πολλές φορές θα πρέπει να απομακρυνθούν ή να μειωθούν εφαρμόζοντας προχωρημένες μεθόδους επεξεργασίας. Ο όρος νεοεμφανιζόμενο χρησιμοποιείται για τις κατηγορίες συστατικών τα οποία μετρώνται σε µg/L ή ng/L και τα οποία μπορεί μακροχρόνια να έχουν αρνητικές επιπτώσεις στην ανθρώπινη υγεία και στο περιβάλλον. Σε μερικές περιπτώσεις αυτά τα συστατικά δεν μπορούν να απομακρυνθούν ικανοποιητικά, ακόμη και με την εφαρμογή προχωρημένων επεξεργασιών (Metcalf & Eddy, 2007b). Στον Πίνακα 3.3 περιγράφονται ορισμένα τυπικά συστατικά που περιλαμβάνονται σε κάθε κατηγορία.

Πίνακας 3.3: Ταξινόμηση τυπικών συστατικών που υπάρχουν σε αστικά υγρά απόβλητα

Ταξινόμηση	Ρύπος
Συμβατικά	Ολικά αιωρούμενα στερεά Κολλοειδή στερεά Βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνο Χημικά απαιτούμενο οξυγόνο Ολικός οργανικός άνθρακας Αμμωνία Νιτρικά Νιτρώδη Ολικό άζωτο Φώσφορος Βακτήρια Κύστες πρωτοζώων και ωοκύστες Ιοί
Μη συμβατικά	Δύσκολα αποικοδομήσιμα οργανικά συστατικά Πτητικά οργανικά συστατικά Επιφανειοδραστικά συστατικά Μέταλλα Ολικά διαλυμένα στερεά
Νεοεμφανιζόμενα	Φαρμακευτικά προϊόντα Προϊόντα καθαρισμού σπιτιών Κτηνιατρικά και ανθρώπινα αντιβιοτικά Βιομηχανικά και οικιακά προϊόντα Διάφορες ορμόνες Άλλες ουσίες που διαταράσσουν το ενδοκρινικό σύστημα

Πηγή: Metcalf & Eddy, 2007b

Σε ό,τι αφορά τα ανωτέρω συστατικά, τα συμβατικά και μη συμβατικά συστατικά δεν φαίνεται να δημιουργούν τους ίδιους προβληματισμούς όσον αφορά την επίδρασή τους στη δημόσια υγεία όσο τα νεοεμφανιζόμενα συστατικά. Ο λόγος έγκειται στο ό,τι οι γνώσεις επάνω σε θέματα ανίχνευσης και απομάκρυνσης των συμβατικών και μη συμβατικών συστατικών έχουν σχετικά προχωρήσει. Αντίθετα, για τα περισσότερα νεοεμφανιζόμενα συστατικά υπάρχουν σχετικά λίγες πληροφορίες όσον αφορά την επίδρασή τους στη δημόσια υγεία και το περιβάλλον, ενώ για ορισμένα από τα συστατικά αυτά έχει αποδειχθεί ότι έχουν άμεση ή μακροχρόνια επίπτωση στην ανθρώπινη υγεία (Metcalf & Eddy, 2007b).

Στη συνέχεια θα γίνει μια αναφορά στα κυριότερα συστατικά ενδιαφέροντος που πρέπει να λαμβάνονται υπόψη όταν πρόκειται να επαναχρησιμοποιηθεί επεξεργασμένο λύμα για λόγους άρδευσης (αγροτική & αστική). Η γρηγορότερη και πιο οικονομική απομάκρυνση των συστατικών αυτών είναι ιδιαίτερης σημασίας και θα πρέπει να λαμβάνεται υπόψη κατά τον προσδιορισμό των απαιτούμενων τεχνικών και μεθόδων δευτεροβάθμιας και προχωρημένης επεξεργασίας των λυμάτων.

Παθογόνοι μικροοργανισμοί

Οι περισσότεροι παθογόνοι μικροοργανισμοί που συναντώνται σε εκροές υγρών αποβλήτων έχουν συνήθως εντερική προέλευση και διακρίνονται σε βακτήρια, ιούς, πρωτόζωα και έλμινθες (Metcalf & Eddy, 2006). Ο κίνδυνος για την ανθρώπινη υγεία που μπορεί να προκύπτει από την έκθεση σε τέτοιου είδους οργανισμούς ποικίλλει και εξαρτάται από πολλούς παράγοντες, όπως ο αριθμός των μικροοργανισμών, η κατανομή τους μέσα στο νερό, τα όρια πάνω από τα οποία ένας συγκεκριμένος πληθυσμός μπορεί να νοσήσει, κλπ.

Τα βακτήρια είναι και το πλέον συνηθισμένο είδος παθογόνου μικροοργανισμού που μπορεί να υπάρχει μέσα σε υγρά απόβλητα. Τα περισσότερα από τα βακτήρια που συναντώνται σε εκροές υγρών αποβλήτων έχουν εντερική προέλευση, ωστόσο είναι δυνατό να υπάρχουν και βακτήρια που μπορεί να προκαλέσουν ασθένειες μη εντερικές. Για παράδειγμα βακτήρια όπως η *Legionella spp* και η *Leptospira* έχουν ανιχνευθεί σε εκροές υγρών αποβλήτων. Τα βακτήρια έχουν μεγάλη δυνατότητα αναπαραγωγής, ωστόσο όταν βρεθούν στο περιβάλλον μειώνεται πρακτικά αυτή η δυνατότητα αναπαραγωγής για το λόγο ότι περιβαλλοντικές πιέσεις επηρεάζουν δυσμενώς τη φυσιολογία τους. Οι συνήθεις τρόποι μετάδοσής τους είναι διαμέσου μολυσμένου νερού ή φαγητού ή μέσω ανθρώπινης επαφής (Toze, 2006a).

Οι ιοί εντερικής προέλευσης είναι οι μικρότεροι μικροοργανισμοί που μπορεί να βρεθούν σε εκροές υγρών αποβλήτων. Συνήθως προσβάλλουν κύτταρα – ξενιστές, όπου και αναπαράγονται. Κάτω από συγκεκριμένες συνθήκες μπορεί να δρουν ως ισχυρά μολυσματικοί παράγοντες, ιδιαίτερα σε συγκεκριμένες ομάδες του πληθυσμού όπως οι ηλικιωμένοι, τα μικρά παιδιά και αυτοί που αντιμετωπίζουν προβλήματα υγείας που σχετίζονται με το ανοσοποιητικό σύστημα (Toze, 2006a, Toze, 2006b).

Τα πρωτόζωα είναι ευκαρυωτικοί οργανισμοί που όμως λειτουργούν ως παράσιτα. Έξω από τα κύτταρα – ξενιστές παραμένουν σε ανενεργή μορφή και ονομάζονται κύστεις ή ωοκύστεις. Υπάρχουν πολλά πρωτόζωα που έχουν ανιχνευθεί σε εκροές υγρών αποβλήτων. Τα πιο κοινά είναι τα *Entamoeba histolytica*, *Giardia intestinalis* και *Cryptosporidium parvum*. Οι συνήθεις τρόποι μετάδοσης των τριών αυτών πρωτοζώων είναι μετά από κατανάλωση φαγητού ή νερού που περιέχει τις ωοκύστεις τους ή μέσω ανθρώπινης επαφής (Toze, 2006a). Όπως συμβαίνει και με τους ιούς, έτσι και τα πρωτόζωα θεωρείται ότι έχουν μεγαλύτερη μολυσματική ικανότητα από τα βακτήρια. Μάλιστα θεωρείται ότι αριθμός ωοκυστών μικρότερος από 10 σε ένα δείγμα αποβλήτου μπορεί να είναι μολυσματικός (Toze, 2006b).

Οι έλμινθες (νηματοειδή) είναι επίσης παρασιτικοί οργανισμοί. Λέγοντας έλμινθες εννοούμε κυρίως τους σκώληκες. Αποτελούν ένα σημαντικό παράγοντα κινδύνου για τη δημόσια υγεία, ιδιαίτερα σε περιπτώσεις που ανεπεξέργαστα λύματα διατίθενται στο περιβάλλον (Toze, 2006b).

Γενικότερα και για όλες τις περιπτώσεις των παθογόνων μικροοργανισμών που αναφέρθηκαν έχει βρεθεί ότι η όλο και πιο προχωρημένη επεξεργασία των αστικών υγρών αποβλήτων είναι αυτή που μειώνει τον κίνδυνο μετάδοσης ασθενειών που οφείλονται σε τέτοιου είδους οργανισμούς. Μάλιστα, η άρδευση σιτηρών και γενικότερα προϊόντων που δεν καταναλώνονται ωμά ενέχει λιγότερους κινδύνους από την άρδευση κηπευτικών και γενικότερα αγροτικών προϊόντων που καταναλώνονται απευθείας από τον άνθρωπο (Toze, 2006a). Στον Πίνακα 3.4 αναφέρονται σε γενικές γραμμές οι κυριότεροι κίνδυνοι που μπορεί να προκύπτουν από την έκθεση διαφόρων ομάδων του πληθυσμού σε παθογόνους μικροοργανισμούς μέσω χρήσης ανακτημένων λυμάτων για άρδευση. Περισσότερο λεπτομερή στοιχεία σχετικά με τους κινδύνους που προκύπτουν από την ανθρώπινη έκθεση σε παθογόνους ή μη παράγοντες εξαιτίας της χρήσης ανακτημένων λυμάτων για άρδευση αναφέρονται στο Κεφάλαιο της Ανάλυσης Επικινδυνότητας (Κεφάλαιο 5).

Πίνακας 3.4: Κίνδυνοι για τη δημόσια υγεία που μπορεί να προκύπτουν από την έκθεση διαφόρων ομάδων του πληθυσμού σε παθογόνους μικροοργανισμούς μέσω χρήσης ανακτημένων λυμάτων για άρδευση

Ομάδα	Κίνδυνοι για τη δημόσια υγεία		
	Έλμινθες	Βακτήρια - Ιοί	Πρωτόζωα
Καταναλωτές αγροτικών προϊόντων	Σημαντικός ο κίνδυνος μόλυνσης (<i>Ascaris infection</i>) τόσο για τους ενήλικες όσο και για τα παιδιά όταν χρησιμοποιούνται ανεπεξέργαστα λύματα	Έχουν αναφερθεί επεισόδια ξεσπάσματος χολέρας, τύφου και σιγκέλωσης σε περιπτώσεις που χρησιμοποιήθηκαν ανεπεξέργαστα λύματα. Επίσης παρατηρείται αύξηση των κρουσμάτων διάρροιας όταν χρησιμοποιείται λύμα με περιεκτικότητα μεγαλύτερη από 10^4 κολοβακτηρίδια / 100 mL υγρού	Υπάρχουν στοιχεία για παρουσία πρωτόζωων σε λαχανικά που αρδεύτηκαν με επεξεργασμένο λύμα. Ωστόσο δεν αναφέρονται αντίστοιχες περιπτώσεις ξεσπάσματος ασθενειών
Αγρότες και οι οικογένειές τους	Σημαντικός ο κίνδυνος μόλυνσης (<i>Ascaris infection</i>) τόσο για τους ενήλικες όσο και για τα παιδιά όταν έρχονται σε επαφή με ανεπεξέργαστα λύματα. Ο κίνδυνος παραμένει για τα παιδιά ακόμη κι όταν χρησιμοποιείται επεξεργασμένο λύμα με περιεκτικότητα μικρότερη από 1 αυγό ελμίνθων (νηματοειδών). Επίσης αυξημένος εμφανίζεται και ο κίνδυνος μόλυνσης για εργάτες που δεν χρησιμοποιούν τον απαραίτητο εξοπλισμό προστασίας	Αυξημένος ο κίνδυνος εμφάνισης κρουσμάτων διάρροιας σε μικρά παιδιά όταν έρχονται σε επαφή με το λύμα εάν αυτό περιέχει περισσότερα από 10^4 κολοβακτηρίδια / 100 mL υγρού. Επίσης υπάρχει κίνδυνος εμφάνισης σαλμονέλας σε παιδιά που έρχονται σε επαφή με ανεπεξέργαστα λύματα αλλά και σε ενήλικες	Ο κίνδυνος μόλυνσης από τον μικροοργανισμό <i>Giardia intestinalis</i> δεν ήταν σημαντικός για όλες τις περιπτώσεις που εξετάστηκαν. Αντίθετα σημαντικός ήταν ο κίνδυνος προσβολής από τον μικροοργανισμό <i>Entamoeba histolytica</i> όταν υπήρχε άμεση επαφή με ανεπεξέργαστα λύματα
Πληθυσμοί που ζουν κοντά στις περιοχές όπου εφαρμόζεται η άρδευση ανακτημένων λυμάτων	Σημαντικός ο κίνδυνος μόλυνσης (<i>Ascaris infection</i>) όταν εφαρμόζονται συγκεκριμένες μέθοδοι άρδευσης, όπως η μέθοδος του αυλακιού	Η χρήση εκτοξευτήρων νερού ως μέθοδος άρδευσης είναι ικανή να αυξήσει τους κινδύνους μόλυνσης όταν το νερό που χρησιμοποιείται είναι χαμηλής ποιότητας (10^6 - 10^8 κολοβακτηρίδια / 100 mL υγρού). Αντίθετα, η χρήση καλύτερα επεξεργασμένου νερού περιεκτικότητας από 10^4 - 10^5 κολοβακτηρίδια / 100 mL υγρού δεν βρέθηκε να προκαλεί αύξηση των κρουσμάτων μόλυνσης	Δεν υπάρχουν στοιχεία που να επιβεβαιώνουν την αύξηση μόλυνσης από πρωτόζωα εξαιτίας της χρήσης εκτοξευτήρων νερού ως μεθόδου άρδευσης

Πηγή: WHO, 2006

Χημικά συστατικά

Τα περισσότερα από τα χημικά συστατικά που συνιστούν παράγοντες κινδύνου για τη δημόσια υγεία και αξίζουν περαιτέρω διερεύνησης ανήκουν στην κατηγορία των νεοεμφανιζόμενων συστατικών (βλ. Πίνακα 3.3). Ο λόγος έγκειται κυρίως στο ό,τι τα περισσότερα από τα συμβατικά και μη συμβατικά συστατικά απομακρύνονται σχετικά εύκολα και με τυπικές μεθόδους επεξεργασίας, σε αντίθεση με ορισμένα από τα νεοεμφανιζόμενα συστατικά όπου η εφαρμογή ακόμη και των πιο προχωρημένων μεθόδων επεξεργασίας μπορεί να μην είναι εξ ολοκλήρου αποτελεσματική.

Τα βαρέα μέταλλα ανήκουν στην κατηγορία των μη συμβατικών συστατικών. Απομακρύνονται σχετικά εύκολα και με τυπικές μεθόδους επεξεργασίας. Ένα μεγάλο κλάσμα της συγκέντρωσης των βαρέων μετάλλων που μπορεί να υπάρχει σε αστικά υγρά απόβλητα συνήθως απομακρύνεται κατά την τυπική επεξεργασία και καταλήγει στην ιλύ. Για το λόγο αυτό οι συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων σε επεξεργασμένες εκροές είναι συνήθως μικρές. Τα παραπάνω ισχύουν για περιπτώσεις αστικών υγρών αποβλήτων. Σε περίπτωση συνεπεξεργασίας με βιομηχανικά απόβλητα, τότε οι συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων μπορεί να αυξάνονται σε συγκεντρώσεις μάλιστα ικανές να δημιουργήσουν πρόβλημα. Τα βαρέα μέταλλα που μπορεί να υπάρχουν στο αρδευτικό νερό τείνουν να βιοσυσσωρεύονται συνήθως στο έδαφος, από όπου μπορεί να γίνουν βιοδιαθέσιμα στα φυτά (καλλιέργειες). Αναφέρεται μάλιστα ότι φυτά, όπως για παράδειγμα το βαμβάκι, τείνουν να προσλαμβάνουν βαρέα μέταλλα από το έδαφος, ωστόσο οι συγκεντρώσεις που βρέθηκαν στα φύλλα και στις ρίζες του φυτού ήταν πολύ μικρότερες από τις συγκεντρώσεις που βρέθηκαν στο έδαφος (Toze, 2006a). Σε μια έρευνα σχετικά με τη βιοσυσσώρευση βαρέων μετάλλων στο έδαφος και σε καλλιέργεια ρυζιού μετά από άρδευση κατά σειρά με επεξεργασμένα λύματα, ρυπασμένο φυσικό νερό και καθαρό νερό – μάρτυρα, διαπιστώθηκε ότι οι συγκεντρώσεις συγκεκριμένων βαρέων μετάλλων και ορισμένων μεταλλοειδών (Cu, As, Cd, Zn, Hg και Pb) τόσο στο έδαφος όσο και στην καλλιέργεια δεν αυξήθηκαν εξαιτίας της χρήσης ανακτημένου λύματος (Kang et al., 2007).

Εκτός όμως από τα βαρέα μέταλλα, πολλές ουσίες που ανήκουν στα νεοεμφανιζόμενα συστατικά, όπως για παράδειγμα ουσίες που διαταράσσουν το ενδοκρινικό σύστημα, φαρμακευτικά προϊόντα και καλλυντικά, κ.ά. είναι ικανές να δημιουργήσουν προβλήματα ενώ δεν απομακρύνονται εύκολα με συμβατικές μεθόδους επεξεργασίας. Ουσίες που διαταράσσουν το ενδοκρινικό σύστημα είναι πολλές, όπως για παράδειγμα κάποιες ορμόνες (εστραδιόλη), κάποιες φαινόλες (bisphenol A), κ.ά. Η

ανεύρεση συγκεντρώσεων τέτοιων συστατικών σε ανεπεξέργαστα υγρά απόβλητα έχει εγείρει ανησυχίες σχετικά με την ασφάλεια χρήσης ανακτημένων λυμάτων. Ωστόσο οι συγκεντρώσεις αυτές είναι πολύ χαμηλότερες από τις συγκεντρώσεις των συγκεκριμένων ενώσεων σε αντίστοιχα εμπορικά σκευάσματα. Για παράδειγμα η συγκέντρωση της 17β-εστραδιόλης σε ανεπεξέργαστα αστικά υγρά απόβλητα βρέθηκε ίση με 19 ng/L, τη στιγμή που η αντίστοιχη συγκέντρωση της συγκεκριμένης ουσίας σε αντισυλληπτικά χάπια φτάνει τα 20 – 35 μg (Toze, 2006b).

Εκτός από τις ουσίες που διαταράσσουν το ενδοκρινικό σύστημα, προβληματισμό δημιουργούν κι ορισμένες φαρμακευτικές ουσίες και καλλυντικά προϊόντα, μια και συγκεντρώσεις τους έχουν επίσης ανιχνευθεί σε αστικά υγρά απόβλητα. Οι ουσίες αυτές μπορεί να περιλαμβάνουν διάφορα αντιβιοτικά, αναλγητικά, διεγερτικά ή ναρκωτικά σκευάσματα. Όπως και στις ουσίες που διαταράσσουν το ενδοκρινικό σύστημα, έτσι και στην περίπτωση των φαρμακευτικών και καλλυντικών προϊόντων βρέθηκε ότι οι συγκεντρώσεις αυτών των ουσιών στα εμπορικά σκευάσματα είναι πολύ μεγαλύτερες από τις ανιχνεύσιμες σε υγρά απόβλητα. Για παράδειγμα η αναλγητική ουσία Ibuprofen περιέχεται σε συγκέντρωση που φθάνει μέχρι και τα 800 mg / χάπι, ενώ η ανιχνεύσιμη συγκέντρωση της ουσίας αυτής σε ανεπεξέργαστα αστικά υγρά απόβλητα μπορεί να φθάνει μέχρι και τα 0.37 μg/L (Toze, 2006b).

Συγκρίνοντας τις συγκεντρώσεις τόσο των ουσιών που διαταράσσουν το ενδοκρινικό σύστημα όσο και των αντιβιοτικών ουσιών σε ανεπεξέργαστα αστικά υγρά απόβλητα και στα αντίστοιχα εμπορικά σκευάσματα, διαπιστώνουμε ότι ο κίνδυνος που προκύπτει για την υγεία από την κατανάλωση αγροτικών προϊόντων που αρδεύτηκαν με επεξεργασμένο λύμα είναι σίγουρα χαμηλός και μη ικανός να δημιουργήσει ιδιαίτερα προβλήματα (Toze, 2006a). Προβληματισμό ωστόσο προκαλεί το γεγονός ότι δεν υπάρχουν μελέτες που να προσδιορίζουν ασφαλή όρια σε ό,τι αφορά τη μέγιστη επιτρεπτή ημερήσια λήψη τέτοιων ουσιών από τον άνθρωπο για περιπτώσεις μακροχρόνιας λήψης (π.χ. μέσω πόσιμου νερού). Τέτοια όρια είναι απαραίτητα να προσδιοριστούν για ορισμένες λιπόφιλες ουσίες που διαταράσσουν το ενδοκρινικό σύστημα και οι οποίες τείνουν να βιοσυσσωρεύονται στο σώμα των ζώων. Τυπικές συγκεντρώσεις τέτοιων ουσιών σε ανεπεξέργαστα λύματα είναι βιοδιαθέσιμες σε θαλάσσιους οργανισμούς (Falconer et al., 2006).

Τέλος, αξίζει να αναφερθεί ότι ένα σημαντικό πρόβλημα, ειδικά σε ό,τι αφορά τις αντιβιοτικές ουσίες που καταλήγουν στο περιβάλλον, συνίσταται στο γεγονός ότι οι μικροοργανισμοί του εδάφους και του νερού μπορεί να αποκτήσουν αντίσταση στις

ουσίες αυτές δημιουργώντας πρόβλημα στην εύρεση ή την κατασκευή σκευασμάτων (π.χ. φυτοφαρμάκων) που στοχεύουν στην καταπολέμηση κάποιων από τους μικροοργανισμούς αυτούς (Jones et al., 2004, Toze, 2006a). Επίσης η διοχέτευση ορισμένων αντιβιοτικών και ναρκωτικών ουσιών στο θαλάσσιο περιβάλλον μπορεί να προκαλέσει τοξικότητα σε ορισμένους οργανισμούς-δείκτες, όπως η *Daphnia magna* και η *Artemia franciscana* (Jones et al., 2004, Munoz et al., 2008).

Αλατότητα, Τοξικότητα ιόντων, Σχέση προσροφημένου νατρίου

Η αλατότητα είναι ένας παράγοντας που μπορεί να δημιουργήσει προβλήματα στο έδαφος και την παραγωγικότητα αυτού, στην ανάπτυξη των φυτών και στον υπόγειο υδροφόρο, εάν ο τελευταίος είναι ήδη επιβαρυνμένος. Προσδιορίζεται κυρίως με τη μέτρηση της ηλεκτρικής αγωγιμότητας, η οποία είναι μια από τις σημαντικότερες παραμέτρους που πρέπει να προσδιορισθεί όταν ένα δείγμα νερού πρόκειται να χρησιμοποιηθεί για άρδευση και εκφράζει τη συγκέντρωση των ολικών διαλυμένων στερεών (αλάτων) στο δείγμα (Metcalf & Eddy, 2007b).

Η αλατότητα σχετίζεται, μεταξύ άλλων και με τις συγκεντρώσεις ορισμένων ιόντων, όπως του νατρίου, του χλωρίου και του βορίου. Τα ιόντα αυτά είναι δυνατό, κάτω από συγκεκριμένες συνθήκες, να προκαλούν φυτοτοξικότητα (Metcalf & Eddy, 2007b). Το πρόβλημα με τα συστατικά αυτά είναι ότι παραμένουν σε επεξεργασμένα υγρά απόβλητα και είναι σχετικά δύσκολο να απομακρυνθούν. Η απομάκρυνσή τους επιτυγχάνεται κυρίως είτε με τη χρήση της μεθόδου της ιοντοεναλλαγής, είτε με τη χρήση αντίστροφης όσμωσης (βλ. Κεφάλαιο 4). Στην πράξη όμως η χρήση τόσο προχωρημένων μεθόδων για παραγωγή ανακτημένου νερού για αγροτική άρδευση δεν είναι συνηθισμένη για το λόγο ότι οι μέθοδοι αυτές είναι δαπανηρές (Toze, 2006a). Η αντιμετώπιση της αλατότητας και της τοξικότητας των ιόντων στις περιπτώσεις αυτές συνήθως πραγματοποιείται με άλλους περισσότερο πρακτικούς τρόπους, όπως για παράδειγμα η εναλλαγή άρδευσης για συγκεκριμένα χρονικά διαστήματα με νερό χαμηλής αλατότητας και αντίστοιχης περιεκτικότητας σε συγκεκριμένα ιόντα (Toze, 2006a) ή η δημιουργία ενός δικτύου διοχέτευσης του νερού κάτω από τη ζώνη των ριζών των φυτών, εξασφαλίζοντας κατ' αυτό τον τρόπο συνεχή μετακίνηση των αλάτων (Metcalf & Eddy, 2007b).

Εκτός από την τοξικότητα του νατρίου που αναφέρθηκε πιο πάνω, μια άλλη έμμεση επίδραση της υψηλής συγκέντρωσης νατρίου είναι η δυσμενής επίδραση αυτού στα φυσικά χαρακτηριστικά του εδάφους, όπως για παράδειγμα στη μείωση της

διαπερατότητάς του. Τα συγκεκριμένα προβλήματα, που αφορούν κυρίως τη διείσδυση του νερού στο έδαφος, λαμβάνουν χώρα σε ένα βάθος ολίγων εκατοστών στην επιφάνεια του εδάφους. Για την πρόβλεψη του ενδεχόμενου προβλήματος διείσδυσης του νερού στο έδαφος χρησιμοποιείται η σχέση προσροφημένου νατρίου (Sodium Adsorption Ration – SAR) που ορίζεται ως:

$$SAR = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca + Mg}{2}}} \quad (3.1)$$

Προκειμένου να μη δημιουργούνται προβλήματα μείωσης της διαπερατότητας του εδάφους, θα πρέπει η τιμή του SAR να είναι εντός κάποιων ορίων (Metcalf & Eddy, 2007b).

Επίδραση της χρήσης ανακτημένου λύματος στην πρόκληση ρύπανσης του εδάφους και συσχέτιση αυτού με τη δυνατότητα ρύπανσης του υπόγειου υδροφόρου ορίζοντα

Εκτός από τα φαινόμενα που περιγράφηκαν αμέσως πιο πάνω, η χρήση ανακτημένων λυμάτων για μεγάλο χρονικό διάστημα ως αρδευτικό νερό μπορεί να έχει κι άλλες επιπτώσεις στα χαρακτηριστικά του εδάφους. Σε μια σχετική έρευνα, όπου εξετάστηκαν 29 διαφορετικά χαρακτηριστικά (φυσικά, χημικά, βιολογικά) του εδάφους μετά από άρδευση με φυσικό νερό και ανακτημένο λύμα, διαπιστώθηκε ότι η άρδευση με ανακτημένο λύμα είχε επιπτώσεις μόνο στο πορώδες του εδάφους και στη δυνατότητα αυτού να συγκρατήσει θρεπτικά στοιχεία, όπως για παράδειγμα το μαγνήσιο, μια και στις δύο περιπτώσεις παρατηρούνταν στατιστικά σημαντική μείωση σε σχέση με το έδαφος που αρδεύτηκε με φυσικό νερό. Ωστόσο ως προς τις υπόλοιπες παραμέτρους δεν παρατηρούνταν στατιστικά σημαντικές διαφορές. Αξίζει να σημειωθεί ότι στην περίπτωση αυτή το ανακτημένο λύμα είχε υποστεί ανάλογη επεξεργασία για χρήση όπως η αγροτική άρδευση και διατηρούνταν αποθηκευμένο σε δεξαμενές αποθήκευσης πριν τη χρήση του (Wang et al., 2003). Η κατάσταση διαφοροποιείται όταν το ανακτημένο λύμα δεν έχει υποστεί την απαραίτητη επεξεργασία ή όταν συνυπάρχουν εκροές βιομηχανικών αποβλήτων και αστικών. Στις περιπτώσεις αυτές η επιβάρυνση του εδάφους σε χημικούς κυρίως παράγοντες μπορεί να είναι σημαντική (Toze, 2006a, Chen et al., 2004).

Εκτός από τη ρύπανση του εδάφους, προβληματισμό προκαλεί η πιθανότητα πρόκλησης ρύπανσης του υπόγειου υδροφόρου ορίζοντα εξαιτίας εφαρμογής στο έδαφος ανακτημένων λυμάτων ως αρδευτικό νερό. Στην περίπτωση που το ανακτημένο λύμα έχει υποστεί την απαραίτητη επεξεργασία δεν υφίσταται ουσιαστικός κίνδυνος. Ωστόσο μια σχετική έρευνα έδειξε ότι ακόμη και στην περίπτωση που έχουμε να κάνουμε με μερικώς επεξεργασμένο λύμα το οποίο προκαλεί υποβάθμιση του εδάφους, η αντίστοιχη επίδραση στον υπόγειο υδροφόρο ορίζοντα δεν είναι σημαντική τόσο από άποψη τοξικότητας όσο και από άποψη μεταβολής της χημείας του υδροφόρου ορίζοντα (Sheehan et al., 2003).

3.4 Κοινωνική αποδοχή και ανάκτηση λυμάτων

Εκτός από τα θέματα δημόσιας υγείας και προστασίας του περιβάλλοντος, ένα επίσης σημαντικό ζήτημα που σχετίζεται με την επιτυχή ανάκτηση και επαναχρησιμοποίηση λυμάτων είναι αυτό της κοινωνικής αποδοχής. Γενικά, σε έρευνες που έχουν γίνει έχει διαπιστωθεί ότι το πρόβλημα της κοινωνικής αποδοχής είναι σχετικά πιο έντονο στην περίπτωση που απαιτείται φυσική επαφή του ατόμου με το ανακυκλωμένο νερό (Toze, 2006a). Ωστόσο, βασικό πρόβλημα σχετικά με την κοινωνική αποδοχή, παραμένει το γεγονός της έλλειψης ενημέρωσης και πληροφόρησης του κοινού σχετικά με τα οφέλη και τους πιθανούς κινδύνους που μπορεί να προκύπτουν από τη χρήση τέτοιου είδους νερού (Tsagarakis and Georgantzis, 2003). Αναφέρεται χαρακτηριστικά ότι η κοινωνική αποδοχή της χρήσης ανεπεξέργαστων ομβρίων υδάτων είναι μεγαλύτερη από την αντίστοιχη της χρήσης καλώς επεξεργασμένων αστικών υγρών αποβλήτων παρόλο που ο αναμενόμενος κίνδυνος στη δεύτερη περίπτωση μπορεί να είναι ίσος ή μικρότερος από τον αντίστοιχο στην πρώτη περίπτωση (Toze, 2006a).

Γενικότερα το ζήτημα της κοινωνικής αποδοχής είναι εξαιρετικά σημαντικό, ενώ ορισμένοι ερευνητές θεωρούν το ζήτημα αυτό ως το σημαντικότερο που πρέπει να ληφθεί υπόψη κατά το σχεδιασμό έργων ή προγραμμάτων στον τομέα της επαναχρησιμοποίησης λυμάτων. Οι Stenekes et al. (2006) στο άρθρο τους σχετικά με το διοικητικο-οικονομικό και νομοθετικό πλαίσιο οργάνωσης της ανάκτησης λυμάτων στην Αυστραλία θεωρούν ότι αυτό είναι ελλιπές και για το λόγο αυτό οι προσπάθειες για σχεδιασμό αντίστοιχων έργων και προγραμμάτων στη χώρα δεν είναι ιδιαίτερα επιτυχείς. Πιστεύουν μάλιστα ότι η ενσωμάτωση της κοινωνικής αποδοχής στο

διοικητικό-νομικό καθεστώς αποτελεί το κλειδί για την αναστροφή του αρνητικού κλίματος στη χώρα αυτή.

Για την εκτίμηση της κοινωνικής αποδοχής της χρήσης ανακυκλωμένου νερού έχουν εφαρμοσθεί πολλές μέθοδοι, με πλέον σημαντική αυτή της διερεύνησης της επιθυμίας κάποιου να χρησιμοποιήσει το ανακυκλωμένο νερό αλλά και να πληρώσει για να αποκτήσει αυτού του είδους το νερό (willingness to use / willingness to pay). Η μέθοδος αυτή έχει χρησιμοποιηθεί σε πολλές αντίστοιχες εργασίες (Bakoroulou et al., 2009a, Bakoroulou and Kungolos, 2009, Tsagarakis and Georgantzis, 2003, Menegaki and Hanley, 2005) και θα συζητηθεί διεξοδικά στο Κεφάλαιο 10.

3.5 Οικονομικό κόστος της ανάκτησης λυμάτων

Το κόστος της ανάκτησης λυμάτων είναι σημαντικό και διαφέρει από εφαρμογή σε εφαρμογή ανάλογα με το είδος της προχωρημένης επεξεργασίας που υιοθετείται, την απόσταση ανάμεσα στη μονάδα επεξεργασίας λυμάτων και στην περιοχή διάθεσης του ανακτημένου λύματος, την ανάγκη ή μη για κατασκευή διπλού δικτύου διανομής, κλπ. Σε περίπτωση που απαιτείται διπλό δίκτυο διανομής, το κόστος κατασκευής αυξάνει σημαντικά και μπορεί να κυμαίνεται από 70 – 200% του συνολικού κόστους. Επίσης η κατασκευή υποδομών αποθήκευσης του ανακτημένου λύματος μπορεί να αυξάνει σημαντικά το συνολικό κόστος (Lazarova, 2004).

Από την πρακτική εφαρμογή διαφόρων έργων ανάκτησης λυμάτων, προκύπτει ότι το μέσο κόστος τέτοιων έργων κυμαίνεται από 0.15 έως 0.52 US\$/m³ (1 € ≈ 1.47 US\$). Επίσης στις περισσότερες περιπτώσεις χρήσης ανακτημένου λύματος η τιμή πώλησης του λύματος είναι μικρότερη από την αντίστοιχη τιμή πώλησης του υπάρχοντος νερού. Στην πολιτεία της Καλιφόρνια, όπου έχουν αναπτυχθεί πολλές εφαρμογές ανάκτησης και επαναχρησιμοποίησης λυμάτων τα τελευταία χρόνια, η τιμή πώλησης του ανακτημένου λύματος για λόγους άρδευσης κυμαίνεται από 53 – 100% της αντίστοιχης τιμής πώλησης του υπάρχοντος φυσικού νερού. Κλείνοντας, αξίζει να σημειωθεί ότι στις περισσότερες περιπτώσεις οργανωμένης και καλά μελετημένης ανάκτησης, τα οφέλη από την πώληση του επεξεργασμένου λύματος έχουν καλύψει τα αντίστοιχα κόστη. Ωστόσο υπάρχουν και περιπτώσεις όπου απαιτήθηκε η ύπαρξη επιδότησης προκειμένου να καλυφθούν τα κόστη ανάκτησης (Morris et al., 2004). Περισσότερα στοιχεία σχετικά με τα κόστη ανάκτησης των λυμάτων αλλά και την

τιμολογιακή πολιτική του επαναχρησιμοποιημένου λύματος αναφέρονται στο Κεφάλαιο 13.

4. ΠΡΟΧΩΡΗΜΕΝΗ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑ ΚΑΙ ΑΠΟΛΥΜΑΝΣΗ ΛΥΜΑΤΩΝ

4.1 Γενικά

Η προχωρημένη επεξεργασία των λυμάτων ή κατά ορισμένους τριτοβάθμια επεξεργασία έχει ως σκοπό την απομάκρυνση ρυπαντικών ουσιών οι οποίες δεν απομακρύνονται σε προηγούμενα στάδια, όπως για παράδειγμα οι διάφορες ενώσεις του αζώτου, ο φώσφορος, ορισμένες οργανικές ουσίες, αιωρούμενα και διαλυμένα στερεά τα οποία δεν απομακρύνθηκαν στις προηγούμενες φάσεις (Κούγκολος, 2005), όπως επίσης και την απομάκρυνση των περισσότερων νεοεμφανιζόμενων συστατικών. Αντίθετα, η απολύμανση έχει ως στόχο την καταστροφή των παθογόνων μικροοργανισμών που υπάρχουν στα απόβλητα έτσι ώστε να αποφεύγεται η μετάδοση ασθενειών, όπως αναλυτικά περιγράφηκε στο Κεφάλαιο 3.

Στη συνέχεια του Κεφαλαίου θα περιγραφούν οι κυριότερες τεχνολογίες προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης των λυμάτων που πρέπει να εφαρμόζονται έτσι ώστε αυτά να είναι κατάλληλα για χρήση για άρδευση.

4.2 Μέθοδοι προχωρημένης επεξεργασίας

Η απαιτούμενη ποιότητα του ανακτημένου νερού ποικίλλει ανάλογα με την εφαρμογή επαναχρησιμοποίησης. Τα συστατικά που εμφανίζουν ενδιαφέρον σε περίπτωση επαναχρησιμοποίησης επεξεργασμένων λυμάτων για άρδευση είναι τα εξής (Lazarova, 2003): (α) η πρώτη παράμετρος ανησυχίας είναι τα αιωρούμενα στερεά, των οποίων η παρουσία στην εκροή μπορεί να προκαλέσει εμφράξεις στα συστήματα άρδευσης και το έδαφος, όπως επίσης και να αποτελέσει ασπίδα προστασίας για τους μικροοργανισμούς μειώνοντας την αποδοτικότητα της απολύμανσης, (β) η επόμενη παράμετρος είναι τα θρεπτικά συστατικά (N, P), τα οποία μέχρι ενός σημείου είναι επιθυμητό να υπάρχουν στις εκροές που προορίζονται για γεωργική τουλάχιστον άρδευση, (γ) η τελευταία παράμετρος που πρέπει να εξετάζεται περιλαμβάνει κάποιες σύνθετες οργανικές ενώσεις, βαρέα μέταλλα, διαλυμένα άλατα και νεοεμφανιζόμενα συστατικά που μπορεί να συνιστούν παράγοντες κινδύνου για τη δημόσια υγεία.

Οι μέθοδοι προχωρημένης επεξεργασίας υγρών αποβλήτων περιλαμβάνουν συνήθως την απευθείας διήθηση των εκροών σε ένα μέσο (συνήθως άμμο), τη διήθηση μετά από κροκίδωση, την προσρόφηση σε ενεργό άνθρακα, την ιοντοεναλλαγή και ορισμένες φυσικοχημικές διεργασίες που έχουν ως αποτέλεσμα την απομάκρυνση των θρεπτικών συστατικών (π.χ. βιολογική νιτροποίηση-απονιτροποίηση, βιολογική αφομοίωση φωσφόρου, βιολογική-χημική κατακρήμνιση φωσφόρου, κ.ά.). Η διήθηση χρησιμοποιείται συνήθως για την απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών, ενώ η προσρόφηση σε ενεργό άνθρακα για την απομάκρυνση σύνθετων οργανικών ουσιών (Μαρκαντωνάτος, 1990). Η βιολογική νιτροποίηση-απονιτροποίηση λαμβάνει χώρα ταυτόχρονα με τη δευτεροβάθμια επεξεργασία των λυμάτων και πρόκειται για μια διεργασία που συνήθως υπάρχει στις περισσότερες ΕΕΛ στην Ελλάδα για την αποτροπή φαινομένων ευτροφισμού στον τελικό αποδέκτη. Στον Πίνακα 4.1 παρουσιάζονται οι βασικότερες διεργασίες που χρησιμοποιούνται για την επεξεργασία του νερού και των υγρών αποβλήτων που προορίζονται για επαναχρησιμοποίηση. Στον Πίνακα 4.2 παρουσιάζονται δεδομένα τυπικών αποδόσεων απομάκρυνσης συμβατικών συστατικών των αποβλήτων για διάφορους συνδυασμούς μεθόδων δευτεροβάθμιας και προχωρημένης επεξεργασίας, ενώ, τέλος, στον Πίνακα 4.3 παρουσιάζονται τα κυριότερα είδη συστατικών των υγρών αποβλήτων που απομακρύνονται ανά μέθοδο δευτεροβάθμιας και προχωρημένης επεξεργασίας.

Πίνακας 4.1: Διεργασίες προχωρημένης επεξεργασίας νερού και υγρών αποβλήτων

Διεργασία	Μέσο διαχωρισμού	Παράδειγμα επεξεργασίας
Θρόμβωση-καθίζηση/επίπλευση	Βαρύτητα	Απομάκρυνση μικροοργανισμών (άλγη, βακτήρια), αργίλων, χουμικών οξέων, προϊόντων ζηματοποίησης
Ϊζηματοποίηση	Χημικά αντιδραστήρια, οξείδωση και pH	Απομάκρυνση Ca, Fe, Mn, As, Zn, Cu, Cd, Ni, Pb, Hg, Ag, Cr, Se, Si, Mg, HCO ₃ ⁻ , PO ₄ ⁻³ , F ⁻
Διήθηση	Κοκκώδη υλικά σε κλίνη	Απομάκρυνση αργίλων, μικροοργανισμών, προϊόντων ζηματοποίησης
Ιοντοεναλλαγή	Στερεές ρητίνες	Αποσκλήρυνση και απιονισμός του νερού, απομάκρυνση νιτρικών
Αντίστροφη όσμωση	Ημιπερατές μεμβράνες και πίεση	Απομάκρυνση διαλυτών αλάτων του νερού και οργανικών μικρορυπαντών
Προσρόφηση	Στερεά προσροφητικά (π.χ. ενεργός άνθρακας)	Απομάκρυνση οργανικών ενώσεων και ιχνοστοιχείων

Διεργασία	Μέσο διαχωρισμού	Παράδειγμα επεξεργασίας
Διαχωρισμός πτητικών	Αέρας	Απομάκρυνση αερίων ανόργανων (H ₂ S, NH ₃) και οργανικών (CH ₄ , CHCl ₃ κ.ά.)
Απορρόφηση	Νερό	Προσθήκη CO ₂ , Cl ₂ , O ₃ στο νερό

Πηγή: Μήτρακας, 2001

Πίνακας 4.2: Τυπικές αποδόσεις απομάκρυνσης συμβατικών συστατικών από τις εκροές επεξεργασμένων λυμάτων για διάφορους συνδυασμούς μεθόδων δευτεροβάθμιας και προχωρημένης επεξεργασίας λυμάτων

Είδος επεξεργασίας	Τυπική ποιότητα εκροής (οι μονάδες μετρώνται σε mg/L, εκτός της θολότητας η οποία μετράται σε NTU)						
	TSS	BOD ₅	COD	Ολικό N	NH ₃ -N	PO ₄ -P	Θολότητα
Ενεργός ιλύς + διήθηση σε κοκκώδες μέσο	4-6	5-10	30-70	15-35	15-25	4-10	0.3-5
Ενεργός ιλύς + διήθηση σε κοκκώδες μέσο + προσρόφηση σε ενεργό άνθρακα.	<5	<5	5-20	15-30	15-25	4-10	0.3-3
Ενεργός ιλύς / νιτροποίηση, απλό στάδιο	10-25	5-15	20-45	20-30	1-5	6-10	5-15
Ενεργός ιλύς / νιτροποίηση-απονιτροποίηση ξεχωριστών σταδίων	10-25	5-15	20-35	5-10	1-2	6-10	5-15
Προσθήκη μεταλλικών αλάτων στην ενεργό ιλύ + νιτροποίηση-απονιτροποίηση + διήθηση	5-10	5-10	20-30	3-5	1-2	≤1	0.3-2
Βιολογική απομάκρυνση φωσφόρου	10-20	5-15	20-35	15-25	5-10	≤2	5-10
Βιολογική απομάκρυνση φωσφόρου και αζώτου + διήθηση	≤10	<5	20-30	≤5	≤2	≤2	0.3-2
Ενεργός ιλύς + διήθηση σε κοκκώδες μέσο + προσρόφηση σε ενεργό άνθρακα + αντίστροφη όσμωση	≤1	≤1	5-10	<2	<2	≤1	0.01-1
Ενεργός ιλύς/νιτροποίηση-απονιτροποίηση και απομάκρυνση φωσφόρου + διήθηση σε κοκκώδες μέσο + προσρόφηση σε ενεργό άνθρακα + αντίστροφη όσμωση	≤1	≤1	2-8	≤1	≤0.1	≤0.5	0.01-1
Ενεργός ιλύς/νιτροποίηση-απονιτροποίηση και απομάκρυνση φωσφόρου + μικροδιήθηση + αντίστροφη όσμωση	≤1	≤1	2-8	≤0.1	≤0.1	≤0.5	0.01-1

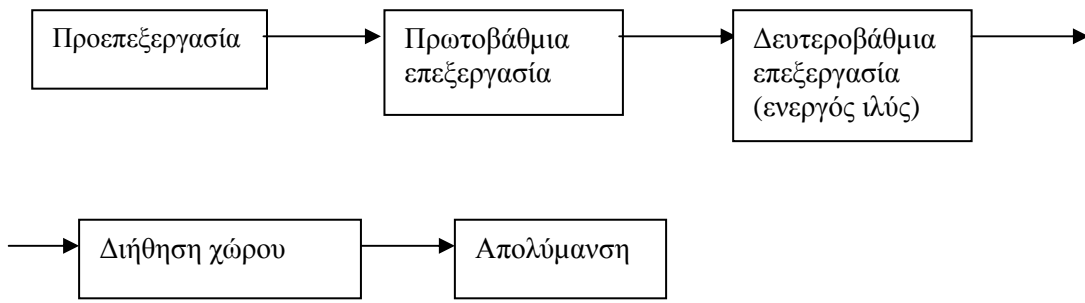
Πηγή: Metcalf & Eddy, 2007b

Πίνακας 4.3: Είδη συστατικών των λυμάτων που απομακρύνονται ανά μέθοδο δευτεροβάθμιας και προχωρημένης επεξεργασίας

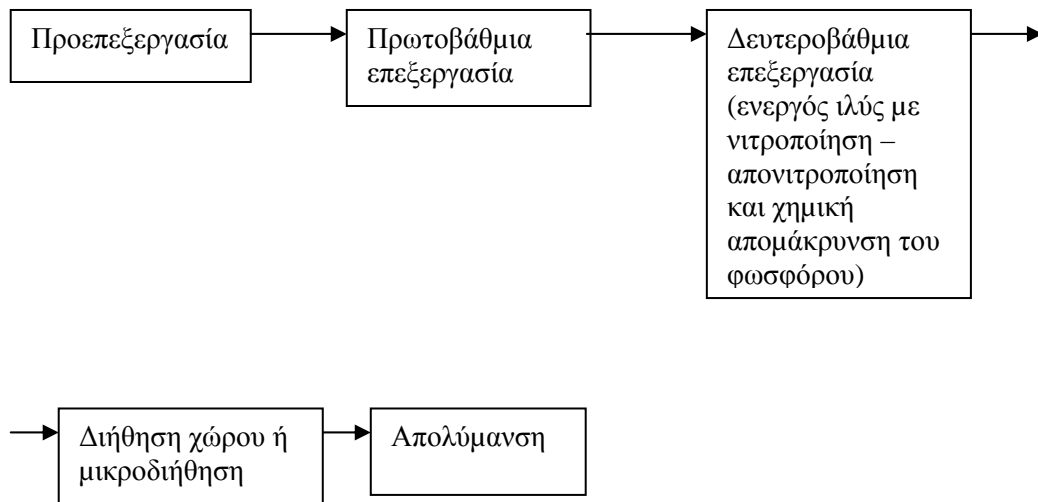
Μέθοδος επεξεργασίας	Είδος συστατικού										
	Αιωρούμενα στερεά	Κολλοειδή στερεά	Οργανικό υλικό (σωματιδιακό)	Οργανικό υλικό (διαλυμένο)	Άζωτο	Φώσφορος	Ιχνοστοιχεία / Βαρέα μέταλλα	Ολικά διαλυμένα στερεά	Βακτήρια	Πρωτόζωα	Ιοί
Δευτεροβάθμια	√			√							
Δευτεροβάθμια με απομάκρυνση θρεπτικών στοιχείων				√	√	√					
Διήθηση χώρου	√								√	√	
Διήθηση επιφανείας	√		√						√	√	
Μικροδιήθηση	√	√	√						√	√	
Υπερδιήθηση	√	√	√						√	√	√
Νανοδιήθηση			√	√			√	√	√	√	√
Αντίστροφη όσμωση				√	√	√	√	√	√	√	√
Ηλεκτροδιάλυση		√						√			
Προσρόφηση σε ενεργό άνθρακα				√			√				
Ιοντοεναλλαγή					√		√	√			
Απολύμανση				√					√	√	√

Πηγή: Metcalf & Eddy, 2007a

Στο Σχήμα 4.1 παρουσιάζονται τυπικά παραδείγματα διαγραμμάτων ροής εγκαταστάσεων των οποίων η εκροή μπορεί να διατίθεται για άρδευση (αγροτική & αστική).



(α) Αγροτική χρήση



(β) Αστική χρήση

Σχήμα 4.1: Τυπικά παραδείγματα διαγραμμάτων ροής εγκαταστάσεων ανάκτησης λυμάτων για άρδευση: (α) αγροτικών εκτάσεων και (β) αστικών εκτάσεων (Metcalf & Eddy, 2007a)

4.2.1 Κροκίδωση – Συσσωμάτωση – Καθίζηση

Η κροκίδωση και η συσσωμάτωση είναι από τις πιο σημαντικές διεργασίες επεξεργασίας του νερού και των υγρών αποβλήτων. Πρόκειται ουσιαστικά για τεχνικές απομάκρυνσης αιωρούμενων στερεών από την υγρή φάση μεγέθους μικρότερου των 10 μ m. Βασικός στόχος των διεργασιών κροκίδωσης – συσσωμάτωσης είναι η

συνένωση μικρών σωματιδίων σε μεγαλύτερα, τα οποία απομακρύνονται στη συνέχεια από το υγρό με καθίζηση ή διήθηση. Ο διαχωρισμός υγρού και στερεών λαμβάνει χώρα έπειτα από προσθήκη χημικών και τη συνένωση των σωματιδίων μικρού μεγέθους προς μεγαλύτερα. Η διεργασία της κροκίδωσης περιλαμβάνει σε γενικές γραμμές τρία στάδια (Μήτρακας, 2001):

- Την προσθήκη στο υγρό χημικών ουσιών, γνωστών ως κροκιδωτικά (κροκίδωση).
- Τη συνένωση των σωματιδίων με αποτέλεσμα τη δημιουργία ορατών θρόμβων (συσσωμάτωση).
- Την απομάκρυνση των σχηματισμένων μεγάλων συσσωματωμάτων, συνήθως με καθίζηση.

Στην επεξεργασία του νερού και των υγρών αποβλήτων χρησιμοποιούνται συνήθως τόσο ανόργανες όσο και οργανικές θρομβωτικές ενώσεις. Οι δύο κύριες λειτουργίες των ενώσεων αυτών είναι η αποσταθεροποίηση των σωματιδίων και η ισχυροποίηση των σχηματιζόμενων θρόμβων ώστε να μειωθεί η πιθανότητα διάσπασής τους (Μήτρακας, 2001). Οι κυριότερες ανόργανες ενώσεις που χρησιμοποιούνται ως θρομβωτικά είναι το θειικό αργίλιο (alum), ο θειικός σίδηρος, ο θειικός υποσίδηρος, ο χλωριούχος σίδηρος, το αργλικό νάτριο, η υδράσβεστος, το θειικό οξύ και το διοξείδιο του θείου (Λοϊζίδου, 2006). Επίσης είναι δυνατή η κροκίδωση με χρήση οργανικών πολυηλεκτρολυτών (Πεταλά, 2006). Η απομάκρυνση των θρόμβων γίνεται συνήθως με καθίζηση, μέσω βαρύτητας. Η καθίζηση αποτελεί συνήθως το πρώτο στάδιο κύριας απομάκρυνσης των αιωρούμενων σωματιδίων από την υγρή φάση, ενώ για την πλήρη απομάκρυνσή τους απαιτείται η διήθησή της.

4.2.2 Διήθηση

Η διήθηση είναι μια από τις κυριότερες διεργασίες που έχουν χρησιμοποιηθεί στην επεξεργασία του νερού και των υγρών αποβλήτων. Χρησιμοποιείται για την απομάκρυνση σωματιδίων μεγέθους μεταξύ 0.1 – 1000 μm. Η χρήση της σε συνδυασμό με άλλες μεθόδους επεξεργασίας, όπως η κροκίδωση, συσσωμάτωση και καθίζηση, είναι δυνατό να οδηγήσει σε απομάκρυνση από την υγρή φάση αιωρούμενων σωματιδίων όλων των ειδών και μεγεθών (Μήτρακας, 2001).

Η διήθηση διακρίνεται σε τρεις βασικές κατηγορίες: (α) διήθηση χώρου, (β) διήθηση επιφανείας, (γ) διήθηση με μεμβράνες. Η διήθηση χώρου και η διήθηση επιφανείας χρησιμοποιούνται κυρίως για την απομάκρυνση αιωρούμενης και

κολλοειδούς ύλης από ένα υγρό. Στη διήθηση με μεμβράνες το εύρος του μεγέθους των σωματιδίων που απομακρύνονται εκτείνεται και περιλαμβάνει και διαλυτά συστατικά. Η διήθηση χώρου πραγματοποιείται συνήθως σε φίλτρο (κλίνη) κοκκώδους υλικού, με πιο συνηθισμένες τις κλίνες άμμου, ενώ η διήθηση επιφανείας πραγματοποιείται με χρήση μηχανικής κοσκίνισης. Τέλος, οι διαδικασίες διήθησης με μεμβράνη περιλαμβάνουν την μικροδιήθηση, την υπερδιήθηση, τη νανοδιήθηση, την αντίστροφη όσμωση, τη διάλυση και την ηλεκτροδιάλυση. Οι μεμβράνες που συνήθως χρησιμοποιούνται για την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων είναι οργανικές (Metcalf & Eddy, 2007b). Η μικροδιήθηση είναι κατάλληλη για την απομάκρυνση σωματιδίων ενώ η υπερδιήθηση για την απομάκρυνση μακρομορίων διαμέτρου μεγαλύτερης των 0.1 μm. Η νανοδιήθηση και η αντίστροφη όσμωση χρησιμοποιούνται για την απομάκρυνση διαλυμένων ιόντων από την υγρή φάση (Asano and Levine, 1998). Σε περιπτώσεις που θέλουμε να πετύχουμε υψηλή προδιαγραφή ποιότητας της εκροής των υγρών αποβλήτων είναι δυνατή η προκατεργασία αυτής με μικροδιήθηση ή υπερδιήθηση και ακολούθως η επεξεργασία με νανοδιήθηση ή αντίστροφη όσμωση. Σε ό,τι αφορά ειδικά την αντίστροφη όσμωση, έχει αποδειχτεί ότι είναι αποτελεσματική στην απομάκρυνση μεγάλων ποσοτήτων συγκεκριμένων ενώσεων, όπως η Ν-νιτροζοδιμεθυλαμίνη (NDMA) (Metcalf & Eddy, 2007b).

4.2.3 Προσρόφηση

Η προσρόφηση είναι μια διεργασία συσσώρευσης συστατικών που βρίσκονται σε ένα διάλυμα επάνω σε μια κατάλληλη διεπιφάνεια (αερίου - υγρού ή υγρού – στερεού). Τα κυριότερα στερεά προσροφητικά μέσα περιλαμβάνουν τον ενεργό άνθρακα, τα συνθετικά πολυμερή και τα προσροφητικά μέσα που βασίζονται στο πυρίτιο. Ο ενεργός άνθρακας είναι το πλέον δημοφιλές σε χρήση προσροφητικό μέσο που χρησιμοποιείται στην επεξεργασία των υγρών αποβλήτων (Metcalf & Eddy, 2007b). Ο ενεργός άνθρακας παρασκευάζεται από υλικά με υψηλή περιεκτικότητα σε άνθρακα, όπως είναι το κάρβουνο, η τύρφη, το ξύλο, κλπ. Η δομή του είναι ιδιαίτερα πορώδης με μια ποικιλία από σπασίματα και ρωγμές που φτάνουν σε μοριακά μεγέθη. Τα μεγαλύτερα ανοίγματα λειτουργούν ως αγωγοί μεταφοράς διαμέσου των οποίων οι ρυπαντές διαχέονται στις θέσεις ή πόρους προσρόφησης, ενώ η προσρόφηση γίνεται στα μικρότερα ανοίγματα (Μήτρακας, 2001).

Η προσρόφηση σε ενεργό άνθρακα είναι αποτελεσματική για την απομάκρυνση υδρόφοβων οργανικών ενώσεων, ενώ οι υδρόφιλες ενώσεις απομακρύνονται καλύτερα με τη χρήση διήθησης (Asano and Levine, 1998). Στον Πίνακα 4.4 παρουσιάζονται τυπικά παραδείγματα οργανικών ενώσεων που προσροφώνται σε μικρό ή μεγάλο βαθμό.

Πίνακας 4.4: Οργανικές ενώσεις που προσροφώνται σε μεγάλο και μικρό βαθμό

Οργανικές ενώσεις που προσροφώνται σε μεγάλο βαθμό	Οργανικές ενώσεις που προσροφώνται σε μικρό βαθμό
Αρωματικοί διαλύτες -Βενζόλιο -Τολουόλιο -Νιτροβενζόλια	Κετόνες, οξέα και αλδεΐδες χαμηλού Μοριακού Βάρους (MB)
Χλωριωμένες αρωματικές ενώσεις -Πολυχλωριωμένα διφαινύλια (PCB) -Χλωροφαινόλες	Σάκχαρα και άμυλα
Πολυπυρηνικές αρωματικές ενώσεις	Ενώσεις πολύ υψηλού MB ή κολλοειδή οργανικά
Εντομοκτόνα και ζιζανιοκτόνα	Αλειφατικές ενώσεις μικρού MB
Χλωριωμένες μη αρωματικές ενώσεις	
Υδρογονάνθρακες υψηλού MB -Βαφές -Βενζίνη -Αμίνες -Χουμικά	

Πηγή: Metcalf & Eddy, 2007b

4.2.4 Ιοντοεναλλαγή

Η ανταλλαγή ιόντων είναι μια διεργασία στην οποία ιόντα ενός ορισμένου είδους που βρίσκονται σε ένα αδιάλυτο μέσο ανταλλαγής αντικαθίστανται από ιόντα διαφορετικού είδους που βρίσκονται στο διάλυμα. Τα υλικά που χρησιμοποιούνται συνήθως για την ανταλλαγή ιόντων είναι φυσικά, όπως οι ζεόλιθοι ή συνθετικά, όπως οι ρητίνες ή φαινολικά πολυμερή. Η ανταλλαγή ιόντων έχει χρησιμοποιηθεί στην επεξεργασία των υγρών αποβλήτων για την απομάκρυνση αζώτου, βαρέων μετάλλων και ολικών διαλυτών στερεών (Metcalf & Eddy, 2007b).

4.2.5 Εφαρμογές διεργασιών προχωρημένης επεξεργασίας στην ανάκτηση λυμάτων

Οι διεργασίες που περιγράφηκαν πιο πάνω έχουν χρησιμοποιηθεί για ανάκτηση και επαναχρησιμοποίηση λυμάτων παγκοσμίως με σημαντικά αποτελέσματα. Ειδικότερα, η

διήθηση είτε μετά από κροκίδωση, είτε και ως αυτόνομη διεργασία, θεωρείται η βασικότερη μέθοδος προχωρημένης επεξεργασίας των αστικών υγρών αποβλήτων. Η σημασία της διήθησης έχει αναδειχτεί σε αρκετές εργασίες στη διεθνή βιβλιογραφία (Pollice et al., 2004, Riahi et al., 2009, Tangsubkul et al., 2005, Blocher et al., 2003, Schaefer, 2001, Drewes et al., 2003, Van Voorthuizen et al., 2005, Bellona et al., 2004, Sadiq et al., 2003, Lopez et al., 2006). Στην πλειονότητα των εργασιών ερευνάται είτε αυτόνομα είτε συγκριτικά με άλλες διεργασίες ο ρόλος της διήθησης στην απομάκρυνση συστατικών που θεωρούνται σημαντικά προκειμένου το λύμα να επαναχρησιμοποιηθεί. Η μικροδιήθηση και η υπερδιήθηση φαίνονται αποτελεσματικές στην παραγωγή νερού με χαρακτηριστικά παρόμοια με αυτά υπόγειου νερού που χρησιμοποιείται για άρδευση (Pollice et al., 2004), ενώ η μικροδιήθηση σε συνδυασμό με αντίστροφη όσμωση είναι αποτελεσματική για έμμεση επαναχρησιμοποίηση του νερού για πόση μέσω εμπλουτισμού υπόγειου υδροφόρου (Drewes et al., 2003) και η νανοδιήθηση σε συνδυασμό με αντίστροφη όσμωση για παραγωγή πόσιμου νερού (Van Voorthuizen et al., 2005). Επίσης η χρήση της αντίστροφης όσμωσης σε συνδυασμό με κάποια διεργασία μικροδιήθησης ή υπερδιήθησης βρέθηκε να είναι αποτελεσματική στην απομάκρυνση φαρμακευτικών και καλλυντικών ουσιών και σκευασμάτων (Suarez et al., 2008) και ορισμένων αντιβιοτικών ουσιών (Watkinson et al., 2007). Ωστόσο και η κλασική διήθηση σε φίλτρο άμμου μπορεί να παράγει εκροή υψηλής ποιότητας για χρήσεις, όπως για παράδειγμα η αγροτική άρδευση (Jimenez et al., 2000). Ο συνδυασμός μάλιστα της διήθησης της εκροής σε φίλτρο άμμου με εν συνεχεία προσρόφηση αυτής σε φίλτρο ενεργού άνθρακα μπορεί να δώσει υψηλών προδιαγραφών νερό για αστική χρήση και άρδευση αγροτικών καλλιεργειών που καταναλώνονται απευθείας από τον άνθρωπο (Petala et al., 2006).

Εκτός των συμβατικών μεθόδων προχωρημένης επεξεργασίας, όπως είναι η διήθηση ή η προσρόφηση σε ενεργό άνθρακα, έχουν χρησιμοποιηθεί πολλές φορές φυσικά συστήματα επεξεργασίας (βλ. Παράγραφο 2.3) για ανάκτηση και επαναχρησιμοποίηση λυμάτων (Kim et al., 2006, Tzanakakis et al., 2003, Ko et al., 2004, Gerke et al., 2001, Lopez et al., 2006). Τα συστήματα αυτά μπορεί να είναι ιδιαίτερα αποτελεσματικά στην παραγωγή εκροής υψηλών προδιαγραφών χωρίς μεγάλο κόστος λειτουργίας και ενέργειας (Ko et al., 2004). Ωστόσο η αναλογία έκτασης που απαιτείται για την κατασκευή τους και εξυπηρετούμενου πληθυσμού περιορίζει τη χρήση τους σε πολύ μικρούς δήμους και κοινότητες, όπου είναι ιδιαίτερα

αποτελεσματικά στην παραγωγή εκροής που προορίζεται για επαναχρησιμοποίηση σε διάφορες ωφέλιμες χρήσεις (Tzanakakis et al., 2003).

4.2.6 Κόστος διεργασιών προχωρημένης επεξεργασίας

Σε ό,τι αφορά το επιμέρους κόστος κάθε μεθόδου προχωρημένης επεξεργασίας λυμάτων, φαίνεται ότι για μικρού μεγέθους εγκαταστάσεις (δυναμικότητας < 3000 m³ / ημέρα) η εφαρμογή φυσικών συστημάτων επεξεργασίας είναι και η πλέον συμφέρουσα, κυρίως δε στην περίπτωση που υπάρχει η δυνατότητα εύρεσης μεγάλων εκτάσεων για την εγκατάσταση αυτών. Ωστόσο όσο μεγαλώνει το μέγεθος της εγκατάστασης, τόσο τα φυσικά συστήματα καθίστανται ασύμφορα (Lazarova, 2004, Gratziou et al., 2005). Από την άλλη πλευρά, το κόστος της διήθησης (μικροδιήθηση και υπερδιήθηση) είναι σχετικά μεγάλο και μπορεί να κυμαίνεται από 0.4 – 0.7 US\$/m³ (1 € ≈ 1.47 US\$) για δυναμικότητες ίσες με 20000 – 500000 ισοδύναμους κατοίκους (μέσο ετήσιο κόστος λειτουργίας), ενώ το αντίστοιχο κόστος μειώνεται σημαντικά στις περιπτώσεις που η διήθηση γίνεται σε κλίνη άμμου (Lazarova, 2004). Η τελευταία θεωρείται μάλιστα ως ενδεικτική μέθοδος προχωρημένης επεξεργασίας για χρήσεις όπως η άρδευση.

4.3 Μέθοδοι απολύμανσης

Σημαντικό ρόλο για την επιτυχή επαναχρησιμοποίηση των επεξεργασμένων λυμάτων παίζει, εκτός της προχωρημένης επεξεργασίας και η απολύμανση. Υπάρχουν παραδείγματα επιτυχούς ανάκτησης λυμάτων όπου χρησιμοποιήθηκε μόνο η δευτεροβάθμια επεξεργασία και ακολούθως τα λύματα απολυμάνθηκαν και διατέθηκαν προς χρήση. Σχεδόν σε όλες τις περιπτώσεις στην Ευρώπη η δευτεροβάθμια επεξεργασία εγγυάται την αξιοπιστία και την αποδοτικότητα της απολύμανσης. Μέσα σε αυτό το πλαίσιο, η επιλογή της βιολογικής επεξεργασίας κρίνεται ως ιδιαίτερα σημαντική. Η ενεργός ιλύς, για παράδειγμα, παράγει εκροές που απολυμαίνονται με μεγάλη ευκολία (Lazarova, 2003).

Η αποτελεσματικότητα της απολύμανσης είναι μια σύνθετη συνάρτηση πολλών παραμέτρων, όπως για παράδειγμα το είδος και η δόση του απολυμαντικού μέσου, το είδος και η συγκέντρωση των μικροοργανισμών, ο χρόνος επαφής και τα χαρακτηριστικά ποιότητας του υγρού που θα απολυμανθεί. Ειδικά σε ό,τι αφορά την

τελευταία παράμετρο, η θολότητα έχει αποδειχθεί ότι εμποδίζει την απολύμανση εξαιτίας της προστασίας που συνήθως προσφέρουν τα στερεά στους μικροοργανισμούς. Επίσης η παρουσία οργανικών ενώσεων μπορεί να μειώσει την αποτελεσματικότητα του απολυμαντικού μέσου εξαιτίας της αντίδρασής τους με αυτό, με αποτέλεσμα τη μετατροπή του σε ενώσεις με ασθενέστερες ή καθόλου μικροβιοκτόνες ιδιότητες. Τέλος, το pH και η θερμοκρασία παίζουν ιδιαίτερο ρόλο και μπορούν να επηρεάσουν τη δράση του απολυμαντικού μέσου (Μήτρακας, 2001).

Τα απολυμαντικά μέσα που χρησιμοποιούνται ευρέως ποικίλλουν. Η απολύμανση μπορεί να γίνει είτε με τη χρήση χημικών (χλώριο, όζον, κ.ά.) ή με φυσικά μέσα (ακτινοβολία UV, θερμότητα). Η πιο συνηθισμένη μέθοδος απολύμανσης είναι η χλωρίωση. Τα τελευταία χρόνια εκτός από το χλώριο, το όζον και η ακτινοβολία UV χρησιμοποιούνται για την απολύμανση εκροών υγρών αποβλήτων.

4.3.1 Χλωρίωση

Οι κύριες ενώσεις του χλωρίου που χρησιμοποιούνται στις μονάδες επεξεργασίας υγρών αποβλήτων είναι το χλώριο, το υποχλωριώδες νάτριο, το υποχλωριώδες ασβέστιο και το διοξείδιο του χλωρίου. Η χρήση του υποχλωριώδους νατρίου είναι πιο συνηθισμένη για το λόγο ότι το χλώριο (υγρό ή αέριο) είναι μια ουσία ιδιαίτερα τοξική κατά τη μεταφορά, αποθήκευση και διαχείρισή της με αποτέλεσμα να τίθενται σοβαρά ζητήματα ασφαλείας. Το υποχλωριώδες νάτριο είναι διαθέσιμο μόνο σε υγρή μορφή και συνήθως περιέχει 12.5 – 17% διαθέσιμο χλώριο τη στιγμή που παρασκευάζεται (Metcalf & Eddy, 2007b). Τα τελευταία χρόνια χρησιμοποιείται και το διοξείδιο του χλωρίου στην απολύμανση, το οποίο είναι ισχυρό βακτηριοκτόνο και πιο αποτελεσματικό από το χλώριο στη θανάτωση των ιών (Κούγκολος, 2005). Πολλοί παράγοντες, όπως η περιεκτικότητα της εκροής σε οργανικά συστατικά, αμμωνία ή δύσκολα αποικοδομήσιμες ουσίες, μπορούν να καθορίσουν την απαιτούμενη δόση χλωρίου. Τυπικές δόσεις χλωρίου για απολύμανση δευτεροβάθμια επεξεργασμένων λυμάτων κυμαίνονται από 5 – 20 mg/L, διασφαλίζοντας χρόνο επαφής των αποβλήτων με το χλώριο από 30 – 90 min. Κάτω από αυτές τις συνθήκες είναι δυνατή η καταστροφή τυπικών μικροβιακών παραγόντων, όπως τα κολοβακτηρίδια (coliforms). Σε γενικές γραμμές, τα βακτήρια καταστρέφονται σε χαμηλές δόσεις χλωρίου, οι ιοί απαιτούν κατά κανόνα πολύ υψηλές δόσεις, ενώ μερικά παράσιτα δεν καταστρέφονται καθόλου από τη χλωρίωση (Lazarova and Bahri, 2004).

Η χλωρίωση ως απολυμαντική διεργασία εμφανίζει πολλά πλεονεκτήματα και για το λόγο αυτό έχει χρησιμοποιηθεί κατά κόρον παγκοσμίως για την απολύμανση νερών και υγρών αποβλήτων. Ένα από τα σημαντικά πλεονεκτήματα της χλωρίωσης είναι το γεγονός ότι διατηρεί υπολειμματική συγκέντρωση στο απολυμασμένο υγρό, με αποτέλεσμα η μικροβιοκτόνος δράση του να διατηρείται στο χρόνο. Ωστόσο το γεγονός αυτό ενέχει και κινδύνους μια και το ελεύθερο χλώριο συνήθως αντιδρά με οργανικές ενώσεις που υπάρχουν μέσα στα νερά ή στα υγρά απόβλητα με αποτέλεσμα την παραγωγή ανεπιθύμητων παραπροϊόντων χλωρίωσης. Ο σχηματισμός τέτοιου είδους παραπροϊόντων είναι σημαντικός εξαιτίας των πιθανών επιπτώσεων των ενώσεων αυτών στη δημόσια υγεία και το περιβάλλον. Αρκετές από τις ενώσεις αυτές έχουν κατηγοριοποιηθεί ως πιθανές καρκινογόνες ουσίες για τον ανθρώπινο οργανισμό (Metcalf & Eddy, 2007b). Εκτός αυτού, έχει αποδειχθεί η παρουσία της NDMA σε εκροές αποβλήτων οι οποίες απολυμάνθηκαν με χλώριο και στις οποίες υπήρχε αμμωνία (δημιουργία χλωραμινών). Στις περιπτώσεις αυτές βρέθηκε ότι η μείωση της εφαρμοζόμενης ποσότητας χλωρίου και η απομάκρυνση της αμμωνίας από την εκροή μείωνε σημαντικά την πιθανότητα δημιουργίας της NDMA, η οποία έχει πιθανή καρκινογόνο δράση (Pehlivanoglu-Mantas et al., 2006).

Έτσι λοιπόν εάν ληφθεί υπόψη αφενός το γεγονός της δημιουργίας παραπροϊόντων, αφετέρου δε το γεγονός ότι το χλώριο είναι ιδιαίτερα τοξική ουσία και η επίδραση αυτή εκδηλώνεται άμεσα στις διάφορες μορφές ζωής, προκύπτει ότι η χλωρίωση είναι μια διεργασία που ενέχει σημαντικούς κινδύνους για το περιβάλλον. Για τη βελτίωση της απόδοσης της χλωρίωσης και τη μείωση των δυσμενών επιδράσεων στο περιβάλλον χρησιμοποιούνται διάφορες τεχνικές, όπως η χρήση μετρητή υπολειμματικού χλωρίου, η αποχλωρίωση (με χρήση συνήθως SO₂), ή ακόμη και η παράλειψη χλωρίωσης σε περίπτωση που υπάρχει δυνατότητα φυσικής μείωσης των παθογόνων παραγόντων (Κούγκολος, 2005, Metcalf & Eddy, 2007b).

4.3.2 Όζον

Το όζον είναι ιδιαίτερα δραστικό οξειδωτικό συστατικό, γεγονός που το καθιστά πρώτη επιλογή όταν απαιτείται η εκτέλεση ισχυρά οξειδωτικών αντιδράσεων. Είναι πολύ αποδοτικό για την καταστροφή των ιών και γενικά θεωρείται ότι έχει ισχυρότερη και ταχύτερη απολυμαντική δράση σε σχέση με το χλώριο, ωστόσο δεν έχει καθόλου υπολειμματική δράση (Metcalf & Eddy, 2007b, Κούγκολος, 2005). Ένα από τα

μεγαλύτερα πλεονεκτήματά του είναι ότι διασπάται εύκολα παρέχοντας οξυγόνο στο απολυμανθέν υγρό, γεγονός ιδιαίτερα επιθυμητό (Μήτρακας, 2001). Επίσης βελτιώνει ιδιαίτερα την αισθητική εικόνα του απολυμανθέντος υγρού ενώ συμβάλλει και στην απομάκρυνση της οσμής. Το στοιχείο αυτό είναι ιδιαίτερα πλεονεκτικό, ειδικά σε περιπτώσεις επαναχρησιμοποίησης όπου η κοινωνική αποδοχή θεωρείται σημαντική. Τυπική δόση όζοντος που απαιτείται για την απολύμανση επαρκώς επεξεργασμένων δευτεροβάθμιων εκροών (π.χ. μετά από ενεργό ιλύ) κυμαίνεται από 3 – 5 mg/L. Σε περίπτωση που απαιτείται εκροή πολύ υψηλής ποιότητας, θεωρείται χρήσιμη η προεπεξεργασία της δευτεροβάθμιας εκροής (π.χ. διήθηση) προκειμένου να εξασφαλισθεί η όσο το δυνατό μικρότερη δόση όζοντος (Lazarova and Bahri, 2004).

Το όζον σχηματίζει και αυτό παραπροϊόντα, όπως αλδεΐδες, διάφορα οξέα, κετόνες κλπ., τα οποία σε γενικές γραμμές δεν είναι τόσο τοξικά όσο τα χλωριωμένα παραπροϊόντα. Ωστόσο αρκετοί ερευνητές έχουν αναφέρει ότι ο οζονισμός μπορεί να παράγει ορισμένες τοξικές, μεταλλαξιόγones και/ή καρκινογόνες ενώσεις. Οι ενώσεις αυτές είναι συνήθως ασταθείς και είναι παρούσες μόνο για λίγα λεπτά μέσα στο υγρό που έχει υποστεί απολύμανση με όζον (Metcalf & Eddy, 2007b). Μάλιστα, αναφέρεται ότι η τοξικότητα αυτών των ενώσεων μπορεί να ποικίλει ανάλογα με το είδος του υγρού, την περιοχή ή την εποχή της δειγματοληψίας ακόμη και για τον ίδιο μικροοργανισμό ελέγχου (Πεταλά, 2006).

4.3.3 Υπεριώδης ακτινοβολία

Η υπεριώδης ακτινοβολία αποτελεί ένα φυσικό μέσο απολύμανσης, ιδιαίτερα αποτελεσματικό στην καταστροφή μονοκύτταρων παθογόνων μικροοργανισμών (Μήτρακας, 2001). Σε ό,τι αφορά ειδικότερα το σχηματισμό παραπροϊόντων, οι ενώσεις που σχηματίζονται από τη χρήση ακτινοβολίας UV είναι αβλαβείς ή διασπώνται σε περισσότερο ακίνδυνες μορφές. Έτσι, αυτή η μέθοδος απολύμανσης θεωρείται ότι δεν έχει καθόλου δυσμενείς περιβαλλοντικές επιδράσεις (Metcalf & Eddy, 2007b, Lazarova, 2003). Σχετικές έρευνες έχουν δείξει ότι δόσεις υπεριώδους ακτινοβολίας που κυμαίνονται από 30 – 45 mJ/cm² είναι ικανές για την απομάκρυνση τυπικών μικροβιακών παραγόντων, ενώ για εκροή υψηλής ποιότητας απαιτούνται μεγαλύτερες δόσεις που μπορεί να φθάνουν μέχρι και τα 140 mJ/cm² (Lazarova and Bahri, 2004).

4.3.4 Συγκριτική ανάλυση μεθόδων απολύμανσης

Στον Πίνακα 4.5 γίνεται μια σύγκριση μεταξύ των κυριότερων μεθόδων απολύμανσης από τεχνικοοικονομική άποψη. Η απολύμανση με UV μπορεί να παράγει εκροή υψηλής ποιότητας, τη στιγμή που το κόστος της είναι σχετικά χαμηλό εν συγκρίσει με αυτό του οζονισμού (Lazarova et al., 1999). Η αποτελεσματικότητά της στην παραγωγή νερού υψηλών προδιαγραφών φαίνεται και από το γεγονός ότι έχει προταθεί η χρήση της για την απολύμανση εκροών που προορίζονται για άρδευση αστικών εκτάσεων πρασίνου, όπου αναμένεται απεριόριστη πρόσβαση κοινού (Lazarova and Savoye, 2004). Από την άλλη πλευρά, η απολύμανση με όζον μπορεί να συστηθεί ως βιώσιμη τεχνικά λύση για τις μεγάλης κλίμακας εγκαταστάσεις. Από άποψη ποιότητας, το όζον αποτελεί μια κατάλληλη εναλλακτική λύση όταν οι εκροές κριθούν ακατάλληλες εξαιτίας της υψηλής θολότητας. Εκτός αυτού, η ταυτόχρονη μείωση του χρώματος, των οσμών και των οργανικών ενώσεων, σε συνδυασμό με την υψηλή αποτελεσματικότητα του οζονισμού σε ό,τι αφορά τη θανάτωση των ιών, αποτελεί πλεονέκτημα για ορισμένες εφαρμογές επαναχρησιμοποίησης (Lazarova, 2003, Lazarova et al., 1998). Στο σημείο αυτό αξίζει να αναφερθεί ότι και η ακτινοβολία UV μπορεί να είναι αποτελεσματική στη θανάτωση ιών αλλά στην περίπτωση αυτή απαιτούνται πολύ μεγάλες δόσεις ακτινοβολίας, εν συγκρίσει πάντα με τις αντίστοιχες του οζονισμού, με πιθανότητα η όλη διεργασία να μην καθίσταται βιώσιμη από τεχνικοοικονομική άποψη (Lazarova et al., 1998)

Επίσης από άποψη τοξικότητας προκύπτει ότι αφενός μεν η χλωρίωση έχει σημαντική επίδραση στην αύξηση της τοξικότητας της τελικής εκροής, οι μέθοδοι του οζονισμού και της ακτινοβολίας UV αφετέρου μπορούν να μειώσουν την παρατηρούμενη τοξικότητα. Η μέθοδος του οζονισμού μάλιστα αποδεικνύεται πιο αποτελεσματική στην απομάκρυνση διαφόρων ειδών τοξικοτήτων (Cao et al., 2009, Munoz et al., 2009) και ο λόγος έγκειται στην ιδιότητα του όζοντος να προκαλεί ισχυρά οξειδωτικές αντιδράσεις. Κατ' αυτόν τον τρόπο καθίσταται δυνατή η απομάκρυνση διαφόρων συστατικών ενδιαφέροντος, όπως για παράδειγμα τα φαρμακευτικά προϊόντα (Ikehata et al., 2006). Ωστόσο ιδιαίτερη προσοχή θα πρέπει να δίνεται στη συγκέντρωση του όζοντος κατά την απολύμανση, η οποία σε γενικές γραμμές πρέπει να είναι χαμηλή (< 4 mg/L) (Cao et al., 2009, Πεταλά, 2006).

Πίνακας 4.5: Κύρια τεχνικο-οικονομικά χαρακτηριστικά των μεθόδων απολύμανσης

Χαρακτηριστικά	Χλωρίωση	Οζονισμός	Ακτινοβολία UV
Βακτηριοκτόνος δράση	++	++	++
Ιοκτόνος δράση	+	+++	++
Επανεμφάνιση βακτηρίων	+	+	+
Παραπροϊόντα	+++	+	-
Προβλήματα ασφαλείας	+++	++	+
Λειτουργικό κόστος	+	++	+
Κόστος επένδυσης	+	++	+
Ευκολία εγκατάστασης	+	+	++
Συντήρηση	++	+	+++
Σύστημα ελέγχου	+	++	+++

[-] καμιά, [+] χαμηλή-ό, [++] μεσαία-ο, [+++] υψηλή-ό

Πηγή: Lazarova, 2003

4.3.5 Εφαρμογές διεργασιών απολύμανσης στην ανάκτηση λυμάτων

Διάφορες μέθοδοι απολύμανσης δευτεροβάθμια ή προχωρημένα επεξεργασμένων λυμάτων έχουν χρησιμοποιηθεί κατά καιρούς για την παραγωγή νερού που προορίζεται για ωφέλιμες χρήσεις. Οι περισσότερες από αυτές αναφέρονται σε εγκαταστάσεις χλωρίωσης μια και η μέθοδος αυτή έχει χρησιμοποιηθεί και χρησιμοποιείται ακόμη σε ευρεία κλίμακα σε πολλές χώρες του κόσμου για την απολύμανση του νερού και των υγρών αποβλήτων (Metcalf & Eddy, 2007a). Ωστόσο τα τελευταία χρόνια διερευνάται όλο και πιο έντονα η δράση τόσο του όζοντος όσο και της υπεριώδους ακτινοβολίας στην απολύμανση εκροών υγρών αποβλήτων που προορίζονται για ωφέλιμες χρήσεις (Lazarova and Savoye, 2004, Petala et al., 2006, Xu et al., 2002). Η χρήση της υπεριώδους ακτινοβολίας UV προτείνεται ως μέθοδος απολύμανσης για χρήσεις όπως η άρδευση αστικών εκτάσεων, ειδικά αν η ακτινοβολία εφαρμόζεται σε δευτεροβάθμια επεξεργασμένο λύμα που έχει ήδη υποστεί διήθηση (Lazarova and Savoye, 2004). Από την άλλη πλευρά, η χρήση του οζονισμού έχει επίσης προταθεί σε πολλές έρευνες για διάφορες χρήσεις, όπως η αστική άρδευση και η άρδευση αγροτικών καλλιεργειών που καταναλώνονται απευθείας από τον άνθρωπο. Σε κάθε περίπτωση πάντως θα πρέπει να προηγείται του οζονισμού προχωρημένη επεξεργασία με χρήση τουλάχιστον της διήθησης (Xu et al., 2002), ενώ για περιπτώσεις όπου θα έχουμε άρδευση λαχανικών και άλλων προϊόντων που καταναλώνονται απευθείας από τον άνθρωπο προτείνεται να προηγείται του οζονισμού η χρήση διήθησης της δευτεροβάθμιας εκροής σε κλίνη

άμμου και εν συνεχεία η χρήση προσρόφησης της εκροής σε φίλτρο ενεργού άνθρακα (Petala et al., 2006).

4.3.6 Κόστος μεθόδων απολύμανσης

Το κόστος των διαφόρων μεθόδων απολύμανσης διαφέρει, όπως φαίνεται και στον Πίνακα 4.5. Για μικρής και μεσαίας κλίμακας εγκαταστάσεις δυναμικότητας μικρότερης των 50000 ισοδύναμων κατοίκων, η χλωρίωση και η χρήση ακτινοβολίας UV εμφανίζονται ως οι πλέον οικονομικές λύσεις, με ένα μέσο ετήσιο κόστος λειτουργίας να ανέρχεται σε 2.2 – 8 US\$ cents/m³ (1 € ≈ 1.47 US\$). Όσο μεγαλώνει όμως η κλίμακα της εγκατάστασης, τόσο ο οζονισμός εμφανίζεται ως η πλέον βιώσιμη λύση. Για δυναμικότητες μεγαλύτερες των 100000 ισοδύναμων κατοίκων, το μέσο ετήσιο κόστος λειτουργίας του οζονισμού ανέρχεται σε 0.8 – 2.5 US\$ cents/m³ και μπορεί να είναι και μικρότερο από το αντίστοιχο της απολύμανσης με ακτινοβολία UV για αυτές τις δυναμικότητες (Lazarova, 2004).

4.4 Αποθήκευση ανακτημένων λυμάτων

Η αποθήκευση των ανακτημένων λυμάτων αποτελεί ένα σημαντικό ζήτημα που πρέπει να λαμβάνεται σοβαρά υπόψη για περιπτώσεις εφαρμογών, όπως για παράδειγμα η αγροτική άρδευση, όπου η ζήτηση σε ανακτημένο λύμα είναι εποχιακή. Στις περιπτώσεις αυτές, θα πρέπει η διαδικασία αποθήκευσης του λύματος να θεωρείται μέρος της όλης επεξεργασίας για επαναχρησιμοποίηση αυτού. Ο λόγος έγκειται στην ανάγκη να αποφεύγεται η εφαρμογή κάποιων διεργασιών (π.χ. απολύμανση) δύο φορές. Έτσι, προτείνεται η αποθήκευση του προχωρημένα επεξεργασμένου λύματος και εν συνεχεία η εφαρμογή της απολύμανσης όταν αυτό πρόκειται να χρησιμοποιηθεί (Metcalf & Eddy, 2007b).

Η αποθήκευση του ανακτημένου λύματος μπορεί να γίνεται σε ανοικτούς ή κλειστούς ταμειυτήρες. Τα κυριότερα προβλήματα της αποθήκευσης ανακτημένων λυμάτων σε ανοικτούς ταμειυτήρες είναι (Metcalf & Eddy, 2007b):

- Απελευθέρωση οσμών.
- Ύπαρξη θερμοκρασιακής διαστρωμάτωσης.

- Απώλεια του υπολειμματικού χλωρίου σε περίπτωση που έχει προηγηθεί απολύμανση με χλώριο.
- Ανάπτυξη φυτοπλαγκτού εξαιτίας της ύπαρξης θρεπτικών στοιχείων στο λύμα.
- Ύπαρξη υψηλών επιπέδων θολότητας και χρώματος εξαιτίας επίδρασης των τοπικών κλιματικών συνθηκών (συχνότητα βροχοπτώσεων, κ.ά).
- Χειροτέρευση της ποιότητας του νερού εξαιτίας της επίδρασης πουλιών, τρωκτικών, κ.ά.

Αντίθετα, τα προβλήματα που παρουσιάζει η λειτουργία κλειστών ταμιευτήρων είναι σε γενικές γραμμές τα ακόλουθα (Metcalf & Eddy, 2007b):

- Στασιμότητα του νερού.
- Απελευθέρωση οσμών (σε χαμηλότερα βέβαια επίπεδα από τους ανοικτούς ταμιευτήρες).
- Απώλεια του υπολειμματικού χλωρίου (σε πιο αργούς ρυθμούς από την αντίστοιχη στους ανοικτούς ταμιευτήρες).
- Ενεργοποίηση της ανάπτυξης διαφόρων μικροοργανισμών.

Τακτικές όπως ο αερισμός, ο συχνός καθαρισμός του πυθμένα και η επαρκής ανακυκλοφορία έχουν χρησιμοποιηθεί για την αντιμετώπιση των προηγούμενων προβλημάτων τόσο σε ανοικτούς όσο και σε κλειστούς ταμιευτήρες.

5. ΑΝΑΛΥΣΗ ΕΠΙΚΙΝΔΥΝΟΤΗΤΑΣ ΚΑΙ ΤΟΞΙΚΟΤΗΤΑ ΑΝΑΚΤΗΜΕΝΩΝ ΛΥΜΑΤΩΝ

5.1 Γενικά

Η ανάλυση επικινδυνότητας χρησιμοποιείται συχνά για τον ποσοτικό ή και ποιοτικό προσδιορισμό κινδύνων που μπορεί να προκύπτουν από την έκθεση ανθρώπων ή ζώων σε ένα συγκεκριμένο παράγοντα κινδύνου. Έχει χρησιμοποιηθεί από παλιά ως μέσο αξιολόγησης έργων και προγραμμάτων στον τομέα της επαναχρησιμοποίησης λυμάτων, εκτιμώντας κυρίως τον κίνδυνο που προκύπτει από την έκθεση σε παθογόνους μικροοργανισμούς. Η προσέγγιση αυτή θεωρείται αποσπασματική για το λόγο ότι υπάρχουν κι άλλα συστατικά ενδιαφέροντος που μπορεί να δημιουργούν πρόβλημα και των οποίων η συνολική επίδραση πρέπει με κάποιο τρόπο να εκτιμηθεί. Για το λόγο αυτό τα τελευταία χρόνια χρησιμοποιείται η ανάλυση επικινδυνότητας και για την εκτίμηση του κινδύνου που προκύπτει από χημικούς παράγοντες.

Εκτός από την ανάλυση επικινδυνότητας, η εφαρμογή πειραμάτων προσδιορισμού τοξικότητας μπορεί να δώσει απαντήσεις σε προβλήματα εκτίμησης του κινδύνου που μπορεί να προκύπτει από τη χρήση ανακτημένων λυμάτων. Τέτοια πειράματα έχουν το πλεονέκτημα της συνολικής εκτίμησης της τοξικότητας ενός δείγματος υγρού αποβλήτου σε οργανισμούς – δείκτες του αλμυρού ή γλυκού νερού και τη συνακόλουθη συσχέτιση αυτών με τον ανθρώπινο οργανισμό.

5.2 Εισαγωγή στην ανάλυση επικινδυνότητας

Η ανάλυση επικινδυνότητας τυπικά είναι μια διαδικασία που διακρίνεται συνήθως σε δύο μέρη: (α) στην εκτίμηση επικινδυνότητας και (β) στη διαχείριση της επικινδυνότητας. Η εκτίμηση επικινδυνότητας σχετίζεται με τη μελέτη και την ανάλυση των ενδεχόμενων επιδράσεων συγκεκριμένων κινδύνων στην ανθρώπινη υγεία, ενώ η διαχείριση επικινδυνότητας είναι η διαδικασία μείωσης του κινδύνου που έχει οριστεί ως μη αποδεκτός.

Η εκτίμηση επικινδυνότητας γίνεται συνήθως σε τέσσερις διαφορετικές φάσεις. Η πρώτη περιλαμβάνει την αναγνώριση του κινδύνου μέσω εκτίμησης διαθέσιμων

πληροφοριών σχετικά με την επικινδυνότητα μιας συγκεκριμένης ουσίας ή συστατικού. Η δεύτερη φάση συνίσταται στην εκτίμηση της έκθεσης του ανθρώπου στον παράγοντα – κίνδυνο. Στη φάση αυτή προσδιορίζονται στοιχεία που έχουν σχέση με τον πληθυσμό – δέκτη (π.χ. φύλο, ηλικία, κλπ.), καθώς και στοιχεία που έχουν σχέση με την ποσότητα του επικίνδυνου συστατικού στο οποίο εκτίθεται ο πληθυσμός και το χρόνο που γίνεται αυτό. Η τρίτη φάση, που είναι και η πλέον σημαντική, συνίσταται στον προσδιορισμό της σχέσης μεταξύ της ποσότητας ενός τοξικού συστατικού στο οποίο εκτίθεται ένας άνθρωπος και του αναμενόμενου κινδύνου. Τέλος, η τέταρτη φάση συνίσταται στην αξιολόγηση των αποτελεσμάτων της σχέσης που αναπτύχθηκε στην τρίτη φάση έτσι ώστε αυτά να χρησιμοποιηθούν για τη διαχείριση της επικινδυνότητας (Metcalf & Eddy, 2007b).

Για τον προσδιορισμό της μαθηματικής σχέσης που αναπτύσσεται προκειμένου να εκτιμηθεί η επικινδυνότητα συγκεκριμένων ουσιών έχουν αναπτυχθεί διάφορα μαθηματικά μοντέλα. Το πλέον απλό μοντέλο (μοντέλο απλής δράσης) περιγράφεται από τη σχέση (Metcalf & Eddy, 2007b):

$$P(d) = 1 - \exp[-(q_0 - q_1 d)] \quad (5.1)$$

όπου:

$P(d)$: αθροιστική πιθανότητα (επικινδυνότητα) για ανάπτυξη καρκίνου σε όλη τη διάρκεια ζωής ενός ατόμου.

q_0 & q_1 : επιλεγμένες εμπειρικές παράμετροι.

d : δόση.

Εκτός από το μοντέλο απλής δράσης έχουν αναπτυχθεί κι άλλα μοντέλα περισσότερο πολύπλοκα. Η αμερικανική Υπηρεσία Περιβάλλοντος (EPA) έχει προσδιορίσει την αθροιστική επικινδυνότητα σε όλη της διάρκεια ζωής ενός ατόμου ως εξής (Metcald & Eddy, 2007b):

$$\text{Αθροιστική επικινδυνότητα} = CDI \times PF \quad (5.2)$$

$$CDI = \frac{\text{ολική δόση, mg}}{(\text{βάρος σώματος, kg}) \times (\text{ηλικία})} \quad (5.3)$$

όπου:

CDI: μακροχρόνια ημερήσια λήψη για χρόνο ζωής ίσο με 70 έτη, mg/kg.d.

PF: παράγοντας δραστηριότητας, (mg/kg.d)⁻¹.

Το μέσο σωματικό βάρος που χρησιμοποιείται για έναν ενήλικα και ένα παιδί είναι τα 70 kg και τα 10 kg αντίστοιχα. Ο παράγοντας δραστηριότητας *PF* αντιστοιχεί στην επικινδυνότητα που προκύπτει από μέση δόση σε όλη τη διάρκεια ζωής ίση με 1 mg/kg.d και έχει διαφορετική τιμή ανάλογα με την οδό εισόδου της τοξικής ουσίας στο ανθρώπινο σώμα (στοματική ή αναπνευστική).

Στο σημείο αυτό πρέπει να αναφερθεί ότι η γνώση σχετικά με τις επιδράσεις συγκεκριμένων συστατικών (π.χ. νεοεμφανιζόμενα συστατικά) δεν είναι ολοκληρωμένη. Έτσι, κάθε βήμα στην εκτίμηση επικινδυνότητας περιέχει και αβεβαιότητα. Στον καθορισμό του κινδύνου, μέσω της ανάπτυξης των ανωτέρω σχέσεων, οι περισσότερες εκτιμήσεις βασίσθηκαν σε πειράματα σε ζώα, των οποίων η φυσιολογία είναι διαφορετική από αυτή του ανθρώπου. Επίσης είναι σχετικά άγνωστο το κατά πόσο υπάρχουν ασφαλή επίπεδα τιμών κατωφλίου για τις περισσότερες τοξικές ουσίες (Metcalf & Eddy, 2007b). Πέρα όμως από τα όποια μειονεκτήματα, η ανάλυση επικινδυνότητας έχει χρησιμοποιηθεί με επιτυχία για την απόκτηση στοιχείων σημαντικών για την ανάπτυξη κανονισμών σχετικά με την επαναχρησιμοποίηση λυμάτων (WHO, 1989, WHO, 2006), ενώ τελευταία ενθαρρύνεται η συνέχιση της έρευνας στο συγκεκριμένο τομέα προκειμένου να έχουμε την παραγωγή όσο το δυνατό πιο αντικειμενικών και ολοκληρωμένων οδηγιών και κανονισμών σχετικά με την ανάκτηση των αστικών υγρών αποβλήτων (Salgot et al., 2003).

5.3 Εκτίμηση επικινδυνότητας στην επαναχρησιμοποίηση λυμάτων

Η εκτίμηση επικινδυνότητας έχει εφαρμοσθεί από αρκετούς ερευνητές προκειμένου να ληφθούν αποφάσεις σχετικά με υλοποίηση έργων ή προγραμμάτων στον τομέα της ανάκτησης λυμάτων ή να διαμορφωθούν συγκεκριμένα κριτήρια επαναχρησιμοποίησης. Η εκτίμηση της επικινδυνότητας που προκύπτει από την έκθεση σε παθογόνους μικροοργανισμούς είναι η πλέον συνηθέστερη περίπτωση, ενώ τα τελευταία χρόνια έχουν αρχίσει να λαμβάνονται υπόψη και άλλες παράμετροι (π.χ. χημικές ενώσεις) κατά τον προσδιορισμό της επικινδυνότητας.

5.3.1 Εκτίμηση επικινδυνότητας από έκθεση σε παθογόνους οργανισμούς

Πολλές έρευνες που αφορούν σε εκτίμηση επικινδυνότητας από έκθεση σε παθογόνους μικροοργανισμούς έγιναν σε αναπτυσσόμενες χώρες χρησιμοποιώντας συνήθως ανεπεξέργαστα υγρά απόβλητα (Metcalf & Eddy, 2007b). Οι έρευνες έδειξαν ότι υπάρχει ένας σημαντικός σχετικά βαθμός επικινδυνότητας όταν τέτοιου είδους απόβλητα χρησιμοποιούνται για άρδευση αγροτικών καλλιεργειών. Ο κίνδυνος μάλιστα για προσβολή από παθογόνους μικροοργανισμούς αυξάνεται στους άνδρες και στα πολύ μικρά παιδιά που καταναλώνουν ωμά αγροτικά προϊόντα, καθώς και στους αγρότες που έρχονται σε απευθείας επαφή με το ανακτημένο λύμα (Amahmid and Bouhoum, 2005, Keraita et al., 2008). Ωστόσο, ο μικροβιακός κίνδυνος που προκύπτει από την έκθεση σε ανεπεξέργαστα υγρά απόβλητα δεν είναι μεγαλύτερος από τον κίνδυνο που μπορεί να προκύπτει από τη χρήση ρυπασμένου φυσικού νερού ως αρδευτικό νερό (Keraita et al., 2008).

Οι μικροβιακοί κίνδυνοι που προκύπτουν από τη χρήση ανεπεξέργαστου αποβλήτου μειώνονται σημαντικά στην περίπτωση που χρησιμοποιείται επεξεργασμένο λύμα ως πηγή αρδευτικού νερού. Σε σχετική έρευνα προέκυψε ότι ποσοστό που ανέρχεται σε 5 – 15% περίπου των ατόμων που καταναλώνουν αγροτικά προϊόντα που έχουν αρδευτεί με ανεπεξέργαστο λύμα θα εμφανίσουν κάποια μικροβιακή ασθένεια στη ζωή τους, ενώ το αντίστοιχο ποσοστό για άρδευση με επεξεργασμένο λύμα μειώνεται στο 0.0001% (Fattal et al., 2004). Στην έρευνα αυτή ως επεξεργασμένο λύμα θεωρήθηκε αυτό που τηρεί τις προδιαγραφές που έχουν τεθεί από τον Παγκόσμιο Οργανισμό Υγείας το έτος 1989 και οι οποίες αναθεωρήθηκαν πρόσφατα (2006) με την επιβολή ακόμη αυστηρότερων ορίων (βλ. Κεφάλαιο 6).

Επίσης, σε άλλη έρευνα για τον υπολογισμό του κινδύνου που προκύπτει από την έκθεση σε παθογόνους παράγοντες εξαιτίας της χρήσης επεξεργασμένων λυμάτων για άρδευση, προέκυψε ότι το επεξεργασμένο λύμα θα πρέπει να περιέχει $< 10^4$ άτομα *Escherichia coli* ανά 100 mL υγρού προκειμένου αυτό να είναι ασφαλές. Το συγκεκριμένο όριο υπολογίστηκε για περίπτωση απεριόριστης άρδευσης λαχανικών που καταναλώνονται ωμά και για συγκεκριμένη ομάδα πληθυσμού ηλικίας μικρότερης των 15 ετών (Mara et al., 2007), η οποία θεωρείται και ως η πλέον ευάλωτη.

Οι Blumenthal et al. (2000) σε μια πρόδρομη μελέτη για την παρουσίαση στοιχείων από επιδημιολογικές μελέτες διαπίστωσαν ότι σε γενικές γραμμές η επαρκής επεξεργασία των υγρών αποβλήτων πριν την επαναχρησιμοποίησή τους για λόγους άρδευσης προσφέρει σημαντική προστασία από τον κίνδυνο εκδήλωσης μικροβιακών

ασθενειών. Η αποθήκευση μάλιστα των επεξεργασμένων αποβλήτων σε δεξαμενές / ταμιευτήρες πριν τη χρησιμοποίησή τους συνεισέφερε σημαντικά στη βελτίωση της ποιότητας των αποβλήτων σε ό,τι αφορά το μικροβιακό τους φορτίο (π.χ. μείωση των περιτωματικών κολοβακτηριδίων κατά $10^2/100$ mL υγρού περίπου). Το γεγονός αυτό, το οποίο είναι ιδιαίτερα σημαντικό, εξηγείται από το μικρό σχετικά χρόνο επιβίωσης των μικροβιακών παραγόντων στο περιβάλλον. Σε παρόμοια συμπεράσματα κατέληξε και μια άλλη έρευνα στον ίδιο τομέα, η οποία έφτασε στο συμπέρασμα ότι η άσκηση αγροτικής δραστηριότητας θα πρέπει να συμβαίνει 1 – 2 ημέρες μετά την εφαρμογή άρδευσης με ανακτημένο λύμα προκειμένου να μειωθεί φυσικά ο μικροβιακός κίνδυνος και 10 φορές περίπου (An et al., 2007).

Επίσης, στη μελέτη των Blumenthal et al. (2000) παρουσιάστηκαν στοιχεία σχετικά με τον κίνδυνο εξάπλωσης ασθενειών σε διάφορες ομάδες του πληθυσμού εξαιτίας της έκθεσης σε επεξεργασμένα υγρά απόβλητα. Βρέθηκε ότι ο κίνδυνος αυτός είναι ελάχιστος για όλες σχεδόν τις ομάδες του πληθυσμού (αγρότες, καταναλωτές αγροτικών προϊόντων, παιδιά που έρχονται σε άμεση επαφή με το ανακυκλωμένο νερό), εάν η ποιότητα των προς χρήση αποβλήτων πληρεί κατά μέσο όρο το όριο των 10^4 FC/100 mL. Εξαίρεση αποτελούσαν ορισμένες ομάδες του πληθυσμού που κατανάλωναν ωμά συγκεκριμένα αγροτικά προϊόντα, όπως για παράδειγμα το κρεμμύδι και η πράσινη ντομάτα. Τα αποτελέσματα αυτά προέρχονται από πειράματα που έγιναν στο Μεξικό. Αντίστοιχα πειράματα σε άλλα μέρη (ΗΠΑ, Μ. Βρετανία) έδειξαν επίσης ότι εκροή που πληρούσε κατά μέσο όρο τα όρια των 10^3 - 10^4 FC/100 mL δεν δημιουργούσε προβλήματα στις περιπτώσεις των καταναλωτών αγροτικών προϊόντων αλλά και των αγροτών που χειρίζονταν το επεξεργασμένο λύμα. Ωστόσο πρόβλημα αποτελούσε η είσοδος των μικροβιακών παραγόντων στον άνθρωπο μέσω της αναπνευστικής οδού (aerosol exposure). Στις περιπτώσεις αυτές βρέθηκε στατιστικά σημαντική συσχέτιση μεταξύ της ανθρώπινης έκθεσης σε αέρια σταγονίδια υγρών αποβλήτων και στην εμφάνιση μικροβιακών ασθενειών στα άτομα αυτά. Επίσης ένα άλλο πρόβλημα που προέκυψε από τα πειράματα που έγιναν στη Μ. Βρετανία σχετιζόταν με το γεγονός της δυνατότητας εξάπλωσης των μικροβιακών παραγόντων λόγω βροχής. Συγκεκριμένα, βρέθηκε ότι μια εκροή με τα χαρακτηριστικά που αναφέρθηκαν, παρόλο που φαινομενικά βρέθηκε να μη δημιουργεί απευθείας προβλήματα στον άνθρωπο, ήταν δυνατό να προκαλέσει μόλυνση του εδάφους με αποτέλεσμα, σε περίπτωση ύπαρξης ραγδαίας βροχόπτωσης μέσα σε μικρό χρονικό διάστημα από την εφαρμογή της άρδευσης, να επεκτείνεται αυτή η μόλυνση τόσο στα

υπόγεια νερά όσο και στα φυτά (Blumenthal et al., 2000). Τα συμπεράσματα της συγκεκριμένης μελέτης (Blumenthal et al., 2000) χρησιμοποιήθηκαν για την αναθεώρηση των προδιαγραφών που τέθηκαν από τον Παγκόσμιο Οργανισμό Υγείας το 1989 (WHO, 2006).

5.3.2 Εκτίμηση επικινδυνότητας από έκθεση σε χημικούς παράγοντες

Σε ό,τι αφορά την εκτίμηση επικινδυνότητας από έκθεση σε χημικούς παράγοντες, διάφορες εργασίες έχουν εκπονηθεί τα τελευταία χρόνια, ωστόσο ο αριθμός αυτών είναι μικρότερος από τον αντίστοιχο εργασιών που αφορούν εκτίμηση επικινδυνότητας από έκθεση σε παθογόνους παράγοντες.

Ο Chiou (2008) στην έρευνά του σχετικά με την επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων αστικών υγρών αποβλήτων εξέτασε τρία διαφορετικά σενάρια μεταφοράς επικίνδυνων χημικών ουσιών στον άνθρωπο μέσω της επαναχρησιμοποίησης των λυμάτων και μια μεγάλη σειρά από χημικά συστατικά. Τα τρία σενάρια περιλαμβάνουν: (α) ανακτημένο λύμα → έδαφος → φυτό → άνθρωπος, (β) ανακτημένο λύμα → επιφανειακό νερό → ψάρι → άνθρωπος, (γ) ανακτημένο λύμα → επιφανειακό νερό → υπόγειο νερό → άνθρωπος μέσω πόσης. Στα αποτελέσματά του διαπίστωσε ότι η «πορεία» (β), ανακτημένο λύμα → επιφανειακό νερό → ψάρι → άνθρωπος, εμφανίζει και τη μεγαλύτερη επικινδυνότητα μια και ορισμένα τοξικά συστατικά (π.χ. αρσενικό) τείνουν να βιοσυσσωρεύονται στα ψάρια, ενώ η «πορεία» (α), ανακτημένο λύμα → έδαφος → φυτό → άνθρωπος, εμφανίζει τη μικρότερη επικινδυνότητα και σε επίπεδα μάλιστα χαμηλότερα από τα αποδεκτά. Τα χημικά συστατικά που εμφάνισαν και το μεγαλύτερο ενδιαφέρον ως προς την επικινδυνότητά τους περιλαμβάνουν το αρσενικό, το βηρύλλιο και διάφορα φυτοφάρμακα (π.χ. αλδρίνη), ενώ εξετάστηκε μια μεγάλη ποικιλία ουσιών (φαινόλη, φορμαλδεΰδη, παραθείο, αλδρίνη, διελδρίνη, λιντάν, DDT, πενταχλωροφαινόλη, τοξαφέν, αρσενικό, κάδμιο, χαλκός, μόλυβδος, υδράργυρος, νικέλιο, σελήνιο, ψευδάργυρος, βηρύλλιο, μολυβδένιο). Στο σημείο αυτό αξίζει να σημειωθεί ότι τα στοιχεία αρσενικό και βηρύλλιο εμφάνισαν υψηλά ποσοστά επικινδυνότητας για τις «πορείες» (β) και (γ), ενώ για την «πορεία» (α), η οποία είναι και αυτή που ενδιαφέρει κατά κύριο λόγο την παρούσα διατριβή, εμφάνιστηκαν χαμηλά ποσοστά επικινδυνότητας για τις περισσότερες ουσίες. Μοναδικές εξαιρέσεις αποτελούν οι ουσίες τοξαφέν και

πενταχλωροφαινόλη, των οποίων η πιθανότητα δημιουργίας κινδύνου ήταν λίγο πάνω από το όριο.

Επίσης, στην ίδια εργασία, εκτός της εκτίμησης της επικινδυνότητας, υπολογίστηκε και η μέγιστη απορροφητική ικανότητα του εδάφους σε βαρέα μέταλλα και μεταλλοειδή στοιχεία έτσι ώστε να μην εμφανίζονται φαινόμενα συσσώρευσης. Το αρσενικό αποδείχθηκε ότι ήταν η ουσία που εμφάνιζε τη μικρότερη δυνατή ικανότητα απορροφησιμότητας. Ωστόσο, η ελάχιστη ποσότητα αρδευτικού νερού ικανής να προκαλέσει φαινόμενα συσσώρευσης του αρσενικού στο έδαφος ανέρχεται σε 13300 m³/ha, τη στιγμή που μια από τις πλέον υδροβόρες καλλιέργειες, όπως για παράδειγμα το ρύζι, απαιτεί περίπου 12000 m³ νερού/ha για τη διατήρησή της (Chiou, 2008). Επομένως γίνεται σαφές ότι η χρήση ανακτημένου νερού δεν δύναται να προκαλέσει φαινόμενα συσσώρευσης μετάλλων και μεταλλοειδών στο έδαφος ακόμη και στην περίπτωση υδροβόρων καλλιεργειών.

Οι Weber et al. (2006) στην εργασία τους εκτίμησαν τον κίνδυνο ανάπτυξης ασθενειών στον άνθρωπο εξαιτίας της έκθεσης σε τρεις διαφορετικές ουσίες που μπορεί να περιέχονται σε ανακτημένα λύματα. Οι ουσίες αυτές περιλαμβάνουν το χλωροφόρμιο, το 1,1,2 τριχλωροαιθάνιο και το βενζοπυρένιο. Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι ο κίνδυνος που προκύπτει από την έκθεση του ανθρώπου στις τρεις αυτές ουσίες, μέσω της «πορείας» ανακτημένο λύμα → έδαφος → φυτό → άνθρωπος, είναι μέσα στα αποδεκτά πλαίσια. Ωστόσο οι συγγραφείς τονίζουν ότι τα ποσοστά αβεβαιότητας στην εκτίμηση του κινδύνου που προκύπτει από την έκθεση σε χημικές ουσίες είναι συνήθως μεγάλα και στις περιπτώσεις αυτές απαιτείται η χρόνια παρακολούθηση διαφόρων χαρακτηριστικών τόσο του εδάφους όσο και του ανακυκλωμένου νερού.

5.3.3 Εκτίμηση επικινδυνότητας και βαθμός επεξεργασίας των λυμάτων

Η επεξεργασία των λυμάτων έως ένα βαθμό είναι απαραίτητη προκειμένου να μη δημιουργούνται προβλήματα στο περιβάλλον και να μειώνονται οι κίνδυνοι εξάπλωσης μικροβιακών κι άλλων ασθενειών σε αποδεκτά επίπεδα. Οι Zhao et al. (2006) στην έρευνά τους πραγματοποίησαν συγκριτική ανάλυση διαφόρων βαθμών επεξεργασίας υγρών αποβλήτων (ανεπεξέργαστα, δευτεροβάθμια επεξεργασμένα και τριτοβάθμια ή προχωρημένα επεξεργασμένα) προκειμένου να αξιολογήσουν την ποιότητα αυτών για χρήση τους προς άρδευση. Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι το ανεπεξέργαστο λύμα

προκαλούσε αύξηση της συγκέντρωσης των νιτρικών και διαφόρων βαρέων μετάλλων στα φυτά, ενώ το δευτεροβάθμια και τριτοβάθμια επεξεργασμένο λύμα δεν επηρέαζαν την ποιότητα των φυτών ως προς τα συγκεκριμένα χαρακτηριστικά. Αντίθετα, η εφαρμογή ανάλυσης επικινδυνότητας ως προς τον μικροβιακό κίνδυνο έδειξε ότι ο κίνδυνος που προέκυπτε από την έκθεση ανθρώπων σε τριτοβάθμια επεξεργασμένο λύμα δεν ξεπερνούσε ένα αποδεκτό όριο, ενώ ο αντίστοιχος κίνδυνος για το δευτεροβάθμια επεξεργασμένο λύμα ξεπερνούσε το ανωτέρω όριο. Παρόμοια αποτελέσματα σε ό,τι αφορά την απομάκρυνση των βαρέων μετάλλων προέκυψαν και από άλλες έρευνες, όπου βρέθηκε ότι η δευτεροβάθμια επεξεργασία των λυμάτων παράγει εκροές με συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων χαμηλότερες από τα αποδεκτά όρια και ικανές να μη δημιουργούν πρόβλημα στα φυτά (da Silva Oliveira et al., 2007, Halatsi et al., 2009).

Η σπουδαιότητα της χρήσης τριτοβάθμια επεξεργασμένων λυμάτων από άποψη μείωσης του κινδύνου της ανθρώπινης προσβολής από μικροβιακό ή χημικό παράγοντα τεκμηριώθηκε και σε άλλες έρευνες. Συγκεκριμένα, βρέθηκε ότι η έκθεση σε τριτοβάθμια επεξεργασμένα λύματα που δεν απολυμαίνονταν δημιουργούσε κίνδυνο μετάδοσης ιών μικρότερο από το αποδεκτό όριο ενώ στην περίπτωση απολύμανσης τέτοιου είδους λυμάτων ο κίνδυνος μετάδοσης ιών μειώνονταν σε πολύ χαμηλά επίπεδα. Τα αποτελέσματα αυτά ισχύουν για περιπτώσεις που το άτομο έρχεται σε επαφή με το επεξεργασμένο λύμα μέσω κατανάλωσης αγροτικών προϊόντων που έχουν αρδευτεί με τέτοιου είδους νερό. Στις περιπτώσεις χρήσης του επεξεργασμένου λύματος για αστικές χρήσεις (π.χ. άρδευση γηπέδων γκολφ), ο κίνδυνος μετάδοσης ιών από μη απολυμασμένες εκροές αυξάνεται σημαντικά και σε επίπεδα μάλιστα μεγαλύτερα από το αποδεκτό όριο. Τέλος, σημαντικό συμπέρασμα που προέκυψε από τις ίδιες έρευνες είναι το γεγονός ότι η χρήση απολυμασμένων δευτεροβάθμιων εκροών για αγροτική άρδευση δημιουργεί κίνδυνο μετάδοσης μικροβιακών ασθενειών συνήθως μικρότερο από το αποδεκτό όριο (WHO, 2006).

Σε ό,τι αφορά την επίδραση του βαθμού επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων στην απομάκρυνση ορισμένων νεοεμφανιζόμενων συστατικών, υπάρχουν ορισμένες έρευνες που αποδεικνύουν ότι η δευτεροβάθμια επεξεργασία μπορεί να επιφέρει μείωση στη συγκέντρωση τέτοιων συστατικών. Σε μια σχετική έρευνα προέκυψε ότι η συγκέντρωση ορισμένων ουσιών, όπως είναι τα φαρμακευτικά προϊόντα και τα καλλυντικά, σε λύματα μειώνεται σημαντικά μετά από μια τυπική δευτεροβάθμια επεξεργασία (π.χ. ενεργός ιλύς) προκαλώντας ταυτόχρονα και μείωση της τοξικότητας

των λυμάτων σε ποσοστά που κυμαίνονται από 42%-85% (Munoz et al., 2008), ενώ σε άλλη έρευνα προέκυψε μια μείωση της τάξης του 94% σε ό,τι αφορά την περιεκτικότητα των αποβλήτων σε ουσίες που διαταράσσουν το ενδοκρινικό σύστημα μετά από δευτεροβάθμια επεξεργασία (Drewes et al., 2005). Οι περισσότερες έρευνες όμως επικεντρώνουν στην απόδοση της προχωρημένης επεξεργασίας στη μείωση της συγκέντρωσης τέτοιων συστατικών. Σε μια εργασία βρέθηκε ότι η μείωση της συγκέντρωσης της 17β-εστραδιόλης, η οποία είναι και η κύρια ουσία που διαταράσσει το ενδοκρινικό σύστημα και δεν απομακρύνεται επαρκώς μέσω της δευτεροβάθμιας επεξεργασίας (Drewes et al., 2005), είναι σημαντική εξαιτίας της προχωρημένης επεξεργασίας των λυμάτων ($C_{17\beta\text{-εστραδιόλης}} = 20 \text{ ng/L}$ σε ανεπεξέργαστα λύματα και $C_{17\beta\text{-εστραδιόλης}} < 5 \text{ ng/L}$ σε προχωρημένα επεξεργασμένα λύματα). Αξίζει μάλιστα να αναφερθεί ότι τα 5 ng/L είναι το μικρότερο ανιχνεύσιμο όριο για τέτοιες ουσίες, ωστόσο δεν υπάρχουν στοιχεία σχετικά με τον προσδιορισμό ασφαλών ορίων σε ό,τι αφορά τη μέγιστη επιτρεπτή ημερήσια λήψη τέτοιων ουσιών από τον άνθρωπο για περιπτώσεις μακροχρόνιας λήψης (Falconer et al., 2006). Σε παρόμοια συμπεράσματα κατέληξε και μια άλλη εργασία, η οποία είχε ως στόχο τον προσδιορισμό της συγκέντρωσης μιας μεγάλης ποικιλίας φαρμακευτικών και καλλυντικών ουσιών σε φυσικές απορροές που προέρχονται από αγροτικές περιοχές που αρδεύονται με τριτοβάθμια/προχωρημένα επεξεργασμένο λύμα. Σε γενικές γραμμές οι συγκεντρώσεις όλων των ουσιών που ανιχνεύθηκαν ήταν χαμηλότερες από τις συγκεντρώσεις που προκαλούν τοξικότητα, ωστόσο και πάλι προβληματισμό δημιουργούσε το γεγονός της πιθανότητας λήψης τέτοιων ουσιών σε χαμηλές μεν συγκεντρώσεις αλλά σε μακροχρόνια βάση (Pedersen et al., 2005). Στις περιπτώσεις αυτές απαιτείται η εφαρμογή ερευνών που να επικεντρώνουν στην ανεύρεση τυχόν επιπτώσεων που μπορεί να προκύπτουν σε μια τέτοια περίπτωση. Τέτοιες έρευνες θα πρέπει να στηρίζονται στην παρακολούθηση της τοξικότητας μιας σειράς ουσιών ενδιαφέροντος σε μια σειρά οργανισμών – δεικτών για ένα μεγάλο χρονικό διάστημα και την ανεύρεση τυχόν αλληλεπιδράσεων των ουσιών αυτών (Crane et al., 2006).

Σε ό,τι αφορά τη συμβολή των ειδικότερων μεθόδων προχωρημένης επεξεργασίας στην απομάκρυνση νεοεμφανιζόμενων συστατικών, προκύπτει ότι οι τεχνολογίες διήθησης σε μεμβράνη (π.χ. μικροδιήθηση, αντίστροφη όσμωση) εμφανίζουν και το μεγαλύτερο ενδιαφέρον (Suarez et al., 2008, Watkinson et al., 2007, Bolong et al., 2009). Ωστόσο υπάρχουν κι άλλες διεργασίες που συμβάλλουν στην απομάκρυνση τέτοιων συστατικών, όπως για παράδειγμα ο οζονισμός, ο οποίος

εξαιτίας της δυνατότητας του να προκαλεί ισχυρά οξειδωτικές αντιδράσεις, συντελεί σημαντικά στην απομάκρυνση ορισμένων φαρμακευτικών προϊόντων (Ikehata et al., 2006). Επίσης, η χρήση της προσρόφησης σε ενεργό άνθρακα μπορεί να είναι αποτελεσματική στην απομάκρυνση σημαντικού μέρους των νεοεμφανιζόμενων συστατικών σε ένα δείγμα αποβλήτου, με μοναδική εξαίρεση κάποιες φαρμακευτικές ουσίες (π.χ. Ibuprofen) (Bolong et al., 2009).

5.4 Αναλύσεις προσδιορισμού τοξικότητας

Εκτός από την ανάλυση επικινδυνότητας, στοιχεία σχετικά με τους κινδύνους που μπορεί να προκύπτουν από τη χρήση ανακτημένου λύματος για ωφέλιμους σκοπούς μπορούμε να πάρουμε και από την εφαρμογή πειραμάτων προσδιορισμού τοξικότητας σε οργανισμούς – δείκτες. Γενικά, η επίδραση των τοξικών ουσιών στους οργανισμούς ενός οικοσυστήματος μελετάται από την επιστήμη της οικοτοξικολογίας. Πρόκειται για μια ανεξάρτητη επιστήμη, η οποία αναπτύχθηκε κατά τις 3 – 4 τελευταίες δεκαετίες του 20^{ου} αιώνα (Κούγκολος, 2005). Το πλεονέκτημα της χρήσης τέτοιου είδους πειραμάτων έγκειται στο γεγονός της απευθείας εκτίμησης της τοξικότητας που μπορεί να χαρακτηρίζει ένα δείγμα νερού ή αποβλήτου έτσι ώστε να υπάρχει μια πρώτη εκτίμηση της ποιότητας αυτού αλλά και του κινδύνου που αυτό μπορεί να περικλείει. Η εξακρίβωση και ταυτοποίηση των συστατικών που προκαλούν τοξικότητα δεν μπορεί να γίνει με την εφαρμογή των οικοτοξικολογικών αναλύσεων αλλά με τη χρήση ειδικών χημικών αναλύσεων. Ωστόσο στις περιπτώσεις που απαιτείται γρήγορη και οικονομική εκτίμηση της ποιότητας ενός δείγματος νερού ή αποβλήτου, ενδείκνυται η χρήση των οικοτοξικολογικών αναλύσεων. Προς την κατεύθυνση της χρήσης τέτοιου είδους αναλύσεων για τον προσδιορισμό της οικολογικής ποιότητας των νερών ενθαρρύνει και η Οδηγία – πλαίσιο για τα νερά 2000/60/EK. Επίσης, σε εθνικό επίπεδο, ορισμένα Ευρωπαϊκά κράτη, όπως η Ιταλία και η Ισπανία, περιλαμβάνουν στη νομοθεσία τους για τον έλεγχο της ποιότητας των νερών και τις οικοτοξικολογικές αναλύσεις.

Στα πειράματα ελέγχου τέτοιου είδους τοξικότητας (βιοδοκιμές) δοκιμάζεται η επίδραση ενός δείγματος σε ζωντανούς οργανισμούς (βιοδείκτες). Με τον τρόπο αυτό εκτιμάται η επίδρασή του σε μια κατηγορία οργανισμών και κατ' επέκταση μπορεί να αξιολογηθεί η επικινδυνότητά του (Πεταλά, 2006). Η τοξικότητα μιας ουσίας ή ενός δείγματος εκφράζεται σε τιμές θανατηφόρας δόσης των 50% (Lethal dose values –

LD₅₀). Αυτή ορίζεται ως η ποσότητα της ουσίας ή του δείγματος που προκαλεί το θάνατο του 50% ενός πληθυσμού οργανισμών, αν χορηγηθεί σε μια δόση και εκφράζεται σε ppm ή mg ουσίας ανά kg βάρους του οργανισμού – δείκτη (Κούγκολος, 2005). Οι κυριότερες εφαρμογές των πειραμάτων ελέγχου τοξικότητας είναι (Κούγκολος, 2005):

- Για τον έλεγχο της ποιότητας νερού που προορίζεται για πόσιμο.
- Για τον έλεγχο της ποιότητας των επιφανειακών νερών σε μια περιοχή.
- Για τον έλεγχο της ποιότητας υγρών αποβλήτων.

Τα κριτήρια για την επιλογή ενός πειράματος τοξικότητας είναι συνήθως το κόστος και η χρονική διάρκεια του πειράματος, η ευαισθησία του χρησιμοποιούμενου οργανισμού, η επαναληψιμότητα των αποτελεσμάτων και η δυνατότητα πραγματοποίησης πολλών πειραμάτων ώστε να ελέγχονται, κατά το δυνατό, περισσότερα δείγματα (Κούγκολος, 2005). Μερικά από τα πιο γνωστά πειράματα που χρησιμοποιούνται στην οικοτοξικολογία είναι (Κούγκολος, 2005):

- Το πείραμα της ακινησίας της *Daphnia magna* (24 hour acute immobilization test). Η *Daphnia magna* είναι καρκινοειδές, είδος ζωοπλαγκτού, πολυκύτταρος οργανισμός που ζει σε γλυκά νερά. Κατά τη διάρκεια του πειράματος ελέγχεται το ποσοστό των ζώων που έχουν ακινητοποιηθεί (συνήθως ακινησία σημαίνει και θάνατος) 24 ώρες μετά την έκθεσή τους σε τοξικές ουσίες. Για τα πειράματα χρησιμοποιούνται μόνο νεογνά και όχι ενήλικα ζώα. Το μεγάλο πλεονέκτημα αυτών των πειραμάτων είναι ότι γίνονται με γυμνό οφθαλμό. Επίσης, η *Daphnia magna* είναι ευαίσθητη στις πιο πολλές τοξικές ουσίες (η ευαισθησία ενός πειράματος προσδιορισμού τοξικότητας εξαρτάται και από τον οργανισμό δείκτη αλλά και από την τοξική ουσία). Το κυριότερο μειονέκτημα του εν λόγω πειράματος είναι ότι είναι δύσκολο σε ένα πείραμα να χρησιμοποιηθεί μεγάλος αριθμός ζώων κι έτσι μερικές φορές η επαναληψιμότητα δεν είναι καλή.
- Το πείραμα της ανάπτυξης αλγών, π.χ. της *Chlorella ellipsoidea*. Τα άλγη είναι μικροοργανισμοί, έτσι μπορεί να χρησιμοποιηθεί μεγάλος αριθμός οργανισμών ανά πείραμα. Το μειονέκτημα έγκειται στο ό,τι δεν είναι δυνατή η μέτρηση της ανάπτυξης των αλγών με γυμνό οφθαλμό. Τα πειράματα διαρκούν γύρω στις 3 ημέρες.
- Τα πειράματα με ψάρια. Έχουν το πλεονέκτημα ότι χρησιμοποιούν οργανισμούς με φυσιολογία πολύ κοντινή με αυτή του ανθρώπου (σπονδυλωτά). Μειονεκτήματα

είναι ο μικρός αριθμός των οργανισμών ανά πείραμα και η μεγάλη διάρκεια των πειραμάτων.

- Τα πειράματα με καλλιεργημένα κύτταρα ψαριών. Αυτά είναι πιο ευαίσθητα από τα πειράματα με ολόκληρα ψάρια και διαρκούν λιγότερο.
- Τα πειράματα με μύκητες (π.χ. *Sacharomyces cerevisiae*). Αυτά διαρκούν λιγότερο από τα πειράματα με άλγη, ωστόσο η χρήση μυκήτων ως οργανισμών – δεικτών δεν είναι διαδεδομένη.
- Το Microtox test. Χρησιμοποιεί το βακτήριο *Vibrio fischeri* (παλαιότερη ονομασία *Photobacterium phosphoreum*) και είναι πολύ σύντομο (30 min). Οι μικροοργανισμοί αυτοί έχουν την ικανότητα να εκπέμπουν βιοφωταύγεια. Το τεστ μετρά την αναστολή της ικανότητας αυτής που προκαλείται από τοξικές ουσίες. Πρέπει να σημειωθεί ότι ο μικροοργανισμός *Vibrio fischeri* ζει στη θάλασσα.
- Τα τεστ με τους οργανισμούς *Brachionus plicatilis* και *Artemia franciscana* (παλαιότερη ονομασία *Artemia salina*) χρησιμοποιούνται για τη μελέτη της τοξικότητας σε αλμυρά ή υφάλμυρα νερά. Το τεστ με την *Artemia franciscana* μπορεί να γίνει με γυμνό οφθαλμό αλλά έχει το μειονέκτημα ότι η *Artemia franciscana* δεν είναι πολύ ευαίσθητος οργανισμός. Για να δούμε ευκρινώς το *Brachionus plicatilis* χρειαζόμαστε μία μεγέθυνση 10 φορές περίπου. Ο οργανισμός *Brachionus plicatilis* είναι πιο ευαίσθητος στην ανίχνευση τοξικών ουσιών από την *Artemia franciscana*.

Τα τελευταία χρόνια έχουν αναπτυχθεί κι άλλα περισσότερα εξειδικευμένα τεστ τοξικότητας. Ένα από αυτά ονομάζεται Phytotoxkit microbiotest και έχει ως στόχο τον έλεγχο της φυτοτοξικότητας του νερού άρδευσης ή του εδάφους μέσω της μέτρησης της αναστολής ανάπτυξης τριών ειδών φυτών (ενός μονοκοτυλήδονου και δύο δικοτυλήδονων). Το πείραμα ολοκληρώνεται εντός 3 ημερών, ενώ επίσης έχει το πλεονέκτημα της εμφάνισης ευαισθησίας παρόμοιας με αυτή παραδοσιακών τεστ ελέγχου φυτοτοξικότητας (<http://www.microbiotests.be>).

Το πείραμα ελέγχου ακινησίας της *Daphnia magna* καθώς και το Phytotoxkit microbiotest χρησιμοποιήθηκαν στα πλαίσια της παρούσας εργασίας για τον έλεγχο της τοξικότητας δευτεροβάθμια και προχωρημένα επεξεργασμένων λυμάτων και θα περιγραφούν αναλυτικά στο Κεφάλαιο 13.

5.4.1 Συνδυασμένη τοξικότητα

Έως πριν λίγα χρόνια τα πειράματα τοξικότητας γίνονταν με τη δοκιμή της τοξικότητας μιας μόνο ουσίας επάνω σε έναν οργανισμό. Στη φύση όμως οι τοξικές ουσίες ποτέ δεν βρίσκονται μεμονωμένες αλλά συνήθως πολλές τοξικές ουσίες βρίσκονται στο ίδιο οικοσύστημα. Έτσι έχει μεγάλο θεωρητικό και πρακτικό ενδιαφέρον το να μπορεί να προβλεφθεί η συνδυασμένη τοξικότητα διαφόρων ουσιών που επιδρούν στον ίδιο οργανισμό (interactive effect of chemicals).

Υπάρχουν περισσότερες από μία θεωρίες που προβλέπουν το προσδοκώμενο αποτέλεσμα, όταν δύο ή περισσότερες τοξικές ουσίες επιδρούν ταυτόχρονα σε έναν οργανισμό. Η περισσότερο διαδεδομένη θεωρία προτάθηκε το 1960 από τον Gowing. Με βάση τη θεωρία αυτή, όταν έχουμε συνδυασμένη επίδραση από a συγκέντρωση της ουσίας A που προκαλεί ένα αποτέλεσμα $P(a)$ (εκφράζεται σε % θνησιμότητα ή αναστολή κάποιας λειτουργίας του οργανισμού) και b συγκέντρωση της ουσίας B που προκαλεί ένα αποτέλεσμα $P(b)$, τότε το αναμενόμενο συνδυασμένο αποτέλεσμα $P(e)$ θα υπολογίζεται ως εξής (Κούγκολος, 2005):

$$P(e) = P(a) + P(b) * [100 - P(a)] / 100 \quad (5.4)$$

Αν το παρατηρούμενο πειραματικά αποτέλεσμα $P(o)$ δεν είναι σημαντικά διαφορετικό από το αναμενόμενο $P(e)$, τότε το συνδυασμένο αποτέλεσμα είναι προσθετικό (additive interactive effect). Αν το $P(o)$ είναι σημαντικά μικρότερο, το συνδυασμένο αποτέλεσμα είναι ανταγωνιστικό (antagonistic interactive effect). Αν το $P(o)$ είναι σημαντικά μεγαλύτερο, το αποτέλεσμα είναι συνεργιστικό (synergistic interactive effect).

Με τον ίδιο τρόπο μπορούμε να αναλύσουμε τη συνδυασμένη επίδραση τριών ή και περισσότερων ουσιών.

5.4.2 Πειράματα προσδιορισμού τοξικότητας στον τομέα της επαναχρησιμοποίησης λυμάτων

Η εφαρμογή πειραμάτων προσδιορισμού της τοξικότητας υγρών αποβλήτων μέσω της χρήσης οργανισμών – δεικτών έχει χρησιμοποιηθεί κατά καιρούς από πολλούς ερευνητές για τον έλεγχο της ποιότητάς τους σε συνεχή βάση. Σε μια σχετική έρευνα μάλιστα βρέθηκε ότι η χρήση πειραμάτων προσδιορισμού οξείας τοξικότητας μέσω

χρήσης των οργανισμών *Vibrio fischeri*, *Selenastrum capricornotum* και *Daphnia magna* ενδείκνυται για χρήσεις όπως ο προληπτικός έλεγχος της εύρυθμης λειτουργίας μονάδων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων μέσω του συνεχούς ελέγχου της ποιότητας των αποβλήτων. Ο λόγος έγκειται στο γεγονός ότι τα συγκεκριμένα τεστ τοξικότητας είναι πολύ ευαίσθητα στην ανίχνευση πολύ χαμηλών τοξικών συγκεντρώσεων ενώ επιτρέπουν και τον σαφή προσδιορισμό του είδους της ουσίας που προκαλεί την τοξικότητα. Τέλος, βρέθηκε ότι τα παραπάνω τεστ έχουν τη δυνατότητα της ανίχνευσης ανταγωνιστικών, συνεργιστικών ή προσθετικών φαινομένων (Hernando et al., 2005).

Σε ό,τι αφορά την τοξική επίδραση της χρήσης επεξεργασμένου υγρού αποβλήτου για αγροτική άρδευση, αυτή διερευνήθηκε κυρίως για εκροές μονάδων επεξεργασίας λυμάτων όπου υφίσταται συνεπεξεργασία αστικών και βιομηχανικών αποβλήτων. Σε μια τέτοια έρευνα στην Κίνα βρέθηκε ότι η συγκέντρωση των πολυκυκλικών αρωματικών υδρογονανθράκων (PAH) στο έδαφος μιας περιοχής που αρδεύτηκε με επεξεργασμένο λύμα ήταν ιδιαίτερα υψηλή και προέρχονταν από τις εκροές μιας βιομηχανίας επεξεργασίας άνθρακα. Μάλιστα, βρέθηκε ότι η συγκέντρωση αυτή προκαλούσε αύξηση, στατιστικά σημαντικής, της γονιδιοτοξικότητας του νερού που υπήρχε στους πόρους του εδάφους. Αντίθετα, η αύξηση της γονιδιοτοξικότητας του νερού και της αντίστοιχης της συγκέντρωσης υπολειμμάτων φυτοφαρμάκων που επίσης ανιχνεύθηκαν στο έδαφος δεν ήταν στατιστικά σημαντικές. Ο έλεγχος της γονιδιοτοξικότητας στη συγκεκριμένη περίπτωση έγινε με τη χρήση του οργανισμού – δείκτη *Vicia faba* (Chen et al., 2004). Σε παρόμοια αποτελέσματα κατέληξε και μια άλλη έρευνα που έγινε στην περιοχή του Πεκίνου και κατά τη διάρκεια της οποίας βρέθηκε ότι το έδαφος που αρδεύονταν με επεξεργασμένο απόβλητο (αστικό και βιομηχανικό) εμφάνιζε αύξηση της γονιδιοτοξικότητάς του σε σχέση με το αυτό που αρδεύονταν με υπόγειο νερό. Στην περίπτωση αυτή χρησιμοποιήθηκε η βιοδοκιμή SOS/umu για τον έλεγχο της γονιδιοτοξικότητας (Yu et al., 2008).

5.4.2.1 Πειράματα προσδιορισμού τοξικότητας και βαθμός επεξεργασίας των λυμάτων

Οι περισσότερες έρευνες που έγιναν σχετικά με εφαρμογή πειραμάτων προσδιορισμού τοξικότητας στον τομέα της επαναχρησιμοποίησης των λυμάτων αφορούν την εκτίμηση του κατά πόσο είναι αποτελεσματικές οι διάφορες μέθοδοι επεξεργασίας των αποβλήτων ως προς την απομάκρυνση της τοξικότητας. Σε γενικές γραμμές προκύπτει

από τα αποτελέσματα των συγκεκριμένων ερευνών ότι η εφαρμογή τυπικής δευτεροβάθμιας επεξεργασίας (π.χ. ενεργός ιλύς) συντελεί στην απομάκρυνση σημαντικού μέρους της τοξικότητας των ανεπεξέργαστων υγρών αποβλήτων (Huang et al., 2005, Ellouze et al., 2009) ενώ η περαιτέρω εφαρμογή προχωρημένης επεξεργασίας απομακρύνει την οικοτοξικότητα σε επίπεδα σημαντικά (Kontana et al., 2008).

Σε ό,τι αφορά την προχωρημένη επεξεργασία, υπάρχουν πολλές εργασίες οι οποίες στοχεύουν στη συγκριτική ανάλυση διαφόρων τεχνολογιών προχωρημένης επεξεργασίας προκειμένου για απομάκρυνση τοξικότητας. Οι Cao et al. (2009) στην έρευνά τους διαπίστωσαν ότι η εφαρμογή αντίστροφης όσμωσης σε συνδυασμό με οξονισμό σε δευτεροβάθμια επεξεργασμένα λύματα είχε ως αποτέλεσμα τη σημαντική μείωση της τοξικότητας των λυμάτων. Αντίθετα, η χρήση της χλωρίωσης ως μεθόδου απολύμανσης αύξανε την τοξικότητα των εκροών. Θα πρέπει να σημειωθεί στο σημείο αυτό ότι στη συγκεκριμένη έρευνα ελέγχθηκαν ως προς την απόδοσή τους στην απομάκρυνση της τοξικότητας κι άλλες μέθοδοι προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης, όπως η χρήση κροκίδωσης και διήθησης σε αμμόφιλτρο, υπερδιήθησης και χρήσης υπεριώδους ακτινοβολίας UV για την απολύμανση. Η απομάκρυνση της τοξικότητας στις περιπτώσεις αυτές ήταν μικρότερη από την περίπτωση της χρήσης αντίστροφης όσμωσης και οξονισμού. Στη συγκεκριμένη εργασία χρησιμοποιήθηκαν για τον έλεγχο της τοξικότητας διάφορες βιοδοκιμές (SOS/umu, *Daphnia magna*, χρήση εμβρύων των ιαπωνικών ψαριών *O. latipes*). Σε παρόμοια αποτελέσματα κατέληξε και μια άλλη έρευνα που χρησιμοποίησε τα έμβρυα των ίδιων ιαπωνικών ψαριών *O. latipes* προκειμένου να ελέγξει την αποτελεσματικότητα τεχνολογιών προχωρημένης επεξεργασίας στην απομάκρυνση της τοξικότητας. Ελέγχθηκαν οι τεχνολογίες της υπερδιήθησης, μικροδιήθησης, ενεργού άνθρακα και αντίστροφης όσμωσης. Οι δύο τελευταίες τεχνολογίες ήταν αυτές που ήταν και οι πλέον αποτελεσματικές στην απομάκρυνση των τοξικών συστατικών (Zha and Wang, 2005).

Ειδικότερα σε ό,τι αφορά τις μεθόδους απολύμανσης, γίνεται σαφές μέσα από την ανασκόπηση της σχετικής βιβλιογραφίας ότι η χρήση της χλωρίωσης προκαλεί σημαντική αύξηση της τοξικότητας των εκροών εξαιτίας του σχηματισμού οργανοχλωριωμένων παραπροϊόντων (Cao et al., 2009). Σε σχετική έρευνα μάλιστα διαπιστώθηκε ότι η τοξικότητα των εκροών αυξάνονταν με την αύξηση της δόσης του χλωρίου. Επίσης βρέθηκε ότι η ύπαρξη υψηλής συγκέντρωσης διαλυμένου οργανικού άνθρακα στο απόβλητο αύξανε την τοξικότητα των εκροών εξαιτίας της αντίδρασης των οργανικών ενώσεων με το χλώριο για το σχηματισμό τοξικών παραπροϊόντων, ενώ

η ύπαρξη υψηλής συγκέντρωσης αμμωνίας μείωνε την δραστικότητα του χλωρίου μια και αυτό αντιδρούσε με την αμμωνία προς σχηματισμό περισσότερο σταθερών ενώσεων του χλωρίου. Ο έλεγχος της τοξικότητας στη συγκεκριμένη εργασία έγινε με τη χρήση του φωτοβακτηρίου *Photobacterium phosphoreum* (Wang et al., 2007). Όσον αφορά τη χρήση όζοντος και ακτινοβολίας UV ως μεθόδων απολύμανσης, η ανασκόπηση της βιβλιογραφίας δείχνει ότι παράγουν σίγουρα λιγότερο τοξικές εκροές από τη χλωρίωση. Συγκριτικές αναλύσεις δείχνουν ότι και οι δύο μέθοδοι είναι ικανές να μειώσουν την τοξικότητα δευτεροβάθμια επεξεργασμένων λυμάτων σε ικανοποιητικό επίπεδο, με το όζον να είναι πιο αποτελεσματικό στην απομάκρυνση της γονιδιοτοξικότητας σε σχέση με την ακτινοβολία UV (Cao et al., 2009). Ωστόσο σε ό,τι αφορά τον οζονισμό, ιδιαίτερη προσοχή πρέπει να δοθεί στη δόση του όζοντος μια και συγκεντρώσεις υψηλές μπορεί να δημιουργήσουν τοξικότητα (Cao et al., 2009, Petala et al., 2008).

6. ΟΔΗΓΙΕΣ ΚΑΙ ΚΡΙΤΗΡΙΑ ΕΠΑΝΑΧΡΗΣΙΜΟΠΟΙΗΣΗΣ ΑΝΑΚΤΗΜΕΝΩΝ ΛΥΜΑΤΩΝ

6.1 Γενικά

Στο Κεφάλαιο αυτό εξετάζονται οι κυριότερες Οδηγίες και Κανονισμοί που αναπτύχθηκαν σε παγκόσμιο επίπεδο σχετικά με την επαναχρησιμοποίηση λυμάτων για άρδευση. Πριν προχωρήσουμε στην περιγραφή αυτών των νομοθετημάτων, κρίνεται απαραίτητο να δώσουμε κάποια γενικά στοιχεία που αφορούν τη διαδικασία ανάπτυξης σχετικών κανονισμών. Καταρχήν είναι γνωστό ότι για κάθε διαφορετικό τύπο επαναχρησιμοποίησης θα πρέπει να αναπτύσσονται ιδιαίτερα κριτήρια ανάλογα με τις απαιτήσεις ποιότητας και τους αναμενόμενους κινδύνους. Για παράδειγμα τα κριτήρια για την επαναχρησιμοποίηση στη βιομηχανία δεν μπορεί να είναι καλώς καθορισμένα αφού η απαιτούμενη ποιότητα του νερού καθορίζεται ανάλογα με τις προδιαγραφές της εκάστοτε βιομηχανικής χρήσης. Αντιθέτως, τα κριτήρια ποιότητας που πρέπει να πληρεί το ανακυκλωμένο νερό που προορίζεται για πόσιμη χρήση μπορεί να είναι καλώς καθορισμένα, μόνο που στην περίπτωση αυτή θέματα κοινωνικής αποδοχής και φυσικά επικινδυνότητας έχουν περιορίσει την εφαρμογή της. Από την άλλη πλευρά, σε ό,τι αφορά τα κριτήρια για τον εμπλουτισμό των υπόγειων υδροφορέων, το ενδιαφέρον εστιάζεται κυρίως στα επίπεδα των συγκεντρώσεων νιτρικών, υπολειμμάτων φυτοφαρμάκων και άλλων οργανικών ενώσεων που υπάρχουν σε ίχνη στις εκροές των επεξεργασμένων λυμάτων. Τέλος, στην περίπτωση της επαναχρησιμοποίησης για άρδευση επικρατεί έντονος προβληματισμός για τα κριτήρια ποιότητας που πρέπει να εφαρμόζονται, κυρίως όσον αφορά τους παθογόνους οργανισμούς, και πως αυτά μπορούν να διαφοροποιηθούν ανάλογα με τη μέθοδο άρδευσης και την προοριζόμενη χρήση της αρδευόμενης καλλιέργειας (Αγγελάκης και Παρανυχιανάκης, 2005).

Σε γενικές γραμμές οι παράγοντες που καθορίζουν την ανάπτυξη και θέσπιση κριτηρίων επαναχρησιμοποίησης ανακτημένων λυμάτων είναι οι ακόλουθοι (Αγγελάκης και Παρανυχιανάκης, 2005):

- *Προστασία δημόσιας υγείας.* Η χρήση επεξεργασμένων εκροών λυμάτων δεν θα πρέπει να εγκυμονεί κινδύνους για τη δημόσια υγεία. Για το λόγο αυτό το σύνολο των οδηγιών επαναχρησιμοποίησης επικεντρώνεται στην προστασία της δημόσιας

υγείας. Σε περιπτώσεις μη πόσιμων χρήσεων, οι κανονισμοί αναφέρονται κύρια στα όρια παθογόνων οργανισμών στο ανακτημένο λύμα. Ωστόσο, όταν σχεδιάζεται επαναχρησιμοποίηση για έμμεση πόση ή για εμπλουτισμό υδροφορέων που χρησιμοποιούνται για ύδρευση, τα επίπεδα διάφορων τοξικών οργανικών ενώσεων λαμβάνονται υπόψη. Επίσης προβλήματα με ανόργανες τοξικές ενώσεις, κυρίως βαρέα μέταλλα, μπορεί να προκύψουν κι όταν το λύμα επαναχρησιμοποιείται για άρδευση.

- *Απαιτήσεις ποιότητας ανάλογα με τη χρήση.* Ανάλογα με την προοριζόμενη χρήση του, η ποιότητα του ανακτημένου λύματος πρέπει να πληρεί ορισμένα φυσικοχημικά κριτήρια. Πολλές βιομηχανικές και άλλες εφαρμογές απαιτούν συγκεκριμένα επίπεδα φυσικών και χημικών παραμέτρων του νερού για την ομαλή χρήση του σε δεδομένες εφαρμογές. Όσον αφορά την άρδευση, ορισμένα ανόργανα και οργανικά συστατικά που βρίσκονται στο αρδευτικό νερό μπορούν να επιδράσουν αρνητικά στην ανάπτυξη των αρδευόμενων καλλιεργειών, στο έδαφος και στους υποκείμενους υδροφορείς.
- *Περιβαλλοντικές θεωρήσεις.* Οι εκροές επεξεργασμένων λυμάτων δεν θα πρέπει να εγκυμονούν κινδύνους για τη φυσική πανίδα και χλωρίδα στην περιοχή που γίνεται η εφαρμογή τους. Επίσης, φυσικοί υδάτινοι αποδέκτες που μπορεί να δέχονται εκροές επεξεργασμένων λυμάτων δεν θα πρέπει να υποβαθμίζονται ποιοτικά.
- *Αισθητικοί λόγοι.* Εκροές επεξεργασμένων λυμάτων που προορίζονται για χρήσεις, όπως άρδευση πάρκων, καθαρισμός τουαλετών ή ψυχαγωγία, δεν θα πρέπει να διαφέρουν στην εμφάνισή τους από το φυσικό νερό. Θα πρέπει δηλαδή να είναι διαυγείς, άχρωμες και άοσμες και να μην ευνοούν την ανάπτυξη αλγών.
- *Πολιτικοί λόγοι.* Παράγοντες, όπως η υφιστάμενη υδατική πολιτική, η τεχνολογική πρόοδος και το κόστος κατασκευής, λειτουργίας και συντήρησης των αναγκαίων έργων θα πρέπει να λαμβάνονται υπόψη κατά την ανάπτυξη νομοθετικών αποφάσεων που σχετίζονται με την επαναχρησιμοποίηση λυμάτων. Ωστόσο, η διαδικασία αυτή δεν θα πρέπει να γίνεται σε βάρος της υγείας των πολιτών και της προστασίας του περιβάλλοντος.

Σε γενικές γραμμές, οι αναπτυγμένες χώρες έχουν υιοθετήσει αυστηρές προδιαγραφές χρήσης των ανακτημένων λυμάτων για διάφορες εφαρμογές και βασίζονται στη χρήση όλο και πιο ακριβών και προηγμένων τεχνολογιών ανάκτησης. Αντίθετα, οι αναπτυσσόμενες χώρες επιδιώκουν να υιοθετήσουν τις λιγότερο αυστηρές

οδηγίες που έχουν εκδοθεί, μεταξύ αυτών και η Οδηγία του Παγκόσμιου Οργανισμού Υγείας (ΠΟΥ) που εκδόθηκε το 1989.

Σε διεθνές επίπεδο, οι μέχρι σήμερα γνωστές οδηγίες και κανονισμοί ανακύκλωσης και επαναχρησιμοποίησης εκροών επεξεργασμένων λυμάτων βασίζονται σε δύο κύριες «φιλοσοφίες», αυτή του Παγκόσμιου Οργανισμού Υγείας, του Οργανισμού Τροφίμων και Γεωργίας των Ηνωμένων Εθνών (FAO) και της Παγκόσμιας Τράπεζας και αυτή της πολιτείας της Καλιφόρνια. Αυτές χρησιμοποιούνται σήμερα ως πρότυπα στην καθιέρωση κριτηρίων επαναχρησιμοποίησης εκροών επεξεργασμένων λυμάτων (Αγγελάκης και Παρανυχιανάκης, 2005). Αυτές εμπεριέχουν βασικές διαφορές και σε κάποιο βαθμό είναι αντιφατικές, ενώ σε γενικές γραμμές τα κριτήρια της Καλιφόρνια είναι κατά κανόνα αρκετά πιο αυστηρά σε σχέση με αυτά του ΠΟΥ, του FAO και της Παγκόσμιας Τράπεζας (Metcalf & Eddy, 2007b).

Στη συνέχεια ακολουθεί η παρουσίαση των κυριότερων οδηγιών και κανονισμών που έχουν εκδοθεί σε παγκόσμιο επίπεδο και αφορούν τη χρήση ανακτημένων λυμάτων για άρδευση.

6.2 Οδηγία του Παγκόσμιου Οργανισμού Υγείας (1989)

Το 1989 διερευνήθηκαν από τον Παγκόσμιο Οργανισμό Υγείας, με την υποστήριξη της Παγκόσμιας Τράπεζας και άλλων διεθνών οργανισμών, οι επιδράσεις της άρδευσης με επεξεργασμένο λύμα. Εξετάστηκαν διάφοροι παράγοντες, όπως το είδος της επεξεργασίας των λυμάτων, ο τύπος της αρδευόμενης καλλιέργειας, η μέθοδος άρδευσης, κ.ά., καταλήγοντας σε γενικές γραμμές στα ακόλουθα συμπεράσματα (WHO, 1989):

- Η άρδευση με ανεπεξέργαστα λύματα και χωρίς λήψη αναγκαίων προληπτικών μέτρων εμπεριέχει υψηλό κίνδυνο μετάδοσης ασθενειών.
- Η μερική επεξεργασία των λυμάτων ή η λήψη μέτρων για την αποφυγή της ανθρώπινης επαφής με το λύμα μειώνει τον κίνδυνο, ο οποίος όμως, αν και χαμηλός, εξακολουθεί να υπάρχει.
- Αποτελεσματικό μέτρο προστασίας αποτελεί η εφαρμογή της άρδευσης κυρίως σε καλλιέργειες που δεν παράγουν προϊόντα που καταναλώνονται ωμά αλλά και η επιλογή κατάλληλης μεθόδου άρδευσης.

- Η πλήρης επεξεργασία των λυμάτων αποτελεί το πλέον αποτελεσματικό μέτρο για την πρόληψη μετάδοσης ασθενειών και μάλιστα δίχως, στην περίπτωση αυτή, να είναι αναγκαία η λήψη μέτρων σχετικά με το είδος των αρδευόμενων καλλιεργειών και τη μέθοδο άρδευσης.

Τα αποτελέσματα αυτής της έρευνας του ΠΟΥ προέκυψαν μετά τη διεξαγωγή επιδημιολογικών ερευνών, γεγονός στο οποίο βασίστηκε η καινοτομία της συγκεκριμένης έρευνας μια και παλαιότερες ανάλογες έρευνες του ΠΟΥ βασίζονταν σε χρήση απλών μικροβιολογικών κριτηρίων, χωρίς αυτά να ελέγχονται επιδημιολογικά. Οι επιδημιολογικές έρευνες πραγματοποιήθηκαν στη Γερμανία, στην Ινδία και στο Ισραήλ και περιελάμβαναν τον έλεγχο διαφόρων ομάδων του πληθυσμού ως προς τον μικροβιακό κίνδυνο που διέτρεχαν (π.χ. αγρότες, καταναλωτές αγροτικών προϊόντων, κλπ.) (Hespanhol and Prost, 1994). Τα κριτήρια που αναπτύχθηκαν (Πίνακας 6.1) αφορούσαν αποκλειστικά μικροβιολογικούς παράγοντες και δεν ελάμβαναν καθόλου υπόψη φυσικοχημικές παραμέτρους.

Πίνακας 6.1: Προτεινόμενα μικροβιολογικά κριτήρια ποιότητας για χρησιμοποίηση ανακτημένων λυμάτων στη γεωργία από τον ΠΟΥ (1989)

Είδος άρδευσης	Εκτιθέμενη ομάδα	Εντερικοί έλμινθες ^α (αριθμητικός μέσος του αριθμού των αυγών/L) ^β	Περιττωματικά κολοβακτηρίδια (FC) (MPN/ 100mL) ^β	Απαιτούμενη επεξεργασία
Άρδευση καλλιεργειών με προϊόντα που καταναλώνονται ωμά, Άρδευση δημοσίων χώρων ^γ	Αγρότες Καταναλωτές Κοινό	<1	<1000	Σειρά λιμνών οξείδωσης που επιτυγχάνει την απαιτούμενη μικροβιολογική ποιότητα ή άλλη ισοδύναμη επεξεργασία
Άρδευση δημητριακών, βιομηχανικών καλλιεργειών, ζωοτροφών, βοσκοτόπων και δένδρων ^δ	Αγρότες	<1	Δεν τίθενται όρια	Παραμονή σε λίμνες σταθεροποίησης για 8-10 ημέρες ή ισοδύναμη απομάκρυνση περιττωματικών κολοβακτηριδίων
Ομοίως με την προηγούμενη κατηγορία, με εξασφάλιση μη έκθεσης αγροτών και κοινού στους παθογόνους παράγοντες	Καμία	Δεν έχουν εφαρμογή	Δεν έχουν εφαρμογή	Προεπεξεργασία έτσι όπως απαιτείται από το είδος του συστήματος άρδευσης, όχι πάντως μικρότερη από πρωτοβάθμια

^α Τα είδη *Ascaris* και *Trichuris*.

^β Υπολογίζεται κατά τη διάρκεια της αρδευτικής περιόδου.

^γ Σε γκαζόν όπου υπάρχει πρόσβαση κοινού, π.χ. ξενοδοχεία, πρέπει να εφαρμόζεται το αυστηρότερο κριτήριο των 200 FC/100mL.

^δ Στην περίπτωση οπωροφόρων δένδρων η άρδευση θα πρέπει να σταματά δύο εβδομάδες πριν από την συλλογή των καρπών, ενώ δεν πρέπει να συλλέγονται καρποί από το έδαφος. Επίσης δεν θα πρέπει να εφαρμόζεται άρδευση με καταιονισμό.

Πηγή: WHO, 1989

Τα κριτήρια αυτά έχουν υποστεί και συνεχίζουν να υφίστανται έντονη κριτική στις αναπτυγμένες χώρες, μια και δεν είναι ιδιαίτερα αυστηρά, ενώ δεν επεκτείνονται καθόλου σε φυσικοχημικές παραμέτρους. Για το λόγο αυτό, ο ΠΟΥ εξέδωσε το 2006 νέα κριτήρια επαναχρησιμοποίησης, περισσότερο αυστηρά και ολοκληρωμένα. Τα νέα κριτήρια βασίστηκαν σε συμπεράσματα νέων επιδημιολογικών ερευνών (Blumenthal et al., 2000, Blumenthal and Peasey, 2002), στις οποίες διαπιστώθηκε η ανάγκη για περισσότερο κριτική και φυσικά ολοκληρωμένη προσέγγιση στο θέμα των κριτηρίων ποιότητας για χρήση ανακτημένων λυμάτων για λόγους άρδευσης (βλ. Παράγραφο 6.4).

6.3 Προτάσεις του Οργανισμού Τροφίμων και Γεωργίας των Ηνωμένων Εθνών

Ο Οργανισμός Τροφίμων και Γεωργίας (Food Agriculture Organization, FAO) των Ηνωμένων Εθνών το 1992 σε μια προσπάθεια αξιολόγησης της οδηγίας του ΠΟΥ (1989) θεώρησε ότι τα κριτήρια του ΠΟΥ, παρά το γεγονός ότι δεν ήταν ιδιαίτερα αυστηρά, προσωρινά μπορούσαν να θεωρηθούν κατάλληλα, ιδιαίτερα σε περιπτώσεις πολλών αναπτυσσόμενων χωρών όπου η κατάσταση μέχρι τότε θα μπορούσε να θεωρηθεί ανεξέλεγκτη. Επομένως, η εφαρμογή των κριτηρίων του ΠΟΥ έδινε τη δυνατότητα για μια σαφή βελτίωση της υφιστάμενης κατάστασης χωρίς την αναγκαιότητα προσφυγής σε μεθόδους επεξεργασίας που δεν ήταν εφικτές από τεχνικοοικονομικής άποψης για τις περισσότερες από τις χώρες αυτές (FAO, 1992). Έτσι λοιπόν ο FAO πρότεινε τη χρήση των κριτηρίων του ΠΟΥ σε ό,τι αφορά τις μικροβιολογικές παραμέτρους.

Εκτός από τις μικροβιολογικές παραμέτρους όμως, ο FAO έχει προτείνει και οδηγίες για τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά του αρδευτικού νερού καθώς και μια σειρά αγρονομικών μέτρων προκειμένου να εξασφαλιστεί η μέγιστη δυνατή απόδοση των αρδευόμενων καλλιεργειών. Με βάση την ταξινόμηση αυτή, το νερό άρδευσης κατατάσσεται σε διάφορες κατηγορίες ποιότητας, έτσι ώστε ο χρήστης να αποφαίνεται

για τα πιθανά πλεονεκτήματα, όσο και τα προβλήματα που αφορούν τη χρήση δεδομένης ποιότητας νερού για άρδευση (Πίνακας 6.2). Η γενική αυτή κατηγοριοποίηση αφορά κατά κύριο λόγο τη χρήση συμβατικών πηγών αρδευτικού νερού. Ωστόσο, θεωρείται εξίσου εφαρμόσιμη και στην περίπτωση αξιολόγησης της ποιότητας εκροών αποβλήτων για άρδευση (Αγγελάκης και Παρανυχιανάκης, 2005). Επιπλέον, ο FAO υιοθέτησε και κριτήρια για τοξικές παραμέτρους (Πίνακας 6.3).

Πίνακας 6.2: Οδηγίες για την εκτίμηση της ποιότητας του νερού που χρησιμοποιείται για άρδευση

Είδος προβλήματος	Μονάδες	Βαθμός περιορισμών κατά την εφαρμογή		
		Μηδαμινός	Μικρός-Μέτριος	Σημαντικός
<u>Αλατότητα</u>				
EC _w ή	dS/m	< 0.7	0.7 – 3	> 3
TDS (ολικά διαλυμένα στερεά)	mg/L	< 450	450 – 2000	> 2000
<u>Διαπερατότητα</u>				
SAR = 0 - 3 και EC _w		> 0.7	0.7 – 0.2	< 0.2
3 - 6		> 1.2	1.2 – 0.3	< 0.3
6 - 12		> 1.9	1.9 – 0.5	< 0.5
12 - 20		> 2.9	2.9 – 1.3	< 1.3
20 - 40		> 5	5 – 2.9	< 2.9
<u>Ειδική τοξικότητα ιόντων</u>				
<u>Νάτριο (Na⁺)</u>				
Επιφανειακή άρδευση	SAR	< 3	3 – 9	> 9
Καταιονισμός	meq/L	< 3	> 3	
<u>Χλωρίοντα (Cl⁻)</u>				
Επιφανειακή άρδευση	meq/L	< 4	4 – 10	> 10
Καταιονισμός	meq/L	< 3	> 3	
Υπολειμματικό χλώριο (καταιονισμός)	mg/L	< 1	1 – 5	> 5
Βόριο (B)	mg/L	< 0.7	0.7 – 3	> 3
<u>Άλλες επιπτώσεις</u>				
Άζωτο (NO ₃ -N)	mg/L	< 5	5 – 30	> 30
HCO ₃ ⁻	meq/L	< 1.5	1.5 – 8.5	> 8.5
pH	Τυπικές τιμές 6.5 – 8			

Πηγή: FAO, 1985

Πίνακας 6.3: Όρια συγκέντρωσης επιλεγμένων χημικών στοιχείων στο αρδευτικό νερό

	Χημικό στοιχείο	Μέγιστη επιτρεπτή συγκέντρωση (mg/L) ^α		Παρατηρήσεις
		Μακροπρόθεσμη χρήση ^β	Βραχυπρόθεσμη χρήση ^γ	
Al	Αλουμίνιο	0.5	20	Μπορεί να αναστείλει την παραγωγή σε όξινα εδάφη (pH<5.5), ενώ σε αλκαλικά εδάφη (pH>7) το ιόν κατακρημνίζεται και εξαλείφεται κάθε τοξικότητα.
As	Αρσενικό	0.1	2	Η τοξικότητα στα φυτά ποικίλλει σημαντικά κυμαινόμενη από 12 mg/L για γρασίδι τύπου Sudan σε λιγότερο από 0.05 mg/L για ρύζι.
Be	Βηρύλλιο	0.1	0.5	Η τοξικότητα στα φυτά ποικίλλει σημαντικά κυμαινόμενη από 5 mg/L για το λάχανο σε 0.5 mg/L για τα φασόλια.
Cd	Κάδμιο	0.01	0.05	Είναι τοξικό για τα φασόλια, τα παντζάρια και τα ραπανάκια σε συγκεντρώσεις έως και 0.1 mg/L. Συνιστώνται συντηρητικά όρια λόγω της δυνατότητας συσσώρευσης σε φυτά και στο έδαφος σε συγκεντρώσεις που θα ήταν επιβλαβείς για τον άνθρωπο.
Co	Κοβάλτιο	0.05	5	Τοξικό για τη ντομάτα σε συγκεντρώσεις 0.1 mg/L. Τείνει να είναι ανενεργό σε ουδέτερα και αλκαλικά εδάφη.
Cr	Χρώμιο	0.1	1	Συνιστώνται συντηρητικά όρια λόγω έλλειψης γνώσης σχετικής με την τοξικότητά του στα φυτά.
Cu	Χαλκός	0.2	5	Τοξικό σε πολλά φυτά σε συγκεντρώσεις 0.1 έως 1 mg/L.
F	Φθόριο	1	15	Καθίσταται ανενεργό σε ουδέτερα ή αλκαλικά εδάφη.
Fe	Σίδηρος	5	20	Μη τοξικό στα φυτά σε οξυγονωμένα εδάφη αλλά μπορεί να συνεισφέρει στην απώλεια διαθεσιμότητας φωσφόρου και μολυβδαινίου. Ψεκάσμος μπορεί να οδηγήσει σε αντιαισθητικές αποθέσεις σε φυτά, εξοπλισμό και κτίρια.
Li	Λίθιο	2.5	2.5	Είναι ανεκτό από τα περισσότερα φυτά σε συγκεντρώσεις μέχρι και 5 mg/L. Έχει μεγάλη κινητικότητα στο έδαφος. Τοξικό για τα εσπεριδοειδή σε μικρές συγκεντρώσεις (<0.075 mg/L).
Mn	Μαγγάνιο	0.2	10	Τοξικό σε αρκετά φυτά σε συγκεντρώσεις από μερικά δέκατα έως μερικά mg/L, αλλά κυρίως σε όξινα εδάφη.
Mo	Μολυβδαίνιο	0.01	0.05	Μη τοξικό στα φυτά σε φυσιολογικές συγκεντρώσεις στο έδαφος

	Χημικό στοιχείο	Μέγιστη επιτρεπτή συγκέντρωση (mg/L) ^α		Παρατηρήσεις
		Μακροπρόθεσμη χρήση ^β	Βραχυπρόθεσμη χρήση ^γ	
				και το νερό. Μπορεί να είναι τοξικό στα ζώα εάν οι ζωοτροφές έχουν καλλιεργηθεί σε εδάφη με υψηλές συγκεντρώσεις μολυβδαινίου.
Ni	Νικέλιο	0.2	2	Τοξικό σε αρκετά φυτά σε συγκεντρώσεις από 0.5 έως 1 mg/L. Μειωμένη τοξικότητα σε ουδέτερα ή αλκαλικά εδάφη.
Pb	Μόλυβδος	5	10	Σε πολύ υψηλές συγκεντρώσεις μπορεί να εμποδίσει την ανάπτυξη των φυτών.
Se	Σελήνιο	0.02	0.02	Τοξικό στα φυτά σε συγκεντρώσεις χαμηλές έως και 0.025 mg/L και τοξικό στα ζώα εάν οι ζωοτροφές έχουν καλλιεργηθεί σε εδάφη με σχετικά υψηλά επίπεδα σεληνίου. Είναι απαραίτητο στοιχείο για την ανάπτυξη των ζώων αλλά σε πολύ χαμηλές συγκεντρώσεις.
Sn	Κασσίτερος	-	-	Αποβάλλονται ικανοποιητικά από τα ίδια τα φυτά.
Ti	Τιτάνιο			
W	Βολφράμιο			
V	Βανάδιο	0.1	1	Τοξικό σε αρκετά φυτά σε σχετικά μικρές συγκεντρώσεις.
Zn	Ψευδάργυρος	2	10	Τοξικό σε πολλά φυτά σε συγκεντρώσεις που κυμαίνονται σημαντικά. Μειωμένη τοξικότητα σε pH > 6 και σε οργανικά εδάφη και εδάφη με λεπτή δομή.

^α Η μέγιστη συγκέντρωση βασίζεται σε ένα ρυθμό εφαρμογής του νερού περίπου 10000 m³ ανά εκτάριο ανά χρόνο. Εάν ο ρυθμός εφαρμογής του νερού υπερβαίνει σημαντικά τον πιο πάνω, οι μέγιστες συγκεντρώσεις θα πρέπει να προσαρμοσθούν προς τα κάτω ανάλογα. Για χρήση νερού μικρότερη των 10000 m³ ανά εκτάριο ανά χρόνο δεν γίνεται προσαρμογή των μέγιστων συγκεντρώσεων.

^β Οι συνιστώμενες μέγιστες συγκεντρώσεις για μακροχρόνια χρήση έχουν τεθεί συντηρητικά για να συμπεριλάβουν αμμώδη εδάφη τα οποία έχουν μικρή δυνατότητα στράγγισης των στοιχείων που εξετάζονται.

^γ Τα κριτήρια για βραχυπρόθεσμη χρήση (μέχρι 20 έτη) συνιστώνται για εδάφη με λεπτή δομή και ουδέτερο και αλκαλικό χαρακτήρα και αυξημένη δυνατότητα απομάκρυνσης των διαφόρων ρυπογόνων στοιχείων.

Πηγή: FAO, 1992, U.S. EPA, 2004

6.4 Οδηγία του Παγκόσμιου Οργανισμού Υγείας (2006)

Το 2006 ο Παγκόσμιος Οργανισμός Υγείας, βασιζόμενος στα αποτελέσματα νέων ερευνών (Blumenthal et al., 2000, Blumenthal and Peasey, 2002), ανέπτυξε νέα κριτήρια σε ό,τι αφορά τη χρήση ανακτημένου λύματος για λόγους άρδευσης. Τα κριτήρια αυτά βασίστηκαν κατά κύριο λόγο σε ποσοτικές αναλύσεις επικινδυνότητας παθογόνων και χημικών παραμέτρων και σε επιδημιολογικές έρευνες. Τα κυριότερα αποτελέσματα που προέκυψαν από τις επιδημιολογικές έρευνες που διεξήχθησαν για λογαριασμό του ΠΟΥ συνοψίστηκαν στον Πίνακα 3.4. Στον Πίνακα 6.4 αναφέρονται οι κυριότεροι στόχοι που έθεσε ο ΠΟΥ το 2006 σε ό,τι αφορά τη χρήση ανακτημένου λύματος για άρδευση.

Πίνακας 6.4: Προτεινόμενοι στόχοι από τον ΠΟΥ (2006) για την εξασφάλιση της δημόσιας υγείας από τη χρήση ανακτημένου λύματος στη γεωργία

Περίπτωση έκθεσης	Στόχος (DALY ^α / άτομο / χρόνο)	Log ₁₀ μείωση των παθογόνων παραγόντων	Αριθμός των αυγών ελμίνθων / L
Απεριόριστη άρδευση - Μαρούλι - Κρεμμύδι	$\leq 10^{-6}$	6 7	≤ 1 ^{β,γ} ≤ 1 ^{β,γ}
Περιορισμένη άρδευση - Βιομηχανοποιημένη - Χειρωνακτική	$\leq 10^{-6}$	3 4	≤ 1 ^{β,γ} ≤ 1 ^{β,γ}
Τοπική άρδευση (π.χ. στάγδην) - Ψηλά φυτά - Χαμηλά φυτά	$\leq 10^{-6}$	2 4	Δεν προτείνεται όριο ^δ ≤ 1 ^γ

^α Όπου DALY (Disability Adjusted Life Years) ορίζεται ως μια μονάδα μέτρησης της πρόκλησης ανθρώπινης ασθένειας εξαιτίας της επαφής με το ανακτημένο λύμα. Ποσό ίσο με 10^{-6} DALY είναι αποδεκτό (δηλ. για 10^{-6} DALY δεν προκαλείται ασθένεια).

^β Όταν εκτίθενται παιδιά κάτω των 15 ετών, θα πρέπει για την προστασία της δημόσιας υγείας να λαμβάνονται αυστηρότερα μέτρα (π.χ. επεξεργασία των αποβλήτων έτσι ώστε η περιεκτικότητά τους σε αυγά ελμίνθων να είναι < 0.1 , χρήση προστατευτικού εξοπλισμού, κλπ.).

^γ Ένας αριθμητικός μέσος θα πρέπει να προσδιορίζεται κατά τη διάρκεια της αρδευτικής περιόδου. Η μέση τιμή του ≤ 1 αυγών ελμίνθων θα πρέπει να επαληθεύεται για το 90% των δειγμάτων.

^δ Κανένα προϊόν να μη συλλεχθεί από το έδαφος.

Πηγή: WHO, 2006

Τα όρια που περιγράφηκαν στον Πίνακα 6.4 μπορούν να επιτευχθούν με κατάλληλη επεξεργασία των λυμάτων. Ωστόσο σε ορισμένες περιπτώσεις συνιστάται και καλό πλύσιμο του αγροτικού προϊόντος πριν τη χρήση του. Εκτός των ορίων που

αναφέρονται σε παθογόνους παράγοντες, ο ΠΟΥ έθεσε και όρια που αναφέρονται σε χημικούς παράγοντες και παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.5.

Πίνακας 6.5: Μέγιστα ανεκτά όρια συγκεντρώσεων τοξικών συστατικών που θα πρέπει να εμφανίζονται σε έδαφος που αρδεύεται με επεξεργασμένο λύμα (ΠΟΥ 2006)

Τοξικά συστατικά	Μέγιστο ανεκτό όριο συγκέντρωσης (mg/kg)
Στοιχεία	
Αντιμόνιο	36
Αρσενικό	8
Βάριο	302
Βηρύλλιο	0.2
Βόριο	1.7
Κάδμιο	4
Φθόριο	635
Μόλυβδος	84
Υδράργυρος	7
Μολυβδαίνιο	0.6
Νικέλιο	107
Σελήνιο	6
Άργυρος	3
Θάλιο	0.3
Βανάδιο	47
Οργανικές ενώσεις	
Αλδρίνη	0.48
Βενζόλιο	0.14
Chlordane (απολυμαντικό)	3
Χλωροβενζόλιο	211
Χλωροφόρμιο	0.47
2,4-D	0.25
DDT	1.54
Διχλωροβενζόλιο	15
Διελδρίνη	0.17
Διοξίνες	0.00012
Επταχλώριο	0.18
Εξαχλωροβενζόλιο	1.40
Λιντάν (εντομοκτόνο)	12
Μεθοξυχλώρ	4.27
PCB	0.89
PAH	16
Πενταχλωροφαινόλη	14
Φθαλικά	13733
Πυρένιο	41
Στυρένιο	0.68
2,4,5-T	3.82
Τετραχλωροαιθάνιο	1.25
Τετραχλωροαιθυλένιο	0.54
Τολουόλιο	12
Τοξαφέν (εντομοκτόνο)	0.0013
Τριχλωροαιθάνιο	0.68

Πηγή: WHO, 2006

Εκτός των προδιαγραφών που μόλις περιγράφηκαν, ο ΠΟΥ πρότεινε και μέτρα που έχουν ως στόχο τη μείωση των κινδύνων για τη δημόσια υγεία. Αυτά σε γενικές γραμμές περιλαμβάνουν την εφαρμογή κατάλληλης επεξεργασίας των αποβλήτων, τη χρήση προστατευτικού εξοπλισμού (π.χ. γάντια, μπότες) κατά τη διαδικασία άρδευσης, τη χρήση μεθόδων άρδευσης που περιορίζουν τον κίνδυνο μόλυνσης (π.χ. σταγόνα), την μεσολάβηση ενός χρονικού διαστήματος μεταξύ των περιόδων άρδευσης, κ.ά. (WHO, 2006).

6.5 Κανονισμοί στις Ηνωμένες Πολιτείες

Η πραγματική αξία της ανάκτησης και επαναχρησιμοποίησης επεξεργασμένων αστικών υγρών αποβλήτων έχει αναγνωριστεί σε σχετικά λίγες χώρες σε παγκόσμιο επίπεδο. Μεταξύ αυτών είναι οι Ηνωμένες Πολιτείες, στις οποίες αναπτύχθηκαν εδώ και αρκετά χρόνια τόσο ομοσπονδιακές οδηγίες όσο και οδηγίες επιμέρους πολιτειών, όπως η Καλιφόρνια, η Αριζόνα, η Φλόριδα και το Τέξας. Οι ομοσπονδιακές οδηγίες περιλαμβάνουν τις οδηγίες της αμερικάνικης Υπηρεσίας Προστασίας Περιβάλλοντος (U.S. EPA), ενώ από τους πολιτειακούς κανονισμούς ως σημαντικότερος θεωρείται ο κανονισμός της πολιτείας της Καλιφόρνια, ο οποίος χρησιμοποιήθηκε ως πρότυπο και σε άλλες χώρες.

6.5.1 Οδηγίες της αμερικάνικης Υπηρεσίας Προστασίας Περιβάλλοντος

Η Υπηρεσία Προστασίας Περιβάλλοντος της Αμερικής έχει προτείνει οδηγίες για την ποιότητα του ανακτημένου νερού για αρκετές κατηγορίες επαναχρησιμοποίησης. Για κάθε κατηγορία προτείνονται βαθμοί επεξεργασίας, ελάχιστη ποιότητα και έλεγχος του ανακτημένου νερού, καθώς και αποστάσεις ασφαλείας από ευαίσθητα σημεία (Metcalf & Eddy, 2007a). Στον Πίνακα 6.6 παρουσιάζονται συνοπτικά οι πιο πρόσφατες οδηγίες της U.S. EPA που αφορούν την επαναχρησιμοποίηση λυμάτων για λόγους άρδευσης. Οι οδηγίες αυτές δημοσιεύτηκαν το 2004 και αναθεώρησαν σε πολύ μικρό βαθμό τις αντίστοιχες οδηγίες που είχαν δημοσιευτεί το 1992.

Πίνακας 6.6: Συνοπτική περιγραφή των προτεινόμενων οδηγιών της U.S. EPA για την επαναχρησιμοποίηση του νερού για άρδευση (2004)

Βαθμός επεξεργασίας	Τύπος επαναχρησιμοποίησης	Ποιότητα ανακτημένου νερού	Έλεγχος ανακτημένου νερού	Αποστάσεις ασφαλείας
Δευτεροβάθμια επεξεργασία ^α Διήθηση ^β Απολύμανση ^γ	Απεριόριστη αστική άρδευση, Άρδευση καλλιεργειών που καταναλώνονται ωμές	pH = 6-9 BOD ₅ ≤ 10 mg/L Θολότητα ^δ ≤ 2 NTU FC/100 mL ^ε = απουσία Υπολειμματικό Cl ₂ ^{στ} ≥ 1 mg/L	pH = εβδομαδιαίως BOD ₅ = εβδομαδιαίως Θολότητα = συνεχώς FC = ημερησίως Υπολειμματικό Cl ₂ = συνεχώς	15 m (50 ft) από φρεάτια πόσιμου νερού
Δευτεροβάθμια επεξεργασία ^α Απολύμανση ^γ	Άρδευση περιοχών περιορισμένης πρόσβασης, Άρδευση βρώσιμων καλλιεργειών που υφίστανται επεξεργασία πριν τη διάθεσή τους, Άρδευση μη βρώσιμων καλλιεργειών	pH = 6-9 BOD ₅ ≤ 30 mg/L TSS ≤ 30 mg/L FC/100 mL ^ε = 200 Υπολειμματικό Cl ₂ ^{στ} ≥ 1 mg/L	pH = εβδομαδιαίως BOD = εβδομαδιαίως TSS = ημερησίως FC = ημερησίως Υπολειμματικό Cl ₂ = συνεχώς	30 m (100 ft) από περιοχές δημόσιας πρόσβασης (για άρδευση με καταιονισμό) 90 m (300 ft) από φρεάτια πόσιμου νερού

^α Η δευτεροβάθμια επεξεργασία μπορεί να περιλαμβάνει εφαρμογή της μεθόδου της ενεργού ύλης, εφαρμογή βιοαντιδραστήρων αλλά και εφαρμογή λιμνών σταθεροποίησης. Σε κάθε περίπτωση η δευτεροβάθμια επεξεργασία πρέπει να παράγει εκροή με BOD₅ και SS ≤ 30 mg/L.

^β Η διήθηση περιλαμβάνει το πέρασμα της δευτεροβάθμιας εκροής από κλίνη άμμου, κόσκινο ή μεμβράνη.

^γ Ως απολύμανση ορίζεται η καταστροφή των παθογόνων παραγόντων με χημικά, φυσικά ή βιολογικά μέσα. Επίσης μπορεί να χρησιμοποιηθεί συνδυασμός των μέσων αυτών.

^δ Η προτεινόμενη τιμή θολότητας θα πρέπει να ικανοποιείται πριν την απολύμανση.

^ε Οι προτεινόμενες τιμές είναι διάμεσες τιμές που προκύπτουν από αναλύσεις 7 ημερών.

^{στ} Το προτεινόμενο όριο υπολειμματικού χλωρίου θα πρέπει να ικανοποιείται μετά από επαφή με το χλώριο για μισή ώρα.

Πηγή: U.S. EPA, 2004

6.5.2 Κανονισμός της πολιτείας της Καλιφόρνια

Οι κανονισμοί της πολιτείας της Καλιφόρνια είναι οι πρώτοι που αναπτύχθηκαν στις ΗΠΑ και χρονολογούνται από το 1918, ενώ είναι από τους πιο εκτεταμένους όσον αφορά τη δημόσια υγεία. Το Δεκέμβριο του 2000, η πολιτεία της Καλιφόρνια αναθεώρησε τα κριτήρια ανακύκλωσης του νερού, τα οποία συνοψίζονται στον Πίνακα 6.7, ενώ στον Πίνακα 6.8 παρουσιάζονται οι κυριότερες χρήσεις του ανακτημένου

νερού στην Καλιφόρνια σε ό,τι αφορά την άρδευση και οι βασικότερες μέθοδοι εφαρμογής του νερού (μέθοδοι άρδευσης) ανά χρήση.

Πίνακας 6.7: Κριτήρια της Καλιφόρνια για την ανάκτηση των λυμάτων

Κατηγορία ανακτημένου νερού	Ολικά Κολοβακτηρίδια (TC), MPN/100 mL	Θολότητα, NTU	Κατάλληλες χρήσεις
Τριτοβάθμια /Προχωρημένα ^α επεξεργασμένο και απολυμασμένο	< 2.2	2 μέσο 5 μέγιστο	Όλες οι χρήσεις που παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.2.
Δευτεροβάθμια επεξεργασμένο και απολυμασμένο-2.2	< 2.2	μη εφαρμόσιμο	Όλες οι χρήσεις που παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.2 εκτός από πάρκα και παιδικές χαρές ^β , βρώσιμες καλλιέργειες που έρχονται σε επαφή με το ανακτημένο νερό και εμπλουτισμό υπόγειου υδροφόρου.
Δευτεροβάθμια επεξεργασμένο και απολυμασμένο-23	< 23	μη εφαρμόσιμο	Ίδιοι περιορισμοί όπως στο δευτεροβάθμια επεξεργασμένο και απολυμασμένο. Εξαιρούνται η άρδευση μη βρώσιμων καλλιεργειών και η χρήση σε αυλές.
Δευτεροβάθμια επεξεργασμένο και μη απολυμασμένο ^γ	μη εφαρμόσιμο	μη εφαρμόσιμο	Στάγδην ή επιφανειακή άρδευση σανού, βαμβακιού, φυτειών οπωροφόρων δέντρων, δεντροκαλλιεργειών και ζαχαρότευτλων (προϊόντα που υφίστανται επεξεργασία πριν τη διάθεσή τους).

^α Διηθημένο μέσω φυσικών αδρανών υλικών ή διηθητικών μέσων, όπως άμμος ή γη διατόμων.

^β Αστικές περιοχές, όπως πάρκα, παιδικές χαρές, σχολικές αυλές, κήποι και γήπεδα γκολφ.

^γ Μη απολυμασμένα υγρά απόβλητα θεωρούνται τα υγρά απόβλητα στα οποία οι οργανικές ουσίες έχουν σταθεροποιηθεί και περιέχουν διαλυμένο οξυγόνο.

Πηγή: Metcalf & Eddy, 2007b

Πίνακας 6.8: Αντιπροσωπευτικές χρήσεις και μέθοδοι εφαρμογής του ανακτημένου νερού στην Καλιφόρνια σε ό,τι αφορά την άρδευση

Γενική χρήση	Περιορισμοί για την επιτρεπόμενη χρήση του ανακτημένου νερού			
	Τριτοβάθμια/ Προχωρημένα επεξεργασμένο και απολυμασμένο	Δευτεροβάθμια επεξεργασμένο και απολυμασμένο-2.2	Δευτεροβάθμια επεξεργασμένο και απολυμασμένο-23	Δευτεροβάθμια επεξεργασμένο και μη απολυμασμένο
<i>Άρδευση:</i>				
Πάρκων, παιδικών χαρών, σχολικών αυλών, κήπων, γηπέδων γκολφ	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά	Δεν επιτρέπεται	Δεν επιτρέπεται	Δεν επιτρέπεται
Περιορισμένης πρόσβασης γηπέδων γκολφ, νεκροταφείων, κοινόχρηστων χώρων	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά	Δεν επιτρέπεται
Μη βρώσιμης βλάστησης σε περιοχές με περιορισμένη δημόσια πρόσβαση ^α	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά ^α	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά ^α	Δεν επιτρέπεται
Γρασιδιού σε ακάλυπτους χώρους αγροκτημάτων	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά	Δεν επιτρέπεται
Διακοσμητικών χώρων για εμπορικές χρήσεις	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά	Δεν επιτρέπεται
Όλων των βρώσιμων καλλιεργειών	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά	Δεν επιτρέπεται	Δεν επιτρέπεται	Δεν επιτρέπεται
Βρώσιμων καλλιεργειών που δεν έρχονται σε επαφή με το ανακτημένο νερό υποεπιφανειακά	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά	Στάγδην ή επιφανειακά	Δεν επιτρέπεται	Δεν επιτρέπεται
Βοσκοτόπων για ζώα παραγωγής γάλακτος και άλλα ζώα	Καταιονισμός, στάγδην ή	Καταιονισμός, στάγδην ή	Καταιονισμός, στάγδην ή	Δεν επιτρέπεται

Γενική χρήση	Περιορισμοί για την επιτρεπόμενη χρήση του ανακτημένου νερού			
	Τριτοβάθμια/ Προχωρημένα επεξεργασμένο και απολυμασμένο	Δευτεροβάθμια επεξεργασμένο και απολυμασμένο-2.2	Δευτεροβάθμια επεξεργασμένο και απολυμασμένο-23	Δευτεροβάθμια επεξεργασμένο και μη απολυμασμένο
	επιφανειακά	επιφανειακά	επιφανειακά	
Σανού (π.χ. τριφύλλι), καλλιεργειών παραγωγής ινών (π.χ. βαμβάκι) και φυτειών που δεν προορίζονται για ανθρώπινη κατανάλωση	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά	Στάγδην ή επιφανειακά
Οπωροφόρων δέντρων και αμπελιών παραγωγής βρώσιμων καρπών	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά	Στάγδην ή επιφανειακά	Στάγδην ή επιφανειακά	Στάγδην ή επιφανειακά
Οπωροφόρων δέντρων και αμπελιών που δεν φέρουν βρώσιμους καρπούς και τη διάρκεια της άρδευσης	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά	Στάγδην ή επιφανειακά
Χριστουγεννιάτικων δέντρων και άλλων δέντρων που δεν παράγουν βρώσιμους καρπούς	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά	Στάγδην ή επιφανειακά
Βρώσιμων καλλιεργειών οι οποίες υποβάλλονται σε επεξεργασία, κατά την οποία καταστρέφονται οι παθογόνοι οργανισμοί, πριν τη διάθεσή τους για κατανάλωση (π.χ. ζαχαρότευτλα)	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά	Καταιονισμός, στάγδην ή επιφανειακά	Στάγδην ή επιφανειακά

^a Το δευτεροβάθμια επεξεργασμένο και απολυμασμένο-2.2 ανακτημένο νερό και το δευτεροβάθμια επεξεργασμένο και απολυμασμένο-23 ανακτημένο νερό είναι κατάλληλα για άρδευση δέντρων και μη βρώσιμης βλάστησης όπου: (α) το κοινό θα έχει πρόσβαση και έκθεση στο ανακτημένο νερό άρδευσης αντίστοιχες με αυτήν σε ένα γήπεδο γκολφ ή σε ένα νεκροταφείο και (β) τα παιδιά δεν έχουν άμεση πρόσβαση και επαφή με το νερό άρδευσης. Δεν υπάρχει καμία ανησυχία σχετικά με την πρόσβαση και την έκθεση όταν χρησιμοποιείται τριτοβάθμια επεξεργασμένο και απολυμασμένο νερό.

Πηγή: Metcalf & Eddy, 2007b

Ο στόχος του δυνητικά απαλλαγμένου από παθογόνα στελέχη ανακτημένου νερού (π.χ. τριτοβάθμια/προχωρημένα επεξεργασμένο και απολύμασμένο) που περιέχεται στα κριτήρια της Καλιφόρνια δεν θα πρέπει να ερμηνεύεται ως άποψη ότι η πρακτική χρησιμοποίησης τέτοιου νερού δεν εγκυμονεί κινδύνους. Υπάρχει πάντα μία στατιστική πιθανότητα μόλυνσης λόγω έκθεσης στο ανακτημένο νερό. Ωστόσο, η εφαρμογή της ανάκτησης και επαναχρησιμοποίησης του νερού δεν μπορεί να ερμηνευθεί ως επισφαλής σε σύγκριση με άλλες πηγές νερού, όπως ένα ρυπασμένο ποτάμι και ρυπασμένο νερό άρδευσης (βλ. Κεφάλαιο 5). Η ασφάλεια της εφαρμογής επαναχρησιμοποίησης του νερού προσδιορίζεται μέσω των αποδεκτών ορίων κινδύνου που τίθενται από τις νομοθετικές αρχές, οι οποίες είναι υπεύθυνες για την υγεία και την προστασία του περιβάλλοντος (Metcalf & Eddy, 2007b). Σε μια πρόσφατη προσπάθεια προσδιορισμού ορισμένων κριτηρίων ασφαλείας, η πολιτεία της Καλιφόρνια όρισε ότι (Αγγελάκης και Παρανυχιανάκης, 2005):

- δεν επιτρέπεται η άρδευση με ανακτημένα υγρά απόβλητα που δεν έχουν υποστεί απολύμανση σε απόσταση 50 m από οποιοδήποτε γεώτρηση πόσιμου νερού.
- για εκροές δευτεροβάθμιας επεξεργασίας που έχουν δεχτεί απολύμανση, η παραπάνω απόσταση μειώνεται στα 30 m.
- για εκροές τριτοβάθμιας/προχωρημένης επεξεργασίας (δευτεροβάθμια επεξεργασία, διήθηση και απολύμανση), η ανωτέρω απόσταση πρέπει να είναι 15 m.
- δεν επιτρέπεται η αποθήκευση επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων που έχουν δεχτεί τριτοβάθμια/προχωρημένη επεξεργασία σε απόσταση μικρότερη από 30 m από κατοικίες ή μέρη όπου είναι ιδιαίτερα αυξημένος ο κίνδυνος να συμβεί τυχαία έκθεση.

Παρά το γεγονός ότι τα κριτήρια ανάκτησης λυμάτων της Καλιφόρνια που παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.7 δεν έχουν σαφή επιδημιολογικά στοιχεία για την πλήρη αποτίμηση των κινδύνων επαναχρησιμοποίησης του νερού, τα κριτήρια αυτά ισχύουν από το 1978 ως αξιόπιστα και υποχρεωτικά. Πρόσθετα μέτρα ασφαλείας που έχουν χρησιμοποιηθεί σε εφαρμογές επαναχρησιμοποίησης για μη πόσιμο νερό περιλαμβάνουν: (α) εγκατάσταση ξεχωριστού συστήματος αποθήκευσης και διανομής πόσιμου νερού, (β) χρήση ταυτοποίησης σωληνώσεων με χρωματισμό (συνήθως ερυθρό) και ενδείξεων για να ξεχωρίζει το σύστημα διανομής του ανακτημένου λύματος από το πόσιμο νερό, (γ) προληπτικούς μηχανισμούς διασταυρώσεων και αποστάσεων ασφαλείας, (δ) περιοδική χρήση έγχρωμων ανιχνευτών για την ανίχνευση ρύπανσης του δικτύου πόσιμου νερού με ανακτημένο λύμα λόγω διασταυρώσεων και

(ε) άρδευση σε ώρες που είναι μειωμένες οι πιθανότητες επαφής με τους ανθρώπους (Metcalf & Eddy, 2007b).

6.6 Νομοθεσία στον Ευρωπαϊκό χώρο και στις χώρες της Μεσογείου

Στον Ευρωπαϊκό χώρο και ειδικότερα στην Ευρωπαϊκή Ένωση (ΕΕ) δεν υπάρχει ενιαίο θεσμικό πλαίσιο που να κατοχυρώνει την επαναχρησιμοποίηση αστικών υγρών αποβλήτων για ωφέλιμες χρήσεις. Η μόνη αναφορά, η οποία είναι αρκετά γενικόλογη, γίνεται στην Οδηγία 91/271/ΕΚ “...περί της επεξεργασίας υγρών αποβλήτων”, όπου στο άρθρο 12, §1 αναφέρεται ότι: «*Τα επεξεργασμένα αστικά υγρά απόβλητα πρέπει να επαναχρησιμοποιούνται, όποτε είναι σκόπιμο*». Πολλές είναι οι αιτίες μη θέσπισης ενός ενιαίου νομοθετικού πλαισίου, η σημαντικότερη όμως σχετίζεται με την ύπαρξη διαφοροποιήσεων σε ό,τι αφορά τη διαθεσιμότητα των υδατικών πόρων και τις χρήσεις τους μεταξύ των βορείων, των κεντρικών και των νοτίων χωρών-μελών της ΕΕ (Αγγελάκης και Παρανυχιανάκης, 2005).

Η επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων αστικών υγρών αποβλήτων εμφανίζεται ως ελκυστική λύση κυρίως στη Νότια Ευρώπη και τις χώρες της Μεσογείου, όπου η χρήση ανακτημένων λυμάτων για άρδευση ήδη εφαρμόζεται σε αρκετές περιπτώσεις. Η πλειονότητα των χωρών αυτών έχει υιοθετήσει ή προωθεί τη θέσπιση κριτηρίων, συχνά όμως με τη μορφή όχι συγκεκριμένης και σε εθνική κλίμακα δεσμευτικής νομοθεσίας αλλά με τη μορφή οδηγιών ανά περιοχή. Για παράδειγμα στη Γαλλία, στην Κύπρο, στην Τυνησία και στο Ισραήλ έχουν υιοθετηθεί οδηγίες και κριτήρια ανάκτησης και επαναχρησιμοποίησης των λυμάτων σε εθνική κλίμακα, ωστόσο στην Ιταλία και στην Ισπανία υπάρχουν και επιμέρους οδηγίες και κριτήρια που ισχύουν σε κάποιες περιοχές (π.χ. Σικελία, Εμιλία Ρομάνα και Απουλία στην Ιταλία και Ανδαλουσία, Βαlearίδες νήσοι και Καταλονία στην Ισπανία) (Bixio et al., 2006, Bahri and Brissaud, 2004). Από τα παραπάνω, το πρόβλημα που διαφαίνεται είναι ότι στις χώρες της Νότιας Ευρώπης και της Μεσογείου, που αντιμετωπίζουν και παρόμοια προβλήματα έλλειψης υδατικών πόρων λόγω αυξημένης ζήτησης για άρδευση και ικανοποίηση των τουριστικών απαιτήσεων, υπάρχει ένα αφενός κατακερματισμένο νομοθετικό πλαίσιο για χρήση των ανακτημένων λυμάτων σε κάποιες χώρες, αφετέρου δε στις υπόλοιπες χώρες δεν έχουν θεσπισθεί μέχρι στιγμής καθόλου κριτήρια. Για το λόγο αυτό οι Bahri and Brissaud (2004) στην εργασία τους σχετικά με τις δυνατότητες

χρήσης ανακτημένων λυμάτων στις χώρες της Μεσογείου προτείνουν τη θέσπιση ενιαίων κριτηρίων ποιότητας για τη χρήση ανακτημένου λύματος για ωφέλιμους σκοπούς στις χώρες αυτές. Τα κριτήρια που προτείνουν δεν είναι ιδιαίτερα αυστηρά, ιδιαίτερα εάν συγκριθούν με αυτά της πολιτείας της Καλιφόρνια. Ωστόσο, η ύπαρξη διαφοροποιήσεων σε ό,τι αφορά το διοικητικο-οικονομικό καθεστώς στις χώρες της Μεσογείου (Νότια Ευρώπη, Βόρεια Αφρική, Μέση Ανατολή) αλλά και η ύπαρξη έντονων διαφοροποιήσεων στην κουλτούρα των λαών μεταξύ των περισσότερων από τις χώρες αυτές αναμένεται να συμβάλλουν αρνητικά στην προσπάθεια για ανάπτυξη ενιαίου νομοθετικού πλαισίου σχετικά με την ανάκτηση των λυμάτων στην περιοχή της Μεσογείου.

Στον Πίνακα 6.9 παρουσιάζεται η κατάσταση σε ό,τι αφορά τη θέσπιση κριτηρίων σε διάφορες χώρες της Μεσογείου, ενώ στους Πίνακες 6.10, 6.11, 6.12 αναφέρονται κάποια παραδείγματα εθνικών οδηγιών από χώρες της Μεσογείου που καθορίζουν κριτήρια επαναχρησιμοποίησης επεξεργασμένων λυμάτων. Σε ό,τι αφορά τον Πίνακα 6.9, τονίζεται ότι τα στοιχεία αφορούν το 2005, ενώ κάποιες από τις εν λόγω χώρες μπορεί πιο πρόσφατα να θεσμοθέτησαν ανάλογα κριτήρια (π.χ. Ελλάδα).

Πίνακας 6.9: Θεσμοθέτηση ή μη κριτηρίων σε χώρες της Μεσογείου

Χώρες	Θεσμοθέτηση κριτηρίων	Σχεδιάζεται θεσμοθέτηση κριτηρίων	Δεν υφίστανται κριτήρια
Αλβανία			√
Αλγερία		√	
Βοσνία-Ερζεγοβίνη			√
Κροατία			√
Κύπρος	√		
Αίγυπτος		√	
Γαλλία	√		
Ελλάδα		√	
Ισραήλ	√		
Ιταλία	√		
Λίβανος		√	
Λιβύη		√	
Μάλτα		√	
Μονακό			√
Μαρόκο		√	
Σλοβενία			√
Ισπανία	√		
Συρία		√	
Τυνησία	√		
Τουρκία	√		

Πηγή: Αγγελάκης και Παρανυχιανάκης, 2005

Πίνακας 6.10: Ποιοτικά κριτήρια που καθορίζουν τη δυνατότητα επαναχρησιμοποίησης επεξεργασμένων λυμάτων για άρδευση στην Κύπρο

Είδος άρδευσης	BOD ₅ (mg/L)	SS (mg/L)	Περιττωματικά κολοβακτηρίδια / 100 mL	Απαιτούμενη επεξεργασία
Χώροι αναψυχής με ελεύθερη πρόσβαση στο κοινό	10* 15**	10* 15**	50* 100**	Δευτεροβάθμια και τριτοβάθμια/προχωρημένη επεξεργασία με απολύμανση
Καλλιέργειες που προορίζονται για ανθρώπινη κατανάλωση	A)20* 30**	30* 45**	200* 1000**	Δευτεροβάθμια επεξεργασία, αποθήκευση > 7 ημέρες και απολύμανση ή προχωρημένη επεξεργασία και απολύμανση
Χώροι αναψυχής με περιορισμένη πρόσβαση στο κοινό	B) -	-	200* 1000**	Λίμνες σταθεροποίησης-ωρίμανσης με χρόνο παραμονής > 30 ημέρες ή δευτεροβάθμια επεξεργασία και αποθήκευση > 30 ημέρες
Καλλιέργειες για ζωοτροφές	A)20* 30**	30* 45**	1000* 5000**	Δευτεροβάθμια επεξεργασία και αποθήκευση > 7 ημέρες ή προχωρημένη επεξεργασία και απολύμανση
	B) -	-	1000*	Λίμνες σταθεροποίησης-ωρίμανσης με χρόνο παραμονής > 30 ημέρες ή δευτεροβάθμια επεξεργασία και αποθήκευση > 30 ημέρες
Βιομηχανικές καλλιέργειες	A)50* 70**	- -	3000* 10000**	Δευτεροβάθμια επεξεργασία και απολύμανση
	B) -	-	3000* 10000**	Λίμνες σταθεροποίησης-ωρίμανσης με χρόνο παραμονής > 30 ημέρες ή δευτεροβάθμια επεξεργασία και αποθήκευση > 30 ημέρες

A. Εφαρμογή μηχανικών μεθόδων επεξεργασίας (π.χ. ενεργός ιλύς).

B. Εφαρμογή λιμνών σταθεροποίησης.

* Οι συγκεκριμένες τιμές δεν πρέπει να ξεπερνώνται για το 80% των δειγμάτων μηνιαίως.

** Μέγιστη επιτρεπόμενη τιμή.

Παρατήρηση 1. Η άρδευση λαχανικών απαγορεύεται.

Παρατήρηση 2. Η άρδευση καλλωπιστικών φυτών για λόγους εμπορίου απαγορεύεται.

Παρατήρηση 3. Απαγορεύεται η ύπαρξη στις εκροές ουσιών για τις οποίες έχει αποδειχθεί ότι βιοσυσσωρεύονται στα βρώσιμα μέρη των καλλιεργειών και είναι τοξικά για τον άνθρωπο ή τα ζώα.

Πηγή: Papadopoulos, 1997

Πίνακας 6.11: Εθνικά και τοπικά κριτήρια για επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων λυμάτων στην Ιταλία

Περιγραφή	Κριτήρια ποιότητας	
	Μικροβιακή ποιότητα	Άλλες παράμετροι
Εθνικά κριτήρια <ul style="list-style-type: none"> • Καλλιέργειες που καταναλώνονται ωμές (απεριόριστη άρδευση) • Βοσκότοποι (περιορισμένη άρδευση) 	2 TC / 100 mL ^a 20 TC / 100 mL	
Απουλία <ul style="list-style-type: none"> • Απεριόριστη άρδευση • Περιορισμένη άρδευση 	2 TC / 100 mL 20 TC / 100 mL	BOD ₅ = 15 mg/L, COD = 40 mg/L, TSS = 10 mg/L, υπολειμματικό Cl ₂ = 0.2 mg/L, pH = 6.5-8.5
Εμιλία Ρομάνα <ul style="list-style-type: none"> • Απεριόριστη άρδευση • Περιορισμένη άρδευση 	2 TC / 100 mL 20 TC / 100 mL	
Σικελία <ul style="list-style-type: none"> • Περιορισμένη άρδευση 	3000 TC / 100 mL 1000 FC / 100 mL 1 αυγό ελμίνθων / L	BOD ₅ = 40 mg/L, COD = 160 mg/L, TSS = 30 mg/L, pH = 6.5-8.5

^a Στα νέα εθνικά κριτήρια, έτσι όπως αυτά αναθεωρήθηκαν πρόσφατα, ορίζεται για την απεριόριστη άρδευση μέγιστο επιτρεπόμενο όριο παρουσίας της *E. coli* τα 10 MPN / 100 mL.

Πηγή: Bonomo et al., 1999

Πίνακας 6.12: Κριτήρια για επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων λυμάτων στο Ισραήλ

Παράμετροι	Είδη καλλιέργειών			
	Βαμβάκι, ζαχαρότευτλα, ξηρές ζωοτροφές, δάση	Πράσινες ζωοτροφές, ελιές, φιστικιές, εσπεριδοειδή, μπανανιές, αμυγδαλιές, καρυδιές	Φυλλοβόλα δέντρα ^a , κονσερβοποιημένα λαχανικά, λαχανικά που μαγειρεύονται ή έχουν φλούδα, πράσινες ζώνες, γήπεδα ποδοσφαίρου και γκολφ	Λαχανικά που τρώγονται ωμά, πάρκα με ελεύθερη είσοδο στο κοινό, γκαζόν
<i>Ποιότητα εκροής</i>				
Ολικό BOD ₅ (mg/L)	60 ^b	45 ^b	35	15
Διαλυμένο BOD ₅ (mg/L)	-	-	20	10
SS (mg/L)	50 ^b	40 ^b	30	15
DO (mg/L)	0.5	0.5	0.5	0.5
Κολοβακτηριοειδή / 100 mL	-	-	250	12 (80%) 2.2 (50%)
Υπολειμματικό Cl ₂ (mg/L)	-	-	0.15	0.5

Παράμετροι	Είδη καλλιεργειών			
	Βαμβάκι, ζαχαρότευτλα, ξηρές ζωοτροφές, δάση	Πράσινες ζωοτροφές, ελιές, φιστικιές, εσπεριδοειδή, μπανανιές, αμυγδαλιές, καρυδιές	Φυλλοβόλα δέντρα ^α , κονσερβοποιημένα λαχανικά, λαχανικά που μαγειρεύονται ή έχουν φλούδα, πράσινες ζώνες, γήπεδα ποδοσφαίρου και γκολφ	Λαχανικά που τρώγονται ωμά, πάρκα με ελεύθερη είσοδο στο κοινό, γκαζόν
<i>Απαιτούμενη επεξεργασία</i>				
Διήθηση σε φίλτρο άμμου				Απαιτείται
Χλωρίωση (ελάχιστος χρόνος επαφής, min)			60	120
<i>Αποστάσεις ασφαλείας</i>				
Από κατοικημένες περιοχές (m)	300	250	-	-
Από ασφαλτοστρωμένους δρόμους (m)	30	25	-	-

^α Η άρδευση πρέπει να σταματήσει 2 εβδομάδες πριν τη συγκομιδή καρπών, ενώ οι καρποί δεν πρέπει να συλλέγονται από το έδαφος.

^β Διαφορετικά όρια θα τεθούν εάν έχουμε επεξεργασία σε δεξαμενές σταθεροποίησης με χρόνο παραμονής τουλάχιστον 15 ημέρες.

Πηγή: Angelakis et al., 1999

6.7 Νομοθεσία σε άλλες χώρες

Κανονισμοί και οδηγίες σχετικά με τον καθορισμό προδιαγραφών επαναχρησιμοποίησης επεξεργασμένων λυμάτων έχουν εκδοθεί και σε άλλες χώρες παγκοσμίως, μεταξύ αυτών η Αυστραλία, η Ιαπωνία, η Νότιος Αφρική, ο Καναδάς, η Σαουδική Αραβία κ.ά. (Αγγελάκης και Παρανυχιανάκης, 2005, Exall, 2004, Abu-Rizaiza, 1999). Ειδικότερα στην Ιαπωνία, σε αντίθεση με άλλες χώρες, η επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων λυμάτων έχει αποκτήσει έναν σαφή προσανατολισμό προς αστικές εφαρμογές και για το λόγο αυτό οι κύριες κατηγορίες επαναχρησιμοποίησης αστικών υγρών αποβλήτων που καλύπτονται από αντίστοιχους κανονισμούς περιλαμβάνουν την αναβάθμιση υποβαθμισμένων περιβαλλοντικών αποδεκτών, τον καθαρισμό τουαλετών, τη βιομηχανική χρήση και την παραγωγή χιονιού (Αγγελάκης και Παρανυχιανάκης, 2005).

Σε γενικές γραμμές, η πλειονότητα των παραπάνω κανονισμών επηρεάστηκε από τις οδηγίες που εκδόθηκαν στις Ηνωμένες Πολιτείες και κυρίως από τον κανονισμό της Καλιφόρνια.

6.8 Κριτική των κανονισμών που αναπτύχθηκαν σε παγκόσμιο επίπεδο

Από την ανάλυση που μόλις προηγήθηκε, γίνεται σαφές ότι οι περισσότεροι κανονισμοί επαναχρησιμοποίησης των λυμάτων που αναπτύχθηκαν παγκοσμίως καθορίζουν κυρίως προδιαγραφές για συγκεκριμένες κατηγορίες παθογόνων μικροοργανισμών (π.χ. κολοβακτηριοειδή, έλμινθες), ενώ λίγες είναι αυτές που καθορίζουν και κριτήρια για φυσικοχημικές παραμέτρους. Παραλείπονται λοιπόν σημαντικές κατηγορίες παθογόνων μικροοργανισμών, όπως για παράδειγμα οι ιοί εντερικής προέλευσης και τα πρωτόζωα, σημαντικές κατηγορίες φυσικοχημικών χαρακτηριστικών και κριτήρια που σχετίζονται με την τοξικότητα των ανακτημένων λυμάτων. Σε μια έρευνα μάλιστα σχετικά με την εξακρίβωση ύπαρξης συγκεκριμένων κατηγοριών παθογόνων μικροοργανισμών σε ανακτημένα λύματα διαπιστώθηκαν σημαντικοί αριθμοί ιών και πρωτόζωων στο λύμα (Harwood et al., 2005). Λαμβάνοντας τα προηγούμενα υπόψη, καθίσταται σαφές ότι οι κανονισμοί ανάκτησης και επαναχρησιμοποίησης των λυμάτων θα πρέπει να αναθεωρηθούν ως ένα βαθμό και να συμπεριλάβουν μεγαλύτερο αριθμό παραμέτρων έτσι ώστε ο έλεγχος του ανακυκλωμένου νερού να είναι περισσότερο ολοκληρωμένος. Επίσης, ορισμένοι ερευνητές προτείνουν την ενσωμάτωση στους κανονισμούς επαναχρησιμοποίησης λυμάτων κι άλλων στοιχείων. Τέτοια στοιχεία περιλαμβάνουν την ανάπτυξη πρότυπων εργαλείων που θα επιτρέπουν τον άμεσο έλεγχο των περιβαλλοντικών επιπτώσεων που προκαλεί η διάθεση ανακτημένου λύματος για ωφέλιμους σκοπούς (π.χ. βιοδοκιμές τοξικότητας), την πρόταση για συγκεκριμένες προληπτικές μεθόδους που μπορούν να μειώσουν τον κίνδυνο μόλυνσης από επαφή με ανακτημένο λύμα και τέλος, την ανάπτυξη πρότυπων αναλύσεων επικινδυνότητας και οικονομοτεχνικών αναλύσεων σχετικά με τη χρήση ανακτημένου λύματος (Salgot et al., 2003). Επίσης το ζήτημα της κοινωνικής αποδοχής θεωρείται από αρκετούς ερευνητές κεφαλαιώδους σημασίας και μάλιστα στην Αυστραλία προτείνεται η ενσωμάτωση του προβλήματος της κοινωνικής αποδοχής στο ζήτημα της επαναχρησιμοποίησης λυμάτων στο αντίστοιχο διοικητικο-νομικό καθεστώς της χώρας, κυρίως μέσω διευκόλυνσης των

τοπικών κοινωνιών να συμμετέχουν στη λήψη αποφάσεων σε προβλήματα σχεδιασμού έργων ανάκτησης λυμάτων (Steneke et al., 2006).

7. ΕΦΑΡΜΟΓΕΣ ΕΠΑΝΑΧΡΗΣΙΜΟΠΟΙΗΣΗΣ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΜΕΝΩΝ ΛΥΜΑΤΩΝ ΣΕ ΠΑΓΚΟΣΜΙΟ ΕΠΙΠΕΔΟ

7.1 Γενικά

Η άρδευση γεωργικών εκτάσεων και χώρων πρασίνου με ανακτημένα λύματα έχει αναπτυχθεί σε αρκετές χώρες παγκοσμίως. Υπάρχουν παραδείγματα εφαρμογών στις Ηνωμένες Πολιτείες, στον Καναδά, στην Αυστραλία, σε Ευρωπαϊκές χώρες, καθώς και σε Αφρικανικά κράτη. Ωστόσο οι περισσότερες και σημαντικότερες εφαρμογές έχουν πραγματοποιηθεί σε χώρες και περιοχές ξηρικές και ημιξηρικές, μεταξύ αυτών πολλές πολιτείες των Ηνωμένων Πολιτειών και οι περισσότερες χώρες που βρίσκονται στην περιοχή της Μεσογείου (Νότια Ευρώπη, Βόρεια Αφρική, Μέση Ανατολή).

7.2 Ηνωμένες Πολιτείες

Η άρδευση καλλιεργειών αναπτύχθηκε στις Ηνωμένες Πολιτείες κατά μήκος των ξηρικών εκτάσεων των δυτικών Πολιτειών. Στις υγρές ανατολικές περιοχές των ΗΠΑ η άρδευση χρησιμοποιήθηκε για τη συμπλήρωση του βρόχινου νερού, για την ανάπτυξη φυτειών ανθών, την αύξηση της απόδοσης των καλλιεργειών και τη μείωση του κινδύνου καταστροφής των καλλιεργειών εξαιτίας περιόδων ξηρασίας (Metcalf & Eddy, 2007b). Στην περιοχή Monterey της Καλιφόρνια αναπτύχθηκε το 1976 μια πιλοτική εφαρμογή χρήσης ανακτημένου λύματος για αγροτική άρδευση και η οποία με κάποιες παραλλαγές λειτουργεί μέχρι και σήμερα. Οι καλλιέργειες που αρδεύτηκαν περιλαμβάνουν διάφορα λαχανικά (π.χ. αγκινάρα, μπρόκολο, μαρούλι, σέλινο, κ.ά.) ενώ χρησιμοποιήθηκε προχωρημένα επεξεργασμένο λύμα (κροκίδωση, επίπλευση, διήθηση) για την άρδευση. Τα αποτελέσματα, μετά από 20 χρόνια εφαρμογής, έδειξαν ότι δεν υπήρχε ουσιαστικός κίνδυνος, τόσο περιβαλλοντικός όσο και δημόσιας υγείας, από τη χρήση ανακτημένου λύματος για άρδευση. Σε παρόμοια συμπεράσματα κατέληξε και μια άλλη πιλοτική εφαρμογή στην περιοχή του Orlando της Αριζόνα όπου αρδεύτηκαν οπωροφόρα δένδρα. Στην περίπτωση αυτή αρχικά υπήρχαν αντιδράσεις από τους

κατοίκους της περιοχής και τους αγρότες και οι οποίες εν συνεχεία κάμφθηκαν μετά τη δημοσίευση σχετικών ερευνητικών αποτελεσμάτων (Metcalf & Eddy, 2007a). Άλλες πιλοτικές εφαρμογές για αγροτική άρδευση αναπτύχθηκαν στην περιοχή Tallahassee της Φλόριδα και στην περιοχή Durbin Creek της νότιας Καρολίνα. Αξίζει να αναφερθεί ότι η εφαρμογή στο Tallahassee της Φλόριδα αναπτύχθηκε πολύ νωρίς, μόλις το 1966, ενώ δεν δημιουργήθηκε κάποιο ιδιαίτερο πρόβλημα κατά τη διάρκεια όλων των ετών της λειτουργίας της (U.S. EPA, 2004).

Τα τελευταία χρόνια (κυρίως από τη δεκαετία του '90 και μετά) μια σημαντική χρήση του ανακτημένου νερού που αναπτύσσεται στις ΗΠΑ είναι η άρδευση χώρων πρασίνου και γηπέδων γκολφ στο αστικό περιβάλλον. Για παράδειγμα, στο Λος Άντζελες επαναχρησιμοποιείται ένα μέρος των επεξεργασμένων λυμάτων για αστικές χρήσεις και μάλιστα έχει τεθεί ως στόχος να επαναχρησιμοποιείται σε διάφορες χρήσεις το 40% των επεξεργασμένων λυμάτων της πόλης μέσα στα επόμενα 20 χρόνια (<http://www.waterencyclopedia.com>). Στην πόλη St. Petersburg της Φλόριδα επαναχρησιμοποιείται η συνολική ποσότητα των επεξεργασμένων λυμάτων για διάφορες αστικές χρήσεις, πλην της πόσης. Όσον αφορά την αστική άρδευση, στη συγκεκριμένη πόλη έχει κατασκευασθεί διπλό σύστημα διανομής, ένα για το πόσιμο νερό κι ένα για τα επεξεργασμένα λύματα, για την άρδευση τόσο δημόσιων χώρων (π.χ. πάρκα, κλπ.) όσο και γηπέδων γκολφ. Η χρήση μάλιστα του ανακτημένου λύματος έχει καταστεί αναπόσπαστο στοιχείο της πολιτικής διαχείρισης των υδάτινων πόρων στη συγκεκριμένη πόλη, κυρίως εξαιτίας των περιοδικών ξηρασιών που αντιμετωπίζει η περιοχή αυτή των ΗΠΑ (<http://www.waterencyclopedia.com>, Metcalf & Eddy, 2007a). Ανάλογες εφαρμογές, μικρότερης όμως έκτασης, έχουν αναπτυχθεί στην περιοχή El Dorado Hills της Καλιφόρνια, στην περιοχή του θεματικού πάρκου της Walt Disney στη Φλόριδα, στην περιοχή Yelm της Ουάσιγκτον και στην περιοχή El Paso του Τέξας (Metcalf & Eddy, 2007a, U.S. EPA, 2004).

Κλείνοντας αξίζει να αναφερθεί ότι στις ΗΠΑ αναπτύχθηκαν και πιλοτικές εφαρμογές που αφορούν έμμεση επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων για πόση. Τρεις τέτοιες περιπτώσεις αναφέρονται: η περίπτωση στο Denver του Κολοράντο, η περίπτωση στην Tampra της Φλόριδα και η περίπτωση στο San Diego της Καλιφόρνια. Στο Denver λειτούργησε μια πιλοτική εφαρμογή για αρκετά χρόνια (20 έτη) και το παραγόμενο νερό, σε πολλές περιπτώσεις, ήταν καλύτερης ποιότητας από το υπάρχον πόσιμο. Στην περίπτωση του San Diego χρησιμοποιήθηκε ανακτημένο λύμα που είχε υποστεί δευτεροβάθμια επεξεργασία και εν συνεχεία κροκίδωση, διήθηση, απολύμανση

με UV, ρύθμιση του pH, επιπλέον διήθηση και αντίστροφη όσμωση. Εν συνεχεία διοχετεύτηκε στον υπόγειο υδροφόρο από τον οποίο αντλούνταν το νερό για την ύδρευση της πόλης. Το παραγόμενο νερό ήταν καλής ποιότητας, με αποτέλεσμα τέτοιου είδους νερό να χρησιμοποιείται ακόμη και σήμερα για την ύδρευση της πόλης (U.S. EPA, 2004). Τα τελευταία χρόνια έχουν διεξαχθεί κι άλλες μελέτες που αφορούν τη δυνατότητα χρήσης ανακτημένου λύματος για έμμεση πόση στην πόλη του San Diego, ενώ σχεδιάζεται η ολοένα και μεγαλύτερη χρήση τέτοιου είδους υδάτινου πόρου με ορίζοντα το 2010 (Metcalf & Eddy, 2007a).

Παρά τις όποιες εφαρμογές επαναχρησιμοποίησης που αναπτύχθηκαν και συνεχίζουν να αναπτύσσονται στις ΗΠΑ, το γεγονός που πρέπει να τονιστεί είναι ότι στην πλειονότητα των περιπτώσεων και ιδιαίτερα στην πολιτεία της Καλιφόρνια έχουν αναπτυχθεί ιδιαίτερα σύγχρονες και εξελιγμένες τεχνολογίες ανάκτησης υγρών αποβλήτων, σε αντίθεση με τις Ευρωπαϊκές χώρες, τις οποίες θα περιγράψουμε στη συνέχεια και στις οποίες η γνώση σχετικά με τις τεχνολογίες ανάκτησης υγρών αποβλήτων είναι περιορισμένη (Angelakis et al., 2003).

7.3 Ευρωπαϊκή Ένωση

Στην Ευρωπαϊκή Ένωση αρκετές χώρες αντιμετωπίζουν ή αναμένεται να αντιμετωπίσουν στο μέλλον σημαντικά προβλήματα έλλειψης υδατικών πόρων διότι η αναλογία του όγκου των διαθέσιμων ανανεώσιμων υδατικών πόρων προς τις συνολικές βροχοπτώσεις και χιονοπτώσεις ανά έτος συνεχώς αυξάνει τα τελευταία χρόνια (Angelakis et al, 2003). Ο λόγος έγκειται κυρίως στη συνεχόμενη μείωση των βροχοπτώσεων και χιονοπτώσεων στις περισσότερες χώρες, κυρίως της Νότιας Ευρώπης, τα τελευταία χρόνια (Nurizzo, 2003). Μεταξύ των χωρών όπου η παραπάνω αναλογία συνεχώς αυξάνει συγκαταλέγονται το Βέλγιο, η Ολλανδία, η Γερμανία, η Ισπανία, η Ιταλία, η Γαλλία, η Πορτογαλία, η Ουγγαρία, η Βουλγαρία, η Ρουμανία, η Ελλάδα, η Ουκρανία, η Πολωνία και το Ηνωμένο Βασίλειο. Εκτός αυτού, σε ορισμένες περιοχές της Ελλάδας, της Βουλγαρίας, της Γαλλίας και της Πορτογαλίας η κατάσταση γίνεται δραματική για κάποιους μήνες του χρόνου, μια και έχει παρατηρηθεί η ανωτέρω αναλογία να παίρνει την τιμή 1 (Angelakis et al., 2003).

Στον Πίνακα 7.1 παρουσιάζονται κάποια βασικά στοιχεία σχετικά με τη διαθεσιμότητα των υδάτινων πόρων σε διάφορες ευρωπαϊκές χώρες.

Πίνακας 7.1: Στοιχεία σχετικά με τη χρήση νερού σε διάφορες ευρωπαϊκές χώρες

Χώρα	Συνολική χρήση νερού (Mm ³ /έτος)	Αγροτική χρήση νερού (Mm ³ /έτος)	Αγροτική χρήση νερού (ως ποσοστό % της συνολικής χρήσης)	Περίοδος άρδευσης	Ετήσια βροχόπτωση (mm/έτος)
Αυστρία	2100	21	0.99	1998	1110
Κύπρος	240	170	71	1994	498
Τσεχία	2600	55	2.1	1998	677
Δανία	1300	540	42	1998	703
Εσθονία	160	8	4.9	1995	626
Φινλανδία	2500	66	2.7	1998	537
Γαλλία	40000	3900	10	1998	867
Γερμανία	47000	9300	20	1998	700
Ελλάδα	7800	6200	81	1998	652
Ουγγαρία	7600	2500	32	1998	589
Ιταλία	44000	20000	45	1998	832
Λετονία	290	36	12	1995	641
Λιθουανία	270	18	6.6	1995	656
Μάλτα	60	14	25	1990	383
Ολλανδία	7900	2700	34	1998	778
Πολωνία	16000	1400	8.3	1998	600
Πορτογαλία	11000	8800	78	1998	855
Ισπανία	36000	24000	68	1998	636
Σουηδία	3000	260	8.9	1998	624
Ελβετία	4510	120	16	2000	
Ηνωμένο Βασίλειο	9500	280	2.9	1998	1220

Πηγή: Angelakis and Durham, 2008

Σε ό,τι αφορά τις πρακτικές επαναχρησιμοποίησης επεξεργασμένων λυμάτων στην ΕΕ, η κατάσταση διαφοροποιείται ανάλογα με το εάν έχουν θεσπισθεί ή όχι κανονισμοί στις αντίστοιχες χώρες. Το γεγονός αυτό είναι λογικό για το λόγο ότι η ύπαρξη κανονισμών είναι αυτή που κρίνει και επηρεάζει σημαντικά το βαθμό υιοθέτησης πρακτικών ανάκτησης και επαναχρησιμοποίησης επεξεργασμένων λυμάτων σε μια χώρα. Από μια γενική επισκόπηση, η οποία παρουσιάζεται στη συνέχεια, προέκυψε ότι οι περισσότερες χώρες οι οποίες ανέπτυξαν ή μελετούν να αναπτύξουν κανονισμούς επαναχρησιμοποίησης επεξεργασμένων λυμάτων βρίσκονται στην περιοχή της Μεσογείου (βλ. Κεφάλαιο 6) και εμφανίζουν σημαντική αγροτική παραγωγή κι άρα σημαντική κατανάλωση νερού για αγροτική άρδευση (βλ. Πίνακα 7.1). Άλλωστε στην περιοχή αυτή καταναλώνεται ή αναμένεται να καταναλωθεί το μεγαλύτερο ποσοστό ανακτημένων λυμάτων που παράγονται σε όλη την Ευρώπη, την Τουρκία και το Ισραήλ. Συγκεκριμένα, πέντε χώρες, μεταξύ αυτών η Ισπανία, η Ιταλία, η Βουλγαρία, το Ισραήλ και η Τουρκία αναμένεται να καταναλώσουν το 85% των ποσοτήτων ανακτημένων λυμάτων που αναμένεται να παραχθούν στο άμεσο μέλλον σε όλη την Ευρώπη, την Τουρκία και το Ισραήλ. Επίσης, η Γαλλία, το Βέλγιο, η Γερμανία, η Πολωνία, η Πορτογαλία και η Ελλάδα αναμένεται να καταναλώσουν το 13% της αντίστοιχης ποσότητας (Hochstrat et al., 2008). Λαμβάνοντας τα προηγούμενα στοιχεία υπόψη, καθίσταται σαφές ότι όλες οι ευρωπαϊκές χώρες που βρίσκονται στην περιοχή της Μεσογείου εμφανίζουν σημαντικές προοπτικές για ανάπτυξη εφαρμογών επαναχρησιμοποίησης επεξεργασμένων λυμάτων, όπως φαίνεται και στη συνέχεια.

7.3.1 Χώρες στις οποίες αναπτύχθηκαν νωρίς κανονισμοί

Οι χώρες αυτές περιλαμβάνουν τη Γαλλία, την Ισπανία, την Ιταλία, την Κύπρο και το Βέλγιο (Bixio et al., 2006). Σε όλες τις παραπάνω χώρες αναπτύσσονται σημαντικές αγροτικές δραστηριότητες, με εξαίρεση το Βέλγιο όπου οι σημαντικότερες εφαρμογές σχετίζονται με τη βιομηχανία.

Στη Γαλλία το ενδιαφέρον για άρδευση με επεξεργασμένα λύματα εκδηλώθηκε πολύ νωρίς και χρησιμοποιήθηκε ως πρακτική στην περιοχή γύρω από το Παρίσι για έναν περίπου αιώνα μέχρι το 1940. Στη σύγχρονη εποχή επανήλθε η ανάγκη και επομένως το ενδιαφέρον για ανάκτηση και επαναχρησιμοποίηση λυμάτων στις αρχές της δεκαετίας του 1990 για δύο κυρίως λόγους (Angelakis et al., 2003, Angelakis and Bontoux, 2001): (α) άρχισε η ραγδαία ανάπτυξη των εντατικών καλλιεργειών (π.χ.

καλαμπόκι) στη νοτιοδυτική Γαλλία και στην περιοχή του Παρισιού, (β) περιορίστηκαν σημαντικά οι διαθέσιμοι υδατικοί πόροι εξαιτίας της ύπαρξης πολλών και συνεχόμενων ετών ξηρασίας στη δυτική Γαλλία. Το ενδιαφέρον αυτό ώθησε και στη θέσπιση των ανάλογων κανονισμών. Σήμερα περίπου 3000 ha γης σε ολόκληρη τη Γαλλία αρδεύονται με επεξεργασμένα λύματα καλύπτοντας πολλά είδη καλλιεργειών, όπως οπωροφόρα δέντρα, δημητριακά, δάση αλλά και αστικές εκτάσεις, όπως πάρκα και γήπεδα γκολφ. Η περίπτωση μάλιστα του Clermont-Ferrand, όπου 700 ha γης αρδεύονται με επεξεργασμένο λύμα, θεωρείται ως μια από τις πιο εκτεταμένες εφαρμογές που αναπτύχθηκαν στον Ευρωπαϊκό χώρο (Angelakis et al., 2003).

Στην Ιταλία η χρήση επεξεργασμένων λυμάτων για άρδευση χρησιμοποιήθηκε πολύ νωρίς, ήδη από τον περασμένο αιώνα, όπως και στη Γαλλία. Οι πρώτες εφαρμογές αναπτύχθηκαν στην περιοχή του Μιλάνου. Σήμερα περίπου 4000 ha γεωργικής γης σε όλη τη χώρα αρδεύονται με επεξεργασμένα λύματα. Πολλά σχετικά προγράμματα έχουν πραγματοποιηθεί σε περιοχές, όπως η Εμιλία Ρομάνα, η Σικελία και η Σαρδηνία. Στην Εμιλία Ρομάνα περίπου 450000 m³ επεξεργασμένων λυμάτων / έτος χρησιμοποιούνται για άρδευση 250 ha αγροτικής γης. Το σημαντικότερο που πρέπει να τονιστεί στο σημείο αυτό είναι ότι στην περίπτωση της Εμιλία Ρομάνα το κόστος διανομής του επεξεργασμένου λύματος καλύπτεται από τους χρήστες (Angelakis et al., 2003).

Παρόμοιες εφαρμογές με τη Γαλλία και την Ιταλία αναπτύχθηκαν και στην Ισπανία (άρδευση γηπέδων γκολφ, αγροτική χρήση, κ.ά). Οι περισσότερες χρήσεις αναπτύχθηκαν στην Ανδαλουσία, την Καταλονία και τις Βαλεαρίδες νήσους, περιοχές οι οποίες άλλωστε ανέπτυξαν πολύ γρήγορα δικούς τους κανονισμούς (Bixio et al., 2006, Angelakis et al., 2003).

Η Κύπρος εντάσσεται στις σχετικά πρωτοπόρες χώρες εφαρμογής επεξεργασμένων λυμάτων για λόγους άρδευσης τόσο στην περιοχή της Μεσογείου, όσο και στον Ευρωπαϊκό χώρο γενικότερα (Angelakis et al., 1999). Οι περισσότερες εφαρμογές αναπτύχθηκαν στην περιοχή της Λεμεσού. Στην Κύπρο το Υπουργείο Γεωργίας έχει την ευθύνη για τη διανομή και την πώληση του νερού στους διάφορους χρήστες. Το κράτος έχει κατασκευάσει έναν αγωγό μήκους 20 km στην περιοχή της Λεμεσού για μεταφορά των τριτοβάθμια επεξεργασμένων λυμάτων της πόλης και άρδευση αγροτικών και αστικών εκτάσεων (Papaϊακονου, 2001).

7.3.2 Χώρες στις οποίες αναπτύχθηκαν πολύ πρόσφατα ή μελετάται η ανάπτυξη κανονισμών

Οι χώρες αυτές περιλαμβάνουν την Ελλάδα, την Πορτογαλία, τη Μάλτα, τη Σουηδία, την Ολλανδία και το Ηνωμένο Βασίλειο. Πρόκειται κυρίως για περιπτώσεις στις οποίες η δημιουργία αυξημένων αναγκών εξεύρεσης νέων υδατικών πόρων επέβαλε έρευνες στον τομέα αυτό. Στις χώρες της Ν. Ευρώπης, όπως είναι η Ελλάδα, η Πορτογαλία και η Μάλτα, το ενδιαφέρον εστιάζεται στην άρδευση αγροτικών εκτάσεων σε περιφέρειες που χαρακτηρίζονται από έντονες περιόδους ξηρασίας, ιδιαίτερα κατά τους θερινούς μήνες. Στην Πορτογαλία ειδικότερα το ενδιαφέρον εστιάζεται και στην άρδευση των πολλών γηπέδων γκολφ στις νότιες περιοχές της χώρας.

Αντίθετα, στις χώρες της Β. Ευρώπης το ενδιαφέρον εστιάζεται εκτός από την αγροτική χρήση και σε διάφορες άλλες εφαρμογές, όπως είναι η βιομηχανική χρήση, οι αστικές χρήσεις εκτός άρδευσης (πυρόσβεση, πλύσιμο αυτοκινήτων, κ.ά.), ο εμπλουτισμός υπόγειων υδροφορέων και η ενίσχυση περιβαλλοντικά υποβαθμισμένων υδάτινων αποδεκτών. Μοναδική εξαίρεση χώρας, όπου η αγροτική χρήση παίζει σημαίνοντα ρόλο, αποτελεί η Σουηδία. Στη χώρα αυτή σχεδιάζονται προγράμματα επαναχρησιμοποίησης επεξεργασμένων λυμάτων για άρδευση, τα οποία θα επιφέρουν σημαντικά κέρδη τόσο στους φορείς διαχείρισης των λυμάτων όσο και στους αγρότες που θα αγοράζουν εφεξής φτηνότερο νερό άρδευσης από το ήδη υπάρχον. Εάν εξαιρέσουμε τη Σουηδία, τα σχέδια για επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων λυμάτων στο μέλλον είναι μάλλον περιορισμένα στις υπόλοιπες χώρες και ιδιαίτερα στο Ηνωμένο Βασίλειο, όπου η μοναδική περίπτωση επαναχρησιμοποίησης επεξεργασμένων λυμάτων αναφέρεται στην πόλη Essex, κοντά στο Λονδίνο. Στην περίπτωση αυτή 40000 m³ τριτοβάθμια επεξεργασμένων λυμάτων / ημέρα διοχετεύονται για ενίσχυση τόσο του ποταμού Chelmer όσο και του υδροφορέα Hanningfield που χρησιμοποιούνται για πόσιμες εφαρμογές (Angelakis et al., 2003).

7.3.3 Χώρες στις οποίες δεν υπάρχουν κανονισμοί

Οι χώρες αυτές περιλαμβάνουν την Αυστρία, τη Δανία, τη Φινλανδία, τη Γερμανία, την Ιρλανδία και το Λουξεμβούργο. Πρόκειται κυρίως για χώρες οι οποίες δεν αντιμετωπίζουν σοβαρά προβλήματα έλλειψης υδατικών πόρων και για το λόγο αυτό το ενδιαφέρον εξεύρεσης νέων πόρων είναι σχετικά περιορισμένο. Οι πρακτικές επαναχρησιμοποίησης αστικών υγρών αποβλήτων είναι σχετικά ανύπαρκτες, ενώ οι

ελάχιστες περιπτώσεις που παρατηρείται ανακύκλωση του νερού είναι στη βιομηχανία. Τέλος, αναφέρεται και μια περίπτωση φόρτισης του υπόγειου υδροφόρου ορίζοντα στην πεδιάδα του Ρήνου στη Γερμανία (Angelakis et al., 2003).

7.4 Μέση Ανατολή – Βόρεια Αφρική

Οι χώρες που βρίσκονται γύρω από τη Μεσόγειο και ιδιαίτερα αυτές της Μέσης Ανατολής και της Βορείου Αφρικής εμφανίζονται πρωτοπόρες σε εκπόνηση συνεχόμενων ερευνών για τις δυνατότητες επαναχρησιμοποίησης αστικών υγρών αποβλήτων για διάφορες χρήσεις. Ο λόγος που εξηγεί το γεγονός αυτό είναι προφανής και συνδέεται τόσο με το ξηρικό και ημιξηρικό κλίμα των περιοχών αυτών, όσο και με τις αυξημένες ανάγκες τους σε νερό. Στον Πίνακα 7.2 αναφέρονται οι διάφορες χρήσεις του ανακτημένου λύματος στις χώρες της Βόρειας Αφρικής και της Μέσης Ανατολής.

Πίνακας 7.2: Πρακτικές επαναχρησιμοποίησης λυμάτων στις χώρες της Βόρειας Αφρικής και της Μέσης Ανατολής

Χώρες	Αστική χρήση	Απεριόριστη αγροτική και βιομηχανική χρήση	Περιορισμένη αγροτική χρήση
Αλγερία	√		
Αίγυπτος	√		√
Ισραήλ	√	√	√
Λίβανος			√
Λιβύη			√
Μαρόκο			√
Συρία			√
Τυνησία	√	√	√
Τουρκία			√

Πηγή: Αγγελάκης και Παρανυχιανάκης, 2005

Το Ισραήλ από πολύ νωρίς έδωσε έμφαση στην αξιοποίηση εναλλακτικών υδατικών πόρων, μεταξύ αυτών και η επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων λυμάτων, ενώ σήμερα θεωρείται μια από τις πρωτοπόρες χώρες στον τομέα αυτό σε παγκόσμιο επίπεδο. Δύο είναι οι κύριοι λόγοι που οδήγησαν στην ευρεία χρησιμοποίηση ανακτημένων λυμάτων στο Ισραήλ. Ο πρώτος σχετίζεται με την υδατική κρίση που παρατηρείται έντονα σε αυτή την περιοχή και ο άλλος με το σχετικά χαμηλό κόστος

των ανακτημένων λυμάτων ως αρδευτικό νερό (Angelakis et al., 1999). Ο στόχος είναι οι επεξεργασμένες εκροές λυμάτων να αποτελούν μέχρι το έτος 2040 την κύρια πηγή αρδευτικού νερού, καλύπτοντας το 70% της συνολικής ποσότητας αρδευτικού νερού που απαιτείται στη χώρα (Harun et al., 1999). Δύο μεγάλες εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων στο Ισραήλ διαθέτουν τις εκροές τους για άρδευση. Η μια βρίσκεται στην ευρύτερη περιοχή του Τελ-Αβίβ και η άλλη στην περιοχή της Χαΐφα (Brenner et al., 2000). Επίσης, σε ό,τι αφορά τη χρήση επεξεργασμένου λύματος στα αυτόνομα Παλαιστινιακά εδάφη, εκπονήθηκε πρόσφατα μια μελέτη που είχε ως σκοπό να διερευνήσει τη δυνατότητα εδραίωσης της ανάκτησης λυμάτων στις περιοχές αυτές (Zimmo and Petta, 2005).

Το παράδειγμα του Ισραήλ ακολουθήθηκε κι από άλλες χώρες στην περιοχή, όπως η Ιορδανία και η Τυνησία. Στην Τυνησία η ανάκτηση αστικών υγρών αποβλήτων εφαρμόζεται από το 1965. Οι εκροές από μια εγκατάσταση επεξεργασίας λυμάτων στην Τύνιδα χρησιμοποιούνταν για την άρδευση 1200 ha αγροτικής γης, έκταση η οποία σήμερα αυξήθηκε στα 20000 ha. Το πρόβλημα της Τυνησίας, πέρα από την ξηρασία, έγκειται κυρίως στην υφαλμύρωση των υπόγειων υδροφορέων που βρίσκονται στις παραθαλάσσιες περιοχές (Angelakis et al., 1999). Τα τελευταία χρόνια διεξάγονται όλο και περισσότερες έρευνες στη χώρα αυτή (Bahri, 1998) που έχουν ως στόχο τη διατύπωση συγκεκριμένων προτάσεων σχετικά με τις μεθόδους εφαρμογής του ανακτημένου λύματος και τον περιορισμό των κινδύνων που απορρέουν. Στην Ιορδανία αναπτύχθηκαν παρόμοιες εφαρμογές με την Τυνησία. Αυτό που πρέπει να τονιστεί είναι ότι και στις δύο ανωτέρω χώρες η ύπαρξη ανάλογων κανονισμών συνέβαλε στην ανάπτυξη πολλών πρωτοβουλιών στον τομέα ανάκτησης και επαναχρησιμοποίησης λυμάτων (Angelakis et al., 1999).

Εκτός από τις παραπάνω χώρες, αρκετές εφαρμογές ανάκτησης λυμάτων συναντούμε και στο Μαρόκο, ενώ λιγότερες εμφανίζονται στην Αίγυπτο, την Αλγερία, το Λίβανο και τη Λιβύη (Angelakis et al., 1999). Στο Λίβανο, για παράδειγμα, σχεδιάζεται η χρήση ανακτημένου λύματος να αποτελέσει στο άμεσο μέλλον μια σημαντική πηγή αρδευτικού νερού στην ευρύτερη περιοχή της Βηρυτού (Yamout and El-Fadel, 2005). Τέλος, στην Τουρκία δεν έχουν αναπτυχθεί επίσης πολλές εφαρμογές ανάκτησης λυμάτων. Ωστόσο τα τελευταία χρόνια εκπονούνται πολλές έρευνες στον τομέα αυτό, μια και στο άμεσο μέλλον αναμένεται να εδραιωθεί η επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων στη χώρα. Σε μια τέτοια σχετική έρευνα προέκυψε ότι οι εκροές από τις κυριότερες εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων στη χώρα εμφανίζουν ορισμένες

υπερβάσεις ως προς κάποιες παραμέτρους, ενώ ο εκσυγχρονισμός κυρίως των μεθόδων απολύμανσης που χρησιμοποιούνται στις εγκαταστάσεις αυτές θα μπορούσε να συνεισφέρει στην παραγωγή εκροών κατάλληλων για άρδευση με βάση τα εθνικά κριτήρια της χώρας (Arslan-Alaton et al., 2007).

7.5 Άλλες χώρες

Από τις υπόλοιπες χώρες, στην Αυστραλία και στην Ιαπωνία εντοπίζονται σημαντικές εφαρμογές επαναχρησιμοποίησης αστικών υγρών αποβλήτων. Στην περιοχή της Αδελαΐδας στη νότια Αυστραλία μάλιστα εντοπίζεται μια από τις μεγαλύτερες εγκαταστάσεις λιμνών σταθεροποίησης, των οποίων η εκροή αφού υποστεί ανάλογη προχωρημένη επεξεργασία και απολύμανση επαναχρησιμοποιείται για άρδευση (Metcalf & Eddy, 2007a). Πολλές έρευνες έχουν γίνει και σε άλλες χώρες, όπως ο Καναδάς, το Μεξικό, η Σαουδική Αραβία, η Κίνα, κ.ά. (Exall, 2004, Dominguez-Mariani et al., 2004, Abu-Rizaiza, 1999, Chu et al., 2004). Ειδικότερα στη Σαουδική Αραβία, η μακροχρόνια εφαρμογή πειραμάτων με χρήση ανακτημένου λύματος για άρδευση έδειξε ότι αυτό δεν δημιουργούσε ιδιαίτερα περιβαλλοντικά προβλήματα ενώ αντίθετα συνέβαλε στην αύξηση της αγροτικής παραγωγής και στην εξοικονόμηση υδατικών πόρων (Hussain and Al-Saati, 1999).

Σε πολλές αναπτυσσόμενες χώρες της Αφρικής, της Ασίας και της Ν. Αμερικής έχουν παρατηρηθεί επίσης αρκετές εφαρμογές. Πρόκειται ωστόσο για περιπτώσεις στις οποίες η έλλειψη υδατικών πόρων επέβαλε την εξεύρεση εύκολων και γρήγορων λύσεων, με αποτέλεσμα οι χώρες αυτές να «ακροβατούν» μεταξύ απευθείας χρησιμοποίησης μη επεξεργασμένων λυμάτων και χρήσης αυτών μετά από στοιχειώδη επεξεργασία. Αναφέρεται χαρακτηριστικά ότι πολλά περιστατικά τυφοειδούς πυρετού που παρατηρήθηκαν τα τελευταία χρόνια σε ορισμένες περιοχές της Ν. Αμερικής οφείλονταν σε κατανάλωση λαχανικών που αρδεύτηκαν με ανεπεξέργαστα λύματα (<http://www.waterencyclopedia.com>). Η μοναδική περίπτωση επαναχρησιμοποίησης επεξεργασμένων λυμάτων που αξίζει αναφοράς είναι η περίπτωση του Windhoek στη Ναμίμπια της Αφρικής. Πρόκειται για τη μοναδική περίπτωση καλά μελετημένου συστήματος σχεδιασμένης άμεσης επαναχρησιμοποίησης ανακτημένων λυμάτων για πόσιμο νερό. Για περίπου 30 έτη, οι εγκαταστάσεις του συστήματος λειτουργούν περιοδικά για την κάλυψη έκτακτων αναγκών σε περιόδους ξηρασίας. Η τελική εκροή

που προκύπτει από την εγκατάσταση αναμιγνύεται με άλλες πηγές πόσιμου νερού πριν τη διάθεσή της για υδροδότηση (Metcalf & Eddy, 2007b).

8. Η ΕΠΑΝΑΧΡΗΣΙΜΟΠΟΙΗΣΗ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΜΕΝΩΝ ΛΥΜΑΤΩΝ ΣΤΗΝ ΕΛΛΑΔΑ

8.1 Γενικά

Η Ελλάδα διαθέτει συνολικά επαρκείς επιφανειακούς και υπόγειους υδατικούς πόρους αλλά διάφοροι λόγοι μειώνουν σημαντικά την πραγματικά διαθέσιμη ποσότητα αυτών και δυσκολεύουν την αξιοποίησή τους. Οι κυριότεροι φυσικοί λόγοι που προκαλούν προβλήματα στην αξιοποίηση των υδατικών πόρων της χώρας είναι (ΥΠΕΧΩΔΕ, 2008):

- *Η άνιση κατανομή των υδατικών πόρων στο χώρο.* Η δυτική Ελλάδα δέχεται πολύ μεγαλύτερα ύψη βροχόπτωσης από την ανατολική. Έτσι, η δυτική Ελλάδα, με έκταση που φτάνει μόλις το 24% της χώρας, δέχεται το 36% των συνολικών ατμοσφαιρικών κατακρημνισμάτων ενώ ακόμη μεγαλύτερη είναι η διαφοροποίηση στα ποσοστά της επιφανειακής απορροής.
- *Η ανομοιόμορφη κατανομή των υδατικών πόρων στο χρόνο.* Τα μεγαλύτερα ύψη βροχόπτωσης παρατηρούνται κατά τη χειμερινή περίοδο. Στη νότια Ελλάδα το 80-90% των ετήσιων βροχοπτώσεων συγκεντρώνεται σε αυτή την περίοδο. Αντίθετα, το θερινό ύψος βροχόπτωσης αυξάνει στα βορειότερα τμήματα της χώρας όπου παίρνει και τη μέγιστη τιμή του, ίση με 20% του ετήσιου όγκου βροχόπτωσης.
- *Η άνιση κατανομή της ζήτησης στο χώρο, αναντίστοιχη με την κατανομή της προσφοράς.* Ο άξονας Θεσσαλονίκη – Αθήνα – Πάτρα, που παρουσιάζει και τη μεγαλύτερη συγκέντρωση πληθυσμού και δραστηριοτήτων, δεν διαθέτει σημαντικούς υδατικούς πόρους.
- *Η ανομοιόμορφη κατανομή της ζήτησης στο χρόνο, αναντίστοιχη με την κατανομή της προσφοράς.* Κατά τη διάρκεια των θερινών μηνών που η προσφορά του νερού είναι πολύ μικρή παρουσιάζονται και οι πλέον αυξημένες ανάγκες σε νερό (αγροτικός τομέας, τουρισμός, κλπ.).
- *Η γεωμορφολογία της χώρας.* Ο έντονος οριζόντιος και κατακόρυφος διαμελισμός, καθώς και η δομή και διάταξη των πετρωμάτων έχουν ως αποτέλεσμα τη δημιουργία πολλών μικρών υδατορευμάτων με χειμαρρική κυρίως διαίτα, επιφανειακή απορροή μικρής διάρκειας, αυξημένη κατείδυση και συχνά

πλημμυρικά φαινόμενα. Η εκμετάλλευση του δυναμικού αυτών των ρευμάτων είναι δυσχερής και συχνά οικονομικώς ασύμφορη.

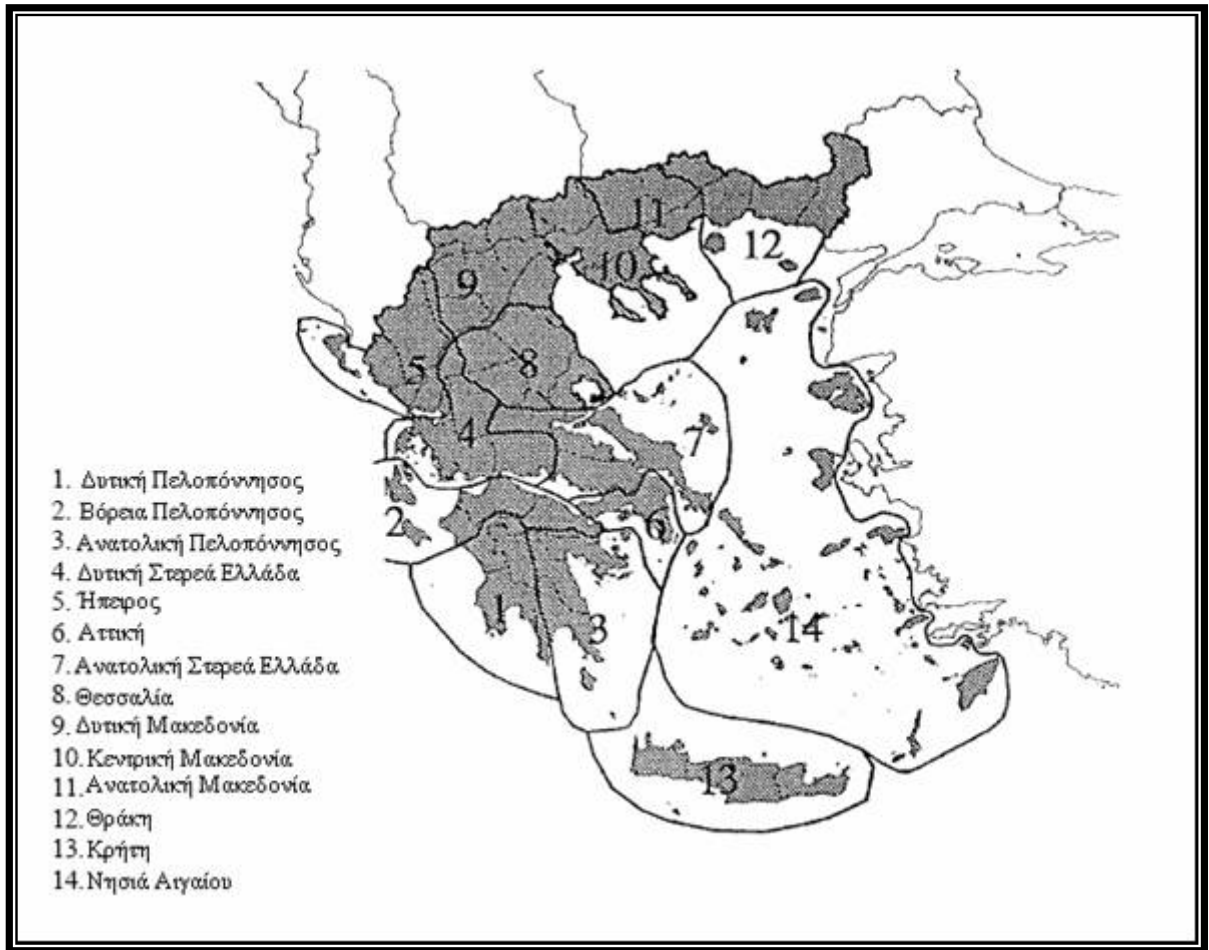
- *Η εξάρτηση της βόρειας Ελλάδας από τις επιφανειακές απορροές ποταμών που έρχονται από γειτονικά κράτη.*
- *Το μεγάλο ανάπτυγμα ακτών.* Το γεγονός αυτό σε συνδυασμό με τη λιθολογική σύσταση των πετρωμάτων συντείνει, λόγω και της εντατικής εκμετάλλευσης παράκτιων υδροφορέων, στην υφαλμύρωσή τους.
- *Τα πολλά άνυδρα ή με ελάχιστους υδατικούς πόρους νησιά της χώρας.*

Βασική επίπτωση όλων των παραπάνω είναι η Ελλάδα να χαρακτηρίζεται από ένα ανισοσκελές υδατικό ισοζύγιο το οποίο εμφανίζει πολύ συχνά ελλείμματα, ιδιαίτερα κατά τους θερινούς μήνες και σε συγκεκριμένες περιοχές κυρίως στην ανατολική και νησιωτική πλευρά της χώρας.

Στη συνέχεια του Κεφαλαίου θα γίνει μια προσπάθεια περιγραφής και αξιολόγησης του υφιστάμενου πλαισίου διαχείρισης υδατικών πόρων και αστικών υγρών αποβλήτων στην Ελλάδα, ώστε να αναδειχθούν οι δυνατότητες επαναχρησιμοποίησης λυμάτων για λόγους άρδευσης.

8.2 Διαχείριση υδατικών πόρων στην Ελλάδα

Σύμφωνα με το νόμο 1739/87 «περί διαχείρισης υδατικών πόρων», όλη η ελληνική επικράτεια χωρίζεται σε 14 υδατικά διαμερίσματα, όπως φαίνεται και στο Σχήμα 8.1. Πρέπει να τονιστεί ότι τα υδατικά διαμερίσματα σε καμία περίπτωση δεν ταυτίζονται με τα ήδη υπάρχοντα διοικητικά και γεωγραφικά όρια των αντίστοιχων περιφερειών ή γεωγραφικών διαμερισμάτων.



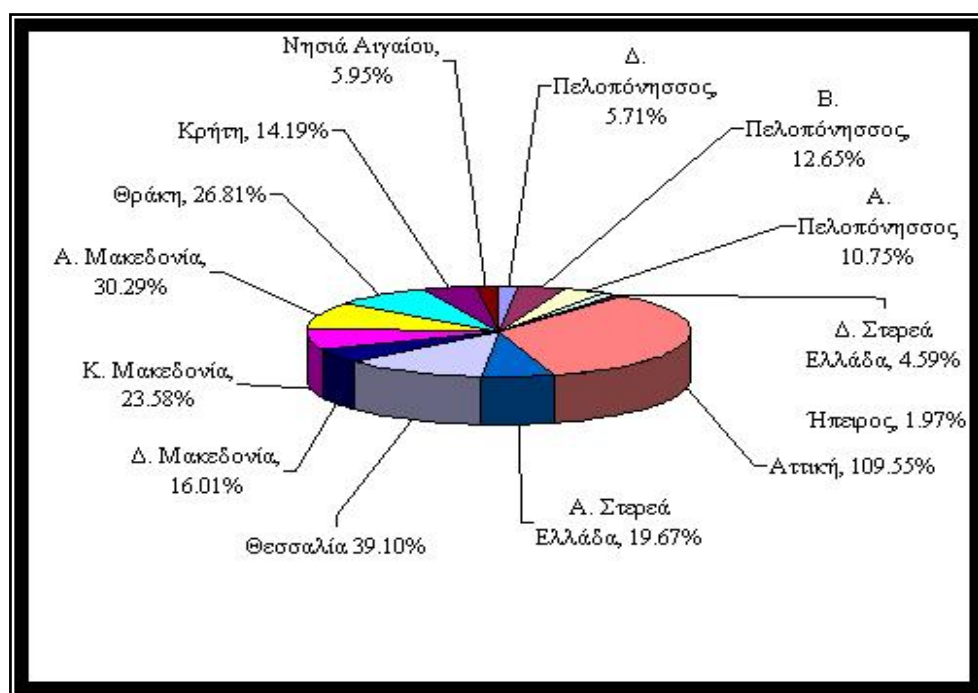
Σχήμα 8.1: Υδατικά διαμερίσματα της Ελλάδας

Στην Ελλάδα το σύνολο των ατμοσφαιρικών κατακρημνισμάτων εκτιμάται ότι ανέρχεται σε $116330 \text{ Mm}^3/\text{έτος}$, ενώ το συνολικό υδατικό δυναμικό εκτιμάται κατά προσέγγιση σε $57100 \text{ Mm}^3/\text{έτος}$, στα οποία περιλαμβάνονται και τα νερά που εισρέουν από γειτονικές χώρες. Η κατανάλωση του νερού υπολογίζεται περίπου σε $8200 \text{ Mm}^3/\text{έτος}$, από τα οποία το 84% διατίθεται στην άρδευση, το 1% στην κτηνοτροφία, το 12% στην ύδρευση και το 3% στη βιομηχανία και την ενέργεια (βλ. Πίνακα 8.1). Αναμφίβολα το συνολικό υδατικό δυναμικό υπερκαλύπτει κατά πολύ την ποσότητα του νερού που διατίθεται στις διάφορες χρήσεις, με μοναδική εξαίρεση την περίπτωση της Αττικής όπου η συνολική ζήτηση υπερβαίνει τη συνολική προσφορά νερού (βλ. Πίνακα 8.1 και Σχήμα 8.2). Ωστόσο, ένα μικρό μέρος από το δυναμικό αυτό είναι αξιοποιήσιμο σε όλες γενικά τις περιοχές της χώρας με αποτέλεσμα να δημιουργούνται προβλήματα ανεπάρκειας νερού όχι μόνο στην Αττική αλλά και σε άλλα υδατικά διαμερίσματα και για συγκεκριμένα χρονικά διαστήματα (ΥΠΕΧΩΔΕ, 2008).

Πίνακας 8.1: Στοιχεία διαθέσιμων υδατικών πόρων και χρήσεων νερού ανά υδατικό διαμέρισμα

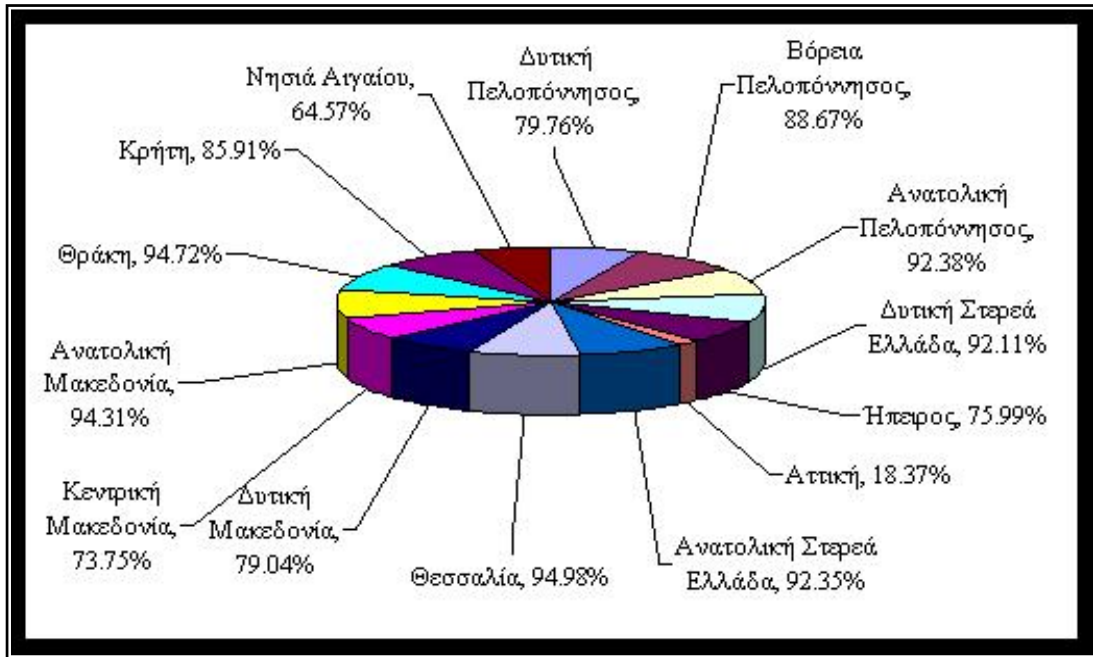
Υδατικό Διαμέρισμα	Έκταση (km ²)	Βροχόπτωση (Mm ³ /έτος)	Θεωρητικό επιφανειακό και υπόγειο υδατικό δυναμικό (Mm ³ /έτος)	Χρήσεις νερού (Mm ³ /έτος)				
				Αγροτική άρδευση	Κτηνοτροφία	Αστική (ύδρευση)	Βιομηχανική	Σύνολο
Δυτική Πελοπόννησος	7301	8031	4417	201	5	23	23	252
Βόρεια Πελοπόννησος	7310	6404	3580	401.5	6.6	41.7	3	452.8
Ανατολική Πελοπόννησος	8477	6563	3273	324.9	4.7	22.1		351.7
Δυτική Στερεά Ελλάδα	10199	13973	8663	366.5	9	22.4		397.9
Ήπειρος	10026	17046	10228	153.5	10.3	33.9	4.3	202
Αττική	3207	1642	492	99	2.5	420	17.5	539
Ανατολική Στερεά Ελλάδα	12341	9516	4259	773.7	9.9	41.6	12.6	837.8
Θεσσαλία	13377	10434	4174	1550	13	69		1632
Δυτική Μακεδονία	13440	10470	4816	609.4	7.9	43.7	30	771
Κεντρική Μακεδονία	10839	6068	3034	527.6	8	99.8	110	715.4
Ανατολική Μακεδονία	7280	4917	2195	627	5.8	32		664.8
Θράκη	11177	8574	3249	825.2	7.1	27.9	11	871.2
Κρήτη	8335	7500	2626	320	10.2	42.3		372.5
Νησιά Αιγαίου	9103	5192	2088	80.2	6.8	37.2		124.2
Σύνολο	131962	116330	57094	6859.5	106.8	956.6	261.4	8184.3

Πηγή: ΥΠΕΧΩΔΕ, 2008



Σχήμα 8.2: Δείκτης συνολικής κατανάλωσης νερού (% ως προς το συνολικό υδατικό δυναμικό) ανά υδατικό διαμέρισμα της Ελλάδας (ΥΠΕΧΩΔΕ, 2008, Ιδία επεξεργασία)

Η αγροτική άρδευση, όπως φαίνεται και στον Πίνακα 8.1, είναι αυτή που απαιτεί και τις μεγαλύτερες ποσότητες νερού, ενώ οι αστικές και βιομηχανικές δραστηριότητες εμφανίζουν πολύ μικρότερα ποσοστά κατανάλωσης. Μόνο στην Αττική, η κατάσταση είναι διαφορετική μια και η αγροτική άρδευση απαιτεί κατανάλωση της τάξης του 18% περίπου, σε αντίθεση φυσικά με τα υπόλοιπα υδατικά διαμερίσματα όπου η αγροτική άρδευση απαιτεί ποσότητες νερού που κυμαίνονται από 65% - 95% της συνολικής κατανάλωσης περίπου. Μια εκτίμηση της αγροτικής κατανάλωσης σε σχέση με τις συνολικές απαιτήσεις σε νερό ανά υδατικό διαμέρισμα απεικονίζεται στο Σχήμα 8.3.



Σχήμα 8.3: Δείκτης αγροτικής κατανάλωσης νερού (% ως προς τη συνολική κατανάλωση νερού) ανά υδατικό διαμέρισμα της Ελλάδας (ΥΠΕΧΩΔΕ, 2008, Ιδία επεξεργασία)

Σε γενικές γραμμές λοιπόν παρατηρείται μια σχετικά υψηλή μέση τιμή διαθέσιμου υδατικού δυναμικού για ολόκληρη τη χώρα, η οποία όμως είναι κατά πολύ μικρότερη από τις αντίστοιχες τιμές που παρατηρούνται στις περισσότερες Ευρωπαϊκές χώρες αλλά ταυτόχρονα μεγαλύτερη από τις τιμές που παρατηρούνται κατά μέσο όρο στις περισσότερες χώρες της Μεσογείου (Tsagarakis et al., 2003a). Ωστόσο και παρά τις σχετικά υψηλές μέσες τιμές διαθέσιμου υδατικού δυναμικού, παρατηρούνται, όπως αναφέρθηκε και πιο πάνω, υδατικά ελλείμματα στις περιοχές που βρίσκονται κυρίως στην ανατολική πλευρά της χώρας, όπως επίσης και σε πολλές νησιωτικές περιοχές. Τα ελλείμματα αυτά οφείλονται στις περιοδικές διακυμάνσεις της βροχόπτωσης, τη χωρική ανισοκατανομή των διαθέσιμων υδατικών πόρων, τις ιδιαίτερα αυξημένες απαιτήσεις κατά τους θερινούς μήνες και, τέλος, την εκτεταμένη ρύπανση ορισμένων υδροφορέων σε κάποιες περιοχές της χώρας, γεγονός που μειώνει τη διαθέσιμη ποσότητα νερού που δυνητικά θα μπορούσε να αξιοποιηθεί.

Τέλος, ειδικά σε ό,τι αφορά την αγροτική άρδευση, η οποία εμφανίζεται και ως ο μεγαλύτερος καταναλωτής νερού, αυτή εμφανίζει πολλές απώλειες κατά την εφαρμογή οι οποίες σε ορισμένες περιπτώσεις μπορεί να ξεπερνούν και το 45% του συνολικού εφαρμοζόμενου νερού (Tsagarakis et al., 2003a). Το γεγονός αυτό επιτείνει

ακόμη περισσότερο τα προβλήματα έλλειψης υδατικών πόρων σε κάποιες περιοχές της Ελλάδας που χαρακτηρίζονται από έντονη αγροτική δραστηριότητα και θα πρέπει να επιλυθεί μέσω ορθολογικού σχεδιασμού διαφόρων παραμέτρων, όπως είναι το σύστημα άρδευσης, ο χρόνος άρδευσης, κλπ.

8.3 Διαχείριση λυμάτων στην Ελλάδα

Στην Ελλάδα μέχρι το τέλος του 1997 είχαν καταγραφεί 241 μονάδες επεξεργασίας λυμάτων, οι οποίες εξυπηρετούσαν το 47% του μόνιμου πληθυσμού (Tsagarakis et al., 2001), ενώ μέχρι τις αρχές της τρέχουσας δεκαετίας εκτιμάται ότι ο αριθμός των μονάδων αυξήθηκε σε πάνω από 300, με αποτέλεσμα να εξυπηρετείται το 60% του μόνιμου πληθυσμού της χώρας (Κοτσελίδου και Βαρδάκου, 2004). Από τις μονάδες που καταγράφηκαν το 1997, το 52.7% ήταν σε πλήρη λειτουργία, ενώ το υπόλοιπο 47.3% ήταν υπό κατασκευή ή σε ατελή λειτουργία ή δεν είχε λειτουργήσει ποτέ. Στην πλειονότητα των περιπτώσεων ατελούς ή μη λειτουργίας μετά το πέρας της κατασκευής, οι λόγοι που εξηγούσαν το γεγονός αυτό σχετίζονταν με έλλειψη χρημάτων είτε για την ολοκλήρωση της ίδιας της μονάδας επεξεργασίας λυμάτων, είτε του αποχετευτικού συστήματος που ήταν απαραίτητο προκειμένου να λειτουργήσει η μονάδα (Tsagarakis et al., 2001). Στον Πίνακα 8.2 παρουσιάζεται η κατανομή των μονάδων που καταγράφηκαν το 1997 ανά μέγεθος έργου.

Πίνακας 8.2: Κατανομή των μονάδων επεξεργασίας λυμάτων ανά μέγεθος έργου (1997)

Μέγεθος έργου (τιμή ισοδύναμων κατοίκων, ι.κ.)	Μονάδες Επεξεργασίας		ι.κ. που εξυπηρετούνται	
	Αριθμός	Ποσοστό (%)	Αριθμός	Ποσοστό (%)
500 – 10000	147	61	179190	3
10001 – 100000	85	35	1153500	20
100001 - 3500000	9	4	4322600	76
Σύνολο	241		5655290	

Πηγή: Αγγελάκης, κ.ά., 2000

Πρωτοβάθμια επεξεργασία παρείχε το 1.2% των εγκαταστάσεων, ενώ μετά την ολοκλήρωση των έργων της Ψυτάλλειας το ποσοστό αυτό μειώθηκε σε λιγότερο από 1%. Δευτεροβάθμια επεξεργασία παρείχε το 82.6% των μονάδων, ενώ τριτοβάθμια το

16.2%. Ως τριτοβάθμια επεξεργασία νοούνταν στις περιπτώσεις αυτές κυρίως η απομάκρυνση αζώτου και φωσφόρου (π.χ. νιτροποίηση, απονιτροποίηση). Σε ό,τι αφορά τη δευτεροβάθμια επεξεργασία, αυτή στη συντριπτική πλειονότητα των περιπτώσεων (87.8%) πραγματοποιούνταν με συστήματα ενεργού ιλύος, ενώ φυσικά συστήματα εφαρμόζονταν στο 10.1% και συστήματα προσκολλημένης βιομάζας στο 2.1% των περιπτώσεων (Αγγελάκης, κ.ά., 2000).

Σε ό,τι αφορά την εξέλιξη των έργων στην Ελλάδα τα τελευταία χρόνια, αυτή σίγουρα υπήρξε ταχεία για το λόγο ότι σύμφωνα με την Οδηγία 91/271/ΕΟΚ, η οποία ενσωματώθηκε στο εθνικό μας δίκαιο (ΚΥΑ 5673/400/97, ΦΕΚ 192Β/14.3.97), θεμελιώνονταν υποχρεώσεις σε ό,τι αφορά τη διαχείριση αστικών υγρών αποβλήτων στην Ελλάδα ως ακολούθως:

(α) υποχρέωση για δευτεροβάθμια ή ισοδύναμη επεξεργασία των λυμάτων προ της διαθέσεως τους σε υδάτινο αποδέκτη:

- έως 31/12/2000 για οικισμούς με ισοδύναμο πληθυσμό (ι.π.) άνω των 15000 κατοίκων και
- έως 31/12/2005 για οικισμούς
 - με ι.π. μεταξύ 10000 και 15000 κατοίκων.
 - με ι.π. μεταξύ 2000 και 10000 κατοίκων, των οποίων τα λύματα αποβάλλονται σε γλυκά νερά ή σε εκβολές ποταμών.

(β) υποχρέωση κατάλληλης επεξεργασίας των λυμάτων, έτσι ώστε να μη δημιουργούνται προβλήματα στον υδάτινο αποδέκτη, υπάρχει μέχρι την 31^η Δεκεμβρίου 2005 όταν επίσης:

- Η διάθεσή τους γίνεται σε γλυκά νερά και σε εκβολές ποταμών από οικισμούς με ι.π. μικρότερο από 2000 κατοίκους.
- Η διάθεσή τους γίνεται σε παράκτια νερά από οικισμούς με ι.π. μικρότερο από 10000 κατοίκους.

Ωστόσο αυτό που πρέπει να τονιστεί στο σημείο αυτό είναι ότι το χρονικό όριο της 31/12/2005 δεν τηρήθηκε σε πολλούς οικισμούς εξαιτίας κυρίως της έλλειψης ανάλογων κονδυλίων.

Από την περιγραφή που προηγήθηκε και αφορά τόσο τη διαχείριση των υδατικών πόρων στην Ελλάδα όσο και την αντίστοιχη των λυμάτων διαφαίνεται μια σημαντική προοπτική για κάλυψη ορισμένων υδατικών αναγκών μέσω της επαναχρησιμοποίησης λυμάτων στη χώρα μας. Τα έργα επεξεργασίας λυμάτων όταν ολοκληρωθούν θα εξυπηρετούν το συντριπτικό ποσοστό του πληθυσμού της Ελλάδας.

Εκτιμάται μάλιστα ότι η επαναχρησιμοποίηση δευτεροβάθμιων εκροών από μονάδες που βρίσκονται σε περιοχές ελλειμματικές σε υδατικούς πόρους θα μπορούσε να καλύψει ένα ποσοστό που φτάνει το 3.2% του χρησιμοποιούμενου αρδευτικού νερού στην Ελλάδα (Τσαγκαράκης και Αγγελάκης, 2004). Κατ' αυτό τον τρόπο καθίσταται σαφές ότι η επαναχρησιμοποίηση λυμάτων θα πρέπει να αποτελέσει μια σημαντική στρατηγική στην προσπάθεια για βιώσιμη διαχείριση των υδατικών πόρων στη χώρα μας. Περισσότερα στοιχεία σχετικά με τη συμβολή της επαναχρησιμοποίησης επεξεργασμένων λυμάτων στη βιώσιμη διαχείριση των υδατικών πόρων ειδικά για την περιοχή της Θεσσαλίας αναφέρονται στο Κεφάλαιο 13.

8.4 Φορείς διαχείρισης του νερού και των λυμάτων στην Ελλάδα

Στην Ελλάδα αρκετοί είναι οι φορείς που εμπλέκονται σε θέματα που άπτονται της διαχείρισης του νερού και των λυμάτων. Σε επίπεδο κεντρικής διοίκησης μέχρι πρότινος εμπλέκονταν αρκετά Υπουργεία, όπως για παράδειγμα το ΥΠΕΧΩΔΕ που είναι και ο κύριος φορέας ελέγχου της διαχείρισης των υδατικών πόρων της χώρας, το Υπουργείο Ανάπτυξης που φέρει την ευθύνη για το διαχωρισμό και τον έλεγχο των υδατικών διαμερισμάτων, το Υπουργείο Αγροτικής Ανάπτυξης που φέρει την ευθύνη του αρδευτικού νερού, αλλά και το Υπουργείο Εσωτερικών το οποίο εκδίδει αποφάσεις και φέρει γενικώς την ευθύνη για την ποιότητα του πόσιμου νερού. Επίσης σε όλες τις Περιφέρειες της χώρας υπάρχουν ανάλογα τμήματα που ασχολούνται με τον ποσοτικό και ποιοτικό έλεγχο του νερού. Αξίζει να αναφερθεί ότι πρόσφατα δημιουργήθηκαν οι Περιφερειακές Διευθύνσεις Υδάτων που έχουν τη γενική ευθύνη της διαχείρισης των υδατικών πόρων σε επίπεδο Περιφέρειας και ελέγχονται απευθείας από το ΥΠΕΧΩΔΕ.

Σε επίπεδο τοπικής αυτοδιοίκησης, η διαχείριση του νερού και των λυμάτων πραγματοποιείται από δημοτικές επιχειρήσεις. Οι δημοτικές αυτές επιχειρήσεις φέρουν κατά κύριο λόγο την ευθύνη της επεξεργασίας του πόσιμου νερού, καθώς και της επεξεργασίας των λυμάτων. Πρόκειται για μη κερδοσκοπικούς οργανισμούς, οι οποίοι όμως λειτουργούν ως ιδιωτικές επιχειρήσεις (Νομικά Πρόσωπα Ιδιωτικού Δικαίου / ΝΠΙΔ). Στην Αθήνα και στη Θεσσαλονίκη οι επιχειρήσεις αυτές είναι αντίστοιχα οι ΕΥΔΑΠ και ΕΥΑΘ και οι οποίες ελέγχονται από το ΥΠΕΧΩΔΕ. Στους υπόλοιπους δήμους και κοινότητες της χώρας υπάρχουν οι ΔΕΥΑ (Δημοτικές Επιχειρήσεις Ύδρευσης Αποχέτευσης), οι οποίες ανήκουν στους αντίστοιχους δήμους. Οι τιμές του

πόσιμου νερού προτείνονται από τους ανωτέρω οργανισμούς και γίνονται αποδεκτές από το ΥΠΕΧΩΔΕ για την ΕΥΔΑΠ και ΕΥΑΘ και το δημοτικό συμβούλιο για τις ΔΕΥΑ. Οι τιμές του νερού καθορίζονται με βάση κυρίως το λειτουργικό κόστος των επιχειρήσεων λαμβάνοντας υπόψη τις αμοιβές και τα υπόλοιπα έξοδα του προσωπικού, το κόστος επεξεργασίας, διάφορους φόρους, κ.ά. (Tsagarakis et al., 2003a).

Εκτός των ανωτέρω οργανισμών, υπάρχουν κι άλλοι που εμπλέκονται στη διαχείριση του νερού, μεταξύ αυτών και οι ΤΟΕΒ (Τοπικοί Οργανισμοί Έγγειων Βελτιώσεων) οι οποίοι φέρουν την ευθύνη για την ποσοτική διαχείριση του αρδευτικού νερού σε τοπικό επίπεδο.

Κλείνοντας, προκύπτει ως συμπέρασμα ότι απαιτείται περισσότερη οργάνωση κι όχι τόσο μεγάλος κατακερματισμός αρμοδιοτήτων μεταξύ πολλών και διαφορετικών φορέων έτσι ώστε να εφαρμοστεί ένα ολοκληρωμένο σχέδιο διαχείρισης των υδατικών πόρων στη χώρα, το οποίο θα έχει τη δυνατότητα να ενσωματώνει και την αξιοποίηση ανακτημένων λυμάτων.

8.5 Επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων λυμάτων στην Ελλάδα

Σε γενικές γραμμές η ανάκτηση και η επαναχρησιμοποίηση λυμάτων δεν είναι ιδιαίτερα διαδεδομένη στον Ελλαδικό χώρο παρά τις αυξημένες ανάγκες που εμφανίζονται, ειδικά κατά τους θερινούς μήνες. Έτσι, η επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων είναι ευκαιριακή και οι συνήθεις μέθοδοι τελικής διάθεσης των επεξεργασμένων λυμάτων που εφαρμόζονται είναι η επιφανειακή ή η υποθαλάσσια διάθεση σε θεσμοθετημένους αποδέκτες. Αποτέλεσμα είναι να παραμένουν αναξιοποίητες σημαντικές ποσότητες του υδατικού δυναμικού της χώρας και παράλληλα να υπεραντλείται και να σπαταλιέται υψηλής ποιότητας νερό για όλες τις χρήσεις (άρδευση, πυρόσβεση, κλπ.).

Στη χώρα μας οι βασικές χρήσεις που παρουσιάζουν ενδιαφέρον ως προς τη χρήση ανακτημένων λυμάτων είναι η άρδευση καλλιεργειών και χώρων πρασίνου (πρανών δρόμων, πάρκων κ.ά.) και ο εμπλουτισμός των υπόγειων υδροφορέων για την προστασία τους κυρίως από την υφαλμύρωση.

8.5.1 Θεσμικό πλαίσιο

Στην Ελλάδα πρόσφατα θεσμοθετήθηκε μέσω ειδικής τροποποίησης της Υγειονομικής Διάταξης Ε1β/221/65 η επαναχρησιμοποίηση λυμάτων για άρδευση, ωστόσο οι προδιαγραφές που καθορίζονται δεν είναι ιδιαίτερα λεπτομερείς σε σύγκριση με τις προδιαγραφές ποιότητας που έχουν αναπτυχθεί σε ερευνητικό επίπεδο και προταθεί για την περίπτωση της Ελλάδας, όπως θα δούμε και στη συνέχεια.

Έτσι λοιπόν και πριν την εν λόγω θεσμοθέτηση, πολλές έρευνες είχαν γίνει στη χώρα μας σε σχέση με την αξιολόγηση και τον καθορισμό όρων και προδιαγραφών επαναχρησιμοποίησης επεξεργασμένων λυμάτων (Αγγελάκης, κ.ά., 2000, Ανδρεαδάκης, κ.ά., 2003, Tsagarakis et al., 2004). Η πρώτη προσπάθεια ξεκίνησε μέσω του Επιχειρησιακού Προγράμματος «Περιβάλλον» από την ΕΔΕΥΑ (Ενωση ΔΕΥΑ) και τη ΔΕΥΑ Λάρισας και είχε ως σκοπό την αρχική διερεύνηση της κατάστασης σε ό,τι αφορά τις δυνατότητες επαναχρησιμοποίησης λυμάτων στην Ελλάδα και τον καθορισμό ανάλογων προδιαγραφών (Αγγελάκης, κ.ά., 2000). Κατά τη διάρκεια της συγκεκριμένης έρευνας προτάθηκαν μικροβιολογικά και φυσικοχημικά κριτήρια για διάφορες κατηγορίες χρήσης ανακτημένου νερού (Πίνακας 8.3). Τα κριτήρια αυτά ομοιάζουν με κριτήρια άλλων Μεσογειακών χωρών, όπως της Ισπανίας, της Κύπρου και του Ισραήλ.

Πίνακας 8.3: Αρχικά προτεινόμενα μικροβιολογικά και φυσικοχημικά κριτήρια για διάφορες κατηγορίες χρήσης ανακτημένου νερού στην Ελλάδα (2000)

Είδος χρήσης ^α	Μικροβιολογικά κριτήρια		Φυσικοχημικά κριτήρια		Άλλα κριτήρια
	Αυγά ελμίνθων ^β	Ολικά κολοβακτηρίδια	Αιωρούμενα στερεά	Θολότητα	
Αστική χρήση:					
α) Οικιακές χρήσεις: ιδιωτική άρδευση κήπου, χρήση σε τουαλέτα, συστήματα κλιματισμού, πλύσιμο ΙΧ, κ.ά.	< 1 αυγό / 10 L	0 MPN / 100 mL	< 10 mg / L	< 2 NTU	
β) Αστικές χρήσεις: εγκαταστάσεις ελεύθερης εισόδου σε αρδευόμενες περιοχές (πάρκα, γήπεδα γκολφ, αθλητικά γήπεδα, κ.ά.), καθαρισμός δρόμων, πυρόσβεση, σιντριβάνια και άλλοι χώροι αναψυχής	< 1 αυγό / L	< 10 MPN / 100 mL	< 20 mg / L	< 5 NTU	
Γεωργική χρήση:					
α) Άρδευση θερμοκηπίων	< 1 αυγό / L	< 10 MPN / 100 mL	< 20 mg / L	< 5 NTU	<i>Legionella pneumophila</i> 0 MPN / 100 mL
β) Άρδευση λαχανικών για νωπή κατανάλωση, άρδευση οπωροφόρων δέντρων με καταιονισμό	< 1 αυγό / L	< 10 MPN / 100 mL	< 20 mg / L	< 5 NTU	
γ) Άρδευση κτηνοτροφικών φυτών	< 1 αυγό / L	< 1000 MPN / 100 mL	< 35 mg / L	Δεν προτείνεται όριο	<i>Taenia saginata</i> και <i>Taenia solium</i> < 1 αυγό / L
δ) Άρδευση καλλιεργειών κονσερβοβιομηχανίας, παραγωγή λαχανικών μη νωπής κατανάλωσης και οπωροφόρων δέντρων (εκτός καταιονισμού)	< 1 αυγό / L	< 1000 MPN / 100 mL	< 35 mg / L	Δεν προτείνεται όριο	
ε) Άρδευση βιομηχανικών καλλιεργειών, φυτώρια, ζωοτροφές για αποθήκευση, δημητριακά, σπόροι	< 1 αυγό / L	< 1000 MPN / 100 mL	< 35 mg / L	Δεν προτείνεται όριο	
στ) Άρδευση δασικών περιοχών, βιομηχανικών περιοχών, ζωνών πρασίνου και άλλων περιοχών όπου δεν αναμένεται πρόσβαση του	< 1 αυγό / L	< 10000 MPN / 100 mL	< 35 mg / L	Δεν προτείνεται όριο	

Είδος χρήσης ^α	Μικροβιολογικά κριτήρια		Φυσικοχημικά κριτήρια		Άλλα κριτήρια
	Αυγά ελμίνθων ^β	Ολικά κολοβακτηρίδια	Αιωρούμενα στερεά	Θολότητα	
κοινού					
Υδατοκαλλιέργεια:					
α) Υδατοκαλλιέργεια παραγωγής φυτικής ή ζωικής βιομάζας	< 1 αυγό / L	< 1000 MPN / 100 mL	< 35 mg / L	Δεν προτείνεται όριο	
Βιομηχανική χρήση:					
α) Βιομηχανική ψύξη (με εξαίρεση τη βιομηχανία τροφίμων)	Δεν προτείνεται όριο	< 10000 MPN / 100 mL	< 35 mg / L	Δεν προτείνεται όριο	<i>Legionella pneumophila</i> 0 MPN / 100 mL
Περιβαλλοντική χρήση και αναψυχή:					
α) Λίμνες και ρυάκια όπου το κοινό επιτρέπεται να έρχεται σε επαφή (με εξαίρεση την κολύμβηση)	< 1 αυγό / L	< 200 MPN / 100 mL	< 35 mg / L	Δεν προτείνεται όριο	NO ₃ ⁻ < 100 mg/L
β) Λίμνες και ρυάκια όπου το κοινό δεν επιτρέπεται να έρχεται σε επαφή	Δεν προτείνεται όριο	< 10000MPN / 100 mL	< 35 mg / L	Δεν προτείνεται όριο	NO ₃ ⁻ < 100 mg/L
Εμπλουτισμός υπόγειου υδροφορέα:					
α) Εμπλουτισμός υπόγειων υδροφορέων τοπικά (διαμέσου του εδάφους ^γ)	< 1 αυγό / L	< 1000 MPN / 100 mL	< 35 mg / L	Δεν προτείνεται όριο	Ολικό N < 50 mg/L
β) Εμπλουτισμός υπόγειων υδροφορέων διαμέσου γεωτρήσεων	< 1 αυγό / 10 L	0 MPN / 100 mL	< 10 mg / L	< 2 NTU	Ολικό N < 15 mg/L

Οι παραπάνω τιμές πρέπει να πληρούνται για το 80% των δειγμάτων ανά μήνα.

^α Ελάχιστο επίπεδο επεξεργασίας δευτεροβάθμια ή ισοδύναμη.

^β Εντερικοί έλμινθες σε αυγά / L της οικογένειας *Strongyloides* (οι εντερικοί έλμινθες περιλαμβάνουν τις ακόλουθες οικογένειες *Strongyloides*, *Trichostrongylus*, *Toxocara*, *Enterobius*, *Capillaria*).

^γ Απαιτείται ελάχιστο βάθος υδροφορέα ίσο με 5 m.

Πηγή: Αγγελάκης, κ.ά., 2000

Τα ανωτέρω κριτήρια τροποποιήθηκαν σε ελάχιστο βαθμό και κατηγοριοποιήθηκαν καλύτερα (Πίνακας 8.4) σε νεότερες εργασίες που πραγματοποιήθηκαν από τους ίδιους ερευνητές (Tsagarakis et al., 2004, Αγγελάκης και Παρανυχιανάκης, 2005). Σύμφωνα με τους συγκεκριμένους ερευνητές σε οποιαδήποτε εφαρμογή των προτεινόμενων κριτηρίων, θα πρέπει να θεωρούνται τα εξής: (α) να εξετάζονται κατά ελάχιστο 4 δείγματα, (β) να πληρείται η κατανομή Student, (γ) οι τιμές για τα κριτήρια αυτά θα πρέπει να πληρούνται τουλάχιστο για το 80% των δειγμάτων ανά μήνα βάσει μέσων τιμών τους, (δ) απαιτείται έλεγχος οσμών στις περιπτώσεις εφαρμογής στην επιφάνεια του εδάφους και σε περιοχές που γειτνιάζουν με αστικές περιοχές, (ε) δεν απαιτούνται κριτήρια για άρδευση στην περίπτωση της υποεπιφανειακής εφαρμογής, (στ) για την άρδευση αγροτικών εκτάσεων θα πρέπει να αποφεύγεται η χρήση χλωρίου για απολύμανση των εκροών, (ζ) ανακυκλωμένα υγρά απόβλητα θα πρέπει να χρησιμοποιούνται μόνο για άρδευση φυτών που δεν καταναλώνονται από τον άνθρωπο.

Πίνακας 8.4: Αναμόρφωση των κριτηρίων που τέθηκαν το 2000

Κριτήρια ποιότητας νερού	Προτεινόμενες χρήσεις
I.N. ^α ≤ 0.1 αυγά / L FC ≤ 10 / 100 mL ^β TSS ≤ 10 mg/L	(α) Αστικές περιοχές με μεγάλη πρόσβαση του κοινού, (β) Σε καζανάκια τουαλέτας και κλιματισμό, (γ) Πλύσιμο αυτοκινήτων και (δ) Απεριόριστη άρδευση
I.N. ≤ 1 αυγά / L FC ≤ 30 /100 mL ^γ TSS ≤ 20 mg/L	(α) Τεχνητές λίμνες, υδατικά σώματα και ρυάκια με υψηλή πρόσβαση του κοινού ^δ , (β) Σιντριβάνια, τεχνητές πηγές και άλλοι χώροι αναψυχής, (γ) Καθαρισμός δρόμων και άρδευση καλλιεργειών που τα φυτικά τους μέρη καταναλώνονται νωπά (αλλά όμως δεν έρχονται σε επαφή με το αρδευτικό νερό) ^ε
I.N. ≤ 1 αυγά / L FC ≤ 100 /100 mL ^{στ} TSS ≤ 35 mg/L	(α) Άρδευση σανοδοτικών φυτών ^ς , φυτών που προορίζονται για κονσερβοποίηση και λαχανικών που καταναλώνονται μαγειρεμένα, φυτώρια, κ.ά., (β) Υδατοκαλλιέργειες
I.N. ≤ 1 αυγά / L FC ≤ 10.000 /100 mL TSS ≤ 35 mg/L	(α) Άρδευση δασικών εκτάσεων, βιομηχανικές περιοχές και ζώνες πρασίνου όπου δεν επιτρέπεται η πρόσβαση του κοινού, (β) Βιομηχανική χρήση (εκτός των βιομηχανιών τροφίμων) ^η και (γ) Τεχνητές λίμνες, σώματα νερού και ρέματα όπου δεν επιτρέπεται η πρόσβαση του κοινού ^δ .
I.N. ≤ 1 αυγά / L FC ≤ 100 /100 mL TSS ≤ 10 mg/L	Εμπλουτισμός υδροφορέων με απευθείας έκγχυση ^θ και/ή επιφανειακή εφαρμογή ^{δ,ι}

^α I.N.: περιλαμβάνουν παθογόνους οργανισμούς των παρακάτω οικογενειών: *Strongyloides*, *Trichostrongylus*, *Toxacara*, *Enterobius* και *Capillaria*.

^β Η τιμή υπολογίστηκε βασιζόμενοι σε εβδομαδιαίες μέσες τιμές με καθημερινή δειγματοληψία. Κανένα δείγμα δεν πρέπει να υπερβαίνει την τιμή των 30/100 mL για τα FC.

^γ Η τιμή υπολογίστηκε βασιζόμενοι σε εβδομαδιαίες μέσες τιμές με καθημερινή δειγματοληψία. Κανένα δείγμα δεν πρέπει να υπερβαίνει την τιμή των 100/100 mL για τα FC.

^δ Θα πρέπει να καθορισθούν όρια και για τα NO_3^- και τον ολικό P, όπως $\text{TN} \leq 15$ και ≤ 50 mg/L για εμπλουτισμό του υπόγειου υδροφορέα, απευθείας έκχυση και επιφανειακή εφαρμογή, αντίστοιχα και $\text{NO}_3^- \leq 100$ mg/L για λίμνες και υδατικά ρεύματα.

^ε Δεν επιτρέπεται η χρήση συστημάτων καταιονισμού. Σε περίπτωση εφαρμογής της εκροής με υποεπιφανειακή άρδευση δεν εφαρμόζονται όρια για τα FC, αρκεί η εκροή να έχει δεχτεί δευτεροβάθμια επεξεργασία.

^{στ} Η τιμή υπολογίστηκε βασιζόμενοι σε εβδομαδιαίες μέσες τιμές με καθημερινή δειγματοληψία. Κανένα δείγμα δεν πρέπει να υπερβαίνει την τιμή των 1000/100 mL για τα FC.

^ζ Θα πρέπει να απαιτηθούν όρια για την *Taenia sp.* (<1 αυγά / L).

^η Θα πρέπει να απαιτηθούν όρια για βιομηχανική ψύξη αναφορικά με τη *Legionella phenophila*.

^θ Στην περίπτωση της απευθείας έκχυσης σε υδροφόρα που χρησιμοποιείται για πόσιμη χρήση θα πρέπει να εφαρμόζονται τα κριτήρια για το πόσιμο νερό.

^ι Απαιτείται ελάχιστο βάθος του υδροφορέα ίσο με 5 m.

Πηγή: Αγγελάκης και Παρανυχανάκης, 2005

Tsagarakis et al., 2004

Άλλη μια σημαντική προσπάθεια διαμόρφωσης ποιοτικών ορίων για χρήση ανακτημένων λυμάτων σε διάφορες χρήσεις πραγματοποιήθηκε στις αρχές του 2000 και τα αποτελέσματά της δημοσιεύτηκαν το 2003. Συγκεκριμένα αναλήφθηκε δράση στο πλαίσιο της Ευρωπαϊκής πρωτοβουλίας LIFE στην περιοχή της Θέρμης (Ν. Θεσσαλονίκης), όπου υλοποιήθηκε πρόγραμμα με αντικείμενο την επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων λυμάτων. Σκοπός του προγράμματος υπήρξε η διαμόρφωση κριτηρίων και προδιαγραφών για κάθε δυνατή χρήση ανακτημένου λύματος για τις ελληνικές συνθήκες και η πιλοτική επαναχρησιμοποίηση λυμάτων για άρδευση και εμπλουτισμό υδροφορέων (Ανδρεαδάκης κ.ά., 2003, Τσιρίδης κ.ά., 2003, Γεωργιάδου κ.ά., 2003). Κατά τη διάρκεια υλοποίησης του προγράμματος προετοιμάστηκαν προδιαγραφές επαναχρησιμοποίησης λυμάτων προσαρμοσμένες στις ελληνικές συνθήκες. Οι προδιαγραφές αυτές αξιολογήθηκαν σχετικά με την τεχνολογική τους εφικτότητα σε 14 από τις μεγαλύτερες ελληνικές εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων. Αυτές ήταν οι ΕΕΛ των ακόλουθων πόλεων: Καρδίτσα, Άργους, Καβάλας, Λάρισα, Λαμίας, Καστοριάς, Βόλου, Θεσσαλονίκης, Ιωαννίνων, Κω, Ηρακλείου, Χαλκίδας, Καλαμάτας, Λειβαδιάς και Ξάνθης. Ταυτόχρονα μελετήθηκε και σε πειραματικό επίπεδο η δυνατότητα υφιστάμενων τεχνολογικών μεθόδων προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης λυμάτων έτσι ώστε να ικανοποιήσουν τις προδιαγραφές επαναχρησιμοποίησης (Ανδρεαδάκης κ.ά., 2003).

Καθορίστηκαν προτεινόμενα όρια και προδιαγραφές που αφορούν διάφορες χρήσεις με κυριότερη την άρδευση καλλιεργειών και αστικών εκτάσεων (αστική

χρήση) και ακολούθως τη βιομηχανική χρήση και τη χρήση για εμπλουτισμό του υπόγειου υδροφορέα. Σε ό,τι αφορά την άρδευση, η οποία αποτελεί και το αντικείμενο του ενδιαφέροντός μας, θα πρέπει να αναφερθεί ότι απαιτείται διαχωρισμός μεταξύ περιορισμένης και απεριόριστης άρδευσης βάσει των αρδευόμενων καλλιεργειών και του τρόπου εφαρμογής του νερού (Πίνακας 8.5). Σε ό,τι αφορά την αστική χρήση (άρδευση αστικών εκτάσεων), ο διαχωρισμός μεταξύ περιορισμένης και απεριόριστης άρδευσης είναι μια αξιόπιστη και ασφαλής διαδικασία υπό την προϋπόθεση ότι τα θεσμικά, οργανωτικά και διαχειριστικά μέσα που θα ληφθούν ανά περίπτωση μπορούν να εξασφαλίσουν τη σωστή εφαρμογή της. Η εκπλήρωση αυτής της προϋπόθεσης είναι ωστόσο αμφίβολη στην περίπτωση της Ελλάδας. Προτάθηκαν λοιπόν κοινά όρια τόσο για την περιορισμένη όσο και για την απεριόριστη αστική χρήση και τις χρήσεις αναψυχής, τα οποία παρουσιάζονται στον Πίνακα 8.5. Επιπρόσθετα των ορίων του Πίνακα 8.5, θα πρέπει να τηρούνται και τα όρια των χημικών στοιχείων του Πίνακα 8.6. Η καταλληλότητα του ανακτημένου νερού για σκοπούς άρδευσης θα πρέπει να επαληθευθεί βάσει των γενικών ποιοτικών χαρακτηριστικών του Πίνακα 8.7.

Πίνακας 8.5: Προτεινόμενα όρια για μικροβιολογικές και συμβατικές παραμέτρους στην περίπτωση επαναχρησιμοποίησης λυμάτων για διάφορες χρήσεις στην Ελλάδα (2003)

Είδος χρήσης	Περιττωματικά κολοβακτηρίδια (FC / 100 mL)	BOD ₅ (mg/L)	SS (mg/L)	Θολότητα (NTU)	Προτεινόμενη επεξεργασία
<p>Περιορισμένη άρδευση: Δάση και περιοχές όπου δεν αναμένεται πρόσβαση του κοινού, καλλιέργειες ζωοτροφών, βιομηχανικές καλλιέργειες, λιβάδια, δένδρα (συμπεριλαμβανομένων των οπωροφόρων με την προϋπόθεση ότι κατά τη συλλογή οι καρποί δεν βρίσκονται σε επαφή με το έδαφος), καλλιέργειες σπόρων και καλλιέργειες που παράγουν προϊόντα τα οποία υποβάλλονται σε περαιτέρω επεξεργασία πριν την κατανάλωσή τους. Άρδευση με καταιονισμό δεν θα εφαρμόζεται.</p> <p>Βιομηχανική χρήση: Νερό ψύξης μιας χρήσης.</p>	200 (διάμεση τιμή)	25 για το 80% των δειγμάτων	35 για το 80% των δειγμάτων	-	Δευτεροβάθμια βιολογική επεξεργασία ^α Απολύμανση ^β
<p>Απεριόριστη άρδευση: Όλες οι καλλιέργειες όπως λαχανικά, αμπέλια ή καλλιέργειες των οποίων τα προϊόντα καταναλώνονται ωμά, θερμοκήπια. Η απεριόριστη άρδευση επιτρέπει την εφαρμογή διαφόρων μεθόδων εφαρμογής του νερού συμπεριλαμβανομένου του καταιονισμού.</p> <p>Αστική χρήση: Μεγάλες εκτάσεις (νεκροταφεία, πρανή αυτοκινητόδρομων, γήπεδα γκολφ, δημόσια πάρκα), εγκαταστάσεις αναψυχής, κατάσβεση πυρκαγιών, καθαρισμός οδών και πεζοδρόμων, διακοσμητικά σιντριβάνια, νερό για καθαρισμό τουαλέτας.</p>	5 για το 80% των δειγμάτων	10 για το 80% των δειγμάτων	10 για το 80% των δειγμάτων	2 διάμεση τιμή	Δευτεροβάθμια βιολογική επεξεργασία ^α Τριτοβάθμια/Προχωρημένη επεξεργασία ^γ Απολύμανση ^δ

Είδος χρήσης	Περιττωματικά κολοβακτηρίδια (FC / 100 mL)	BOD ₅ (mg/L)	SS (mg/L)	Θολότητα (NTU)	Προτεινόμενη επεξεργασία
Βιομηχανική χρήση: Επανακυκλοφορούμενο νερό ψύξης, νερό για λέβητες, κ.ά.					
Εμπλουτισμός υπόγειου υδροφορέα (όχι για ύδρευση)					

^α Οι προτεινόμενες μέθοδοι δευτεροβάθμιας επεξεργασίας περιλαμβάνουν διάφορους τύπους του συστήματος ενεργού ιλύος, βιολογικά φίλτρα και περιστρεφόμενους βιολογικούς δίσκους. Άλλα συστήματα, όπως φυσικά συστήματα που παράγουν εκροή με ισοδύναμη ποιότητα (BOD₅/SS=25/35), είναι αποδεκτά κατόπιν επαρκούς τεκμηρίωσης. Οι συγκεντρώσεις αζώτου στην εκροή πρέπει να διατηρούνται χαμηλότερα από 35 mg/L, με εξαίρεση τις περιπτώσεις όπου υπάρχει μεγάλης διάρκειας αποθήκευση των λυμάτων σε ταμειυτήρες ή γίνεται άρδευση ευπρόσβλητων στη νιτρορύπανση ζωνών. Στις περιπτώσεις αυτές οι μέσες συγκεντρώσεις αζώτου πρέπει να μην υπερβαίνουν τα 15 mg/L.

β. Χλωρίωση, οζονισμός, υπεριώδης ακτινοβολία (UV), κ.ά. Σε κάθε περίπτωση κατά την εφαρμογή της χλωρίωσης πρέπει να εξασφαλίζεται γινόμενο υπολειμματικού χλωρίου επί το χρόνο επαφής μικρότερο ή ίσο με 30 mg x min/L. Για απολύμανση με UV θα εξασφαλίζεται ελάχιστη δόση 70 mWsec/cm² στο τέλος της ζωής των λαμπτήρων και για το σχεδιασμό του συστήματος UV δεν θα λαμβάνεται τιμή διαπερατότητας μεγαλύτερη από 50%.

γ. Κατάλληλο σύστημα που να επιτυγχάνει τα ανάλογα όρια: Κατ' ελάχιστον προσθήκη θειικού αργιλίου (alum) σε δόση μεγαλύτερη από 10 mg/L και απευθείας διήθηση σε κλίνη άμμου.

δ. Χλωρίωση, οζονισμός, υπεριώδης ακτινοβολία (UV), κ.ά. Σε κάθε περίπτωση κατά την εφαρμογή της χλωρίωσης πρέπει να εξασφαλίζεται συγκέντρωση υπολειμματικού χλωρίου μικρότερη ή ίση με 2 mg/L και ελάχιστος χρόνος επαφής 60 min, ενώ η αναγκαιότητα αποχλωρίωσης πριν τη χρήση θα εξετάζεται ανά περίπτωση. Για απολύμανση με UV θα εξασφαλίζεται ελάχιστη δόση 50 mWsec/cm² στο τέλος της ζωής των λαμπτήρων και για το σχεδιασμό του συστήματος UV δεν θα λαμβάνεται τιμή διαπερατότητας μεγαλύτερη από 70%.

Πηγή: Ανδρεαδάκης, κ.ά., 2003

Πίνακας 8.6: Προτεινόμενα μέγιστα όρια χημικών στοιχείων σε ανακτημένα λύματα

Στοιχεία	Μέγιστη συγκέντρωση (μg/L)
Al (αργίλιο)	5000
As (αρσενικό)	100
Be (βηρύλλιο)	100
Cd (κάδμιο)	10
Co (κοβάλτιο)	50
Cr (χρώμιο)	100
Cu (χαλκός)	200
F (φθόριο)	1000
Fe (σίδηρος)	5000
Li (λίθιο)	2500
Mn (μαγγάνιο)	200
Mo (μολυβδαίνιο)	10
Ni (νικέλιο)	200
Pb (μόλυβδος)	5000
Se (σελήνιο)	20
V (βανάδιο)	100
Zn (ψευδάργυρος)	2000
Hg (υδράργυρος)	5

Πηγή: Ανδρεαδάκης κ.ά., 2003

Πίνακας 8.7: Προτεινόμενα αγρονομικά χαρακτηριστικά των ανακτημένων λυμάτων

Πιθανό πρόβλημα κατά την άρδευση	Μονάδες	Βαθμός περιορισμών κατά την εφαρμογή		
		Μηδαμινός	Μικρός-Μέτριος	Σημαντικός
Αλατότητα				
EC _w ή	dS/m	< 0.7	0.7 - 3	> 3
TDS (ολικά διαλυμένα στερεά)	mg/L	< 450	450 - 2000	> 2000
Διαπερατότητα				
SAR = 0 - 3 και EC _w		> 0.7	0.7 - 0.2	< 0.2
3 - 6		> 1.2	1.2 - 0.3	< 0.3
6 - 12		> 1.9	1.9 - 0.5	< 0.5
12 - 20		> 2.9	2.9 - 1.3	< 1.3
20 - 40		> 5	5 - 2.9	< 2.9
Ειδική τοξικότητα ιόντων				
<i>Νάτριο (Na⁺)</i>				
Επιφανειακή άρδευση	SAR	< 3	3 - 9	> 9
Καταιονισμός	mg/L	< 70	> 70	
<i>Χλωρίοντα (Cl⁻)</i>				
Επιφανειακή άρδευση	mg/L	< 140	140 - 350	> 350
Καταιονισμός	mg/L	< 100	> 100	
<i>Βόριο (B)</i>	mg/L	< 0.7	0.7 - 3	> 3
Άλλες επιπτώσεις				
Αζωτο (NO ₃ -N)	mg/L	< 5	5 - 30	> 30
HCO ₃ ⁻	mg/L	< 90	90 - 500	> 500
pH	Τυπικές τιμές 6.5 - 8			

Πηγή: Ανδρεαδάκης κ.ά., 2003

Τα όρια που τέθηκαν στα πλαίσια του προγράμματος της πρωτοβουλίας LIFE ομοιάζουν με κανονισμούς διεθνών οργανισμών και ιδιαίτερα με αυτούς του FAO.

Επίσης, το 2004 δόθηκε για πρώτη φορά από το ΥΠΕΧΩΔΕ, σε συνεργασία με το Υπ. Υγείας και το Υπ. Αγροτικής Ανάπτυξης έγκριση περιβαλλοντικών όρων για τη διάθεση επεξεργασμένων λυμάτων για άρδευση στη Χαλάστρα Θεσσαλονίκης. Οι γεωργικές καλλιέργειες προς άρδευση καταλαμβάνουν έκταση 25000 στρεμμάτων και αποτελούνται από βαμβάκι, καλαμπόκι, ρύζι, μηδική, ζαχαρότευτλα και άλλες καλλιέργειες. Τα επεξεργασμένα λύματα αραιώνονται με νερά του ποταμού Αξιού σε αναλογία 1:5 τουλάχιστον και τηρούνται τα όρια ποιότητας του Πίνακα 8.8.

Πίνακας 8.8: Όρια ποιότητας στο μείγμα του νερού (νερό του Αξιού + επεξεργασμένο λύμα) που πηγαίνει για άρδευση στη Χαλάστρα Θεσσαλονίκης

Παράμετρος	Όριο
pH	6.5 – 8.5
Ηλεκτρική αγωγιμότητα	< 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ή < 3 mS/cm
Βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνο, BOD ₅	< 20 mg/L
Χημικά απαιτούμενο οξυγόνο, COD	< 80 mg/L
Αιωρούμενα στερεά, SS	< 30 mg/L
Υπολειμματικό χλώριο	< 0.5 mg/L
Εντερικά κολοβακτηρίδια, FC	< 1000/100 mL
Αυγά παρασίτων	< 1 αυγό/L
Βόριο	< 2 mg/L
TKN	< 30 mg/L

Πηγή: ΥΠΕΧΩΔΕ, 2004

Τέλος, όπως αναφέρθηκε και στην αρχή της εν λόγω Παραγράφου το θεσμικό ζήτημα κατοχύρωσης της ανάκτησης και επαναχρησιμοποίησης λυμάτων στη χώρα μας λύθηκε πολύ πρόσφατα (Οκτώβριος 2008) με κατάλληλη τροποποίηση της Υγειονομικής Διάταξης Ε1β/221/65. Τα κριτήρια ωστόσο που τέθηκαν δεν είναι ιδιαίτερα λεπτομερή, όπως φαίνεται και στον Πίνακα 8.9, ωστόσο είναι αρκετά αυστηρά, κυρίως εάν συγκριθούν ως προς τις μικροβιολογικές παραμέτρους με τους σχετικούς διεθνείς κανονισμούς και οδηγίες (βλ. Κεφάλαιο 6) και ομοιάζουν με τα κριτήρια της Καλιφόρνια.

Πίνακας 8.9: Απαιτήσεις ποιότητας επεξεργασμένων λυμάτων για χρήση στην άρδευση σύμφωνα με την Ελληνική νομοθεσία (2008)

Χρήση	Ολικά κολοβακτηρίδια	Χημικές παράμετροι	Απαιτούμενη κατ' ελάχιστον επεξεργασία
Άρδευση κατά την οποία δεν τηρούνται ιδιαίτεροι περιορισμοί που αφορούν την επαφή με το κοινό (απεριόριστη άρδευση), ενώ επιτρέπεται η χρήση καταιονισμού ως μεθόδου άρδευσης	$\leq 2/100$ mL για το 90% των δειγμάτων. Επιπροσθέτως ο αριθμός των TC δεν πρέπει να ξεπερνά τα 20/100 mL σε περισσότερα του ενός δείγματα για οποιοδήποτε συνεχές χρονικό διάστημα 2 μηνών	$BOD_5 < 10$ mg/L, $SS < 10$ mg/L	Δευτεροβάθμια βιολογική επεξεργασία, κροκίδωση, διήθηση ^α και απολύμανση. Οι παραπάνω διεργασίες θα πρέπει να γίνουν με τη σειρά που αναφέρονται

^α Η ταχύτητα διήθησης να μην υπερβαίνει τα $8 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$ κατά τη διάρκεια κανονικής λειτουργίας.

Πηγή: ΚΥΑ Δ.ΥΓ2/Γ.Π.οικ.133551 (ΦΕΚ 2089/9-10-2008)

Επίσης ορίζεται ότι κατ' ελάχιστον θα γίνεται μια δειγματοληψία ανά 3 ημέρες για αναλύσεις των TC και των SS και μια ανά 7 ημέρες για το BOD_5 . Κατ' εξαίρεση όλες οι δειγματοληψίες μπορούν να περιοριστούν σε μια ανά 7 ημέρες για τις περιπτώσεις μικρών νησιών, όπου δεν υπάρχουν οι απαραίτητες εργαστηριακές υποδομές. Επίσης προβλέπεται ότι σε όλους τους χώρους όπου θα γίνεται επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων λυμάτων θα υπάρχει κατάλληλη σήμανση, ενώ οι σωληνώσεις μεταφοράς του ανακυκλωμένου νερού θα έχουν χρώμα ιώδες (ΚΥΑ Δ.ΥΓ2/Γ.Π.οικ.133551, ΦΕΚ 2089/9-10-2008).

8.5.2 Εφαρμογές ανακτημένων λυμάτων

Όπως αναφέρθηκε και σε προηγούμενη παράγραφο, στην Ελλάδα η επαναχρησιμοποίηση λυμάτων δεν είναι ιδιαίτερα διαδεδομένη και το γεγονός αυτό οφείλεται κατά κύριο λόγο στη μέχρι και πρόσφατα έλλειψη ανάλογου θεσμικού πλαισίου. Ωστόσο και παρά τα όποια προβλήματα, στον Ελλαδικό χώρο έχουν αναπτυχθεί εφαρμογές επαναχρησιμοποίησης επεξεργασμένων λυμάτων σε πειραματικό όμως επίπεδο. Από τις αρχές της δεκαετίας του '90 περίπου πραγματοποιήθηκαν έρευνες στον Ελληνικό χώρο, με πρωτοβουλία κυρίως του ΕΘΙΑΓΕ (Εθνικό Ίδρυμα Αγροτικής Έρευνας), σχετικά με την αποδοτικότητα καλλιεργειών που αρδεύτηκαν σε συγκεκριμένο χρονικό διάστημα με επεξεργασμένα λύματα (Tsantilas, 1996, Tsantilas, 1997, Paranychianakis et al., 2002, Πανώρας και

Ηλίας, 2003). Κατά τη διάρκεια των ερευνών αυτών αξιολογήθηκαν οι επιπτώσεις της χρήσης επεξεργασμένου λύματος στην αποδοτικότητα διαφόρων καλλιεργειών και στα χαρακτηριστικά του εδάφους. Από τις πλέον συστηματικές έρευνες επαναχρησιμοποίησης είναι αυτές που αναπτύχθηκαν με πρωτοβουλία του ΕΘΙΑΓΕ στην περιοχή της Θεσσαλονίκης και οι οποίες αφορούσαν άρδευση ζαχαρότευτλων, βάμβακος, αραβόσιτου και ρυζιού με τις επεξεργασμένες εκροές της ΕΕΛ Θεσσαλονίκης. Οι πειραματικές εργασίες έγιναν στην πεδιάδα της Θεσσαλονίκης, στις παρυφές του οικισμού της Σίνδου, στην παρόχθια ζώνη του Γαλλικού ποταμού. Τα απόβλητα που χρησιμοποιήθηκαν είχαν υποστεί δευτεροβάθμια επεξεργασία και χλωρίωση. Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι η χρήση τέτοιου είδους λυμάτων δεν προκαλούσε ιδιαίτερα προβλήματα στο έδαφος και στα φυτά. Ωστόσο ιδιαίτερη προσοχή έπρεπε να δοθεί στην πιθανότητα μακροχρόνιας χρήσης ενός τέτοιου πόρου και η οποία θα έπρεπε να γίνεται με τρόπο ορθολογικό και ελεγχόμενο έτσι ώστε να μη δημιουργηθούν προβλήματα αλατότητας του εδάφους, μια και η εκροή της ΕΕΛ της Θεσσαλονίκης παρουσίαζε σε γενικές γραμμές υψηλές τιμές αγωγιμότητας (Πανώρας και Ηλίας, 2003, Πανώρας και Ηλίας, 2004, Panoras et al., 2004, Papadopoulos et al., 2009).

Εκτός από την περίπτωση της Θεσσαλονίκης, έρευνες πραγματοποιήθηκαν με πρωτοβουλία του ΕΘΙΑΓΕ και σε άλλες περιοχές της Ελλάδας, όπως για παράδειγμα στην περιοχή της Λάρισας (Tsantilas, 1996, Tsantilas, 1997). Σε γενικές γραμμές, το συμπέρασμα που προέκυπτε σε όλες τις περιπτώσεις ήταν ότι η χρήση επεξεργασμένου λύματος συνέβαλε σημαντικά στην εξοικονόμηση φυσικού νερού, χωρίς ταυτόχρονα να δημιουργούνται ιδιαίτερες επιπτώσεις στα χαρακτηριστικά των φυτών και του εδάφους. Επίσης σε κάποιες από τις έρευνες αυτές διερευνήθηκε και η επίδραση της άρδευσης με ανακτημένο λύμα στο γεωργικό εισόδημα. Το συμπέρασμα που προέκυψε ήταν ότι σε όλες τις περιπτώσεις η άρδευση με ανακτημένο λύμα μπορούσε να αποβεί επικερδής για τους αγρότες, μια και συνέβαλε στην εξοικονόμηση σημαντικών ποσοτήτων λιπασμάτων (Βακάλης και Τσαντήλας, 2002, Papadopoulos et al., 2009).

Εκτός από την άρδευση αγροτικών καλλιεργειών, έρευνες διεξήχθησαν και σχετικά με τη χρήση ανακτημένου λύματος για αστική άρδευση (π.χ. άρδευση εκτάσεων με γκαζόν, άρδευση καλλωπιστικών φυτών και θάμνων). Τα περισσότερα από τα πειράματα αυτά διεξήχθησαν με πρωτοβουλία του Πανεπιστημίου Θεσσαλίας στην περιοχή του Βόλου χρησιμοποιώντας εκροή από τη μονάδα επεξεργασίας λυμάτων της πόλης. Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι η χρήση ανακτημένου λύματος δεν

είχε ουσιαστική επίδραση στην ανάπτυξη των φυτών και στα χαρακτηριστικά του εδάφους (Sakellariou-Makrantonaki et al., 2004, Sakellariou-Makrantonaki et al., 2003). Σε κάθε περίπτωση πάντως θα πρέπει να διεξάγονται συνεχείς αναλύσεις των χαρακτηριστικών τόσο των λυμάτων όσο και των φυτών και του εδάφους για την ολοκληρωμένη αξιολόγηση του κινδύνου χρήσης ανακτημένων λυμάτων ως αρδευτικό νερό σε μακροχρόνια βάση.

Εξάλλου, εκτός των ανωτέρω πειραματικών εφαρμογών, υπάρχουν και περιπτώσεις μονάδων επεξεργασίας λυμάτων που διαθέτουν τις κατάλληλα επεξεργασμένες εκροές τους για άρδευση, κυρίως αγροτικών εκτάσεων, στις περιοχές γύρω από αυτές. Τέτοιο παράδειγμα αποτελεί, εκτός της μονάδας της Θεσσαλονίκης, η μονάδα της Χαλκίδας, του Άργους και ορισμένων μονάδων στην Κρήτη, όπως για παράδειγμα αυτή του Αγ. Νικολάου (Angelakis et al., 1999). Στη μονάδα της Χαλκίδας, για παράδειγμα, έχει ολοκληρωθεί έργο άρδευσης δασικών εκτάσεων 300 στρ. περίπου με τη χρήση 14000 m³ εκροών επεξεργασμένων λυμάτων ανά ημέρα (Τσαγκαράκης και Αγγελάκης, 2004). Η έκταση που αρδεύεται βρίσκεται σε μια νησίδα, όπου ο πληθυσμός της πόλης δεν έχει πρόσβαση.

Τέλος, έρευνες αναφέρονται στην Ελλάδα σχετικά με την αξιολόγηση της καταλληλότητας εκροών επιλεγμένων ΕΕΛ για επαναχρησιμοποίηση (Loukopoulos and Kalavrouziotis, 2006, Bakoroulou et al., 2009b), σχετικά με την κοινωνική αποδοχή της χρήσης ανακτημένου λύματος (Tsagarakis and Georgantzis, 2003, Bakoroulou and Kungolos, 2009, Bakoroulou et al, 2009a) και σχετικά με την τεχνολογική εφικτότητα επιλεγμένων μεθόδων τριτοβάθμιας επεξεργασίας λυμάτων για παραγωγή ανακτημένου λύματος κατάλληλου για χρήση σε διάφορες εφαρμογές (Ανδρεαδάκης, κ.ά., 2003, Πεταλά, 2006). Επίσης αξίζει να αναφερθεί ότι τον τελευταίο καιρό εκπονούνται έρευνες σχετικά με τη δυνατότητα χρήσης ανακτημένου λύματος σε αστικές χρήσεις, πλην της άρδευσης, (π.χ. καθαρισμός τουαλετών, κλπ.) (Kalavrouziotis and Apostolopoulos, 2007). Ωστόσο βασικό πρόβλημα στον τομέα της ανάκτησης λυμάτων παραμένει το κατά πόσο είναι βιώσιμο ή πως θα μπορούσε να καταστεί βιώσιμο σε μια περιοχή να ενσωματωθεί η χρήση ανακτημένων λυμάτων στη διαχείριση των υδατικών της πόρων. Προκειμένου να συμβεί κάτι τέτοιο, θα πρέπει να γίνουν έρευνες που θα επικεντρωθούν στη διερεύνηση και ολοκληρωμένη αξιολόγηση όλων των σχετικών παραμέτρων (οικονομικές, κοινωνικές και περιβαλλοντικές) σε ένα κοινό μοντέλο προκειμένου να εξαχθούν ασφαλή και όσο το δυνατό πιο αντικειμενικά συμπεράσματα και να ληφθούν οι ανάλογες αποφάσεις. Ένα τέτοιο μοντέλο αναπτύχθηκε κατά τη

διάρκεια της παρούσας διατριβής. Στη συνέχεια της εργασίας ακολουθεί το Β' Μέρος, όπου περιγράφονται οι βασικότερες μεθοδολογίες λήψης απόφασης σε περιβαλλοντικά προβλήματα και στις οποίες βασιστήκαμε προκειμένου να αναπτύξουμε το μοντέλο αξιολόγησης, ενώ στο Γ' Μέρος παρατίθενται τα αποτελέσματα της έρευνας που πραγματοποιήθηκε κατά τη διάρκεια της παρούσας διατριβής και γίνεται εφαρμογή του προτεινόμενου μοντέλου.

Β' ΜΕΡΟΣ

9. ΔΙΑΔΙΚΑΣΙΑ ΛΗΨΗΣ ΑΠΟΦΑΣΗΣ ΣΕ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΑ ΠΡΟΒΛΗΜΑΤΑ

9.1 Γενικά

Η λήψη αποφάσεων είναι αποτέλεσμα σύνθετων διαδικασιών που έχουν ως στόχο αρχικά μεν να μελετήσουν και να αναλύσουν διεξοδικά τις επιπτώσεις όλων των δυνατών εναλλακτικών αποφάσεων, στη συνέχεια δε να προχωρήσουν σε μια προσπάθεια σύνθεσης και σύγκλισης των απαιτήσεων όλων των εμπλεκομένων μερών στη διαδικασία απόφασης ώστε να καταλήξουν τελικά στην εύρεση της κοινώς αποδεκτής λύσης. Ως απόφαση θεωρούνται όλες εκείνες οι ενέργειες (σκέψεις, κρίσεις, κλπ.) που γίνονται από έναν ή περισσότερους ανθρώπους με στόχο την επιλογή ενός τρόπου δράσης (ενέργειας) μέσα από ένα σύνολο εναλλακτικών επιλογών δράσης (Ματσατσίνης, 2000).

Στη συνέχεια του Κεφαλαίου αναλύεται η διαδικασία λήψης απόφασης σε θεωρητική βάση, ενώ ιδιαίτερη έμφαση δίνεται στις ιδιαιτερότητες που παρουσιάζει η συγκεκριμένη διαδικασία όταν εφαρμόζεται σε περιβαλλοντικά προβλήματα.

9.2 Διαδικασία λήψης αποφάσεων

Σε γενικές γραμμές, η διαδικασία λήψης μιας απόφασης από έναν λήπτη διακρίνεται στις ακόλουθες τρεις φάσεις (Ματσατσίνης, 2000):

- **Νοητική φάση (intelligent phase):** Αρχικά αναγνωρίζεται το προς επίλυση πρόβλημα και αναζητούνται οι δυνατές καταστάσεις για τις οποίες μπορεί να ληφθούν αποφάσεις.
- **Φάση σχεδιασμού (design phase):** Κατά τη διάρκεια της φάσης αυτής ερευνώνται, αναλύονται και αναπτύσσονται όλοι οι δυνατοί εναλλακτικοί τρόποι δράσης (αποφάσεων) καθώς και τα βασικότερα κριτήρια βάσει των οποίων θα γίνει η αξιολόγηση αυτών.
- **Φάση επιλογής (choice phase):** Στην τελική φάση γίνεται η επιλογή της πλέον κατάλληλης απόφασης μέσα από το σύνολο των εναλλακτικών τρόπων δράσης (αποφάσεων).

Κατά τη διάρκεια όλων των φάσεων που αναφέρθηκαν αναπτύσσονται επιμέρους δράσεις. Όλες ωστόσο έχουν ως τελικό στόχο την ανάπτυξη ενός μοντέλου που αναπαριστά με όσο το δυνατό μεγαλύτερη σαφήνεια την τρέχουσα κατάσταση του προβλήματος. Το μοντέλο αυτό στη συνέχεια θα πρέπει να ελέγχεται και να επαληθεύεται έτσι ώστε να εξασφαλίζεται η σωστή λειτουργία του. Η βέλτιστη απόφαση προκύπτει ως λύση του μοντέλου. Η αναζήτηση της λύσης μπορεί να είναι είτε κατευθυνόμενη από το στόχο του προβλήματος, είτε κατευθυνόμενη από τα δεδομένα, είτε συνδυασμός και των δύο. Οι τεχνικές αναζήτησης εξαρτώνται από τα χρησιμοποιούμενα μοντέλα. Υπάρχουν μοντέλα τα οποία χρησιμοποιούν αλγοριθμικές διαδικασίες αναζήτησης της βέλτιστης λύσης (π.χ. μοντέλα βελτιστοποίησης), ενώ υπάρχουν και μοντέλα που περιλαμβάνουν την εξέταση διαφόρων εναλλακτικών λύσεων έτσι ώστε να επιλεγεί η βέλτιστη (π.χ. περιγραφικά μοντέλα) (Ματσατσίνης, 2000). Τα μοντέλα βελτιστοποίησης έχουν συνήθως ως στόχο τη μεγιστοποίηση ενός αναμενόμενου οφέλους και την ανάπτυξη αλγοριθμικών σχέσεων που αναπαριστούν τη συγκεκριμένη μεγιστοποίηση. Τα δεδομένα εισόδου σε τέτοια μοντέλα είναι πάντα ποσοτικά. Αντίθετα, τα περιγραφικά μοντέλα αναπαριστούν με μεγαλύτερη σαφήνεια πολύπλοκα προβλήματα. Περισσότερα στοιχεία σχετικά με τέτοιου είδους μοντέλα, καθώς και τις μεθοδολογίες στις οποίες βασίζονται αυτά, αναπτύσσονται στα Κεφάλαια 10 και 11. Πάντως, η φύση των περιβαλλοντικών προβλημάτων, όπως θα δούμε και στη συνέχεια, επιβάλλει τη χρήση μοντέλων όπου πολλοί και διαφορετικοί παράγοντες θα πρέπει να ληφθούν υπόψη.

9.3 Παράγοντες που επηρεάζουν τη διαδικασία λήψης απόφασης σε περιβαλλοντικά προβλήματα

Ο ορισμός του τι σημαίνει «καλή» απόφαση και πως πραγματικά μπορεί να επιτευχθεί είναι μια διαδικασία που εμπεριέχει οπωσδήποτε την έννοια της σχετικότητας. Η έννοια του «καλού», για παράδειγμα, μπορεί να αναφέρεται στη διαδικασία λήψης απόφασης που ακολουθήθηκε, αλλά από την άλλη μπορεί να αναφέρεται και στα αποτελέσματα της απόφασης που ελήφθη. Κάθε λήψη απόφασης επίσης συνεπάγεται και τη λήψη ρίσκου και επομένως συνδέεται στενά με την έννοια της πιθανότητας. Εάν για παράδειγμα ακολουθηθεί μια καλή διαδικασία λήψης απόφασης, η οποία εμπεριέχει

σχετικά μικρό ποσοστό αβεβαιότητας, τότε η πιθανότητα το αποτέλεσμα της τελικής απόφασης να είναι καλό είναι μεγάλη (Gough and Ward, 1996).

Οι αποφάσεις ωστόσο που σχετίζονται με τη διαχείριση περιβαλλοντικών συστημάτων εμπεριέχουν από τη φύση τους μεγάλο ποσοστό αβεβαιότητας, με αποτέλεσμα, στις περισσότερες περιπτώσεις, να μην είναι γνωστός ούτε ο ακριβής αριθμός των πιθανών αποτελεσμάτων, ούτε οι πιθανότητες προσδιορισμού της ποιότητας αυτών των αποτελεσμάτων. Στην περίπτωση αυτή η σύνδεση μεταξύ καλής διαδικασίας και καλού αποτελέσματος είναι αμφίβολη. Για το λόγο αυτό υπάρχουν δύο απόψεις σχετικά με το τι πραγματικά είναι καλή απόφαση. Η μια λέει ότι καλή απόφαση είναι αυτή που συνεπάγεται ένα καλό αποτέλεσμα, μόνο που στην περίπτωση αυτή ο προσδιορισμός του καλού αποτελέσματος είναι δυνατός μετά το πέρας της όλης διαδικασίας. Η άλλη άποψη λέει ότι η απόφαση είναι καλή εάν η διαδικασία που ακολουθήθηκε είναι καλή, μόνο που στη συγκεκριμένη περίπτωση η διαδικασία είναι ανεξάρτητη από το αποτέλεσμα. Στην πραγματικότητα λοιπόν κι αν ληφθούν όλες οι αβεβαιότητες υπόψη, προκύπτει τελικά ότι η διαδικασία λήψης μιας καλής απόφασης σε ένα περιβαλλοντικό πρόβλημα είναι ιδιαίτερα πολύπλοκη και θα πρέπει να αξιολογεί πολλά και διαφορετικά χαρακτηριστικά του προβλήματος (Gough and Ward, 1996).

Από την άλλη πλευρά, οι έννοιες τόσο του περιβαλλοντικού σχεδιασμού όσο και της λήψης απόφασης εμπεριέχουν αλλά και στηρίζονται πάντοτε στην ανάλυση συγκρούσεων (conflict analysis). Πολλές εναλλακτικές δράσεις / επιλογές θα πρέπει να αξιολογηθούν με βάση διάφορες ομάδες κριτηρίων (περιβαλλοντικά, οικονομικά, κοινωνικά, τεχνολογικά) δημιουργώντας έναν τεράστιο όγκο δεδομένων προς επεξεργασία. Η διαδικασία περιπλέκεται ακόμη περισσότερο εάν ληφθεί υπόψη και ο μεγάλος αριθμός των ληπτών απόφασης που συμμετέχουν στην όλη διαδικασία και οι οποίοι, στις περισσότερες περιπτώσεις, χαρακτηρίζονται από αντιμαχόμενες αξίες και προτιμήσεις (Lahdelma et al., 2000, Refsgaard, 2006).

Εάν ληφθούν λοιπόν όλα τα ανωτέρω υπόψη, προκύπτει ότι η λήψη μιας αντικειμενικά καλής και απλής απόφασης δεν υφίσταται στον περιβαλλοντικό σχεδιασμό και ότι η όλη διαδικασία θα πρέπει να επικεντρώνεται στη διερεύνηση σχετικά κοινών αποδεκτών συμβιβαστικών λύσεων - αποφάσεων (Lahdelma et al., 2000). Το κλειδί για την επιτυχία της ανωτέρω διερεύνησης αποτελεί η επιλογή της κατάλληλης μεθοδολογίας λήψης απόφασης, η οποία πρέπει να ανταποκρίνεται κατά το δυνατό στις ιδιαιτερότητες του κάθε προβλήματος.

9.4 Βασικά χαρακτηριστικά που θα πρέπει να διακρίνουν τις αποφάσεις σε περιβαλλοντικά προβλήματα

Οι κοινώς αποδεκτές λύσεις – αποφάσεις που θα προσδιορισθούν μετά από μια διαδικασία λήψης απόφασης σε προβλήματα περιβαλλοντικού σχεδιασμού θα πρέπει να επηρεάζονται από τρεις συνολικά πόλους επίδρασης: τον ορθολογικό, τον υποκειμενικό και τον ηθικό. Η ορθολογική επίδραση (rationality influence) έχει ως στόχο την εξεύρεση ενός μαθηματικού μοντέλου το οποίο βελτιστοποιεί μια συνάρτηση ενός κριτηρίου για διάφορες εναλλακτικές δράσεις / επιλογές (αποφάσεις). Τελική επιδίωξη αποτελεί η εξεύρεση της βέλτιστης λύσης, την οποία ο λήπτης απόφασης οφείλει να αποδεχθεί εφόσον αποδέχεται και το μοντέλο. Πρόκειται δηλαδή για μια προσέγγιση, η οποία δεν αφήνει περιθώρια στο λήπτη απόφασης να κάνει βελτιώσεις επάνω στο μοντέλο του κατά τη διάρκεια της διαδικασίας λήψης της απόφασης. Ωστόσο η φύση των κοινωνικών και περισσότερο των περιβαλλοντικών προβλημάτων απαιτεί την ύπαρξη μεγαλύτερης ελευθερίας και ευελιξίας, αλλά και περισσότερου διαλόγου μεταξύ του αναλυτή και του λήπτη απόφασης κατά τη διάρκεια της όλης διαδικασίας. Απαιτεί δηλαδή την άσκηση υποκειμενικών κρίσεων οι οποίες συμπληρώνουν τον απλό ορθολογισμό των οικονομικών και μαθηματικών μοντέλων βελτιστοποίησης. Εκτός των ανωτέρω, η ηθική μπορεί να συμπληρώσει άριστα ένα μοντέλο λήψης απόφασης σε προβλήματα περιβαλλοντικού σχεδιασμού. Λέγοντας ηθική εννοούμε την ηθική υποχρέωση και αναγκαιότητα να προστατευθεί το περιβάλλον ταυτόχρονα με τις οποίες προσπάθειες για οικονομική ανάπτυξη και να προωθηθεί η ιδέα της βιωσιμότητας από κάθε άποψη (Brans, 2002).

Λαμβάνοντας τα ανωτέρω υπόψη προκύπτει ότι προκειμένου μια απόφαση ή ένα πλαίσιο αποφάσεων σε πρόβλημα περιβαλλοντικού σχεδιασμού να ανταποκρίνεται όσο το δυνατό περισσότερο στην πραγματικότητα, θα πρέπει να λαμβάνει υπόψη τους τρεις ανωτέρω πόλους επίδρασης. Για το λόγο αυτό οι συγκεκριμένοι άξονες - πόλοι αποτελούν και σημαντικό κριτήριο επιλογής μιας μεθοδολογίας λήψης απόφασης προκειμένου η τελική απόφαση να είναι όσο το δυνατό πιο ρεαλιστική και ισχυρή.

Στα επόμενα Κεφάλαια (10 και 11) περιγράφονται οι βασικότερες μεθοδολογίες λήψης απόφασης που έχουν χρησιμοποιηθεί σε προβλήματα περιβαλλοντικού σχεδιασμού. Βασικός στόχος των Κεφαλαίων αυτών είναι η παρουσίαση και αξιολόγηση των βασικότερων χαρακτηριστικών της κάθε μεθοδολογίας ώστε εντέλει λαμβάνοντας υπόψη τόσο τα εν λόγω χαρακτηριστικά, όσο και τα στοιχεία που

παρουσιάστηκαν στο συγκεκριμένο Κεφάλαιο, να επιλεγεί η μεθοδολογία που προσαρμόζεται καλύτερα στη δική μας περίπτωση και με βάση την οποία θα αναπτυχθεί το μοντέλο μας.

10. ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΕΣ ΛΗΨΗΣ ΑΠΟΦΑΣΗΣ

10.1 Γενικά

Προκειμένου να επιτευχθεί μια κατά το δυνατό καλή απόφαση σε οποιαδήποτε περίπτωση, θα πρέπει να προσδιορισθεί μια διαδικασία που θα περιλαμβάνει σε γενικές γραμμές τα ακόλουθα βήματα (Πολύζος, 2006): (α) προσδιορισμός του προβλήματος - καθορισμός των βασικών χαρακτηριστικών του, (β) επιλογή της κατάλληλης μεθοδολογίας αξιολόγησης του προβλήματος, (γ) λήψη απόφασης, (δ) επαναξιολόγησή της μέσα από τη διαδικασία εφαρμογής, (ε) διόρθωση τυχόν λαθών και αστοχιών.

Οι μεθοδολογίες που χρησιμοποιούνται ευρέως για τη λήψη απόφασης σχετικά με έργα και επενδύσεις στον τομέα του περιβάλλοντος διακρίνονται σε γενικές γραμμές σε δύο μεγάλες κατηγορίες (Dodgson et al., 2001): (α) σε αυτές που αξιολογούν αποκλειστικά ποσοτικά κριτήρια (monetary based techniques) και (β) σε αυτές που έχουν τη δυνατότητα να ενσωματώνουν και ποιοτικά κριτήρια (non monetary based techniques). Οι πρώτες περιλαμβάνουν κυρίως την χρηματοοικονομική ανάλυση (financial analysis), την ανάλυση κόστους – αποτελέσματος (cost effectiveness analysis) και την ανάλυση κόστους – οφέλους (cost benefit analysis). Οι δεύτερες περιλαμβάνουν μια μεγάλη ποικιλία μεθοδολογιών και υπομεθοδολογιών που ανήκουν στις λεγόμενες πολυκριτήριες αναλύσεις (multicriteria analysis / MCA techniques).

Στη συνέχεια ακολουθεί μια βασική περιγραφή των μεθοδολογιών που αναφέρθηκαν παραπάνω.

10.2 Χρηματοοικονομική ανάλυση

Πρόκειται για μια μεθοδολογία η οποία αξιολογεί την επίδραση μιας δράσης / επιλογής στα οικονομικά ενός οργανισμού ή μιας επιχείρησης. Η ανάλυση αυτή πραγματοποιείται πάντοτε σε περιπτώσεις σημαντικών επιχειρηματικών προτάσεων και οικονομικών συμφωνιών και μπορεί να χρησιμοποιηθεί και για την αξιολόγηση διαφορετικών εναλλακτικών δράσεων (Dodgson et al., 2001).

10.3 Ανάλυση κόστους – αποτελέσματος

Πρόκειται για μια μεθοδολογία η οποία αξιολογεί όλες τις δαπάνες που χαρακτηρίζουν τις διαφορετικές εναλλακτικές δράσεις / επιλογές που οδηγούν στην επίτευξη του ίδιου στόχου. Ουσιαστικά αποτελεί μια προσέγγιση της λιγότερο δαπανηρής δράσης που θα χρησιμοποιηθεί προκειμένου να φτάσουμε στην υλοποίηση του ήδη γνωστού στόχου. Η συγκεκριμένη τεχνική μπορεί να περιλαμβάνει ως δεδομένα ακόμη και εξωτερικά κόστη, όπως και τις σκιώδεις τιμές ορισμένων αγαθών των οποίων η επίδραση στην ευημερία του πληθυσμού δεν μπορεί να μετρηθεί άμεσα (Dodgson et al., 2001).

10.4 Ανάλυση κόστους – οφέλους

Πρόκειται για μια μεθοδολογία η οποία αξιολογεί και συσχετίζει όλες τις δαπάνες καθώς και όλα τα κέρδη διαφορετικών εναλλακτικών δράσεων / επιλογών που οδηγούν στην επίτευξη του επιθυμητού στόχου (Dodgson et al., 2001). Πρόκειται ουσιαστικά για μια μέθοδο κατά την εφαρμογή της οποίας σταθμίζονται σε γενικές γραμμές τα κόστη και τα οφέλη μιας δράσης με σκοπό τη λήψη της κατάλληλης απόφασης. Συνήθως χρησιμοποιούνται οι εξής βασικοί κανόνες λήψης αποφάσεων (Tietenberg, 2002, Βλάχου, 2001, Πολύζος, 2004):

- Το κριτήριο της μέγιστης καθαρής παρούσας αξίας (NPV, Net Present Value) που στην πράξη αντιστοιχεί με το κριτήριο της παρούσας αξίας του καθαρού οφέλους. Το κριτήριο αυτό υποδηλώνει ότι οι πόροι πρέπει να διατίθενται σε εκείνες τις χρήσεις που μεγιστοποιούν την παρούσα αξία του απολαμβανόμενου καθαρού οφέλους.
- Το κριτήριο του λόγου οφέλους – κόστους (B/C, Benefit/Cost) σύμφωνα με το οποίο μια δραστηριότητα πρέπει να αναλαμβάνεται όταν ο λόγος της παρούσας αξίας του οφέλους προς την παρούσα αξία του κόστους υπερβαίνει τη μονάδα.
- Το κριτήριο του επιτοκίου εσωτερικής αποδοτικότητας (ενδογενές ποσοστό απόδοσης) σύμφωνα με το οποίο μια δραστηριότητα πρέπει να αναλαμβάνεται όταν αυτό είναι μεγαλύτερο από το επιτόκιο αγοράς.
- Το κριτήριο της θετικής παρούσας αξίας σύμφωνα με το οποίο μια δραστηριότητα πρέπει να αναλαμβάνεται όταν η παρούσα αξία του καθαρού οφέλους είναι μεγαλύτερη του μηδενός.

Βασική προϋπόθεση για τη χρησιμοποίηση όλων των παραπάνω κριτηρίων αποτελεί η μετατροπή όλων των τιμών κόστους και οφέλους της χρονοσειράς που θα οριστεί σε τιμές παρούσας αξίας μέσω του τύπου:

$$P_v = \frac{F_v}{(1+i)^n} \quad (10.1)$$

όπου:

P_v : οι τιμές παρούσας αξίας,

F_v : οι τιμές μελλοντικής αξίας,

i : επιτόκιο προεξόφλησης,

n : μεσολαβούμενο χρονικό διάστημα (χρονικός ορίζοντας).

Ωστόσο τα παραπάνω κριτήρια – υπομέθοδοι ανάλυσης κόστους-οφέλους δεν αξιολογούν με τον ίδιο τρόπο τις διάφορες εναλλακτικές δράσεις με αποτέλεσμα, σε πολλές περιπτώσεις, να οδηγούν σε διαφορετικές επιλογές. Το πρόβλημα αυτό παρουσιάζεται γιατί το κριτήριο της NPV επιλέγει τη δράση με τη μέγιστη παρούσα αξία, χωρίς να μπορεί να λάβει υπόψη τη σχέση μεταξύ επενδεδυμένου κεφαλαίου και καθαρών ωφελειών. Ως εκ τούτου, μεροληπτεί υπέρ προγραμμάτων τα οποία έχουν μεγάλο μέγεθος αλλά μπορεί να μην εξασφαλίζουν και τη μέγιστη αποδοτικότητα. Αξιόπιστα αποτελέσματα με τη χρήση του κριτηρίου NPV θα είχαμε μόνο στην περίπτωση που οι δραστηριότητες που συγκρίνουμε έχουν την ίδια αρχική επένδυση. Έτσι λοιπόν, σε περίπτωση άνισων αρχικών επενδύσεων θα πρέπει να επιλέγονται τα έργα που έχουν μεγαλύτερη καθαρή παρούσα αξία ανά μονάδα επενδεδυμένου κεφαλαίου μέχρις ότου εξαντληθεί ο προϋπολογισμός. Στην περίπτωση αυτή το κριτήριο επιλογής είναι ο δείκτης αποδοτικότητας (NPV/Αρχική επένδυση), ο οποίος στηρίζεται στην καθαρή παρούσα αξία αλλά λαμβάνει υπόψη και τη σχέση καθαρού οφέλους και αρχικού κεφαλαίου (Βλάχου, 2001, Πολύζος, 2004)

Η μέθοδος της ανάλυσης κόστους - οφέλους απαιτεί όλα τα κόστη και τα οφέλη να εκφραστούν σε χρηματικές μονάδες (monetary values). Για το λόγο αυτό και στις περιπτώσεις που η ανάλυση χρησιμοποιείται για αξιολόγηση έργων και επενδύσεων που εντάσσονται στον τομέα του περιβάλλοντος, θα πρέπει να συνοδεύεται από κατάλληλες μεθοδολογίες αποτίμησης περιβαλλοντικών αγαθών, μια και πρόκειται για αγαθά τα οποία δεν έχουν συγκεκριμένη αγοραία τιμή.

10.4.1 Οικονομική αποτίμηση περιβαλλοντικών αγαθών που αξιολογούνται με ανάλυση κόστους - οφέλους

Οι υπολογισμοί που πραγματοποιούνται κατά τη διάρκεια όλων των αναλύσεων κόστους-οφέλους στηρίζονται σε μια βασική οικονομική θεωρία αποτίμησης αγαθών ή γενικότερα επιλογών, η οποία βασίζεται σε δύο βασικά κριτήρια (Aravossis and Karydis, 2004, Dodgson et al., 2001): (α) στη μέτρηση της διάθεσης να πληρώσει κανείς για το περιβαλλοντικό όφελος / ζημία (willingness to pay) και (β) στη μέτρηση της πρόθεσης να γίνει αποδεκτή μια περιβαλλοντική υποβάθμιση ή αναβάθμιση που έχει κάποιο κόστος (willingness to accept). Εφόσον η θεωρία αυτή βασίζεται κατά κύριο λόγο στο εισόδημα του δεδομένου ατόμου ή πληθυσμού, μπορεί κανείς αντισταθμίζοντας τα κέρδη και τα οφέλη που θα προκύψουν μετά την εφαρμογή της μεθόδου να έχει μια εικόνα της κατανομής του αντίστοιχου εισοδήματος. Ωστόσο η εξαγωγή ασφαλών συμπερασμάτων δεν είναι δεδομένη γιατί αφενός δεν υπάρχει ένα δεδομένο και κοινώς αποδεκτό αντισταθμιστικό σύστημα, αφετέρου είναι πολύ δύσκολο να κατανοήσει κανείς ποιος πραγματικά κερδίζει και ποιος χάνει όταν έχει ήδη υπολογισθεί το γενικό όφελος και το γενικό κόστος (Dodgson et al., 2001).

Υπάρχουν πολλές μέθοδοι που αποτιμούν αγαθά τα οποία δεν έχουν μια συγκεκριμένη αγοραία τιμή και οι οποίες περιλαμβάνουν τη μέθοδο του ταξιδιωτικού κόστους, τη μέθοδο του κόστους παραγωγής, τη μέθοδο της ωφελμιστικής τιμολόγησης (hedonic pricing), τη μέθοδο της υποθετικής αγοράς (contingent valuation method), κ.ά. Εάν θέλουμε να κατατάξουμε όλες αυτές τις μεθόδους σε δύο μεγάλες κατηγορίες, αυτές θα είναι οι ακόλουθες: (α) μέθοδοι φαινομενικής προτίμησης (revealed preference techniques), (β) μέθοδοι δηλωθείσας προτίμησης (stated preference techniques). Οι πρώτες βασίζονται κυρίως στην γενικώς παρατηρούμενη επιθυμία κάποιου για την απόκτηση ενός αγαθού μέσω της μέτρησης αγοραίων τιμών και αξιών άλλων αγαθών που αποτιμούνται και έχουν άμεση σχέση με το μη αποτιμήσιμο αγαθό. Οι δεύτερες βασίζονται στην απευθείας μέτρηση της επιθυμίας κάποιου για την απόκτηση ενός αγαθού διαμέσου της χρήσης ερωτηματολογίων, τα οποία περιέχουν πληροφορίες επακριβώς για το αγαθό του οποίου επιθυμούμε την αποτίμηση (Μπίθας, 2003, Βλάχου, 2001, Dodgson et al., 2001).

Ειδικότερα και σε ό,τι αφορά την αποτίμηση περιβαλλοντικών αγαθών που σχετίζονται με τη διαχείριση και επεξεργασία του νερού και των υγρών αποβλήτων, ευρέως χρησιμοποιούμενη μέθοδος είναι αυτή της υποθετικής αγοράς. Κατά την εφαρμογή της συγκεκριμένης μεθόδου η αποτίμηση βασίζεται στην ύπαρξη μιας

υποθετικής αγοράς, όπου οι πολίτες ερωτώνται κατά πόσο είναι διατεθειμένοι να πληρώσουν για να αποκτήσουν ένα περιβαλλοντικό αγαθό ή κατά πόσο είναι έτοιμοι να αποδεχθούν μια αλλαγή στο περιβάλλον τους. Τα αποτελέσματα της εφαρμογής της μεθόδου αυτής υποβάλλονται στη συνέχεια σε κατάλληλες στατιστικές αναλύσεις προκειμένου να εξαχθούν τα ανάλογα συμπεράσματα. Προκειμένου να διεξαχθεί σωστά μια διερεύνηση στα πλαίσια της μεθόδου της υποθετικής αγοράς, ιδιαίτερη έμφαση θα πρέπει να δοθεί στη δομή της έρευνας και στο είδος του ερωτώμενου πληθυσμού έτσι ώστε να εξαχθούν όσο το δυνατό πιο ασφαλή συμπεράσματα. Για το λόγο αυτό, συνήθως τις περισσότερες φορές, θα πρέπει να διεξάγονται περισσότερες από μια έρευνες έτσι ώστε τα προβλήματα ή κάποιες ελλείψεις της πρώτης να αντιμετωπίζονται στις επόμενες έρευνες (Biroi et al., 2006). Στο σημείο αυτό αξίζει να αναφερθεί ότι η μέθοδος της υποθετικής αγοράς έχει δεχτεί κριτικές από μια μερίδα επιστημόνων, οι οποίοι υποστηρίζουν ότι η συγκεκριμένη μέθοδος δεν μπορεί να είναι αξιόπιστη και αντικειμενική γιατί βασίζεται σε υποθετικά και όχι σε πραγματικά δεδομένα (για παράδειγμα πολλές φορές οι ερωτώμενοι απαντούν με βάση αυτό που θα ήθελαν να κάνουν κι όχι με αυτό που κάνουν πραγματικά). Ωστόσο ο προσεκτικός σχεδιασμός της δομής και του τρόπου έρευνας, όπως αναφέρθηκε και παραπάνω, μπορούν να μειώσουν τα όποια μειονεκτήματα. Άλλωστε η σχετική ευκολία χρήσης της μεθόδου για την αποτίμηση περιβαλλοντικών αγαθών που δεν έχουν αγοραία τιμή, την έχουν καταστήσει πολύ δημοφιλή μεταξύ των επιστημόνων σε παγκόσμιο επίπεδο (Hanley et al., 2001).

Η μέθοδος της υποθετικής αγοράς έχει χρησιμοποιηθεί παγκοσμίως σε πολλές εργασίες προκειμένου για αποτίμηση αγαθών που σχετίζονται με τη διαχείριση του νερού και των υγρών αποβλήτων. Υπάρχουν έρευνες που έχουν ως στόχο τη διερεύνηση της επιθυμίας των κατοίκων μιας περιοχής να αποδεχτούν την κατασκευή μονάδας επεξεργασίας λυμάτων στην περιοχή τους και να πληρώσουν γι' αυτή (Genius et al., 2005, Cuesta et al., 2006). Στις περιπτώσεις αυτές το κέρδος που υπονοείται για τους κατοίκους είναι η «αγορά» καλύτερων υδάτινων αποδεκτών και η προώθηση κατ' αυτό τον τρόπο του τουρισμού, της αλιείας, κλπ. στην περιοχή τους. Επίσης η μέθοδος της υποθετικής αγοράς έχει χρησιμοποιηθεί για την αξιολόγηση έργων που στοχεύουν στην ανασύσταση υποβαθμισμένων υδροτόπων, μέσω εκτίμησης του κατά πόσο θα ήταν διατεθειμένοι οι κάτοικοι της γύρω περιοχής ή οι επισκέπτες να πληρώσουν για αναβάθμιση του περιβάλλοντος (Loomis et al., 2000, Karkanakis et al., 2005). Επίσης οι Christopoulou and Tsachalidis (2004) χρησιμοποιούν τη μέθοδο της διερεύνησης της

κοινής γνώμης μέσω χρήσης ερωτηματολογίων για την επιτυχέστερη διαχείριση σημαντικών υδροτοπικών περιοχών σε περιοχές στην Ελλάδα. Τέλος, η μέθοδος της υποθετικής αγοράς έχει χρησιμοποιηθεί για την τιμολόγηση του φυσικού αρδευτικού νερού (Mallios and Latinopoulos, 2005) αλλά και για τη διερεύνηση της επιθυμίας των αγροτών να χρησιμοποιήσουν ανακτημένο λύμα ως αρδευτικό νερό και να πληρώσουν γι' αυτό (Tsagarakis and Georgantzis, 2003, Abu-Madi, 2004, Menegaki and Hanley, 2005, Bakoroulou and Kungolos, 2009, Bakoroulou et al., 2009a). Επίσης η ίδια μέθοδος έχει χρησιμοποιηθεί και για τη διερεύνηση της επιθυμίας καταναλωτών να χρησιμοποιήσουν αγροτικά προϊόντα που αρδεύτηκαν με επεξεργασμένο λύμα (Menegaki and Hanley, 2005, Bakoroulou and Kungolos, 2009) αλλά και για τη διερεύνηση της επιθυμίας πολιτών μιας περιοχής να επισκεφθούν αστικές περιοχές (π.χ. πάρκα, γήπεδα γκολφ, κλπ.) που αρδεύονται με επεξεργασμένο λύμα (Bakoroulou and Kungolos, 2009). Υπέρ της μεθόδου της υποθετικής αγοράς υπερθεματίζει και ο Tsagarakis (2006) σε ό,τι αφορά την οικονομική αποτίμηση περιβαλλοντικών αγαθών που σχετίζονται με το νερό. Ο ίδιος στην εργασία του, που αποτελεί μια κριτική ανασκόπηση των μεθόδων που σχετίζονται με τα «οικονομικά του νερού», διατυπώνει την πεποίθηση ότι η ανάλυση κόστους-οφέλους θα μπορούσε να εφαρμοσθεί σε συνέχεια της ανωτέρω μεθόδου προκειμένου να γίνει αξιολόγηση έργων που εντάσσονται στον τομέα της διαχείρισης υδατικών πόρων (Tsagarakis, 2006).

10.4.2 Ανάλυση κόστους – οφέλους με βάση την ενέργεια

Στην παράγραφο που μόλις προηγήθηκε αναλύθηκε η δυνατότητα αποτίμησης αγαθών που δεν έχουν αγοραία τιμή έτσι ώστε να μπορούν να ενσωματωθούν σε αναλύσεις κόστους-οφέλους. Στόχος όλων των μεθόδων αποτίμησης αποτελεί η απόδοση μιας συγκεκριμένης τιμής, εκφρασμένης σε χρηματικές μονάδες, σε κάθε αγαθό που πρέπει να αξιολογηθεί. Η χρήση των συγκεκριμένων μεθόδων αποτίμησης αποτελεί τη μόνη επιλογή προκειμένου για αξιολόγηση περιβαλλοντικών παραμέτρων με την ανάλυση κόστους-οφέλους. Μοναδική εξαίρεση παραμέτρου αποτελεί η ενέργεια. Τα τελευταία χρόνια έχουν αναπτυχθεί αναλύσεις κόστους-οφέλους όπου, αντί για χρηματικά κόστη και οφέλη, αξιολογούνται μονάδες καταναλισκόμενης και εξοικονομούμενης ενέργειας αντίστοιχα για κάθε έργο που αξιολογείται (emergy analyses). Στην περίπτωση τέτοιων αξιολογήσεων, κάθε προϊόν που αξιολογείται εκφράζεται σε ισοδύναμες μονάδες ενέργειας που απαιτείται για την κατασκευή του, ενώ ταυτόχρονα αξιολογείται και η

δυνατότητά του για κατανάλωση ενέργειας όταν χρησιμοποιείται. Ωστόσο στις περισσότερες περιπτώσεις είναι πολύ δύσκολη η μετατροπή όλων των υπό αξιολόγηση έργων και μερών των έργων αυτών σε ισοδύναμες μονάδες ενέργειας, γεγονός που καθιστά τη συγκεκριμένη ανάλυση δύσκολη και πολύπλοκη στη χρήση (Hau and Bakshi, 2004). Ωστόσο και παρά τα όποια μειονεκτήματα, η συγκεκριμένη ανάλυση έχει χρησιμοποιηθεί σε κάποιες εργασίες για την αξιολόγηση έργων που εντάσσονται στον τομέα της διαχείρισης υγρών αποβλήτων (Ko et al., 2004, Siracusa and La Rosa, 2006). Πρόκειται κυρίως για εργασίες που αξιολογούν τη χρήση φυσικών συστημάτων σε σχέση με συμβατικά συστήματα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων, όπου στις περιπτώσεις αυτές απαιτείται ανάλυση της ενέργειας μια και ένα από τα πλέον σημαντικά πλεονεκτήματα των φυσικών συστημάτων επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων αποτελεί η εξοικονόμηση ενέργειας (βλ. Παράγραφο 2.3).

10.4.3 Πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα της ανάλυσης κόστους – οφέλους

Στην πράξη και σε περιπτώσεις αξιολόγησης έργων που εντάσσονται στον τομέα του περιβάλλοντος, είναι πάντα δύσκολο να αποτιμηθούν σε χρηματικές μονάδες όλα τα κόστη και τα οφέλη μιας εναλλακτικής δράσης που αξιολογείται με την ανάλυση κόστους-οφέλους. Ωστόσο εάν τα σημαντικότερα κόστη και οφέλη αποτιμηθούν, τότε η ανάλυσή μας δεν παρουσιάζει ιδιαίτερα σφάλματα και τα παράπλευρα κόστη και οφέλη μπορούν να ενσωματωθούν στη διαδικασία με έναν πιο περιγραφικό τρόπο.

Στα σημαντικότερα πλεονεκτήματα της ανάλυσης κόστους-οφέλους περιλαμβάνονται τα εξής: (α) συνυπολογίζει τα κέρδη και τα οφέλη ισότιμα για όλα τα μέλη μιας δεδομένης κοινωνίας ή ενός πληθυσμού γεγονός που την καθιστά σχετικά αντικειμενική μέθοδο, (β) αξιολογεί τις επιδράσεις όλων των δεδομένων εναλλακτικών δράσεων / επιλογών στη βάση μιας απλής και κοινώς κατανοητής κλίμακας μέτρησης, (γ) στις περιπτώσεις μη αποτιμήσιμων αγαθών, η χρηματική αξία που αποδίδεται στο υπό μελέτη αγαθό μπορεί να προκύψει από την αντίστοιχη επιθυμία του ενδιαφερόμενου ατόμου ή πληθυσμού και η οποία μετράται με αναγνωρισμένες μεθόδους αποτίμησης.

Ένα από τα πιο σημαντικά μειονεκτήματα της ανάλυσης κόστους-οφέλους σχετίζεται με το γεγονός ότι η αποτίμηση κάποιων αγαθών δεν είναι πάντα τόσο εύκολη, ακόμη και με τη χρήση των μεθόδων που περιγράφησαν παραπάνω. Μπορεί, για παράδειγμα, να υπάρχουν έμμεσες επιπτώσεις από την εφαρμογή ενός μέτρου ή

μιας πολιτικής οι οποίες δεν μπορούν να αποτιμηθούν σε χρηματικές μονάδες. Επίσης, η ανάλυση κόστους-οφέλους παρουσιάζει το μειονέκτημα ότι δεν μπορεί να αξιολογήσει τις αλληλεπιδράσεις τόσο μεταξύ των διαφόρων εναλλακτικών δράσεων / επιλογών αλλά και μεταξύ των επιπτώσεων της εφαρμογής των υπό αξιολόγηση δράσεων / επιλογών (Dodgson et al., 2001).

10.5 Πολυκριτήρια ανάλυση

Η πολυκριτήρια ανάλυση, αναφερόμενη συχνά με τον όρο «Πολυκριτήρια Ανάλυση Αποφάσεων» [Multiple criteria decision making (MCDM) κατά την Αμερικάνικη Σχολή και multicriteria decision aid (MCDA) κατά την Ευρωπαϊκή Σχολή], αποτελείται από ένα σύνολο μεθόδων οι οποίες επιτρέπουν τη σύνθεση πολλαπλών κριτηρίων αξιολόγησης προκειμένου να επιλεγεί, να καταταγεί, να ταξινομηθεί ή να περιγραφεί ένα σύνολο περιπτώσεων (δράσεων). Η διαδικασία υποστήριξης της απόφασης πραγματοποιείται από έναν καλά ορισμένο λήπτη απόφασης (decision maker), η κρίση του οποίου επηρεάζει τη διαδικασία (Ψιμάρνη-Βούλγαρη και Ζοπουνίδης, 2000). Οι μέθοδοι πολυκριτήριας ανάλυσης προσφέρουν πιο ποιοτική αξιολόγηση διαφόρων εναλλακτικών δράσεων / επιλογών σε σύγκριση με τις αναλύσεις κόστους – οφέλους. Οι περισσότερες από αυτές τις μεθόδους μπορούν να χρησιμοποιηθούν, όπως αναφέρθηκε και προηγουμένως, για την επιλογή της βέλτιστης λύσης μέσα από μια σειρά δράσεων, για απλή σύγκριση μιας σειράς δράσεων χωρίς να οδηγούμαστε σε επιλογή ή για διάκριση δυνατών και μη δυνατών δράσεων σχετικά με ένα πρόβλημα (Dodgson et al., 2001).

Η πολυκριτήρια ανάλυση ουσιαστικά αξιολογεί τις διάφορες εναλλακτικές δράσεις / επιλογές θέτοντας ένα συγκεκριμένο και σαφή πλαίσιο στόχων και στη συνέχεια καθορίζονται συγκεκριμένα κριτήρια προκειμένου να διαπιστωθεί για κάθε επιμέρους στόχο εάν και μέχρι ποιο σημείο μπορεί να υλοποιηθεί. Τα κριτήρια που καθορίζονται θα πρέπει να περιγράφουν με όσο το δυνατό πιο λεπτομερή τρόπο το πρόβλημά μας. Τα σημαντικότερα βήματα-κλειδιά κατά τη διάρκεια μιας πολυκριτήριας ανάλυσης είναι ο καθορισμός των στόχων και των κριτηρίων αξιολόγησης, ο υπολογισμός των σχετικών βαρών που θα αποδοθούν σε κάθε κριτήριο και γενικότερα η ικανότητα και ο βαθμός κρίσης και αξιολόγησης των ληπτών απόφασης (decision making team) (Dodgson et al., 2001).

10.5.1 Πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα της πολυκριτήριας ανάλυσης

Η πολυκριτήρια ανάλυση ή γενικότερα πολυκριτήρια υποστήριξη απόφασης έχει σκοπό να παράσχει στον λήπτη απόφασης τα περισσότερα εργαλεία που θα του επιτρέψουν να οδηγηθεί στην επίλυση ενός προβλήματος απόφασης, του οποίου οι περισσότερες όψεις είναι συχνά αντιφατικές και ανταγωνιστικές και δεν εκφράζονται μόνο με ποσοτικούς αλλά και με ποιοτικούς όρους. Για το λόγο αυτό οι πολυκριτήριες αναλύσεις δεν παρέχουν λύσεις που είναι «αντικειμενικά» οι καλύτερες (Roy, 2005, Σαμαράς, 2004, Diakoulaki and Mavrotas, 2004). Το γεγονός αυτό αποτελεί ταυτόχρονα πλεονέκτημα και μειονέκτημα των πολυκριτήριων αναλύσεων, μια και ιδιαίτερα πολύπλοκα προβλήματα μπορούν να επιλυθούν χωρίς όμως να οδηγούμαστε σε μοναδική επιλογή ενός βέλτιστου σεναρίου (δράσης).

Επίσης το γεγονός ότι η διαδικασία επηρεάζεται κατά κύριο λόγο από τον λήπτη απόφασης δημιουργεί ένα μειονέκτημα, μια και η ανάλυση καθίσταται με τον τρόπο αυτό υποκειμενική, σε αντίθεση με την ανάλυση κόστους – οφέλους. Επίσης ένα άλλο σημαντικό μειονέκτημα που σχετίζεται με τον υποκειμενικό χαρακτήρα της πολυκριτήριας ανάλυσης έγκειται στο ότι δεν μπορεί να αποδείξει ότι μια δράση / επιλογή συνεισφέρει στη γενικότερη ευημερία του κοινωνικού συνόλου ή όχι, γεγονός που αποτελεί πλεονέκτημα της ανάλυσης κόστους-οφέλους.

Σε ειδικότερες γραμμές τα βασικότερα πλεονεκτήματα της πολυκριτήριας ανάλυσης είναι τα ακόλουθα (Dodgson et al., 2001): (α) αποτελεί διαδικασία ανοικτή και καθορισμένη, (β) η επιλογή των στόχων και των κριτηρίων είναι ανοικτή προς αξιολόγηση και ανάλυση και εάν αυτοί κριθούν ακατάλληλοι τότε μπορεί να επαναπροσδιορισθούν με ευκολία, (γ) τα ειδικά βάρη και οι βαθμολογίες μπορούν επίσης να καθοριστούν με βάση γνωστές τεχνικές ή να ληφθούν από την ήδη υπάρχουσα σχετική βιβλιογραφία, (δ) η όλη διαδικασία μέτρησης μπορεί να ελεγχθεί από ειδικούς, (ε) μπορεί να δώσει τη δυνατότητα στην ομάδα λήψης απόφασης να έρθει σε επαφή και διάλογο τόσο με τους άμεσα ενδιαφερόμενους φορείς, όσο και με ένα ευρύτερο κομμάτι της κοινωνίας.

Εκτός των ανωτέρω, η δυνατότητα της πολυκριτήριας ανάλυσης να επιτρέπει τη σύνθεση και αξιολόγηση πολλών κριτηρίων σε ένα κοινό πλαίσιο αποτελεί ίσως το σημαντικότερο πλεονέκτημά της σε σχέση με άλλες μεθόδους που στηρίζονται στην ανάλυση ενός μόνο κριτηρίου (μονοκριτήριες προσεγγίσεις). Άλλωστε, η φύση των περισσότερων προβλημάτων στα οποία ένας λήπτης απόφασης μπορεί να καλείται να δώσει λύση είναι πολυκριτήρια (Roy, 2005).

10.6 Συγκριτική ανάλυση πολυκριτήριας ανάλυσης και ανάλυσης κόστους - οφέλους

Η ανάλυση κόστους-οφέλους αποτελεί μια ορθολογική διαδικασία λήψης απόφασης, η οποία οδηγεί σε αντικειμενικά καλές επιλογές εάν εφαρμοσθεί σωστά. Έχει χρησιμοποιηθεί επιτυχώς για την αξιολόγηση έργων και προγραμμάτων που εντάσσονται στον τομέα του περιβάλλοντος έχοντας ως κύριο στόχο τη μεγιστοποίηση της κοινωνικής ευημερίας. Βασίζεται κατά κύριο λόγο στην ύπαρξη πραγματικών ή υποθετικών αγορών όπου τα άτομα ορίζονται ως καταναλωτές που εκδηλώνουν την επιθυμία να αποκτήσουν ένα αγαθό. Επομένως η συγκεκριμένη ανάλυση περιορίζεται στην αξιολόγηση μόνο ποσοτικών μεταβλητών όπου τα οφέλη που μπορεί να προκύπτουν από την αξιολόγηση ενός κριτηρίου συνήθως αντισταθμίζονται από τα κόστη ενός άλλου κριτηρίου. Ωστόσο η πολυπλοκότητα που χαρακτηρίζει τα περιβαλλοντικά προβλήματα είναι μεγάλη με αποτέλεσμα η αντιστάθμιση αυτή να καθιστά την όλη διαδικασία ανάλυσης κόστους-οφέλους αμφίβολη, μια και σημαντικές παράμετροι μπορεί τελικά να μην αξιολογηθούν επαρκώς και όπως θα έπρεπε προκειμένου να εξαχθούν ασφαλή συμπεράσματα (Refsgaard, 2006). Επίσης ο ορισμός των ατόμων που μετέχουν στην όλη διαδικασία ως «καταναλωτές» δημιουργεί διχογνωμίες μια και σε μια συμμετοχική διαδικασία, όπως είναι ο περιβαλλοντικός σχεδιασμός, το άτομο θα έπρεπε να ενεργεί περισσότερο ως πολίτης-μέλος της κοινωνίας με συλλογική συνείδηση παρά ως αυτόνομος καταναλωτής.

Από την άλλη πλευρά, η πολυκριτήρια ανάλυση είναι μια διαδικασία ειδικά σχεδιασμένη για να αντιμετωπίζει πολύπλοκα προβλήματα που χαρακτηρίζονται συνήθως από την ύπαρξη αντικρουόμενων χαρακτηριστικών. Η εφαρμογή της ανάλυσης αυτής οδηγεί συνήθως όχι μόνο σε μια επιλογή αλλά σε μια ποικιλία επιλογών, ενώ πολλές φορές απαιτεί την ύπαρξη πολλών και διαφορετικών ομάδων ληπτών απόφασης προκειμένου να γίνει όσο το δυνατό πιο πλήρης και αντικειμενική. Ο σχεδιασμός της όλης διαδικασίας επιτρέπει στα άτομα να σκεφθούν για τις αξίες και τις προτιμήσεις τους συλλογικά και πολύπλευρα διαμέσου του διαλόγου που γίνεται προκειμένου να περιγραφεί το πρόβλημα και να ορισθούν οι εναλλακτικές δράσεις και τα κριτήρια (Refsgaard, 2006). Επίσης η πολυκριτήρια προσέγγιση δημιουργεί ένα περιβάλλον ευνοϊκό για την επίλυση πολυπαραγοντικών προβλημάτων όπου τον κύριο ρόλο έχει ο λήπτης απόφασης. Αποτελεί δηλαδή μια προσέγγιση, η οποία δεν στηρίζεται κατά κύριο λόγο σε ανάπτυξη απλών μαθηματικών μοντέλων σύγκλισης

(εύρεση της μοναδικής βέλτιστης λύσης) για την αναπαράσταση του προβλήματος, αλλά έχει ως κύριο στόχο την κατασκευή μιας συμμετοχικής λογικής όπου δεν υπάρχει μια «δεδομένη αλήθεια» η οποία πρέπει να ανακαλυφθεί (Roy, 2005). Αντίθετα, ο στόχος έγκειται στο να δημιουργηθεί μια αντίληψη αξιολόγησης έτοιμη να βοηθήσει το λήπτη απόφασης να διαμορφώσει την προτίμησή του, στη συνέχεια να τη μεταβάλει και τελικά να καταλήξει σε μία απόφαση συνεπή με τους στόχους του.

Από τα παραπάνω προκύπτει ότι οι πολυκριτήριες αναλύσεις εμφανίζουν σίγουρα μεγαλύτερο ενδιαφέρον για εφαρμογή σε πολύπλοκα και πολύπλευρα ζητήματα, όπως είναι ο περιβαλλοντικός σχεδιασμός και ειδικότερα η επεξεργασία και διαχείριση του νερού και των υγρών αποβλήτων. Σημαντικό μειονέκτημα αποτελεί ο υποκειμενικός χαρακτήρας της ανάλυσης, ο οποίος μπορεί να αντισταθμιστεί από την ενσωμάτωση μιας πληθώρας κριτηρίων, εναλλακτικών δράσεων / επιλογών και πολλών και διαφορετικών ομάδων ληπτών απόφασης στη διαδικασία. Ωστόσο στις περιπτώσεις αυτές συνήθως δημιουργείται ένα μοντέλο με εξαιρετικά πολλές μεταβλητές του οποίου η επεξεργασία καθίσταται δύσκολη.

10.7 Άλλες μέθοδοι λήψης απόφασης που χρησιμοποιούνται σε προβλήματα περιβαλλοντικού σχεδιασμού

Εκτός από τις μεθόδους που αναφέρθηκαν πιο πάνω, άλλες μέθοδοι που έχουν κατά καιρούς χρησιμοποιηθεί για τη συγκριτική αξιολόγηση έργων ή δράσεων στον τομέα της διαχείρισης νερού και αποβλήτων είναι η ανάλυση επικινδυνότητας (risk assessment), η μέθοδος εκτίμησης των περιβαλλοντικών επιπτώσεων (impact assessment method) και η ανάλυση του κύκλου ζωής (life cycle assessment) (Linkon et al., 2006a, Salgot, 2008). Σε ό,τι αφορά την ανάλυση επικινδυνότητας, αυτή χρησιμοποιήθηκε από παλαιά για τη συγκριτική αξιολόγηση εναλλακτικών δράσεων στον τομέα της διαχείρισης αποβλήτων, ωστόσο αντιμετωπίζει το πρόβλημα αποσπασματικά, μια και επικεντρώνεται μόνο στην εκτίμηση και συγκριτική αξιολόγηση των κινδύνων που περικλείει η κάθε εναλλακτική δράση αποκλείοντας από την ανάλυση άλλες σημαντικές παραμέτρους. Από την άλλη πλευρά, η μέθοδος εκτίμησης των περιβαλλοντικών επιπτώσεων και η ανάλυση του κύκλου ζωής είναι καθαρά περιγραφικές μέθοδοι που επικεντρώνουν στη συγκριτική περιγραφή όλων των σημαντικών παραμέτρων των υπό αξιολόγηση δράσεων και κατ' αυτό τον τρόπο

καταλήγουν σε συμπεράσματα, χωρίς να υπεισέρχεται καθόλου η έννοια της εγγενούς «υπολογιστικής» αξιολόγησης. Τέλος, σημαντικό μειονέκτημα των παραπάνω μεθόδων αποτελεί το γεγονός ότι δεν ενσωματώνουν την άποψη πολλών και διαφορετικών ομάδων ληπτών απόφασης, ενώ δεν λειτουργούν καλά στις περιπτώσεις ύπαρξης αντικρουόμενων χαρακτηριστικών.

Από την ανάλυση που προηγήθηκε, προκύπτει ότι οι πολυκριτήριες αναλύσεις εμφανίζουν εντέλει και το μεγαλύτερο ενδιαφέρον για εφαρμογή στην παρούσα εργασία. Οι Quaddus and Siddique (2004) άλλωστε στο άρθρο τους σχετικά με την ανασκόπηση μεθόδων μοντελοποίησης προβλημάτων περιβαλλοντικού σχεδιασμού αναγνωρίζουν τις μεθόδους λήψης απόφασης και ειδικότερα τις πολυκριτήριες αναλύσεις ως τις πιο δημοφιλείς που έχουν χρησιμοποιηθεί αλλά και που παρουσιάζουν μεγαλύτερο ενδιαφέρον για χρήση στο μέλλον. Για το λόγο αυτό στο επόμενο Κεφάλαιο περιγράφονται αναλυτικά οι κυριότερες μεθοδολογίες πολυκριτήριας ανάλυσης που χρησιμοποιούνται σε προβλήματα περιβαλλοντικού σχεδιασμού.

11. ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΕΣ ΠΟΛΥΚΡΙΤΗΡΙΑΣ ΑΝΑΛΥΣΗΣ

11.1 Γενικά

Σε κάθε πρόβλημα λήψης απόφασης ο στόχος έγκειται στην επιλογή της βέλτιστης εναλλακτικής δράσης / επιλογής μέσα από μια σειρά διαθέσιμων δράσεων ή στη δημιουργία ενός πλαισίου εναλλακτικών δράσεων καλύτερων από τις ήδη διαθέσιμες. Οι ιδέες του «βέλτιστου» και του «καλύτερου» εμπεριέχουν την έννοια της αξίας και της χρησιμότητας. Η παράλειψη της αξίας και της χρησιμότητας θα οδηγήσει σε εσφαλμένα αποτελέσματα διότι η αξία ή η χρησιμότητα της τελικής απόφασης και των συνεπειών της είναι αυτή που θα κρίνει την επιτυχή έκβαση της όλης διαδικασίας (Keeney, 1988).

Στην περίπτωση πολύπλοκων προβλημάτων, συνήθως εμφανίζονται πολλές αντιμαχόμενες αξίες και κατά συνέπεια προτιμήσεις. Στις περιπτώσεις αυτές η προσπάθεια επίλυσης του προβλήματος μέσω της ανάπτυξης ενός απλού μαθηματικού υποδείγματος είναι εξαιρετικά δύσκολη έως αδύνατη (Keeney, 1988, Roy, 2005). Έτσι, στις περιπτώσεις αυτές η λύση συνήθως έγκειται στην εφαρμογή μεθοδολογιών λήψης απόφασης στις οποίες ο κύριος στόχος συνίσταται στη δόμηση μιας συμμετοχικής λογικής όπου δεν υπάρχει μια «δεδομένη αλήθεια», η οποία πρέπει να ανακαλυφθεί ή να επαληθευθεί, αλλά η λύση θα έρθει στο τέλος της διαδικασίας μέσα από την ανάλυση αξιών και προτιμήσεων (Roy, 2005). Τέτοιες μεθοδολογίες είναι οι λεγόμενες πολυκριτήριες αναλύσεις. Ο στόχος κάθε πολυκριτήριας ανάλυσης έγκειται στο να δημιουργηθεί μια αντίληψη αξιολόγησης έτοιμη να βοηθήσει το λήπτη απόφασης να διαμορφώσει την προτίμησή του, στη συνέχεια να τη μεταβάλει και τελικά να καταλήξει σε μία απόφαση συνεπή με τους στόχους του.

Η πολυκριτήρια ανάλυση λοιπόν ή γενικότερα πολυκριτήρια υποστήριξη απόφασης έχει σκοπό να παράσχει στο λήπτη απόφασης τα περισσότερα εργαλεία που θα του επιτρέψουν να οδηγηθεί στην επίλυση ενός προβλήματος απόφασης, του οποίου οι περισσότερες όψεις είναι συχνά αντιφατικές και ανταγωνιστικές και δεν εκφράζονται μόνο με ποσοτικούς αλλά και με ποιοτικούς όρους. Ο καθορισμός τόσο των ληπτών της απόφασης όσο και των συμμετεχόντων (stakeholders) στην όλη διαδικασία λήψης απόφασης είναι σημαντικός διότι οι αξίες και οι προτιμήσεις τους επηρεάζουν την έκβαση της διαδικασίας.

11.2 Κατηγοριοποίηση μεθόδων πολυκριτήριας ανάλυσης

Από τη βιβλιογραφία προκύπτει ότι υπάρχει μια μεγάλη σειρά τεχνικών – μεθόδων πολυκριτήριας ανάλυσης. Υπάρχουν πολλοί λόγοι που εξηγούν αυτή την ύπαρξη εξαιρετικά μεγάλης ποικιλίας πολυκριτήριων μεθόδων λήψης απόφασης και οι οποίοι σε γενικές γραμμές είναι οι εξής (Dodgson et al., 2001):

- Υπάρχουν πολλοί και διαφορετικοί τύποι απόφασης που θα πρέπει να ληφθούν ανάλογα με την περίπτωση.
- Ο διαθέσιμος χρόνος προκειμένου να πραγματοποιηθεί η ανάλυση μπορεί να διαφέρει.
- Η ποσότητα και η φύση των δεδομένων που μπορεί να απαιτούνται διαφέρει.
- Οι αναλυτικές ικανότητες των ατόμων που πραγματοποιούν την ανάλυση διαφέρουν.

Έτσι λοιπόν υπάρχουν τεχνικές που πραγματοποιούν κατάταξη των εναλλακτικών δράσεων / επιλογών που εξετάζονται, κάποιες άλλες απλά αναγνωρίζουν μια βέλτιστη εναλλακτική, ενώ κάποιες μπορεί να καταλήγουν στο να διακρίνουν τις αποδεκτές από τις μη αποδεκτές εναλλακτικές χωρίς να προχωρούν σε περαιτέρω αξιολόγηση. Τα κριτήρια που συνήθως χρησιμοποιούνται για την επιλογή μιας τεχνικής – μεθόδου πολυκριτήριας ανάλυσης είναι η εσωτερική συνοχή και η ορθότητα, η διαφάνεια, η ευκολία χρήσης, το είδος των δεδομένων που απαιτούνται, ο χρόνος που απαιτείται για την ολοκλήρωση της διαδικασίας, το είδος του λογισμικού που απαιτείται, κλπ.

Οι ειδικοί της πολυκριτήριας ανάλυσης διακρίνουν αρκετές κατηγορίες μεθοδολογιών. Τα όρια μεταξύ αυτών των κατηγοριών είναι κάπως ασαφή. Στην ελληνική και στη διεθνή βιβλιογραφία συναντούμε πολλές και διαφορετικές κατηγοριοποιήσεις των μεθόδων πολυκριτήριας ανάλυσης (Ψιμάρνη-Βούλγαρη και Ζοπουνίδης, 2000, Lahdelma et al., 2000, Ganoulis, 2003). Από την επισκόπηση της σχετικής βιβλιογραφίας (Roy and Vincke, 1981, Vincke, 1986, Lahdelma et al., 2000) προκύπτει ότι οι σημαντικότερες κατηγορίες μεθοδολογιών πολυκριτήριας ανάλυσης είναι οι ακόλουθες:

- Θεωρίες της πολυκριτήριας χρησιμότητας (multi-attribute utility and value theories).
- Μέθοδοι υπεροχής (outranking methods).
- Αλληλεπιδραστικές μέθοδοι (interactive methods).

- Μη συμβατικές πολυκριτήριες προσεγγίσεις όπως για παράδειγμα αυτές που βασίζονται στη θεωρία των ασαφών αριθμών (fuzzy number theory).

11.3 Χρήσιμες έννοιες και ορισμοί στην πολυκριτήρια ανάλυση

Κύριος σκοπός της Παραγράφου αυτής είναι η παρουσίαση των βασικών εννοιών και ορισμών που χρησιμοποιούνται κατά τη διαδικασία ανάλυσης και μοντελοποίησης προτιμήσεων. Η μοντελοποίηση προτιμήσεων αποτελεί μια απαραίτητη διαδικασία σε διάφορους τομείς της επιστήμης από την οικονομία και την κοινωνιολογία έως τη βιολογία, την ιατρική και την αρχαιολογία. Οι επιστήμονες δημιουργούν μοντέλα με σκοπό την καλύτερη κατανόηση και προσομοίωση μιας ήδη υπάρχουσας κατάστασης.

Στην παρούσα διατριβή η μοντελοποίηση των προτιμήσεων παρουσιάζει ιδιαίτερο ενδιαφέρον εξαιτίας της άμεσης χρήσης της στη διαδικασία λήψης αποφάσεων. Έτσι λοιπόν συγκρίνοντας δύο αντικείμενα α και β θα μπορούσε να ισχυριστεί κανείς ότι μπορεί να ισχύουν οι ακόλουθες δύο καταστάσεις (Ozturk et al., 2005):

- Το α βρίσκεται πριν από το β , όπου η λέξη «πριν» σημαίνει ότι υπεισέρχεται κάποιου είδους σειρά μεταξύ των α και β και η οποία μπορεί να αναφέρεται στην ύπαρξη μιας άμεσης προτίμησης (το α προτιμάται του β) ή ακόμη και να προκαλείται από κάποιου είδους μέτρηση ή κλίμακα (το α είναι μεγαλύτερο, μακρύτερο από το β , κλπ.).
- Το α βρίσκεται κοντά με το β , όπου η λέξη «κοντά» μπορεί να σημαίνει αδιαφορία (δηλ. τα α και β ανταποκρίνονται το ίδιο καλά σε ό,τι αφορά τον επιδιωκόμενο στόχο) ή ακόμη και ομοιότητα. Επίσης το συγκεκριμένο αποτέλεσμα μπορεί να προκύπτει και πάλι από διαδικασία μέτρησης ή δημιουργία κλίμακας (τα α και β είναι το ίδιο μεγάλα, μακριά, κλπ.).

Τα δύο παραπάνω είδη προτιμήσεων δεν είναι δεσμευτικά, απλώς αναφέρονται ως τυπικά παραδείγματα προβλημάτων ανάλυσης προτιμήσεων που μπορεί να συναντήσουμε. Σε ό,τι αφορά τα προβλήματα λήψης απόφασης, συνήθως η πρώτη περίπτωση είναι και αυτή που συναντούμε συχνότερα (Ozturk et al., 2005).

Σε γενικές γραμμές κάθε πολυκριτήριο πρόβλημα λήψης απόφασης οργανώνεται σε ένα συγκεκριμένο μοντέλο το οποίο περιλαμβάνει ένα σύνολο εναλλακτικών δράσεων / επιλογών ή απλά εναλλακτικών (alternatives) A ($a_1, a_2,$

a_3, \dots, a_n), μια συνεπή οικογένεια κριτηρίων (criteria) $F (f_1, f_2, f_3, \dots, f_n)$ καθώς και τον αντίστοιχο πίνακα αξιολόγησης των εναλλακτικών προς τα κριτήρια (performance table). Δεδομένου ενός συνόλου εναλλακτικών $A (a_1, a_2, a_3, \dots, a_n)$, ο στόχος έγκειται στο πως κάθε στοιχείο του συνόλου θα συγκριθεί με όλα τα υπόλοιπα στοιχεία από άποψη προτίμησης προκειμένου να δημιουργηθεί μια σειρά. Η ειδικότερη σπουδαιότητα του κάθε κριτηρίου ενσωματώνεται στην ανάλυση με την απόδοση ειδικού βάρους σε κάθε κριτήριο.

Σε γενικές γραμμές, η πολυκριτήρια μεθοδολογία ταξινομεί το πρόβλημα απόφασης με βάση τρεις προβληματικές (Vincke, 1992):

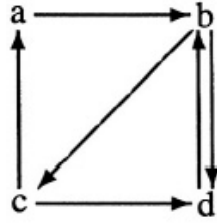
- επιλογή του υποσυνόλου των βέλτιστων εναλλακτικών (προβληματική της επιλογής).
- διαχωρισμός του συνόλου σε υποσύνολα εναλλακτικών με βάση συγκεκριμένα πρότυπα (προβληματική της ταξινόμησης).
- διάταξη των εναλλακτικών από τη βέλτιστη προς τη χειρότερη (προβληματική της κατάταξης).

Ωστόσο υπάρχουν περιπτώσεις στις οποίες η έλλειψη της απαραίτητης πληροφορίας, η αβεβαιότητα ή η ύπαρξη αμφιβολίας μπορούν να δημιουργήσουν ασυγκρισιμότητα μεταξύ των εναλλακτικών που εξετάζουμε.

Ορισμός δυαδικής σχέσης

Πολύ συχνά στην ανάλυση προτιμήσεων χρησιμοποιείται η έννοια της δυαδικής σχέσης. Πολλοί ορισμοί έχουν διατυπωθεί, ωστόσο στην παρούσα εργασία υιοθετείται ο εξής (Ozturk et al., 2005):

Δυαδική σχέση R: Έστω ότι έχουμε ένα σύνολο εναλλακτικών $A (a, b, c, \dots, n)$. Μια δυαδική σχέση R , ορισμένη στο σύνολο A , ορίζεται ως ένα υποσύνολο του γινομένου $A \times A$ το οποίο μπορεί να αποτελείται για παράδειγμα από το συνδυασμό των στοιχείων a και b . Έστω ότι έχουμε μια δυαδική σχέση R ορισμένη στο σύνολο A , όπου $A = \{a, b, c, \dots, n\}$ και $R = \{(a,b), (b,d), (b,c), (c,a), (c,d), (d,b)\}$, η γραφική απεικόνιση όλων των σχέσεων R απεικονίζεται στο Σχήμα 11.1.



Σχήμα 11.1: Γραφική απεικόνιση σχέσεων R (Ozturk et al., 2005)

Μια δομή προτίμησης αποτελείται από ένα σύνολο δυαδικών σχέσεων, ορισμένων στο σύνολο A , και τέτοιων ώστε:

- Για κάθε ζεύγος a, b στο A , έστω μια σχέση ικανοποιείται.
- Για κάθε ζεύγος a, b στο A , εάν μια σχέση ικανοποιείται τότε μια άλλη δεν μπορεί να ικανοποιείται.

Σε γενικές γραμμές έχει προταθεί ότι δύο υποθέσεις θα πρέπει να συνοδεύουν οπωσδήποτε τον παραπάνω ορισμό: (α) κάθε σχέση προτίμησης σε μια δομή προτίμησης χαρακτηρίζεται από τις δικές της μοναδικές ιδιότητες (π.χ. συμμετρία, μεταβατικότητα), (β) για κάθε δομή προτίμησης υπάρχει μια μοναδική σχέση από την οποία μπορούν να αφαιρεθούν όλες οι υπόλοιπες σχέσεις που συνιστούν τη δομή προτίμησης. Έτσι λοιπόν κάθε δομή προτίμησης, ορισμένη στο σύνολο A , χαρακτηρίζεται από μια μοναδική δυαδική σχέση R , η οποία αντιπροσωπεύει το σύνολο των σχέσεων της δομής προτίμησης (Ozturk et al., 2005).

11.4 Θεωρία της πολυκριτήριας χρησιμότητας

Οι μέθοδοι που εντάσσονται στην κατηγορία αυτή των πολυκριτήριων αναλύσεων επηρεάστηκαν από τη λεγόμενη Αμερικανική Σχολή και παρουσιάζουν ομοιότητες με την ανάλυση κόστους-οφέλους (Diakoulaki and Mavrotas, 2004). Η έννοια της ποσοτικής εκτίμησης των εναλλακτικών δράσεων / επιλογών προέρχεται από τη θεωρία της χρησιμότητας (utility theory) και εκφράζεται μέσω της συνάρτησης χρησιμότητας (utility function). Η θεωρία της χρησιμότητας πρωτοεμφανίστηκε το 1738 από τον γάλλο μαθηματικό Daniel Bernouilli, κατά την επίλυση ενός προβλήματος παιγνίων. Ο Bernouilli υποστήριξε ότι η χρηματική μονάδα δεν είναι κατάλληλο μέτρο της αξίας. Αντί αυτής πρότεινε την αξία ή τη χρησιμότητα του χρήματος, η οποία μπορεί να μην είναι πάντα γραμμική και να έχει μια φθίνουσα κλίση. Η θεωρία της χρησιμότητας

συνήθως χρησιμοποιείται για να περιγράψει πως οι άνθρωποι πρέπει να εκτιμούν τις εναλλακτικές που τους παρουσιάζονται υπό καθεστώς αβεβαιότητας (Σαμαράς, 2004).

Η πολυκριτήρια θεωρία χρησιμότητας είναι μια προέκταση της κλασσικής θεωρίας της χρησιμότητας. Ο μέθοδοι αυτές στοχεύουν στη δόμηση μιας συνάρτησης χρησιμότητας (utility function) $V(f)$ η οποία έχει την ιδιότητα να συνθέτει όλα τα κριτήρια σε ένα μοναδικό κριτήριο:

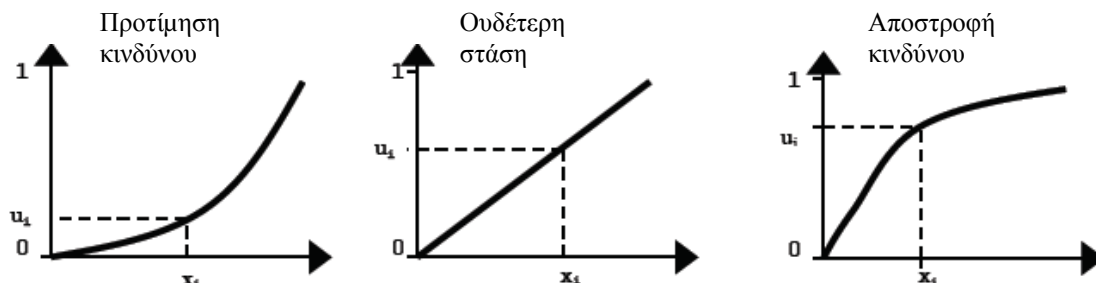
$$V(f) = V(f_1, f_2, \dots, f_n) \quad (11.1)$$

όπου f είναι το διάνυσμα των κριτηρίων αξιολόγησης f_1, f_2, \dots, f_n . Με άλλα λόγια ο στόχος έγκειται στην επιλογή της εναλλακτικής η οποία μεγιστοποιεί τη συνάρτηση χρησιμότητας (Roy and Vincke, 1981) και έχει την εξής μορφή:

$$V[f(a)] = \max_a \{ [f(a)] \} \quad (11.2)$$

όπου $f(a)$ είναι το διάνυσμα των συμπεριφορών της εναλλακτικής a σε σχέση με το σύνολο των κριτηρίων f .

Η αρχή σε όλα τα μοντέλα πολυκριτήριας χρησιμότητας έγκειται στον ορισμό των μερικών συναρτήσεων χρησιμότητας για κάθε κριτήριο. Οι συναρτήσεις χρησιμότητας διαφέρουν ανάλογα με τη στάση του λήπτη απόφασης απέναντι στον κίνδυνο και οι οποίες διακρίνονται σε τρεις κατηγορίες, οι οποίες φαίνονται στο Σχήμα 11.2. Στον άξονα x παριστάται η πραγματική αξία μιας εναλλακτικής, ενώ στον άξονα y η χρησιμότητα που αποδίδει ο λήπτης απόφασης.



Σχήμα 11.2: Τρία είδη συναρτήσεων χρησιμότητας (Diakoulaki and Mavrotas, 2004)

Οι μερικές συναρτήσεις χρησιμότητας εν συνεχεία αθροίζονται προκειμένου να παραχθεί η ολική συνάρτηση χρησιμότητας. Η μετατροπή των μερικών στην ολική συνάρτηση χρησιμότητας γίνεται διαμέσου της χρήσης ενός αθροιστικού τύπου σε συνδυασμό με τις προτιμήσεις του λήπτη απόφασης και τις παραχωρήσεις σε κάθε κριτήριο. Η πλέον απλή και χρησιμοποιούμενη αθροιστική συνάρτηση έχει την εξής προσθετική μορφή:

$$V(a) = \sum_f w_f v_f(a) \quad (11.3)$$

όπου $V(a)$ είναι η ολική τιμή - χρησιμότητα που αποδίδεται σε κάθε εναλλακτική a και w_f είναι το βάρος που αποδίδεται σε κάθε κριτήριο f από τον λήπτη απόφασης. Οι επιλογές στη συνέχεια κατατάσσονται με βάση την τιμή $V(a)$ από την υψηλότερη προς τη χαμηλότερη (Diakoulaki and Mavrotas, 2004).

Η προσέγγιση της πολυκριτήριας χρησιμότητας ενοποιεί, όπως είδαμε, την προτίμηση του λήπτη απόφασης σε σχέση με όλα τα κριτήρια επιλογής. Η προσέγγιση αυτή έχει το πλεονέκτημα της κατάληξης σε ένα πλήρως ορισμένο μαθηματικά πρόβλημα αλλά, σε πολλές περιπτώσεις, δεν αναπαριστά με σαφήνεια την πραγματικότητα. Το πρόβλημα εντοπίζεται κυρίως στην περίπτωση των αντισταθμίσεων (trade-offs) που πρέπει να κάνει ο λήπτης απόφασης μεταξύ κριτηρίων όταν έχουμε αλληλεπιδρώντα κριτήρια. Λέγοντας αντιστάθμιση εννοούμε την ποσότητα του κριτηρίου f_1 που ο λήπτης απόφασης δέχεται να παραχωρήσει για να κερδίσει μία μονάδα του κριτηρίου f_2 (Πολατίδης, 2003). Η Σχέση (11.3) ισχύει στην περίπτωση μόνο που υπάρχει η λεγόμενη προτιμησιακή ανεξαρτησία (preference independence) μεταξύ των διαφόρων κριτηρίων, δηλαδή η απόφαση του λήπτη απόφασης με βάση ένα κριτήριο δεν εξαρτάται από την τιμή ενός άλλου κριτηρίου και αντίστροφα (αμοιβαία προτιμησιακή ανεξαρτησία). Στην αντίθετη περίπτωση χρησιμοποιείται μια πολλαπλασιαστική συνάρτηση (Dyer, 2005). Εάν V_{f_1} και V_{f_2} είναι οι επιδόσεις για τα δύο αλληλεξαρτώμενα κριτήρια f_1 και f_2 , τότε σύμφωνα με την πολλαπλασιαστική συνάρτηση για κάθε εναλλακτική a ισχύει:

$$V(a) = w_{f_1} V_{f_1} + w_{f_2} V_{f_2} + w_{f_1 f_2} V_{f_1} V_{f_2} \quad (11.4)$$

όπου $w_{f1} + w_{f2} + w_{f1f2} = 1$. Στην παραπάνω σχέση ο τελευταίος όρος αναπαριστά την αλληλεπίδραση μεταξύ των κριτηρίων f_1 και f_2 .

Το σημαντικότερο πλεονέκτημα της χρησιμότητας έγκειται στο ό,τι επιτρέπει να ενσωματωθεί στο μοντέλο μας η στάση του λήπτη απόφασης έναντι του κινδύνου. Επίσης λαμβάνει υπόψη την αβεβαιότητα, την ύπαρξη αντικρουόμενων απόψεων, όπως επίσης και την αλληλεπίδραση που ασκεί το ένα κριτήριο στο άλλο, αν και στις περισσότερες περιπτώσεις είναι καλύτερα τα ανωτέρω στοιχεία να μην ενσωματώνονται στο μοντέλο για λόγους απλότητας και ευκολίας χρήσης του (Dodgson et al., 2001). Παρόλα αυτά υπάρχει και ένας αριθμός επιχειρημάτων εναντίον της χρήσης της χρησιμότητας. Το πλέον πειστικό σχετίζεται με το γεγονός ότι η διαδικασία εκμείευσης της χρησιμότητας προϋποθέτει τη δημιουργία πολλών υποθέσεων με αποτέλεσμα η κρίση του λήπτη απόφασης να μην αντανακλά, σε πολλές περιπτώσεις, αυτό που συμβαίνει στην πραγματικότητα. Επίσης στα μειονεκτήματα της πολυκριτήριας χρησιμότητας εντάσσεται και το γεγονός ότι δεν ανταποκρίνεται καλά σε περιπτώσεις μικρού αριθμού εναλλακτικών προς αξιολόγηση.

Συμπερασματικά θα μπορούσε να ειπωθεί ότι σε περιπτώσεις που υπάρχει υψηλός κίνδυνος και αβεβαιότητα, η χρησιμότητα έχει να παίξει σημαντικό ρόλο. Στις περιπτώσεις αυτές το κεντρικό σημείο του προβλήματος αποτελεί το πρόβλημα των παραχωρήσεων μεταξύ αντικρουόμενων κριτηρίων.

Στη συνέχεια περιγράφονται ορισμένες μεθοδολογίες πολυκριτήριας ανάλυσης που βασίζονται κατά κύριο λόγο στην ιδέα της χρησιμότητας.

11.4.1 Η μέθοδος UTA

Η μέθοδος UTA (Utility Additive Method) αποσκοπεί στη δημιουργία μιας σειράς συναρτήσεων χρησιμότητας ή αξιών, στηριζόμενες στη βασική θεωρία της πολυκριτήριας χρησιμότητας και υιοθετώντας τις αρχές της ανάλυσης προτιμήσεων. Η ανάλυση προτιμήσεων συγγενεύει από κάποιες απόψεις με τη θεωρία της πολυκριτήριας χρησιμότητας. Η φιλοσοφία της έγκειται στη δημιουργία μοντέλων προτίμησης χρησιμοποιώντας ήδη γνωστές δομές προτιμήσεων (Siskos et al., 2005). Εδώ ακριβώς έγκειται και η διαφορά της με την πολυκριτήρια χρησιμότητα. Στην τελευταία υποθέτουμε ότι η συνάρτηση χρησιμότητας είναι γνωστή και καταλήγουμε σε μια προδιάταξη προτιμήσεων, ενώ στην ανάλυση προτιμήσεων συμβαίνει ακριβώς το αντίστροφο. Οι μέθοδοι ανάλυσης προτιμήσεων (ή αλλιώς αναλυτική – συνθετική

προσέγγιση) βασίζονται κυρίως σε μεθόδους ανάλυσης παλινδρόμησης. Η πολλαπλή παλινδρόμηση μπορεί να ανιχνεύσει και να προσδιορίσει τον τρόπο σκέψης του λήπτη απόφασης σε σχέση με κάθε κριτήριο. Έτσι λοιπόν, ενώ στη θεωρία της πολυκριτήριας χρησιμότητας οι μερικές χρησιμότητες και τα βάρη των κριτηρίων καθορίζονταν άμεσα από τον λήπτη απόφασης, στη συγκεκριμένη περίπτωση καθορίζονται μέσω τεχνικών μονότονης παλινδρόμησης και γραμμικού προγραμματισμού (Ψιμάρνη-Βούλγαρη και Ζοπουνίδης, 2000).

Ο κύριος στόχος λοιπόν της μεθόδου UTA, δεδομένης μιας ήδη γνωστής δομής προδιάταξης προτιμήσεων επάνω σε ένα σύνολο εναλλακτικών επιλογών, είναι η δημιουργία μιας ή περισσοτέρων αθροιστικών συναρτήσεων χρησιμότητας κατά τέτοιο τρόπο ώστε να συμφωνούν, στο μέγιστο βαθμό, με τη δεδομένη αρχική προδιάταξη του λήπτη απόφασης (Siskos et al., 2005). Η μέθοδος UTA απαντά κυρίως στην προβληματική της κατάταξης.

Στην ίδια λογική με τη μέθοδο UTA, αναπτύχθηκε και η μέθοδος UTADIS. Η UTADIS χρησιμοποιείται για την ταξινόμηση ενός συνόλου εναλλακτικών επιλογών σε προκαθορισμένες ομάδες και στοχεύει στην εκτίμηση ενός συνόλου προσθετικών συναρτήσεων χρησιμότητας, το οποίο ελαχιστοποιεί το σφάλμα της ταξινόμησης στις ομάδες. Συγχρόνως μπορούν να εκτιμηθούν τα όρια χρησιμότητας, τα οποία διαχωρίζουν τις ομάδες (Ζοπουνίδης, 1998).

11.4.2 Αναλυτική Διαδικασία Ιεράρχησης

Η Αναλυτική Διαδικασία Ιεράρχησης (AHP-Analytical Hierarchy Process) αναπτύσσει και αυτή ένα σύνολο γραμμικών αθροιστικών συναρτήσεων χρησιμότητας. Διαφοροποιείται στο γεγονός ότι προκειμένου να προσδιορίσει τα βάρη και τις βαθμολογίες που αποδίδονται σε κάθε κριτήριο βασίζεται σε δυαδικές συγκριτικές αναλύσεις μεταξύ των διαφόρων κριτηρίων. Οι αναλύσεις αυτές πραγματοποιούνται από τον ίδιο τον λήπτη απόφασης ο οποίος συνήθως ερωτάται πόσο σημαντικό θεωρεί κάποιο κριτήριο σε σύγκριση με κάποιο άλλο προκειμένου η έκβαση της όλης ανάλυσης να θεωρείται επιτυχής (Dodgson et al., 2001).

Η AHP είναι μία μέθοδος αποσύνθεσης του προβλήματος σε μία ιεραρχία υποπροβλημάτων, τα οποία μπορούν να κατανοηθούν και να αξιολογηθούν καλύτερα. Οι συγκριτικές εκτιμήσεις – αξιολογήσεις που πραγματοποιούνται για κάθε υποπρόβλημα μετατρέπονται στη συνέχεια σε αριθμητικές τιμές, αθροίζονται και

υπόκειται σε κατάλληλη επεξεργασία έτσι ώστε να γίνει κατάταξη κάθε εναλλακτικής σε μία αριθμητική κλίμακα. Σύμφωνα με το θεμελιωτή της Αναλυτικής Διαδικασίας Ιεράρχησης Saaty (1980), η μέθοδος βασίζεται θεωρητικά σε τέσσερα αξιώματα:

- Ο λήπτης αποφάσεων πραγματοποιεί συγκρίσεις ανά ζεύγη δύο εναλλακτικών a και b αναφορικά με ένα κριτήριο / υποκριτήριο, κλπ.
- Ο λήπτης αποφάσεων ποτέ δεν κρίνει μία εναλλακτική ως απόλυτα καλύτερη από μία άλλη αναφορικά με ένα κριτήριο.
- Το πρόβλημα απόφασης μπορεί να διαμορφωθεί σε μία ιεραρχία.
- Όλα τα κριτήρια / υποκριτήρια, κλπ., τα οποία έχουν κάποια επιρροή στο δοσμένο πρόβλημα, καθώς και όλες οι σχετικές εναλλακτικές, απεικονίζονται σε μία ιεραρχία.

Σε ό,τι αφορά ειδικότερα τα πλεονεκτήματα και τα μειονεκτήματα της μεθόδου αυτής, αυτά έχουν γίνει αντικείμενο διαξιφισμών παγκοσμίως εδώ και χρόνια. Είναι γεγονός ότι οι χρήστες βρίσκουν το γεγονός της ανίχνευσης των συνδυαστικών δράσεων ιδιαίτερα πλεονεκτικό. Από την άλλη πλευρά, σοβαρές αμφιβολίες εγείρονται σε σχέση με κάποια θεωρητικά ζητήματα και κάποιες ιδιότητες της όλης μεθοδολογίας. Στην πράξη, εάν προστεθεί εμβόλιμα στην όλη διαδικασία άλλη μια εναλλακτική, τότε τα αποτελέσματα μεταβάλλονται δραστικά και διαφοροποιούνται σημαντικά από τα αντίστοιχα που θα προέκυπταν σε αντίθετη περίπτωση. Με άλλα λόγια, η μέθοδος δεν είναι ιδιαίτερα αξιόπιστη και ευέλικτη (Dodgson et al., 2001).

11.4.3 Οι μέθοδοι SMAA και SMART

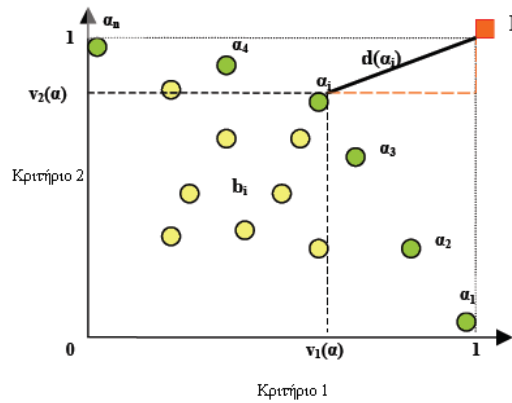
Οι μέθοδοι SMAA (Stochastic Multicriteria Acceptability Analysis Methods) αποτελούν τεχνικές πολυκριτήριας ανάλυσης οι οποίες δεν απαιτούν ποσοτικοποίηση των δεδομένων που εισάγονται στην ανάλυσή μας. Μπορούν να χρησιμοποιηθούν για την αναγνώριση «καλών» συμβιβαστικών εναλλακτικών οι οποίες είναι αποδεκτές από τους διάφορους συμμετέχοντες (stakeholders), οι οποίοι όμως έχουν διαφορετικές προτιμήσεις (Lahdelma et al., 2000). Η μέθοδος δεν απαιτεί την απόσπαση της προτίμησης του εκάστοτε συμμετέχοντα, παρά αποκαλύπτει ποιο το εύρος της προτίμησης που αναδεικνύει κάποια συγκεκριμένη εναλλακτική ως την προτιμητέα. Επίσης κατασκευάζεται για κάθε εναλλακτική δράση ένας δείκτης αποδοχής που αντανακλά την ποικιλία των διαφορετικών προτιμήσεων που υποστηρίζουν τη συγκεκριμένη δράση. Επιπλέον παράγεται ένα κεντρικό διάγραμμα βαρών που

αντιπροσωπεύει την τυπική προτίμηση που καταλήγει στη συγκεκριμένη εναλλακτική και ένας παράγοντας εμπιστοσύνης που εκτιμά το κατά πόσο τα δεδομένα εισαγωγής είναι αρκετά αξιόπιστα για να προτείνουν μία ενημερωμένη απόφαση. Ανακριβή ή αβέβαια δεδομένα αναπαρίστανται μέσω κατανομών πιθανότητας (Lahdelma et al., 2000, Lahdelma et al., 1998). Διάφορες μέθοδοι SMAA (SMAA-2, SMAA-3, SMAA-O, SMAA-A, SMAA-D) αναπτύχθηκαν μετά την αρχική θεμελίωση των μεθόδων SMAA από τους Lahdelma et al (1998). Οι μέθοδοι αυτές διαφοροποιούνται στον τρόπο μοντελοποίησης και υπολογισμού των αντίστοιχων προτιμήσεων (Tervonen and Lahdelma, 2007, Lahdelma and Salminen, 2006).

Η μέθοδος SMART (Simple Multiattribute Rating Technique) αποτελεί μια τεχνική που βασίζεται στην ανάπτυξη συναρτήσεων χρησιμότητας, όπου ο κύριος στόχος είναι η μεγιστοποίησή τους. Έχει τη δυνατότητα επεξεργασίας και ενσωμάτωσης αβέβαιων και μη πραγματικών δεδομένων μέσω κατανομών πιθανότητας απλουστεύοντας σημαντικά το αρχικό μοντέλο (Salminen et al., 1998).

11.4.4 Οι μέθοδοι που βασίζονται σε μέτρηση απόστασης

Οι μέθοδοι που ανήκουν στην κατηγορία αυτή (distance based techniques) βασίζονται σε αθροιστικά προσθετικά μοντέλα, ο κύριος στόχος των οποίων είναι η μέτρηση της απόστασης κάθε εναλλακτικής επιλογής από μια ιδανική επιλογή που απεικονίζεται επάνω σε ένα γράφημα. Η ιδανική επιλογή I δεν ανήκει στο σύνολο των προς αξιολόγηση εναλλακτικών και χρησιμοποιείται ως σημείο αναφοράς. Η επιλογή I ορίζεται με βάση τις βέλτιστες βαθμολογίες που παρατηρούνται σε κάθε κριτήριο. Ο υπολογισμός της απόστασης μιας εναλλακτικής a από το σημείο I βασίζεται στις σχετικές διαφορές από τις βέλτιστες βαθμολογίες κάθε κριτηρίου. Το Σχήμα 11.3 απεικονίζει την απόσταση μιας εναλλακτικής από την «ιδανική» λύση για ένα δικριτήριο πρόβλημα. Φαίνεται ότι η τελική επιλογή περιορίζεται τελικά στο σύνολο των εναλλακτικών a , μια και οι b εναλλακτικές αποκλείονται από την ανάλυση αφού οι a εμφανίζουν κυριαρχία επάνω τους (Diakoulaki and Mavrotas, 2004).



Σχήμα 11.3: Απόσταση της εναλλακτικής α_i από την ιδανική λύση I
(Diakoulaki and Mavrotas, 2004)

Το πιο συχνό αθροιστικό μοντέλο που εφαρμόζεται βασίζεται στο θεώρημα της Ευκλείδειας απόστασης.

Στις μεθόδους αυτές ανήκει και ο συμβιβαστικός προγραμματισμός ή προγραμματισμός ελαχιστοποίησης (compromise programming). Πρόκειται για μια μέθοδο πολυκριτήριας ανάλυσης που οδηγεί σε επιλογή της βέλτιστης εναλλακτικής. Αυτή ορίζεται ως το σημείο που ελαχιστοποιεί την απόσταση από το ιδανικό σημείο:

$$L_p = \left(\sum_{f=1}^n w_f^p \left(\frac{G_f^* - g_f(a)}{G_{*f} - G_f^*} \right)^p \right)^{1/p} \quad (11.5)$$

όπου $g_f(a)$: η τιμή του κριτηρίου f για την εναλλακτική a , G_{*f} : η ιδανική επιλογή, G_f^* : η ελάχιστη τιμή του κριτηρίου f (αντι-ιδανική επιλογή), n : ο αριθμός των εναλλακτικών, w_f : το βάρος του κριτηρίου f . Ο παράγοντας p παίρνει τιμές ως εξής $1 \leq p \leq \infty$. Όταν ο παράγοντας $p=1$, τότε υπάρχει πλήρης αντιστάθμιση μεταξύ των αποκλίσεων όλων των σημείων από το ιδανικό. Όσο η τιμή του παράγοντα p αυξάνει, τόσο μεγαλώνει και η επιρροή μιας μόνο απόκλισης (min max κριτήριο) έως ότου η αντιστάθμιση είναι μηδενική όταν $p=\infty$ (Raju et al., 2000).

Μέθοδοι που αναπτύχθηκαν βασιζόμενες στη φιλοσοφία του προγραμματισμού ελαχιστοποίησης περιλαμβάνουν τις μεθόδους VIKOR και TOPSIS. Οι μέθοδοι αυτές διαφοροποιούνται κυρίως στον τρόπο κανονικοποίησης των κριτηρίων που εισέρχονται στην ανάλυση και λιγότερο στον τρόπο δόμησης της τελικής συνάρτησης επιλογής της βέλτιστης εναλλακτικής (Opricovic and Tzeng, 2004).

11.5 Μέθοδοι σχέσεων υπεροχής

Η οικογένεια αυτών των μεθόδων πολυκριτήριων αναλύσεων αναπτύχθηκε στη Γαλλία κατά τη δεκαετία του '60 και εφαρμόστηκε σε αρκετές Ευρωπαϊκές χώρες. Σε αντίθεση με τις μεθόδους της πολυκριτήριας χρησιμότητας οι οποίες ανάγουν ένα πολυκριτήριο πρόβλημα σε μονοκριτήριο αποκλείοντας κάθε ασυγκρισσιμότητα, οι μέθοδοι υπεροχής (outranking methods) δέχονται τη μη συγκρισσιμότητα και την ύπαρξη μη μεταβατικότητας. Το γεγονός αυτό αποτελεί και ένα σημαντικό πλεονέκτημα των μεθόδων υπεροχής έναντι των μεθόδων πολυκριτήριας χρησιμότητας.

Σύμφωνα με το θεμελιωτή των μεθόδων υπεροχής Roy (1991), ονομάζουμε *σχέση υπεροχής τη δυαδική σχέση S , ορισμένη στο σύνολο των εναλλακτικών A . Η σχέση aSa' (η a υπερέχει της a') υποδηλώνει την ύπαρξη ισχυρών επιχειρημάτων που υποστηρίζουν ότι η εναλλακτική a είναι τουλάχιστον τόσο καλή όσο και η a' , καθώς και την βεβαιότητα για απουσία λόγων που αντιτίθεται στην παραπάνω πρόταση. Η ανωτέρω σχέση θεωρείται πλήρης ενώ δεν είναι απαραίτητο να είναι μεταβατική σε όλες τις περιπτώσεις σύγκρισης εναλλακτικών. Έτσι λοιπόν το σύνολο των καταστάσεων προτίμησης που μπορεί να εμφανιστούν κατά τη σύγκριση δύο εναλλακτικών a και a' ανέρχεται σε τέσσερις διαφορετικές και οι οποίες απεικονίζονται στο Σχήμα 11.4.*



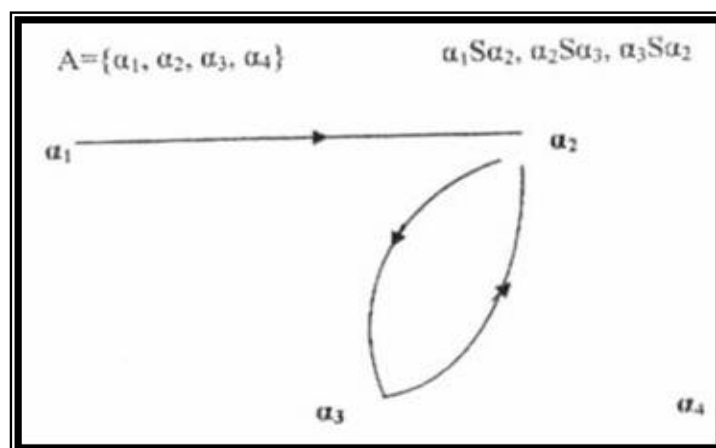
Σχήμα 11.4: Δυνατές καταστάσεις προτίμησης που μπορεί να εμφανιστούν κατά τη σύγκριση δύο εναλλακτικών a και a' (Roy, 1991)

Οι ανωτέρω καταστάσεις προτίμησης συμβολίζονται ως εξής:

- Εάν aSa' κι όχι $a'Sa$, τότε **aPa'** (η εναλλακτική a προτιμάται ισχυρά έναντι της a').
- Εάν $a'Sa$ κι όχι aSa' , τότε **$a'Pa$** (η εναλλακτική a' προτιμάται ισχυρά έναντι της a).
- Εάν aSa' και $a'Sa$, τότε **aIa'** (υπάρχει αδιαφορία μεταξύ των εναλλακτικών a και a').

- Εάν δεν ισχύει ότι aSa' ούτε $a'Sa$, τότε aRa' (οι εναλλακτικές a και a' είναι ασύγκριτες).

Η γραφική αναπαράσταση της δυαδικής σχέσης S μπορεί να επεκταθεί και στην περίπτωση που το πλήθος των υπό σύγκριση εναλλακτικών είναι μεγαλύτερο των δύο, όπως φαίνεται και στο Σχήμα 11.5.



Σχήμα 11.5: Γραφική αναπαράσταση της σχέσης υπεροχής S μεταξύ τεσσάρων διαφορετικών εναλλακτικών (Λούκας, 2004).

Ο κύριος στόχος κατά την κατασκευή μιας σχέσης υπεροχής δεν συνίσταται απαραίτητα στη δόμηση μιας αυστηρής δομής κατάταξης των εφικτών εναλλακτικών, όπως γίνεται σε όλες τις μεθόδους πολυκριτηρίας χρησιμότητας. Για παράδειγμα, δεν είναι αναγκαίο να γνωρίζουμε εάν μια εναλλακτική a είναι καλύτερη ή χειρότερη από μια εναλλακτική a' , εάν και οι δύο είναι αποδεδειγμένα πολύ χειρότερες από τις περισσότερες εναλλακτικές που αξιολογούνται. Η φιλοσοφία επομένως των μεθόδων υπεροχής έγκειται στη δημιουργία δυαδικών συγκριτικών αναλύσεων μεταξύ των εναλλακτικών με σκοπό τη δημιουργία της ανάλογης δυαδικής σχέσης (Vincke, 1986). Επίσης οι μέθοδοι υπεροχής σε αντίθεση με τις μεθόδους χρησιμότητας λειτουργούν καλά και με μικρό αριθμό κριτηρίων και εναλλακτικών. Τέλος και σε αντίθεση με τις τεχνικές χρησιμότητας, δεν είναι επιτρεπτή η πλήρης αντιστάθμιση μεταξύ των κριτηρίων, καθώς θεωρείται ότι η πληροφορία που χάνεται μέσω των ανταλλαγών και μεταξύ μεγεθών διαφορετικής φύσης είναι σημαντική. Για το λόγο αυτό οι μέθοδοι υπεροχής ανήκουν στις λεγόμενες μη αντισταθμιστικές μεθόδους (Figueira et al., 2005).

Η εφαρμογή μιας μεθόδου υπεροχής αποτελείται από δύο ξεχωριστά στάδια που περιλαμβάνουν την κατασκευή μιας σχέσης υπεροχής και τη μετέπειτα ανάλυσή της. Η μέθοδος επεξεργασίας που μπορεί να χρησιμοποιείται σε καθένα από τα ανωτέρω

στάδια διαφέρει ανάλογα με το πρόβλημα και την τεχνική που χρησιμοποιείται (Roy and Vincke, 1981, Figueira et al., 2005).

Οι κυριότερες ανησυχίες που εκφράζονται σχετικά με τις μεθόδους υπεροχής σχετίζονται με κάποιους σχετικά αυθαίρετους ορισμούς του τι ακριβώς σημαίνει υπεροχή και πως καθορίζονται και στη συνέχεια επηρεάζουν την ανάλυση οι τιμές κατωφλίου (Dodgson et al., 2001).

Οι κυριότερες μέθοδοι υπεροχής περιλαμβάνουν δύο οικογένειες τεχνικών, την ELECTRE και την PROMETHEE.

11.5.1 Η οικογένεια των μεθόδων ELECTRE

Στις μεθόδους ELECTRE (ELimination and Choice Expressing the Reality) μια εναλλακτική θεωρείται προτιμητέα έναντι μιας άλλης στην περίπτωση που υπάρχουν επαρκή πλεονεκτήματα και ασήμαντα μειονεκτήματα που να επικυρώνουν την προτίμηση της πρώτης έναντι της δεύτερης. Σε αυτές τις μεθόδους, η σύνθεση των κριτηρίων απαιτεί τον ορισμό της έννοιας των κατωφλίων προτίμησης, αδιαφορίας και αρνησικυρίας και των εννοιών συμφωνίας και ασυμφωνίας.

Ο έλεγχος της κυριαρχίας μιας εναλλακτικής α έναντι μιας άλλης α' πραγματοποιείται με τη χρήση των εννοιών συμφωνίας και ασυμφωνίας. Συμφωνία υπάρχει στην περίπτωση που ένας σημαντικός αριθμός κριτηρίων επιβεβαιώνει την αρχική μας υπόθεση (ότι δηλ. η α κυριαρχεί της α'), ενώ σε αντίθετη περίπτωση υπάρχει ασυμφωνία. Η υιοθέτηση των ορίων προτίμησης και αδιαφορίας καταλήγει στη θέσπιση ζωνών αδιαφορίας και προτίμησης μεταξύ των αποδόσεων των εναλλακτικών δράσεων. Αντίστοιχα, η έννοια των κατωφλίων αρνησικυρίας εκφράζει τη δυνατότητα ενός καθορισμένου κριτηρίου να απορρίψει την υπόθεση ότι η εναλλακτική α κυριαρχεί έναντι της α' , σε περίπτωση που η διαφορά που θα προκύψει από την αξιολόγηση αυτών των δύο εναλλακτικών είναι μεγαλύτερη από τη συγκεκριμένη τιμή κατωφλίου. Τα κατώφλια μπορεί να είναι σταθερά επάνω σε μια καθορισμένη κλίμακα ή μπορεί να διαφέρουν ανάλογα με την περίπτωση. Η εισαγωγή των κατωφλίων γίνεται εξαιτίας του ατελούς χαρακτήρα των μεθόδων ELECTRE και μπορεί να οδηγήσουν στη δημιουργία των λεγόμενων ψευδοκριτηρίων (Figueira et al., 2005).

Στο αρχικό στάδιο της κατασκευής μιας σχέσης υπεροχής με τη μεθοδολογία ELECTRE προσδιορίζονται επακριβώς τα βάρη w που αποδίδονται σε κάθε κριτήριο j . Σύμφωνα με τον ορισμό που δίνει ο Roy (1991), το κριτήριο j βρίσκεται σε συμφωνία

με τη σχέση aSa' εάν και μόνο εάν $aS_j a'$. Εάν στην προηγούμενη σχέση εισάγουμε και τη μεταβλητή q_j , η οποία περιγράφει το κατώφλι αδιαφορίας για το κριτήριο j , τότε ισχύει:

$$aSa' \Leftrightarrow g_j(a) \geq g_j(a') - q_j \quad (11.6)$$

όπου $g_j(a)$: η απόδοση της a εναλλακτικής με βάση το κριτήριο j .

Η σχέση aSa' ορίζεται και με βάση τη μεταβλητή p_j που περιγράφει το κατώφλι προτίμησης:

$$aSa' \Leftrightarrow g_j(a) \geq g_j(a') + p_j \quad (11.7)$$

Το υποσύνολο όλων των κριτηρίων που είναι σε συμφωνία με τον ανωτέρω ισχυρισμό aSa' ονομάζεται συμμαχία συμφωνίας. Η έννοια της συμφωνίας περιγράφεται συνήθως από την εισαγωγή του δείκτη συμφωνίας $c(a, a')$. Στον αντίποδα, η έννοια της ασυμφωνίας συμπληρώνεται από την εισαγωγή του κατωφλίου αρνησικυρίας v_j , το οποίο και μπορεί να ακυρώσει τον ανωτέρω ισχυρισμό για κάθε κριτήριο j .

$$g_j(a') - g_j(a) > v_j \Rightarrow aSa' \quad (11.8)$$

Το υποσύνολο των κριτηρίων που είναι σε ασυμφωνία με τον ανωτέρω ισχυρισμό aSa' ονομάζεται συμμαχία ασυμφωνίας και περιγράφεται συνήθως από την εισαγωγή του δείκτη ασυμφωνίας.

Όπως είδαμε κατά τη γενική περιγραφή των μεθόδων υπεροχής, είναι δυνατό να υπάρχουν τέσσερις καταστάσεις προτίμησης μεταξύ δύο εναλλακτικών. Στις μεθόδους ELECTRE, μεταξύ αδιαφορίας και αυστηρής προτίμησης, συνήθως βρίσκεται το σύνολο της ασθενούς προτίμησης Q .

Ο δείκτης συμφωνίας αναπαριστά, όπως είπαμε, το σύνολο των κριτηρίων που επιβεβαιώνουν τον ισχυρισμό ότι aSa' . Μεταξύ αυτών βρίσκονται τόσο τα κριτήρια που επιβεβαιώνουν ισχυρή προτίμηση (P), όσο και τα κριτήρια που επιβεβαιώνουν μια ασθενέστερη προτίμηση (Q). Έστω ότι ο δείκτης που αναπαριστά την πρώτη κατηγορία κριτηρίων συμβολίζεται με $c_1(a, a')$, ενώ αυτός που αναπαριστά τη δεύτερη κατηγορία με $c_2(a, a')$. Ισχύει:

$$c(a, a') = c_1(a, a') + c_2(a, a') \quad (11.9)$$

Εξ' ορισμού, ισχύει:

$$c_1(a, a') = \frac{1}{k} \sum_{j \in C(aPa')} k_j \quad \text{όπου } k = \sum_{j \in F} k_j$$

$$c_2(a, a') = \frac{1}{k} \sum_{j \in C(aQa')} \phi_j k_j \quad \text{όπου } \phi_j = \frac{p_j + g_j(a') - g_j(a)}{p_j - q_j} \quad (11.10)$$

όπου k : ο συντελεστής σπουδαιότητας (βάρους) του κάθε κριτηρίου, F : το σύνολο των κριτηρίων.

Αντίστοιχα ο δείκτης ασυμφωνίας περιγράφεται ως εξής:

$$d_j(a, a') = \begin{cases} 0 & g_j(a') - g_j(a) \leq p_j \\ \frac{g_j(a') - g_j(a) - p_j}{v_j - p_j} & \text{εάν } p_j < g_j(a') - g_j(a) \leq v_j \\ 1 & g_j(a') - g_j(a) > v_j \end{cases} \quad (11.11)$$

Οι μεθοδολογίες σχέσεων υπεροχής δύνανται να χρησιμοποιηθούν για την αντιμετώπιση των ακόλουθων τύπων αποφάσεων (προβληματικές): (α) επιλογή της καλύτερης δράσης σύμφωνα με τα δεδομένα εισαγωγής (προβληματική της επιλογής), (β) κατηγοριοποίηση των εναλλακτικών σε προκαθορισμένες κατηγορίες (προβληματική της ταξινόμησης), (γ) κατάταξη των εναλλακτικών σε κλάσεις ισοδυναμίας (προβληματική της κατάταξης) και (δ) περιγραφή τόσο των εναλλακτικών όσο και των επιπτώσεών τους σε κατάλληλη γλώσσα (προβληματική της περιγραφής). Η μέθοδος ELECTRE I χρησιμοποιείται στην περίπτωση της επιλογής, όπως και η μέθοδος ELECTRE IS. Οι μέθοδοι ELECTRE II, ELECTRE III και ELECTRE IV χρησιμοποιούνται στις περιπτώσεις που απαιτείται η κατάταξη των επιλογών. Η ELECTRE TRI χρησιμοποιείται στην περίπτωση της ταξινόμησης (Figueira et al., 2005). Υπάρχει, τέλος, μια ακόμη μέθοδος ELECTRE (ELECTRE A A για εκχώρηση), η οποία χρησιμοποιήθηκε στον τραπεζικό τομέα και δεν δημοσιεύτηκε ποτέ για εμπιστευτικούς λόγους (Roy, 1991).

Οι μέθοδοι ELECTRE I και II αποτελούν τις πρώτες από τις μεθόδους ELECTRE που αναπτύχθηκαν και εφαρμόστηκαν. Τον τελευταίο καιρό όμως μοιάζουν κάπως ξεπερασμένες και έχουν σχεδόν αντικατασταθεί εξ ολοκλήρου από τις μεθόδους ELECTRE IS και ELECTRE III αντίστοιχα. Παρουσιάζουν ωστόσο παιδαγωγικό και ιστορικό ενδιαφέρον. Αντίθετα η μέθοδος ELECTRE IV αποτελεί τη μοναδική μέθοδο στην οποία δεν εισέρχεται η έννοια της σχετικής σπουδαιότητας (βάρος) των κριτηρίων ως μεταβλητή και χρησιμοποιείται σε περιπτώσεις που δεν ενδιαφερόμαστε για την ειδικότερη σπουδαιότητα του κάθε κριτηρίου κατά τη διαδικασία αξιολόγησης (Roy, 1991).

Στον Πίνακα 11.1 παρουσιάζεται μια συνοπτική συγκριτική ανάλυση των διαφόρων μεθόδων ELECTRE.

Πίνακας 11.1: Κύρια χαρακτηριστικά των μεθόδων ELECTRE

Μέθοδος ELECTRE	I	IS	II	III	IV
Πιθανότητα χρήσης των καταφλίων αδιαφορίας και προτίμησης	Όχι	Ναι	Όχι	Ναι	Ναι
Αναγκαιότητα ποσοτικοποίησης της σχετικής σπουδαιότητας των κριτηρίων	Ναι	Ναι	Ναι	Ναι	Όχι
Αριθμός και φύση των σχέσεων υπεροχής	1	1	2	1 ασαφής	5
Είδος προβληματικής	Επιλογή	Επιλογή	Κατάταξη	Κατάταξη	Κατάταξη
Τελικό αποτέλεσμα	Ένας πυρήνας	Ένας πυρήνας	Μερική προδιάταξη	Μερική προδιάταξη	Μερική προδιάταξη

Πηγή: Roy, 1991

11.5.2 Η οικογένεια των μεθόδων PROMETHEE

Η οικογένεια των μεθόδων PROMETHEE (Preference Ranking Organization METHod for Enrichment Evaluations) σχεδιάστηκε προκειμένου να επιλύσει πολυκριτήρια προβλήματα του τύπου (Brans and Mareschal, 2005):

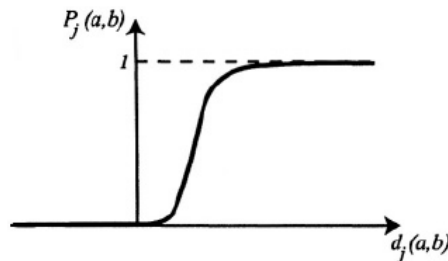
$$\max\{g_1(a), g_2(a), \dots, g_k(a) \mid a \in A\} \quad (11.12)$$

όπου A είναι το σύνολο των δυνατών εναλλακτικών (a_1, a_2, \dots, a_n) και $\{g_1(\cdot), g_2(\cdot), \dots, g_k(\cdot)\}$ το σύνολο των αξιολογήσεων των εναλλακτικών ως προς τα κριτήρια.

Η δομή προτίμησης στις μεθόδους PROMETHEE βασίζεται και πάλι σε δυαδικές συγκρίσεις των διαφόρων εναλλακτικών για κάθε κριτήριο. Στη συγκεκριμένη περίπτωση ως δείκτης προτίμησης χρησιμοποιείται η διαφορά των αποδόσεων των δύο εναλλακτικών. Όσο μεγαλύτερη είναι η διαφορά τόσο ισχυρότερη είναι η προτίμηση. Η συνάρτηση που συνδέει τη διαφορά απόδοσης με την προτίμηση έχει την ακόλουθη μορφή:

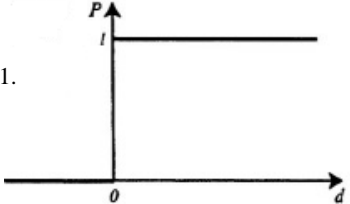
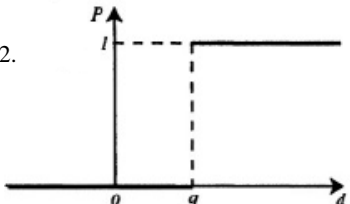
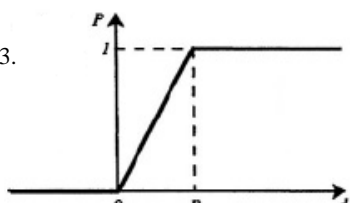
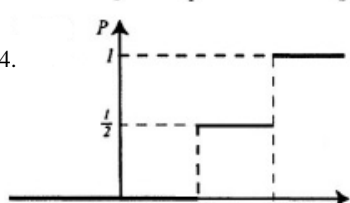
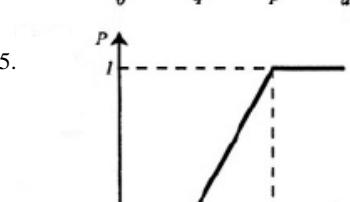
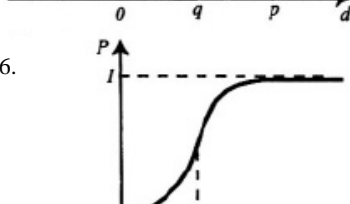
$$\begin{aligned} P_j(a, b) &= F_j[d_j(a, b)] \\ d_j(a, b) &= g_j(a) - g_j(b) \\ 0 &\leq P_j(a, b) \leq 1 \end{aligned} \quad (11.13)$$

Η ανωτέρω συνάρτηση περιγράφεται γραφικά ως εξής:



Σχήμα 11.6: Συνάρτηση προτίμησης (Brans and Mareschal, 2005)

Έξι διαφορετικούς τύπους τέτοιων συναρτήσεων μπορεί να συναντήσει κανείς κατά την εφαρμογή των μεθόδων PROMETHEE (βλ. Σχήμα 11.7). Οι συναρτήσεις αυτές διαφοροποιούνται με βάση τον τύπο των κριτηρίων που εισέρχονται στην ανάλυσή μας.

Είδος κριτηρίου	Ορισμός	Χρήσιμες παράμετροι
	$P(d) = \begin{cases} 0 & d \leq 0 \\ 1 & d > 0 \end{cases}$	-
	$P(d) = \begin{cases} 0 & d \leq q \\ 1 & d > q \end{cases}$	q
	$P(d) = \begin{cases} 0 & d \leq 0 \\ \frac{d}{p} & 0 \leq d \leq p \\ 1 & d > p \end{cases}$	p
	$P(d) = \begin{cases} 0 & d \leq q \\ \frac{1}{2} & q < d \leq p \\ 1 & d > p \end{cases}$	p, q
	$P(d) = \begin{cases} 0 & d \leq q \\ \frac{d-q}{p-q} & q < d \leq p \\ 1 & d > p \end{cases}$	p, q
	$P(d) = \begin{cases} 0 & d \leq 0 \\ 1 - e^{-\frac{d^2}{2s^2}} & d > 0 \end{cases}$	s

Σχήμα 11.7: Τύποι κριτηρίων και συναρτήσεων προτίμησης (Brans and Mareschal, 2005)

όπου p, q : τα όρια προτίμησης και αδιαφορίας

s : ορίζεται ως το σημείο αλλαγής κλίσης της καμπύλης κανονικής κατανομής

Το όριο αδιαφορίας ορίζεται ως η μέγιστη διαφορά αποδόσεων που έχει οριστεί ως απορριπτέα από το λήπτη απόφασης, ενώ το όριο προτίμησης ορίζεται ως η ελάχιστη διαφορά αποδόσεων που θεωρείται επαρκής για να δικαιολογήσει μια πλήρη δομή προτίμησης.

Όπως παρατηρούμε στο Σχήμα 11.7, μόνο στον 1^ο τύπο δεν είναι απαραίτητος ο προσδιορισμός καμίας παραμέτρου. Στο 2^ο τύπο υπάρχει όριο αδιαφορίας που πρέπει να προσδιορισθεί, ενώ στον 3^ο τύπο η προτίμηση αυξάνεται μέχρι το όριο προτίμησης. Στον 4^ο τύπο υπάρχει όριο αδιαφορίας και προτίμησης, ενώ στο μεταξύ τους διάστημα η προτίμηση ισούται με το μέσο όρο τους. Στον 5^ο τύπο και πάλι υπάρχουν όρια αδιαφορίας και προτίμησης, ενώ στο μεταξύ τους διάστημα η προτίμηση αυξάνεται αναλογικά. Τέλος, στον τελευταίο τύπο η προτίμηση αυξάνεται ακολουθώντας κανονική κατανομή, η τυπική απόκλιση της οποίας πρέπει να προσδιορισθεί.

Οι μέθοδοι της οικογένειας PROMETHEE δημιουργήθηκαν από την ανάγκη για αναζήτηση απλούστερων τεχνικών από τις ELECTRE. Το μεγαλύτερο πλεονέκτημά τους αποτελεί το γεγονός ότι δεν παρουσιάζουν τόσο αυστηρή δομή και εμφανίζονται περισσότερο σταθερές από τις ELECTRE κατά τη διαφοροποίηση σημαντικών παραμέτρων (Brans et al., 1986). Ωστόσο, όπως και στην οικογένεια ELECTRE, λείπει μία στιβαρή θεωρητική βάση που θα επέτρεπε την βαθύτερη κατανόηση των υποθέσεων πάνω στις οποίες στηρίζονται (Πολατίδης, 2003). Οι σημαντικότερες μέθοδοι της οικογένειας PROMETHEE είναι οι PROMETHEE I και PROMETHEE II, οι οποίες χρησιμοποιούνται στις περιπτώσεις μερικής και πλήρους κατάταξης των εναλλακτικών δράσεων αντίστοιχα. Υπάρχουν ωστόσο και οι PROMETHEE III, IV, V και VI.

Η μεθοδολογία PROMETHEE υποστηρίζεται σε ό,τι αφορά τη γραφική απεικόνιση των παραγόμενων αποτελεσμάτων από ένα εποπτικό μοντέλο με την ονομασία GAIA.

11.5.3 Άλλες μέθοδοι υπεροχής

Εκτός από τις μεθόδους ELECTRE και PROMETHEE, υπάρχουν κι άλλες μέθοδοι υπεροχής οι οποίες βασίζονται στη δημιουργία και ανάλυση δυαδικών σχέσεων υπεροχής χρησιμοποιώντας λίγο έως πολύ τα βασικά γνωρίσματα των μεθόδων ELECTRE (ανάλυση συμφωνίας και ασυμφωνίας με τη χρήση συγκεκριμένων κατωφλίων). Τέτοιες είναι οι μέθοδοι QUALIFLEX, REGIME, ORESTE, ARGUS,

EVAMIX, TACTIC και MELCHIOR. Σημαντικό πλεονέκτημα αυτών των μεθόδων αποτελεί η δυνατότητα επεξεργασίας ποιοτικών και ποσοτικών δεδομένων.

Κάποιες άλλες μέθοδοι υπεροχής όπως οι MAPPAC, PRAGMA, IDRA and PACMAN δημιουργήθηκαν βάσει της μεθοδολογίας της δυαδικής σύγκρισης κριτηρίου [Pairwise Criterion Comparison Approach (PCCA) methodology]. Η μεθοδολογία αυτή βασίζεται στη δυνατότητα δημιουργίας δυαδικών σχέσεων σε δύο φάσεις. Στην πρώτη φάση κάθε ζευγάρι εναλλακτικών συγκρίνεται ως προς δύο κριτήρια τη φορά και δημιουργούνται κατ' αυτόν τον τρόπο δείκτες μερικής προτίμησης. Στη δεύτερη φάση αθροίζονται οι συγκεκριμένοι δείκτες προκειμένου να εξαχθούν οι δείκτες ολικής προτίμησης και οι αντίστοιχες δυαδικές σχέσεις (Martel and Matarazzo, 2005).

11.6 Αλληλεπιδραστικές μέθοδοι

Οι αλληλεπιδραστικές μέθοδοι (interactive methods) στοχεύουν στη σταδιακή επίλυση ενός πολυκριτηρίου προβλήματος, στην οποία ο λήπτης απόφασης επεμβαίνει συνεχώς καθορίζοντας με τις αποφάσεις του την περαιτέρω εξέλιξη της διαδικασίας. Ωστόσο εάν λάβουμε υπόψη τις αρχές της πολυκριτηριακής ανάλυσης, προκύπτει ότι όλες οι μέθοδοι που χρησιμοποιούνται στην πολυκριτηριακή ανάλυση μπορεί να είναι αλληλεπιδραστικές. Το βασικό χαρακτηριστικό που διαφοροποιεί τις αλληλεπιδραστικές μεθόδους σε σχέση με όλες τις υπόλοιπες έγκειται στο γεγονός ότι στην προκειμένη περίπτωση οι φάσεις του διαλόγου όπου ο λήπτης απόφασης αντιδρά απέναντι σε μια πρόταση ή λύση και οι φάσεις των υπολογισμών εναλλάσσονται συνεχώς. Δηλαδή ο λήπτης απόφασης σε ένα στάδιο διαλόγου καλείται να αντιδράσει απέναντι σε μια πρόταση υποδηλώνοντας τις προτιμήσεις του. Ακολουθεί το στάδιο των υπολογισμών βασιζόμενο στις πληροφορίες που παρέχει ο λήπτης απόφασης, το οποίο και διαδέχεται ένα καινούριο στάδιο διαλόγου. Οι αλληλεπιδραστικές μέθοδοι δεν μπορούν να χρησιμοποιηθούν για ταξινόμηση ή κατάταξη των εναλλακτικών επιλογών που αξιολογούνται, παρά μόνο για επιλογή της βέλτιστης λύσης. Προϋποθέτουν το σαφή καθορισμό των κριτηρίων, ενώ οι προς αξιολόγηση εναλλακτικές θα πρέπει να ορίζονται και να περιγράφονται εκ των προτέρων με τη μορφή μαθηματικών μοντέλων (Korhonen, 2005).

Οι αλληλεπιδραστικές μέθοδοι περιλαμβάνουν τον πολυκριτήριο και τον πολυστοχικό μαθηματικό προγραμματισμό (Σαμαράς, 2004). Ο πολυστοχικός προγραμματισμός αποτελεί ένα υποσύνολο του μαθηματικού προγραμματισμού και

έχει ως βασικό στόχο την επίλυση προβλημάτων τα οποία περιγράφονται από πολλαπλές και συχνά αντικρουόμενες αντικειμενικές συναρτήσεις, οι οποίες θα πρέπει να βελτιστοποιηθούν αναφορικά με ένα σύνολο εφικτών λύσεων. Στις περισσότερες περιπτώσεις οι εναλλακτικές που αξιολογούνται δεν είναι γνωστές εκ των προτέρων αλλά περιγράφονται ως εν δυνάμει εφικτές εναλλακτικές με μια σειρά μαθηματικών συναρτήσεων οι οποίες πρέπει να επιλυθούν. Το γεγονός αυτό συνιστά και την ειδοποιό διαφορά μεταξύ πολυκριτήριας ανάλυσης και πολυστοχικού προγραμματισμού, μια και στην πρώτη γνωρίζουμε και καθορίζουμε εκ των προτέρων τις εναλλακτικές επιλογές που θέλουμε να μελετήσουμε και να αξιολογήσουμε (Ehrgott and Wiecek, 2005).

Έστω ότι R^n το οριζόμενο διάστημα των αποφάσεων και R^p το αντικειμενικό διάστημα. Εάν $X \subset R^n$ αποτελεί ένα υποσύνολο εφικτών αποφάσεων και f είναι μια διανυσματική αντικειμενική συνάρτηση $f : R^n \rightarrow R^p$ αποτελούμενη από p αντικειμενικές συναρτήσεις $f = (f_1, \dots, f_p)$, $f_k : R^n \rightarrow R$, $k = 1, \dots, p$, τότε ο πολυκριτήριος προγραμματισμός ορίζεται ως εξής:

$$\min[f_1(x), \dots, f_p(x)], x \in X \quad (11.14)$$

Όταν $p=2$, τότε ο προγραμματισμός χαρακτηρίζεται ως δικριτήριος (biobjective programming). Το υποσύνολο X περιγράφεται ως εν δυνάμει σύνολο εφικτών αποφάσεων από μια σειρά συναρτήσεων με τη μορφή περιορισμών, για παράδειγμα $X := \{x \in S \subseteq R^n : g_j(x) \leq 0, j = 1, \dots, l; h_j(x) = 0, j = 1, \dots, m\}$. Μια εφικτή λύση x αξιολογείται από p αντικειμενικές συναρτήσεις παράγοντας το αποτέλεσμα $f(x)$. Τέλος, ορίζουμε το σύνολο όλων των αποτελεσμάτων που λάβαμε για κάθε εφικτή απόφαση στο αντικειμενικό διάστημα $Y := f(x) \subset R^p$ (Ehrgott and Wiecek, 2005).

11.7 Άλλες πολυκριτήριες προσεγγίσεις

Άλλες γνωστές πολυκριτήριες προσεγγίσεις περιλαμβάνουν τη λεξικογραφική μέθοδο και τις μεθόδους που βασίζονται στη θεωρία των ασαφών αριθμών:

Λεξικογραφική μέθοδος

Η λεξικογραφική μέθοδος (lexicographic method) αποτελεί ένα χαρακτηριστικό παράδειγμα των μη αντισταθμιστικών τεχνικών. Στη μέθοδο αυτή ο λήπτης απόφασης εστιάζει στο πιο σπουδαίο κριτήριο και κατόπιν επιλέγει τις καλύτερες εναλλακτικές με βάση αυτό το κριτήριο. Μια γνωστή λεξικογραφική μέθοδος είναι η μέθοδος της εξάλειψης (Elimination method). Στη μέθοδο αυτή εξαλείφονται όλες οι εναλλακτικές που δεν βαθμολογούνται με μια καθορισμένη επίδοση έως ότου μείνει αυτή η οποία ικανοποιεί τη συγκεκριμένη επίδοση (Levy, 2001).

Η μέθοδος φαίνεται να παρουσιάζει περιορισμένο ενδιαφέρον λόγω των σημαντικών υποθέσεων που θεωρεί σε σχέση με τη σχετική σπουδαιότητα των κριτηρίων και εξαιτίας του γεγονότος ότι παραβιάζει το θεμελιώδες αξίωμα της πολυκριτήριας ανάλυσης, τη μεταβατικότητα (Πολατίδης, 2003, Σαμαράς, 2004).

Μέθοδοι που βασίζονται στη θεωρία των ασαφών αριθμών

Μια εναλλακτική ομάδα μεθόδων πολυκριτηρίων αναλύσεων, που ενσωματώνουν μη ακριβείς και ποιοτικές μεταβλητές, αποτελούν οι μέθοδοι που βασίζονται στη θεωρία των ασαφών αριθμών (fuzzy number theory). Η θεωρία των ασαφών αριθμών θεωρεί ότι η ασάφεια και συγκεκριμένα η γλωσσολογική ασάφεια αποτελεί ένα αναπόσπαστο στοιχείο της ανθρώπινης ύπαρξης και για το λόγο αυτό θα πρέπει να εκφράζεται μέσα από ισχυρή και επίσημη αξιωματική βάση. Ένα ασαφές σύνολο ενεργειών ορίζεται από μια ασαφή συνάρτηση, στην οποία κάθε μέλος μπορεί να λάβει μια βαθμολογία σε μια κλίμακα από 0-1. Η βαθμολογία που λαμβάνει μια ενέργεια χαρακτηρίζει και την ελκυστικότητα ή μη της συγκεκριμένης ενέργειας (Levy, 2001).

Κάποιες από τις μεθόδους που ήδη περιγράψαμε (ELECTRE, PROMETHEE) αναπτύσσουν ασαφείς σχέσεις στη δομή τους.

11.8 Συστήματα υποστήριξης αποφάσεων

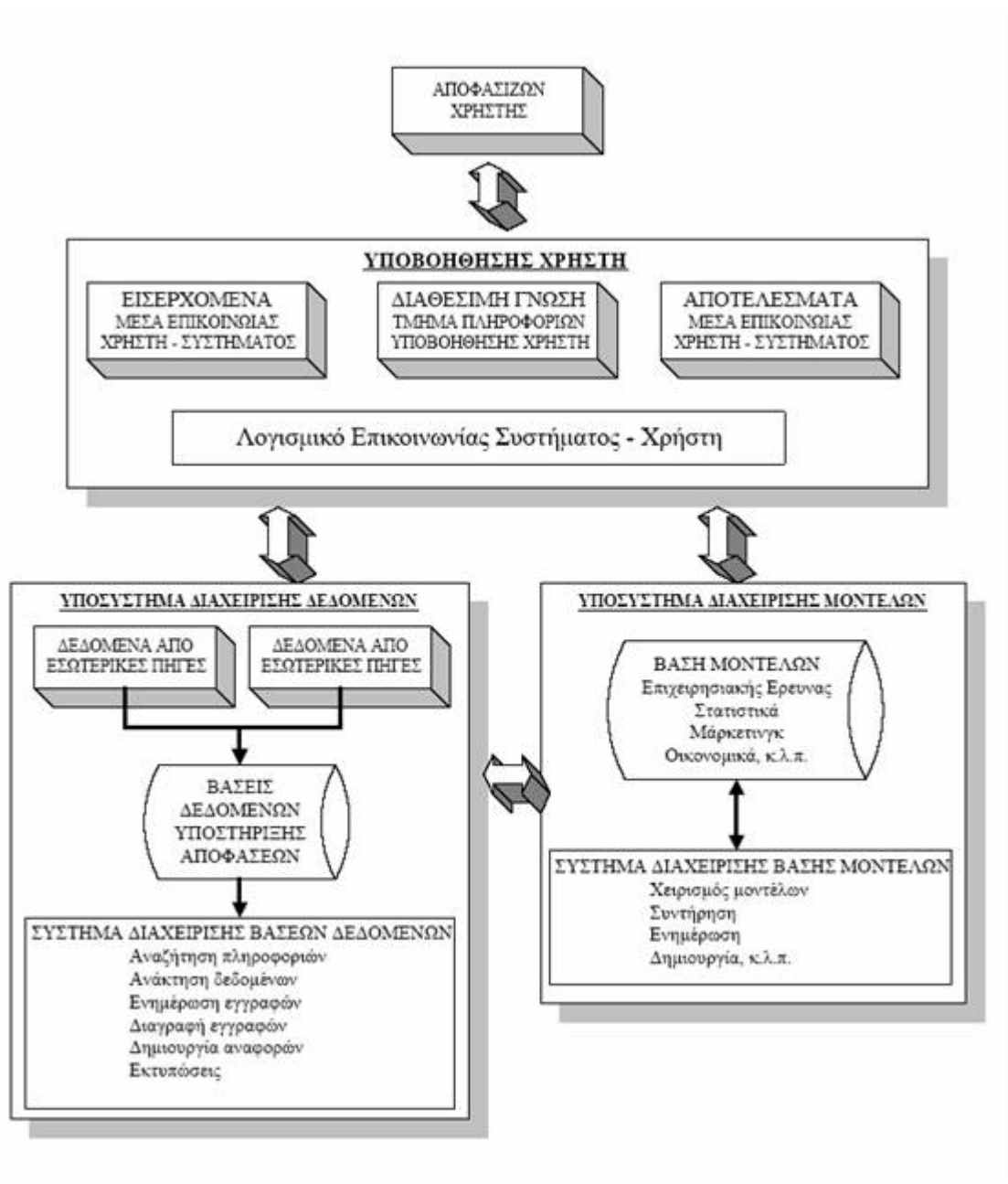
Στις αρχές της δεκαετίας του '70 πρωτοεμφανίστηκε ο όρος Συστήματα Υποστήριξης Αποφάσεων (Decision Support Systems, DSS), ο οποίος εκφράζει μια νέα αντίληψη του ρόλου των ηλεκτρονικών υπολογιστών στη διαδικασία λήψης αποφάσεων. Πολλοί ορισμοί έχουν δοθεί κατά καιρούς, ωστόσο στην παρούσα εργασία υιοθετείται ο εξής:

Ως συστήματα υποστήριξης αποφάσεων νοούνται κάποια αλληλεπιδραστικά συστήματα (λογισμικά/software) του ηλεκτρονικού υπολογιστή που χρησιμοποιούν αναλυτικές μεθόδους, όπως ανάλυση αποφάσεων, αλγορίθμους βελτιστοποίησης, κ.ά. για την ανάπτυξη κατάλληλων μοντέλων με στόχο την υποβοήθηση των ληπτών απόφασης στη διαμόρφωση κατάλληλων εναλλακτικών λύσεων, στην ανάλυση των μεταξύ των αντιδράσεων, στην αναπαράστασή τους και τελικά στην επιλογή της καταλληλότερης από αυτές για εφαρμογή.

Με τη χρήση ενός συστήματος υποστήριξης μιας απόφασης λοιπόν γίνεται προσπάθεια να βελτιωθεί η ποιότητα της πληροφόρησης, στην οποία βασίζεται μια απόφαση, ενώ παρέχεται από το σύστημα όχι μόνο μια απλή λύση, αλλά ένας αριθμός εναλλακτικών λύσεων. Με τον τρόπο αυτό βοηθούνται οι λήπτες απόφασης να κατανοήσουν καλύτερα τη φύση των διαφόρων προβλημάτων και επομένως να βελτιώσουν τις λαμβανόμενες από αυτούς αποφάσεις (Ματσατσίνης, 2000).

Τα τελευταία χρόνια η αλματώδης εξέλιξη της πληροφορικής σε συνδυασμό με το χαμηλό κόστος συντήρησης των ηλεκτρονικών υπολογιστών οδήγησε στην ανάπτυξη περισσότερο ευέλικτων και αποτελεσματικών συστημάτων υποστήριξης αποφάσεων. Τα συστήματα αυτά συνήθως εργάζονται μέσα σε ένα περιβάλλον συνεχούς και αλληλεπιδραστικής επικοινωνίας χρήστη – συστήματος (Ματσατσίνης, 2000).

Στο Σχήμα 11.8 παρουσιάζεται επιγραμματικά η βασική δομή ενός συστήματος υποστήριξης αποφάσεων.



Σχήμα 11.8: Βασική δομή ενός συστήματος υποστήριξης αποφάσεων (Ματσατσίνης, 2000)

Σε ό,τι αφορά ειδικότερα τα συστήματα υποστήριξης αποφάσεων που αναπτύχθηκαν προκειμένου να επιλύσουν προβλήματα περιβαλλοντικού σχεδιασμού, αυτά όφειλαν να είναι περισσότερο ευέλικτα στην ενσωμάτωση πληθώρας χαρακτηριστικών (οικονομικών, κοινωνικών, περιβαλλοντικών) και φυσικά στην ενσωμάτωση της γνώμης πολλών και διαφορετικών ατόμων. Για το λόγο αυτό, τα περισσότερα συστήματα λήψης απόφασης που αναπτύχθηκαν για περιβαλλοντικά προβλήματα βασίστηκαν στη χρήση των πολυκριτήριων αναλύσεων (Guimaraes Pereira and Corral Quintana, 2002, Liu and Stewart, 2004). Επίσης, πολλά τέτοια συστήματα συνδύαζαν και τη χρήση των γεωγραφικών συστημάτων πληροφοριών (Geographical Information Systems, GIS) για το λόγο ότι πολλά περιβαλλοντικά προβλήματα απαιτούν για την επίλυσή τους και τη θεώρηση χωρικών παραμέτρων (Guimaraes Pereira and Corral Quintana, 2002).

Συστήματα υποστήριξης αποφάσεων έχουν αναπτυχθεί για την επιλογή ενός βέλτιστου συστήματος επεξεργασίας υγρών αποβλήτων σε συγκεκριμένες περιοχές (Poch et al., 2004, Anagnostopoulos et al., 2007), για τη βιώσιμη διαχείριση αδρανών υλικών (Klang et al., 2003) και βιομηχανικών αποβλήτων (Boyle and Baetz, 1998), αλλά και για το σχεδιασμό της ορθολογικής διαχείρισης των υδατικών πόρων σε μια περιοχή (Manoli et al., 2005, Bazzani, 2005). Επίσης έχουν αναπτυχθεί πολλά συστήματα που συνδυάζουν τη χρήση πολυκριτήριων αναλύσεων και γεωγραφικών συστημάτων πληροφοριών. Ένα τέτοιο αναπτύχθηκε στην Τυνησία με στόχο την εύρεση και γραφική απεικόνιση περιοχών όπου θα μπορούσε να λάβει χώρα επαναφόρτιση του υπόγειου υδροφόρου ορίζοντα με επεξεργασμένο λύμα (Kallali et al., 2007).

11.9 Μεθοδολογίες πολυκριτήριας ανάλυσης που χρησιμοποιούνται για την επίλυση προβλημάτων περιβαλλοντικού σχεδιασμού

Πολλές εργασίες που πραγματεύονται θέματα σχετικά με τον περιβαλλοντικό σχεδιασμό ενσωματώνουν πολυκριτήριες αναλύσεις ως βασικό εργαλείο αξιολόγησης και επιλογής έργων και πολιτικών. Η βιβλιογραφική ανασκόπηση έδειξε ότι οι τομείς του περιβαλλοντικού σχεδιασμού στους οποίους εντάσσονται οι ανωτέρω εργασίες είναι πολλοί, με πιο χαρακτηριστικά παραδείγματα αυτόν του ενεργειακού σχεδιασμού, συμπεριλαμβανομένων των ανανεώσιμων πηγών ενέργειας (Diakoulaki and Karangelis,

2007, Πολατίδης, 2003, Δερμεντζίδου, 2006), της διαχείρισης υδατικών πόρων (Raju et al., 2000, Srdjevic et al., 2004, Srdjevic, 2007), της διαχείρισης υγρών και στερεών αποβλήτων (Calizuri et al., 2004, Flores et al., 2005, Chang et al., 1997, Karagiannidis and Moussiopoulos, 1997, Βασίλογλου, 2000, Βασίλογλου, κ.ά., 2006, Αραβώσης, κ.ά., 2003, Gratziou et al., 2009a), ή ακόμη και του σχεδιασμού χρήσεων γης σε περιοχές με σημαντικά περιβαλλοντικά προβλήματα (Proctor and Drechsler, 2006). Βασικό αντικείμενο όλων των παραπάνω εργασιών υπήρξε η αξιολόγηση έργων και πολιτικών, όπου κύριο ζητούμενο ήταν η ενσωμάτωση οικονομικών, κοινωνικών, τεχνολογικών και περιβαλλοντικών παραμέτρων κάτω από ένα ολιστικό πρίσμα.

Ειδικότερα και σε ό,τι αφορά τη διαχείριση υδάτων και υγρών αποβλήτων, έχει εκπονηθεί πληθώρα εργασιών σε θέματα που σχετίζονται, για παράδειγμα, με το στρατηγικό σχεδιασμό της διαχείρισης και αξιοποίησης υδατικών πόρων ή υγρών αποβλήτων σε μια δεδομένη περιοχή (Abrishamchi et al., 2005, Refsgaard, 2006), την επιλογή μιας εναλλακτικής τεχνολογίας για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων (Flores et al., 2005, Αραβώσης, κ.ά., 2003, Τέγου, 2004, Αλμπανέλλης, 2007), την επιλογή του τρόπου ή του τόπου διάθεσης των επεξεργασμένων αποβλήτων (Coutts, 2006, Jaber and Mohsen, 2001, Ganoulis, 2003, Βασίλογλου, κ.ά., 2006), κ.ά. Οι τεχνικές πολυκριτήριας ανάλυσης που συναντώνται σε προβλήματα διαχείρισης και επεξεργασίας νερού και υγρών αποβλήτων είναι πολλές και εντάσσονται τόσο στις μεθόδους υπεροχής όσο και στις μεθόδους πολυκριτήριας χρησιμότητας. Οι περιπτώσεις χρήσης αλληλεπιδραστικών μεθόδων στους ανωτέρω τομείς είναι ελάχιστες.

Οι Abrishamchi et al. (2005) χρησιμοποιούν τη μέθοδο του συμβιβαστικού προγραμματισμού ή προγραμματισμού ελαχιστοποίησης προκειμένου να επιλέξουν το βέλτιστο σενάριο διαχείρισης των υδατικών πόρων μιας περιοχής στο Ιράν, η οποία αντιμετωπίζει σοβαρά προβλήματα σε ό,τι αφορά την ποιότητα και την ποσότητα του διαθέσιμου υδατικού δυναμικού. Πρόκειται ουσιαστικά για περίπτωση στρατηγικού σχεδιασμού όπου κύριο ζητούμενο είναι η βελτιστοποίηση της διαδικασίας διαχείρισης υδατικών πόρων με απώτερο στόχο τη λήψη του μέγιστου δυνατού οφέλους, τόσο ποιοτικού όσο και ποσοτικού. Ανάλογη είναι η περίπτωση που περιγράφεται και στην εργασία των Srdjevic et al. (2004), όπου κύριος στόχος είναι η βελτιστοποίηση της διαδικασίας διαχείρισης υδατικών πόρων σε μια δεδομένη λεκάνη απορροής ενός ποταμού στη Βραζιλία. Η κύρια μέθοδος που χρησιμοποιήθηκε και εδώ για την αξιολόγηση των εναλλακτικών διαχειριστικών σεναρίων είναι η TOPSIS και αποτελεί

μια υπομέθοδο του συμβιβαστικού προγραμματισμού. Επίσης, η μέθοδος του συμβιβαστικού προγραμματισμού χρησιμοποιείται και στην εργασία των Salazar et al. (2005), όπου βασικό ζητούμενο αποτελεί η επιλογή της κατάλληλης καλλιεργητικής πρακτικής σε μια περιοχή στο Μεξικό προκειμένου να αντιμετωπισθούν προβλήματα ποσοτικής και ποιοτικής υποβάθμισης του υπόγειου υδροφόρου ορίζοντα, δίχως ταυτόχρονα να θίγονται σε σημαντικό βαθμό τα κέρδη των αγροτών. Κύριο ζητούμενο και στην περίπτωση αυτή αποτελεί η βελτιστοποίηση των καλλιεργητικών πρακτικών και της χρήσης του νερού. Τέλος, οι Gratziou et al. (2009a) και (2009b) χρησιμοποίησαν την TOPSIS, σε συνδυασμό με την AHP, προκειμένου να επιλέξουν το βέλτιστο σενάριο διαχείρισης των υγρών αποβλήτων μιας περιοχής στην Ελλάδα και στην Κύπρο αντίστοιχα, περίπτωση η οποία αντιστοιχεί και πάλι σε βελτιστοποίηση.

Η Refsgaard (2006) στην εργασία της περιγράφει την εξεύρεση μιας «συμβιβαστικής» στρατηγικής για την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων διασκορπισμένων αγροτικών κατοικιών ενός δήμου στη Νορβηγία. Πρόκειται ουσιαστικά και πάλι για στρατηγικό σχεδιασμό, μόνο που στην περίπτωση αυτή δεν έχουμε βελτιστοποίηση μιας ήδη υπάρχουσας κατάστασης, αλλά επιλογή ενός σεναρίου που ικανοποιεί τα «θεωρητικά» κριτήρια που έθεσε η συγγραφέας. Η πολυκριτήρια μέθοδος επιλογής που χρησιμοποιείται στην προκειμένη περίπτωση εντάσσεται στην κατηγορία των μεθόδων υπεροχής και ονομάζεται REGIME. Πρόκειται για μια μέθοδο η οποία στηρίζεται στη βασική φιλοσοφία των δυαδικών συγκρίσεων που χαρακτηρίζει όλες τις μεθόδους υπεροχής και βασίζεται στην αρχή της ανάλυσης συμφωνίας. Βασικό της πλεονέκτημα αποτελεί η δυνατότητα επεξεργασίας ποιοτικών δεδομένων που εμφανίζονται τόσο στη βαθμολόγηση των εναλλακτικών σεναρίων όσο και στα βάρη των κριτηρίων.

Οι Flores et al. (2005) χρησιμοποιούν ένα απλό γραμμικό προσθετικό μοντέλο προκειμένου να επιλέξουν μεταξύ διαφόρων διατάξεων εγκατάστασης ενεργού ιλύος για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων. Η περίπτωση αυτή είναι η πιο απλή μεταξύ όλων των τεχνικών πολυκριτήριας χρησιμότητας και χρησιμοποιείται σε περιπτώσεις που υπάρχει προτιμησιακή ανεξαρτησία μεταξύ των κριτηρίων και δεν ενσωματώνεται η αβεβαιότητα. Στην περίπτωση αυτή πολλαπλασιάζεται η βαθμολογία κάθε κριτηρίου με το αντίστοιχο ειδικό βάρος του κριτηρίου και προστίθενται όλα τα αποτελέσματα ανά σενάριο προκειμένου να εξαχθεί η τελική βαθμολογία του κάθε εναλλακτικού σεναρίου. Στην ίδια λογική της χρήσης ενός απλού γραμμικού προσθετικού μοντέλου

κινήθηκαν και οι Αραβώσης, κ.ά. (2003) στην εργασία τους για την επιλογή της καταλληλότερης μεθόδου επεξεργασίας λυμάτων σε μικρούς οικισμούς.

Οι Jaber and Mohsen (2001) χρησιμοποιούν την Αναλυτική Διαδικασία Ιεράρχησης προκειμένου να αξιολογήσουν μέσα από μια πλειάδα εναλλακτικών μη συμβατικών πηγών νερού (επαναχρησιμοποίηση υγρών αποβλήτων, αφαλάτωση, κλπ.), ποια καλύπτει σε μεγαλύτερο βαθμό και μέσα στα πλαίσια της αιφορίας τις ανάγκες σε νερό στην Ιορδανία, που προέκυψαν μετά από συνεχόμενες περιόδους λειψυδρίας. Την ίδια μέθοδο χρησιμοποίησε και ο Al-Zubi (2007) προκειμένου να αξιολογήσει τις μονάδες επεξεργασίας λυμάτων που λειτουργούν στην Ιορδανία και τη δυνατότητα ανάκτησης λυμάτων σε κάθε μια από αυτές.

Ο Ganoulis (2003) στην εργασία του συστήνει τις μεθόδους ELECTRE III, ELECTRE IV και συμβιβαστικού προγραμματισμού για αξιολόγηση έργων που σχετίζονται με την ανάκτηση υγρών αποβλήτων και κάνει μια εφαρμογή διαμορφώνοντας και αξιολογώντας κάποια σενάρια επεξεργασίας και διάθεσης των αστικών υγρών αποβλήτων της πόλης της Θεσσαλονίκης. Οι Τέγου (2004) και Αλμπανέλλης (2007) επιλέγουν να χρησιμοποιήσουν την ELECTRE III προκειμένου να αξιολογήσουν και να επιλέξουν το καταλληλότερο σύστημα επεξεργασίας αστικών υγρών αποβλήτων κάτω από δεδομένες συνθήκες. Οι Βασίλογλου, κ.ά. (2006) αναπτύσσουν ένα νέο μεθοδολογικό εργαλείο που βασίζεται στη σύνθεση των μεθόδων ELECTRE I και PROMETHEE II προκειμένου να αξιολογήσουν τις καταλληλότερες περιοχές για χωροθέτηση εγκαταστάσεων επεξεργασίας λυμάτων σε μια περιοχή.

Οι Bellehumeur et al. (1997) αξιολογούν διάφορα εναλλακτικά σενάρια διάθεσης της ύλης που προέρχεται από την επεξεργασία αστικών υγρών αποβλήτων. Χρησιμοποιούν μάλιστα τρεις πολυκριτήριες μεθοδολογίες αξιολόγησης, οι οποίες είναι ένα απλό γραμμικό προσθετικό μοντέλο, ένα μοντέλο που βασίζεται στη θεωρία των ασαφών αριθμών και η ELECTRE III, καταλήγοντας στα ίδια αποτελέσματα. Στην ίδια λογική της χρήσης περισσότερων της μιας μεθοδολογίας για αξιολόγηση εναλλακτικών επιλογών – σεναρίων έχουν κινηθεί κι άλλες εργασίες. Οι Raju et al. (2000) χρησιμοποιούν 5 διαφορετικές μεθοδολογίες (PROMETHEE II, EXPROM II, ELECTRE III, ELECTRE IV και συμβιβαστικός προγραμματισμός) για να αξιολογήσουν εναλλακτικά σενάρια στρατηγικής διαχείρισης των υδατικών πόρων σε μια περιοχή της Ισπανίας. Πρόκειται για τεχνικές που βασίζονται στις μεθόδους υπεροχής (PROMETHEE II, ELECTRE III, ELECTRE IV), στις μεθόδους μέτρησης απόστασης (συμβιβαστικός προγραμματισμός) και σε συνδυασμό αυτών (EXPROM II)

και οδηγούν σε κοινές επιλογές στην υπόψη εργασία. Τις μεθόδους PROMETHEE II, EXPROM II χρησιμοποιούν στην εργασία τους και οι Raju and Kumar (1999) για την επιλογή του βέλτιστου σεναρίου διαχείρισης του αρδευτικού νερού σε μια αγροτική περιοχή της Ινδίας.

Σε γενικές γραμμές, προκύπτει ότι οι μέθοδοι υπεροχής (κυρίως οι ELECTRE και PROMETHEE) και οι μέθοδοι πολυκριτήριας χρησιμότητας (κυρίως η απλή μορφή ενός γραμμικού προσθετικού μοντέλου, η αναλυτική διαδικασία ιεράρχησης και οι τεχνικές που βασίζονται στη μέτρηση απόστασης από «ιδανικό» σημείο) εμφανίζουν και το μεγαλύτερο ενδιαφέρον σε ό,τι αφορά την αξιολόγηση έργων που εντάσσονται στον τομέα της διαχείρισης υδάτων και αποβλήτων. Οι Linkon et al. (2006b) στην εργασία τους κάνουν μια ανασκόπηση όλων των μεθοδολογιών πολυκριτήριας ανάλυσης που χρησιμοποιήθηκαν σε αξιολόγηση έργων διαχείρισης αποβλήτων και γενικότερα υποβαθμισμένων φυσικών πόρων και αποδεκτών. Οι μέθοδοι που αναφέρονται συχνότερα είναι και πάλι οι μέθοδοι υπεροχής (ELECTRE, PROMETHEE, NAIADE) και οι μέθοδοι πολυκριτήριας χρησιμότητας, με ιδιαίτερη έμφαση στην αναλυτική διαδικασία ιεράρχησης, στις τεχνικές που βασίζονται στη μέτρηση απόστασης από «ιδανικό» σημείο και στη μέθοδο SMART. Εάν θέλουμε να επικεντρώσουμε στο ζητούμενο της επιλογής τεχνολογίας κατάλληλης για επεξεργασία υποβαθμισμένου φυσικού πόρου, το οποίο και ενδιαφέρει άμεσα την παρούσα διατριβή, παρατηρούμε ότι αναφέρονται δύο μόνο εργασίες οι οποίες βασίζονται στη χρήση μεθόδου υπεροχής (PROMETHEE, NAIADE).

11.10 Συγκριτική ανάλυση μεθοδολογιών πολυκριτήριας ανάλυσης που χρησιμοποιούνται σε προβλήματα περιβαλλοντικού σχεδιασμού

Στην περίπτωση προβλημάτων λήψης απόφασης, βασικός στόχος των οποίων αποτελεί η αξιολόγηση οικονομικών, κοινωνικών και περιβαλλοντικών παραμέτρων υπό το πρίσμα της βιωσιμότητας, ένας σημαντικός παράγοντας που πρέπει να ληφθεί υπόψη είναι η περίπτωση των παραχωρήσεων μεταξύ των κριτηρίων (αντιστάθμιση) (Munda, 2005). Επομένως η χρήση μεθόδων που λαμβάνουν υπόψη τις παραχωρήσεις και χαρακτηρίζονται ως μη αντισταθμιστικές είναι προτιμητέα στην περίπτωση που βασικός στόχος αποτελεί η ενσωμάτωση της έννοιας της κοινωνικής και περιβαλλοντικής βιωσιμότητας στο μοντέλο μας ως ένας παράγοντας που δεν πρέπει σε

καμιά περίπτωση να υποτιμηθεί σε σχέση με την έννοια της οικονομικής βιωσιμότητας. Η σπουδαιότητα χρήσης μη αντισταθμιστικών μεθόδων στον περιβαλλοντικό σχεδιασμό φαίνεται άλλωστε και από το γεγονός ότι έχουν αναπτυχθεί και ειδικά υπολογιστικά μοντέλα που επιτρέπουν τον υπολογισμό των διαφόρων αντισταθμίσεων προκειμένου, κατ' αυτόν τον τρόπο, να βοηθάται κάθε φορά ο λήπτης απόφασης στην επιλογή των βέλτιστων λύσεων (Pavlou and Stansbury, 1998).

Από την άλλη πλευρά, η δυνατότητα επεξεργασίας τόσο ποιοτικών όσο και ποσοτικών δεδομένων αποτελεί ένα σημαντικό πλεονέκτημα οποιασδήποτε μεθόδου πρόκειται να χρησιμοποιηθεί για αξιολόγηση προβλημάτων χαρακτηριζόμενων από πολλά και διαφορετικά κριτήρια. Επίσης η ασάφεια και η αβεβαιότητα που χαρακτηρίζει όλα τα προβλήματα περιβαλλοντικού σχεδιασμού δίνει ένα πλεονέκτημα στις μεθόδους που έχουν τη δυνατότητα ενσωμάτωσης των παραπάνω εννοιών, ενώ επίσης σημαντικό στοιχείο αποτελεί η δυνατότητα της μεθόδου να οδηγεί σε κατάταξη κι όχι σε επιλογή, προκειμένου να υπάρχει δυνατότητα αναπροσαρμογής, ειδικά σε περιπτώσεις όπου η κοινωνική γνώμη χαρακτηρίζεται ως παράγοντας εξαιρετικής σημασίας για την επιτυχή έκβαση του υπό αξιολόγηση έργου ή της πολιτικής (Munda, 2005).

Υπό το πρίσμα των ανωτέρω στοιχείων, συμπεραίνουμε ότι οι μέθοδοι υπεροχής, οι οποίες στη γενική τους μορφή δεν είναι πλήρως αντισταθμιστικές, εμφανίζουν πλεονεκτήματα όταν πρόκειται να χρησιμοποιηθούν σε περιπτώσεις προβλημάτων περιβαλλοντικού σχεδιασμού. Η αντιστάθμιση μπορεί να ληφθεί υπόψη και στην περίπτωση της πολυκριτήριας χρησιμότητας (πολλαπλασιαστικό μοντέλο), μόνο που στην περίπτωση αυτή το μοντέλο που θα δημιουργηθεί προς επεξεργασία θα είναι ιδιαίτερα πολύπλοκο.

Η δυνατότητα των μεθόδων υπεροχής να οδηγούν συχνά σε κατάταξη και όχι μόνο σε επιλογή τους δίνει ένα επιπλέον πλεονέκτημα. Επίσης δυνατότητα πλήρους επεξεργασίας ποιοτικών σε συνδυασμό με ποσοτικά δεδομένα έχουν κάποιες από τις μεθόδους υπεροχής (π.χ. REGIME), οι οποίες όμως δεν χρησιμοποιούνται ευρέως.

Από την άλλη πλευρά, η ασάφεια μπορεί να ενσωματωθεί στο μοντέλο μας μέσω της θεωρίας των ασαφών αριθμών. Ασαφείς σχέσεις αναπτύσσουν κάποιες μέθοδοι υπεροχής στην ανάλυσή τους, όπως για παράδειγμα η ELECTRE III. Σε γενικές γραμμές όμως η αβεβαιότητα ενσωματώνεται τόσο στις μεθόδους πολυκριτήριας χρησιμότητας, όπως και στις μεθόδους υπεροχής. Στις μεθόδους πολυκριτήριας χρησιμότητας η αβεβαιότητα και ο κίνδυνος μπορούν άριστα να

μοντελοποιηθούν μέσω στοχαστικών κατανομών και προσομοιώσεων. Στις μεθόδους υπεροχής αντίθετα η μοντελοποίηση της αβεβαιότητας γίνεται με τη χρήση των τιμών κατωφλίου (ψευδοκριτήρια). Η χρήση των ψευδοκριτηρίων μπορεί να οδηγήσει στην ύπαρξη αρκετών φαινομένων ασυγκρισιμότητας, με αποτέλεσμα να μην οδηγούμαστε σε πλήρη κατάταξη των υπό αξιολόγηση εναλλακτικών επιλογών. Η ασυγκρισιμότητα ωστόσο είναι μια κατάσταση, η ύπαρξη της οποίας μπορεί να θεωρηθεί είτε μειονεκτική είτε πλεονεκτική. Το μειονέκτημά της έγκειται στο ότι δεν επιτρέπει μια πλήρη κατάταξη των υπό εξέταση εναλλακτικών σε ένα οποιοδήποτε πρόβλημα. Ωστόσο υπάρχουν και κάποιοι οι οποίοι υποστηρίζουν ότι αντανάκλα τις καταστάσεις προτίμησης στις οποίες ο λήπτης απόφασης δεν μπορεί να δηλώσει προτίμηση (Lahdelma et al., 2000). Τέτοιου είδους καταστάσεις υπάρχουν σε προβλήματα της καθημερινής ζωής και γίνονται ιδιαίτερα πολλές στις περιπτώσεις λήψης απόφασης σε περιβαλλοντικά προβλήματα.

Τέλος, ένα άλλο σημαντικό στοιχείο που πρέπει να ληφθεί υπόψη στην επιλογή μιας μεθόδου πολυκριτήριας ανάλυσης είναι η μοντελοποίηση των προτιμήσεων. Αυτή, στην περίπτωση μοντέλου πολυκριτήριας χρησιμότητας που χρησιμοποιεί γραμμικές προσθετικές συναρτήσεις, πραγματοποιείται συνήθως με τη χρήση συντελεστών σπουδαιότητας (βάρη κριτηρίων) οι οποίοι εκφράζονται με ακριβείς αριθμητικές τιμές. Στην περίπτωση μη γραμμικών συναρτήσεων, η μοντελοποίηση διαφοροποιείται και εκφράζεται συνήθως με συντελεστές οι οποίοι δεν έχουν σταθερή αριθμητική τιμή και ορίζονται με τη βοήθεια διαστήματος ή κατανομής τιμών. Από την άλλη πλευρά, στις μεθόδους υπεροχής η μοντελοποίηση των προτιμήσεων διαφέρει σημαντικά, μια και στη συγκεκριμένη περίπτωση οι συντελεστές σπουδαιότητας ορίζονται ουσιαστικά ως «ψηφοί εμπιστοσύνης» σε συγκεκριμένα κριτήρια (Lahdelma et al., 2000). Λαμβάνοντας υπόψη τον τρόπο μοντελοποίησης των προτιμήσεων, προκύπτει ότι η επίλυση προβλημάτων από έναν λήπτη απόφασης μπορεί να μη δημιουργεί προβλήματα στον τρόπο επιλογής της μεθόδου αξιολόγησης. Ωστόσο εάν έχουμε πολλούς λήπτες απόφασης, όπως συμβαίνει αρκετά συχνά στον περιβαλλοντικό σχεδιασμό, τότε η χρήση απλού γραμμικού προσθετικού μοντέλου είναι προβληματική διότι η πολυφωνία απόψεων δεν επιτρέπει συχνά τον ακριβή προσδιορισμό αριθμητικών τιμών των συντελεστών σπουδαιότητας των κριτηρίων.

Λαμβάνοντας υπόψη την ανάλυση που προηγήθηκε, προκύπτει ότι οι μέθοδοι υπεροχής και κυρίως οι ELECTRE και PROMETHEE εμφανίζουν και τα περισσότερα πλεονεκτήματα για εφαρμογή στην παρούσα εργασία. Στα επόμενο Μέρος της εργασίας

(Γ' Μέρος) περιγράφεται ο τρόπος μοντελοποίησης του προβλήματος μας, επιλέγονται τα ειδικότερα κριτήρια και η μεθοδολογία ανάλυσης και πραγματοποιείται η εφαρμογή του προτεινόμενου μοντέλου επιτρέποντάς μας να καταλήξουμε σε χρήσιμα συμπεράσματα σχετικά με τη δυνατότητα βιώσιμης διαχείρισης του υδατικού δυναμικού που προέρχεται από την επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων λυμάτων στην Ελλάδα.

Γ' ΜΕΡΟΣ

12. ΠΕΡΙΓΡΑΦΗ ΤΟΥ ΠΡΟΤΕΙΝΟΜΕΝΟΥ ΜΟΝΤΕΛΟΥ ΑΞΙΟΛΟΓΗΣΗΣ

12.1 Γενικά

Όπως περιγράφηκε και στα προηγούμενα Κεφάλαια, η πολυκριτήρια ανάλυση στη γενική της μορφή απαιτεί ως δεδομένα εισόδου τον καθορισμό καλά ορισμένων εναλλακτικών επιλογών (σεναρίων), συγκεκριμένων κριτηρίων και υποκριτηρίων βάσει των οποίων θα μπορέσουμε να προβούμε σε σύγκριση των εναλλακτικών μεταξύ τους, καθώς και τον καθορισμό της ειδικής σπουδαιότητας που αποδίδεται από το λήπτη απόφασης και την ομάδα των συμμετεχόντων (stakeholders) σε κάθε κριτήριο (βάρος κριτηρίου). Στη συνέχεια του Κεφαλαίου γίνεται η περιγραφή των συγκεκριμένων δεδομένων εισόδου του μοντέλου μας. Στο σημείο αυτό αξίζει να σημειωθεί ότι κατά τον καθορισμό και την περιγραφή των εν λόγω δεδομένων ελήφθη υπόψη κυρίως η θεμελιώδης αρχή της βιωσιμότητας (αιεφορία), η οποία θα πρέπει να χαρακτηρίζει όλα τα προβλήματα περιβαλλοντικού σχεδιασμού που πρέπει να επιλυθούν μέσα από μια διαδικασία αξιολόγησης.

12.2 Καθορισμός εναλλακτικών επιλογών - σεναρίων

Προκειμένου να γίνει αξιολόγηση της βιωσιμότητας χρήσης ανακτημένου νερού για λόγους άρδευσης, με βάση τα ελληνικά δεδομένα, διαμορφώθηκαν έξι (6) διαφορετικά εναλλακτικά σενάρια προς αξιολόγηση. Η διαμόρφωση των συγκεκριμένων σεναρίων βασίστηκε στην ανασκόπηση της σχετικής βιβλιογραφίας (βλ. Κεφάλαια 2, 4, 5) αλλά και στην πρακτική εμπειρία που υπάρχει από τη λειτουργία ανάλογων εφαρμογών στον ελληνικό χώρο. Στο σημείο αυτό αξίζει να επισημάνουμε ότι στην προσπάθειά μας να διαμορφώσουμε τα εναλλακτικά σενάρια αξιολόγησης ελήφθη υπόψη το γεγονός ότι αυτά θα πρέπει να είναι αντιπροσωπευτικά των ελληνικών δεδομένων και φυσικά ανεξάρτητα από τα ιδιαίτερα χαρακτηριστικά που μπορεί να εμφανίζει μια περιοχή. Πρόκειται δηλαδή για σενάρια τα οποία θα μπορούσαν να υποβληθούν σε αξιολόγηση σε οποιαδήποτε περιοχή της χώρας προκειμένου να προκύψουν χρήσιμα συμπεράσματα σχετικά με τη δυνατότητα υποβολής των ήδη επεξεργασμένων λυμάτων

(δευτεροβάθμιων εκροών) σε περαιτέρω επεξεργασία προκειμένου αυτά να μπορούν να αξιοποιηθούν για λόγους άρδευσης (αγροτικής & αστικής).

1^ο εναλλακτικό σενάριο

Το πρώτο εναλλακτικό σενάριο περιλαμβάνει ουσιαστικά την εξέταση της υπάρχουσας κατάστασης, έτσι όπως αυτή διαμορφώνεται τα τελευταία χρόνια στις περισσότερες ΕΕΛ στην Ελλάδα. Η κατάσταση αυτή έχει ως εξής: Δευτεροβάθμια επεξεργασία των λυμάτων με τη μέθοδο, κατά κόρον, της ενεργού ιλύος, νιτροποίηση – απονιτροποίηση, απολύμανση των δευτεροβάθμιων εκροών με τη μέθοδο της χλωρίωσης και ακολούθως διάθεση σε θερμοθετημένους υδάτινους αποδέκτες. Πρόκειται ουσιαστικά για την εξέταση του «μηδενικού» σεναρίου.

2^ο εναλλακτικό σενάριο

Το δεύτερο εναλλακτικό σενάριο περιλαμβάνει την εξέταση της περίπτωσης χρήσης επεξεργασμένου λύματος, έτσι όπως αυτό παράγεται στις περισσότερες ΕΕΛ στη χώρα. Πρόκειται δηλαδή για λύμα που έχει υποστεί δευτεροβάθμια επεξεργασία με τη μέθοδο της ενεργού ιλύος και απολύμανση με τη μέθοδο της χλωρίωσης. Στο σημείο αυτό αξίζει να σημειωθεί ότι η πλειονότητα των ΕΕΛ αποχλωριώνει την τελική εκροή πριν τη διάθεσή της στον τελικό αποδέκτη. Επίσης στις περισσότερες ΕΕΛ λαμβάνει χώρα και η διεργασία της νιτροποίησης και απονιτροποίησης κατά τη διάρκεια της δευτεροβάθμιας επεξεργασίας, η οποία βέβαια έως ένα βαθμό δεν είναι επιθυμητή εάν το επεξεργασμένο λύμα πρόκειται να επαναχρησιμοποιηθεί για αγροτική άρδευση. Είναι ωστόσο απαραίτητη στην περίπτωση της αστικής άρδευσης. Το σενάριο αυτό διαφοροποιείται ουσιαστικά από το προηγούμενο μόνο στον τρόπο διάθεσης των επεξεργασμένων λυμάτων, που στην προκειμένη περίπτωση αυτά μπορεί να διατίθενται για διάφορες ωφέλιμες χρήσεις.

3^ο εναλλακτικό σενάριο

Το 3^ο εναλλακτικό σενάριο περιλαμβάνει την εξέταση της περίπτωσης χρήσης μιας απλής προχωρημένης επεξεργασίας, η οποία, μέσα από την ανασκόπηση της σχετικής διεθνούς και ελληνικής βιβλιογραφίας (Metcalf & Eddy, 2007a, Ανδρεαδάκης, κ.ά., 2003), βρέθηκε ότι είναι η πλέον συνιστώμενη για χρήση σε περίπτωση που επεξεργασμένο λύμα πρόκειται να επαναχρησιμοποιηθεί για λόγους άρδευσης. Η επεξεργασία αυτή περιλαμβάνει την κροκίδωση και εν συνεχεία τη διήθηση της

δευτεροβάθμιας εκροής σε κλίνη (φίλτρο) άμμου και τέλος την απολύμανσή της με χρήση υπεριώδους ακτινοβολίας (UV). Εννοείται ότι η δευτεροβάθμια εκροή έχει ήδη υποστεί την επεξεργασία που περιγράφηκε στα προηγούμενα δύο σενάρια. Στο σημείο αυτό αξίζει να τονιστεί ότι από τις μεθόδους απολύμανσης δεν επιλέχθηκε να αξιολογηθεί η χλωρίωση σε κανένα εναλλακτικό σχήμα προχωρημένης επεξεργασίας εξαιτίας των σημαντικών περιβαλλοντικών επιδράσεων που εμφανίζει (βλ. Παράγραφο 4.3.1).

4^ο εναλλακτικό σενάριο

Το 4^ο εναλλακτικό σενάριο διαφοροποιείται από το 3^ο μόνο στη χρησιμοποιούμενη μέθοδο απολύμανσης της προχωρημένα επεξεργασμένης εκροής. Στο σενάριο αυτό εξετάζεται η περίπτωση χρήσης οζονισμού ως μεθόδου απολύμανσης αντί της μονάδας UV.

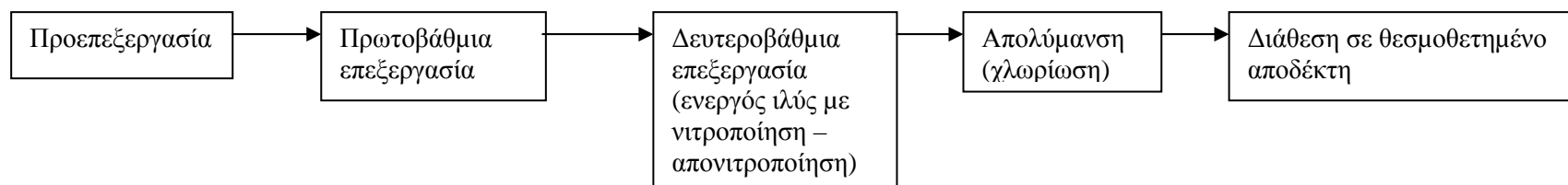
5^ο εναλλακτικό σενάριο

Στο 5^ο εναλλακτικό σενάριο εξετάζεται η περίπτωση χρήσης ιδιαίτερα αναπτυγμένης προχωρημένης επεξεργασίας για την παραγωγή νερού σχεδόν απαλλαγμένου από επιβλαβείς παράγοντες που περιλαμβάνουν εκτός των συμβατικών και την πλειονότητα των λεγόμενων νεοεμφανιζόμενων συστατικών (βλ. Πίνακα 3.3). Το σενάριο αυτό περιλαμβάνει τη χρήση υπερδιήθησης για επεξεργασία της δευτεροβάθμιας εκροής και ακολούθως εφαρμογή αντίστροφης όσμωσης. Η παραχθείσα εκροή απολυμαίνεται με χρήση υπεριώδους ακτινοβολίας. Εννοείται και στην περίπτωση αυτή ότι η δευτεροβάθμια εκροή έχει ήδη υποστεί την επεξεργασία που περιγράφηκε στα πρώτα δύο σενάρια.

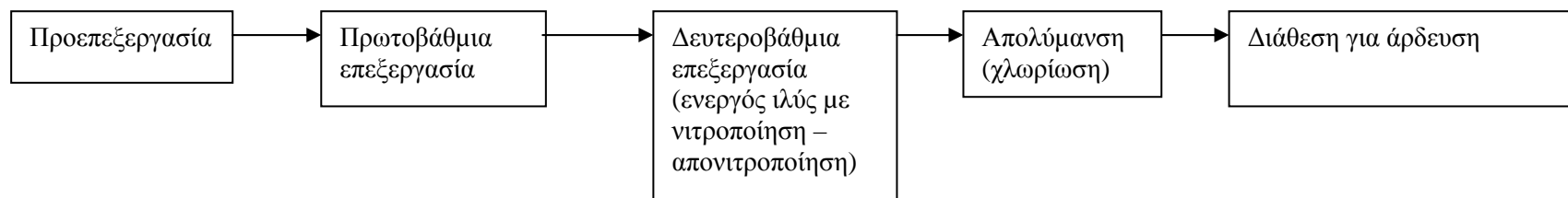
6^ο εναλλακτικό σενάριο

Το 6^ο εναλλακτικό σενάριο διαφοροποιείται από το 5^ο μόνο στη χρησιμοποιούμενη μέθοδο απολύμανσης της προχωρημένα επεξεργασμένης εκροής. Στο σενάριο αυτό εξετάζεται η περίπτωση χρήσης οζονισμού ως μεθόδου απολύμανσης αντί της μονάδας UV.

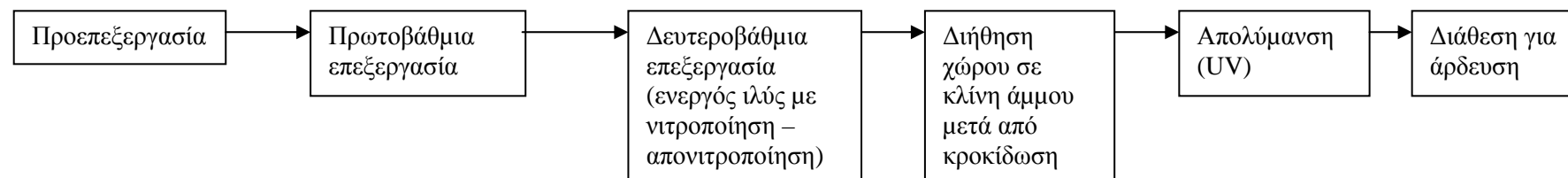
Στα Σχήματα 12.1 – 12.6 απεικονίζονται γραφικά τα διαγράμματα ροής που περιγράφουν τις μεθόδους επεξεργασίας που χαρακτηρίζουν κάθε υπό αξιολόγηση εναλλακτικό σενάριο.



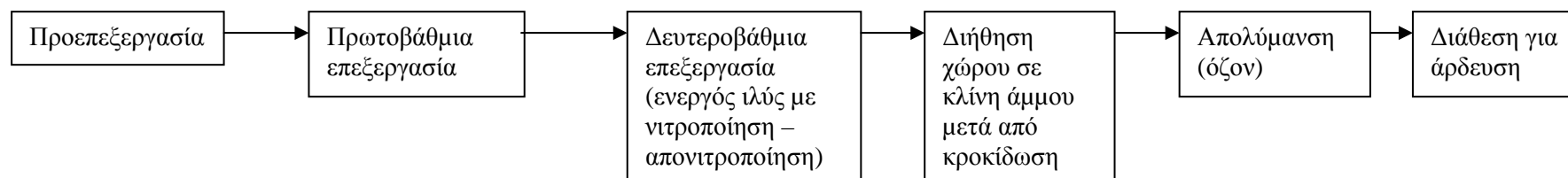
Σχήμα 12.1: Διάγραμμα ροής σχήματος επεξεργασίας 1^{ου} εναλλακτικού σεναρίου



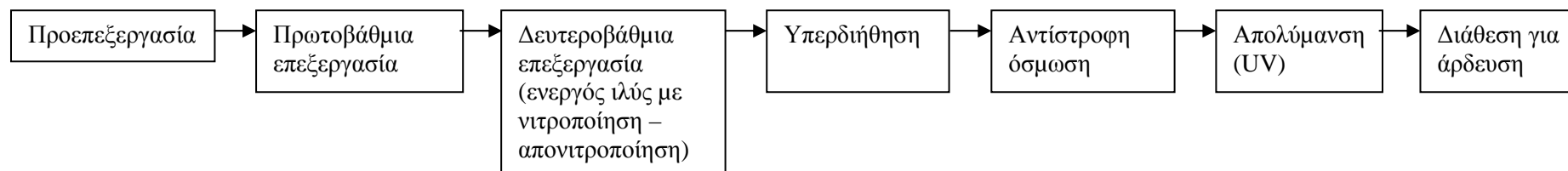
Σχήμα 12.2: Διάγραμμα ροής σχήματος επεξεργασίας 2^{ου} εναλλακτικού σεναρίου



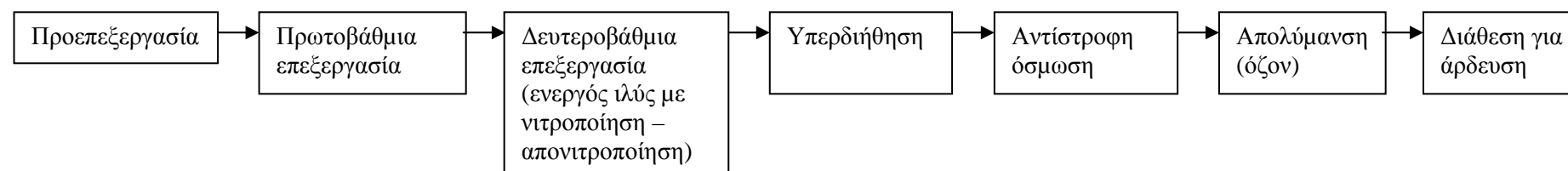
Σχήμα 12.3: Διάγραμμα ροής σχήματος επεξεργασίας 3^{ου} εναλλακτικού σεναρίου



Σχήμα 12.4: Διάγραμμα ροής σχήματος επεξεργασίας 4^{ου} εναλλακτικού σεναρίου



Σχήμα 12.5: Διάγραμμα ροής σχήματος επεξεργασίας 5^{ου} εναλλακτικού σεναρίου



Σχήμα 12.6: Διάγραμμα ροής σχήματος επεξεργασίας 6^{ου} εναλλακτικού σεναρίου

12.3 Καθορισμός κριτηρίων - υποκριτηρίων

Τα κριτήρια που θα χρησιμοποιηθούν για την αξιολόγηση των έξι διαφορετικών εναλλακτικών σεναρίων βασίστηκαν στην εξέταση μιας μεγάλης ποικιλίας παραγόντων (οικονομικών, κοινωνικών, περιβαλλοντικών), οι οποίοι θα πρέπει να λαμβάνονται υπόψη και να αξιολογούνται κάτω από ένα ολιστικό πρίσμα όταν στα πλαίσια ενός έργου ή προγράμματος περιβαλλοντικού σχεδιασμού θα πρέπει να αναλαμβάνεται δράση και να λαμβάνονται αποφάσεις στα πλαίσια μιας αειφόρου προσέγγισης. Τα κριτήρια που επιλέχθηκαν βασίζονται σε ευρήματα που προέκυψαν μετά την ανασκόπηση της σχετικής βιβλιογραφίας αλλά και με βάση την πρακτική εμπειρία που υπάρχει στον ελληνικό χώρο. Στον Πίνακα 12.1 περιγράφονται τα κριτήρια και υποκριτήρια που επιλέχθηκαν για την ανάλυσή μας

Πίνακας 12.1: Κριτήρια και υποκριτήρια που εισέρχονται στο μοντέλο πολυκριτηρίας υποστήριξης απόφασης

Κριτήρια	Υποκριτήρια
Οικονομικά	Σταθμισμένο κόστος παραγωγής ανακτημένου λύματος (σε €m ³ επεξεργασμένου λύματος) ^α Τυχόν οικονομικό όφελος από τη διάθεση του ανακτημένου λύματος (σε €m ³ επεξεργασμένου λύματος)
Κοινωνικά	Αποδοχή αγροτών της χρήσης από μέρους τους ανακτημένου νερού για άρδευση των καλλιεργειών τους ^β Αποδοχή πολιτών της χρήσης αγροτικών προϊόντων που έχουν αρδευτεί με ανακτημένο νερό ^β Αποδοχή πολιτών της χρήσης ανακτημένου νερού για άρδευση χώρων πρασίνου ελεύθερης πρόσβασης (π.χ. πάρκα, γήπεδα γκολφ) ^γ
Περιβαλλοντικά	Απομάκρυνση τοξικότητας από την εκροή Απομάκρυνση χημικών παραμέτρων ενδιαφέροντος από την εκροή Απομάκρυνση μικροβιολογικών παραμέτρων από την εκροή Περιβαλλοντικό όφελος ^δ

^α Αυτό περιλαμβάνει υπολογισμούς που αφορούν το κόστος κατασκευής και λειτουργίας των μονάδων προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης, το κόστος αποθήκευσης και το κόστος διανομής του λύματος (π.χ. περίπτωση αστικής άρδευσης). Υπολογίστηκε σε τιμές παρούσας αξίας και για χρόνο ζωής ίσο με 20 έτη (βλ. Παράγραφο 13.3).

^β Το κριτήριο αυτό αξιολογείται μόνο για την περίπτωση της αγροτικής άρδευσης.

^γ Το κριτήριο αυτό αξιολογείται μόνο για την περίπτωση της αστικής άρδευσης.

^δ Αναφέρεται στο όφελος εξοικονόμησης νερού και αξιολογείται το ίδιο σε όλα τα σεναρία όπου έχουμε διάθεση της επεξεργασμένης εκροής για άρδευση.

Παρατηρώντας τον Πίνακα 12.1, διαπιστώνουμε ότι πρόκειται για κριτήρια και υποκριτήρια που μπορούν να χρησιμοποιηθούν εξίσου για αξιολόγηση της περίπτωσης χρήσης του ανακτημένου λύματος για αγροτική αλλά και για αστική άρδευση. Ωστόσο

κάποια υποκριτήρια (π.χ. κοινωνικά) διαφοροποιούνται μεταξύ των δύο περιπτώσεων. Για το λόγο αυτό επιλέχθηκε να εφαρμοσθούν δύο διαφορετικές πολυκριτήριες αναλύσεις, μια για αγροτική άρδευση και μια για αστική. Στην πρώτη περίπτωση θα αξιολογηθούν ως κοινωνικά κριτήρια τα δύο πρώτα του Πίνακα 12.1, ενώ στη δεύτερη περίπτωση το μόνο κοινωνικό κριτήριο που θα αξιολογηθεί αντίστοιχα είναι το τρίτο.

12.4 Καθορισμός ειδικής βαρύτητας των κριτηρίων και υποκριτηρίων

Για τον καθορισμό της ειδικής βαρύτητας (significance weight) κάθε κριτηρίου και υποκριτηρίου του Πίνακα 12.1 έγινε μια σύντομη διερεύνηση των βασικότερων μεθόδων απόδοσης βαρύτητας που έχουν χρησιμοποιηθεί κατά καιρούς στα πλαίσια εφαρμογής κυρίως των μεθόδων υπεροχής. Στην επόμενη Παράγραφο περιγράφονται σε αδρές γραμμές οι κυριότερες μέθοδοι απόδοσης βαρύτητας που προέκυψαν μέσα από την ανασκόπηση της σχετικής βιβλιογραφίας, ενώ στην Παράγραφο 12.4.2 περιγράφεται πιο λεπτομερώς η τελικώς επιλεγθείσα μέθοδος.

12.4.1 Βασικές μέθοδοι απόδοσης ειδικής βαρύτητας σε κριτήρια που αξιολογούνται με μεθόδους υπεροχής

Για τον καθορισμό της ειδικής βαρύτητας κάθε κριτηρίου που αξιολογείται στα πλαίσια μιας πολυκριτήριας ανάλυσης και κυρίως στα πλαίσια μιας μεθόδου υπεροχής έχουν εφαρμοσθεί κατά καιρούς διάφορες μέθοδοι. Οι μέθοδοι αυτές στηρίζονται ουσιαστικά στην ιδέα της απόδοσης «ψηφών εμπιστοσύνης» σε κάθε κριτήριο από πολλούς και διαφορετικούς ως προς τη φιλοσοφία τους λήπτες απόφασης και συμμετέχοντες, με αποτέλεσμα το σύνολο των συγκεκριμένων ψηφών σε κάθε κριτήριο να μετατρέπεται στη συνέχεια σε νόμμερο που εκφράζει την ειδική βαρύτητα (ειδική σπουδαιότητα) κάθε κριτηρίου (Lahdelma et al., 2000).

Οι κυριότερες μέθοδοι απόδοσης ειδικού βάρους σε κριτήρια που αξιολογούνται με τη χρήση μεθόδων υπεροχής και έχουν εφαρμοσθεί κατά καιρούς περιλαμβάνουν (Rogers and Bruen, 1998): (α) τη μέθοδο των Hokkanen and Salminen (1994), (β) τη μέθοδο του Simos (1990), (γ) τη μέθοδο του Mousseau (1989). Οι δύο πρώτες μέθοδοι είναι απλές στη χρήση τους. Στην πρώτη μέθοδο οι Hokkanen and Salminen (1994) απέδωσαν ειδικά βάρη στα κριτήρια που χρησιμοποίησαν για να επιλέξουν ένα

κατάλληλο σύστημα για την επεξεργασία στερεών αποβλήτων, αποσπώντας απευθείας την προτίμηση της ομάδας των ληπτών απόφασης και των συμμετεχόντων σε κάποια κριτήρια. Συγκεκριμένα ζητήθηκε από την ομάδα των ληπτών απόφασης και των συμμετεχόντων να κατατάξουν σε μια σειρά από το 1 έως το 7 κάθε κριτήριο, όπου το 7 σήμαινε και το πιο σημαντικό κριτήριο. Ακολούθως, κάθε λήπτης απόφασης θα έπρεπε να επιλέξει το λιγότερο σημαντικό κριτήριο και στη συνέχεια να διατυπώσει τη γνώμη του σχετικά με το πόσες φορές πιο σημαντικά είναι τα υπόλοιπα κριτήρια σε σχέση με αυτό. Τέλος, οι δύο τιμές που προέκυπταν κανονικοποιούνταν προκειμένου να έχουμε μια συγκεκριμένη βαρύτητα σε κάθε κριτήριο. Στο σημείο αυτό αξίζει να σημειωθεί ότι στη μέθοδο αυτή, για την απόδοση βαρύτητας σε κάθε κριτήριο, δεν χρησιμοποιήθηκαν οι μέσοι όροι των τιμών που αποδόθηκαν σε κάθε κριτήριο από όλους τους λήπτες απόφασης διότι στην περίπτωση αυτή προέκυπταν σημαντικά σφάλματα. Αντίθετα, κάθε κριτήριο έλαβε την τιμή που αποδόθηκε από τα περισσότερα άτομα στο συγκεκριμένο κριτήριο (Rogers and Bruen, 1998).

Στην ίδια φιλοσοφία με τη μέθοδο των Hokkanen and Salminen (1994) κινήθηκε και η μέθοδος του Simos (1990). Σε αυτή το όνομα κάθε κριτηρίου που αξιολογείται αναγράφεται σε μια κάρτα. Οι κάρτες, στη συνέχεια, δίνονται στην ομάδα των ληπτών απόφασης και των συμμετεχόντων σε τυχαία σειρά. Κάθε λήπτης απόφασης βάζει τις κάρτες σε μια σειρά από τη σπουδαιότερη έως τη λιγότερο σπουδαία. Η διαδικασία αυτή είναι ανάλογη με τη διαδικασία κατάταξης που λαμβάνει χώρα και στην περίπτωση της προηγούμενης μεθόδου. Ωστόσο κατά τη διαδικασία αυτή ο κάθε λήπτης απόφασης μπορεί να βάλει δύο ή περισσότερες κάρτες στην ίδια θέση της σειράς αξιολογώντας κατ' αυτό τον τρόπο ομοίως τα αντίστοιχα κριτήρια. Οι διαφορές στη σπουδαιότητα μεταξύ των διαφόρων κριτηρίων καθορίζονται με τη χρήση λευκών καρτών. Κάθε λήπτης απόφασης έχει στη διάθεσή του μια σειρά από λευκές κάρτες που μπορεί να τοποθετήσει μεταξύ δύο καρτών – κριτηρίων. Όσο περισσότερες είναι οι λευκές κάρτες, τόσο μεγαλύτερη είναι και η διαφορά στη σπουδαιότητα των δύο κριτηρίων. Ωστόσο, σε αντίθεση με τους Hokkanen and Salminen (1994), ο Simos (1990) δεν θεωρεί ότι η σπουδαιότητα κάθε κριτηρίου θα πρέπει να προκύψει ως μέσος όρος των τιμών που δίνουν όλοι οι λήπτες απόφασης ή ως η τιμή που αποδίδεται σε κάθε κριτήριο από τους περισσότερους λήπτες απόφασης. Αντίθετα, θεωρεί ότι όλες οι προτιμήσεις των ληπτών απόφασης θα πρέπει να συλλέγονται και ακολούθως η μικρότερη και η μέγιστη τιμή που αποδίδονται σε κάθε κριτήριο να υποβάλλονται σε

μια ανάλυση ευαισθησίας από την οποία θα προκύπτουν χρήσιμα συμπεράσματα σχετικά με την τιμή που εντέλει θα χρησιμοποιηθεί (Rogers and Bruen, 1998).

Τέλος, η μέθοδος του Mousseau (1989, 1995) θεωρείται ως η πλέον καλώς ορισμένη από μαθηματική άποψη. Στη μέθοδο αυτή τα ειδικά βάρη των κριτηρίων προκύπτουν από την ανάλυση γραμμικών ανισοτήτων. Οι ανισότητες αυτές προκύπτουν από την απόκριση των ληπτών απόφασης σε δυαδικές συγκρίσεις μεταξύ διαφόρων εναλλακτικών σεναρίων τα οποία διαφέρουν το πολύ σε τρία κριτήρια. Όταν οι συγκεκριμένες ανισότητες επιλύονται με μαθηματικό τρόπο, προκύπτουν και οι ειδικότερες σπουδαιότητες κάθε κριτηρίου όχι ως μια συγκεκριμένη τιμή αλλά ως μια ποικιλία τιμών ορισμένη σε μια συγκεκριμένη κλίμακα. Ωστόσο, βασικό μειονέκτημα της συγκεκριμένης μεθόδου αποτελεί το γεγονός ότι είναι πολύ δύσκολη η μαθηματική επίλυση χωρίς τη χρήση εξειδικευμένου λογισμικού (Rogers and Bruen, 1998).

12.4.2 Επιλογή μεθόδου για εφαρμογή στην παρούσα εργασία

Εκτός από τις ανωτέρω βασικές μεθόδους κι άλλες μέθοδοι έχουν αναπτυχθεί για την απόδοση βαρών σε κριτήρια που αξιολογούνται με τη χρήση πολυκριτήριων μεθόδων υπεροχής (Rogers and Bruen, 1998), ωστόσο στην παρούσα εργασία επιλέχθηκε να χρησιμοποιηθεί ένας συνδυασμός των μεθόδων των Hokkanen and Salminen (1994) και του Simos (1990). Η μέθοδος του Simos (1990) μάλιστα έχει χρησιμοποιηθεί σε πολλές εργασίες που έχουν εκπονηθεί για την αξιολόγηση έργων ή προγραμμάτων σε τομείς όπως η βιώσιμη διαχείριση των υδατικών πόρων με επιτυχή αποτελέσματα, μια και επιτρέπει στον λήπτη αποφάσεων (ακόμη κι όταν δεν έχει εμπειρία στη λήψη αποφάσεων) να αναλογιστεί τον τρόπο με τον οποίο θα εκφράσει την ιεράρχηση των διαφόρων κριτηρίων ενός συνόλου F στα πλαίσια ενός συγκεκριμένου προβλήματος (Figueira and Roy, 2002).

Στην παρούσα εργασία επιλέχθηκε να χρησιμοποιηθεί η μέθοδος του Simos (1990), όπως αυτή περιγράφηκε παραπάνω. Το στοιχείο που υιοθετείται από τη μέθοδο των Hokkanen and Salminen (1994) είναι ότι η τιμή που λαμβάνεται προκειμένου να εξαχθούν οι τελικές βαρύτητες των κριτηρίων είναι αυτή που σημειώνεται από τους περισσότερους λήπτες απόφασης ανά κριτήριο.

Προκειμένου να προκύψουν οι τελικές βαρύτητες σε κάθε κριτήριο, ο Simos (1990) προτείνει την εφαρμογή του ακόλουθου αλγορίθμου (Figueira and Roy, 2002): Έστω ότι έχουμε ένα σύνολο κριτηρίων F με 12 συνολικά κριτήρια: $F =$

$\{a,b,c,d,e,f,g,h,i,k,l\}$ και ως υποθέσουμε ότι ο χρήστης ομαδοποιεί τα κριτήρια σε 6 διαφορετικά υποσύνολα, όπου σε κάθε υποσύνολο περιέχονται κριτήρια της ίδιας σημαντικότητας κατά τον χρήστη. Η ομαδοποίηση γίνεται με τη βοήθεια και των λευκών καρτών. Στο σημείο αυτό αξίζει να σημειωθεί ότι καμία λευκή κάρτα μεταξύ δύο κριτηρίων δεν σημαίνει ότι τα δύο κριτήρια έχουν την ίδια σπουδαιότητα αλλά ότι η διαφορά μεταξύ της σπουδαιότητας μπορεί να οριστεί ως μια μονάδα μέτρησης u . Μία λευκή κάρτα σημαίνει διαφορά $2u$, δύο κάρτες σημαίνει διαφορά $3u$, κ.ο.κ. (βλ. Πίνακα 12.2). Προκειμένου ο Simos (1990) να μετατρέψει τις τάξεις - υποσύνολα σε βάρη, ακολουθεί την παρακάτω διαδικασία:

- Κατάταξη των υποσυνόλων από το λιγότερο σημαντικό στο πιο σημαντικό με τη χρήση και των λευκών καρτών.
- Απόδοση μίας θέσης (βάρους κατά τον Simos) σε κάθε κριτήριο και σε κάθε λευκή κάρτα: η κάρτα με τη μικρότερη κατάταξη παίρνει τη θέση 1, η επόμενη τη θέση 2, κ.ο.κ.
- Προσδιορισμός του μη-κανονικοποιημένου βάρους (μέσο βάρος κατά τον Simos) κάθε υποσυνόλου διαιρώντας το άθροισμα των θέσεων του υποσυνόλου αυτού με το συνολικό αριθμό των κριτηρίων που ανήκουν στο συγκεκριμένο υποσύνολο.
- Προσδιορισμός του κανονικοποιημένου βάρους (σχετικό βάρος κατά τον Simos) κάθε κριτηρίου διαιρώντας το μη κανονικοποιημένο βάρος του υποσυνόλου με το συνολικό άθροισμα των θέσεων των κριτηρίων (χωρίς να ληφθούν υπόψη οι λευκές κάρτες).

Για την περαιτέρω κατανόηση της διαδικασίας, αναπτύχθηκε ο Πίνακας 12.2, όπου επιλύεται το παραπάνω παράδειγμα.

Πίνακας 12.2: Καθορισμός ειδικών βαρών κριτηρίων σύμφωνα με τη μέθοδο του Simos (1990)

Υποσύνολα κριτηρίων	Αριθμός καρτών σε κάθε υποσύνολο	Θέσεις	Μη κανονικοποιημένα βάρη	Κανονικοποιημένα βάρη	Σύνολο
{c, g, l}	3	1,2,3	$\frac{1+2+3}{3} = 2$	$2/86*100 \approx 2.326 \rightarrow 2$	$3*2=6$
{d}	1	4	4	$4/86*100 \approx 4.651 \rightarrow 5$	$1*5=5$
Λευκή κάρτα	1	(5)
{b, f, i, j}	4	6,7,8,9	$\frac{6+7+8+9}{4} = 7.5$	$7.5/86*100 \approx 8.721 \rightarrow 9$	$4*9=36$
{e}	1	10	10	$10/86*100 \approx 11.628 \rightarrow 12$	$1*12=12$
{a, h}	2	11,12	$\frac{11+12}{2} = 11.5$	$11.5/86*100 \approx 13.372 \rightarrow 13$	$2*13=26$
{k}	1	13	13	$13/86*100 \approx 15.116 \rightarrow 15$	$1*15=15$
Άθροισμα	13	86 ^a	100

^a Το άθροισμα δεν περιλαμβάνει τις τιμές που είναι σε παρένθεση

Πηγή: Figueira and Roy, 2002

Όπως παρατηρούμε, η μέθοδος του Simos (1990) παρουσιάζει πολλά πλεονεκτήματα, μια και δεν επιτρέπει την αντιστάθμιση μεταξύ των κριτηρίων με την είσοδο και τον συνυπολογισμό και των λευκών καρτών. Επίσης είναι σχετικά εύκολη στη χρήση της και μπορεί να παράξει καλώς καθορισμένες τιμές ως ειδικά βάρη των διαφόρων κριτηρίων. Ωστόσο παρουσιάζει και ορισμένα μειονεκτήματα. Τα σημαντικότερα από αυτά περιλαμβάνουν την έλλειψη στιβαρού μαθηματικού υποδείγματος στο οποίο να στηρίζεται, αλλά κυρίως την ελλειμματική επεξεργασία και απόδοση βαρών σε κριτήρια με την ίδια σπουδαιότητα. Στην προσπάθειά τους να αντιμετωπίσουν κυρίως το πρόβλημα των διαφορών στη σπουδαιότητα των διαφόρων κριτηρίων και το πώς αυτές ορίζονται, οι Figueira and Roy (2002) πρότειναν μια αναθεωρημένη μορφή της μεθόδου του Simos (1990). Στη νέα αυτή μορφή οι διαφορές στη σπουδαιότητα μεταξύ των διαφόρων κριτηρίων υπολογίζονται προσθετικά από το λιγότερο σπουδαίο κριτήριο μέχρι και το πλέον σημαντικό και εν συνεχεία κανονικοποιούνται με βάση τη γενική θεωρία που ανέπτυξε ο Simos (1990).

Στη δική μας περίπτωση η μέθοδος του Simos (1990) στη γενική της μορφή εφορμόσθηκε δύο φορές. Η πρώτη περιελάμβανε την απόδοση σπουδαιότητας σε καθένα από τα κριτήρια και η δεύτερη την απόδοση σπουδαιότητας σε καθένα από τα

υποκριτήρια του Πίνακα 12.1. Στη συνέχεια οι δύο τιμές ανά αντίστοιχο κριτήριο και υποκριτήριο πολλαπλασιάστηκαν προκειμένου να προκύψει η ειδική βαρύτητα κάθε υποκριτηρίου ως τιμή % (κανονικοποίηση). Η όλη διαδικασία επαναλήφθηκε δύο φορές, μία φορά για την περίπτωση αξιολόγησης της αγροτικής άρδευσης και μια φορά για την αντίστοιχη της αστικής άρδευσης.

12.5 Επιλογή ομάδας ληπτών απόφασης και συμμετεχόντων

Η διεργασία της ανακύκλωσης και επαναχρησιμοποίησης του νερού είναι μια διαδικασία που από τη φύση της είναι πολυσυμμετοχική, μια και είναι δυνατό τόσο να επηρεάζει διάφορες ομάδες του πληθυσμού όσο και να απαιτεί τη συνεργασία πολλών και διαφορετικών υπηρεσιακών και πολιτικών παραγόντων (qualified authorities) προκειμένου να τεθεί σε λειτουργία ένα τέτοιο πρόγραμμα επαναχρησιμοποίησης. Ο Salgot (2008) στο άρθρο του σχετικά με τους περιορισμούς και τις δυσκολίες εδραίωσης της επαναχρησιμοποίησης λυμάτων για ωφέλιμους σκοπούς στις χώρες της Ευρώπης αναγνωρίζει πολλές και διαφορετικές ομάδες ατόμων που εμπλέκονται λίγο έως πολύ σε μια διαδικασία ανάκτησης και επαναχρησιμοποίησης λυμάτων και θα μπορούσαν να αποτελούν εν δυνάμει την ομάδα των ληπτών απόφασης και των συμμετεχόντων σε μια διαδικασία επιλογής ενός εναλλακτικού σεναρίου στα πλαίσια ενός προγράμματος ανακύκλωσης του νερού. Οι ομάδες αυτές περιλαμβάνουν τους αρμόδιους πολιτικούς που παίρνουν τις τελικές αποφάσεις, τους υπηρεσιακούς παράγοντες που εμπλέκονται στη διαδικασία (π.χ. παράγοντες που ασχολούνται με τη διαχείριση των υδάτων σε μια περιοχή, παράγοντες που ασχολούνται με τη διαχείριση των υγρών αποβλήτων και παράγοντες από το χώρο της υγείας), τους τελικούς χρήστες του ανακτημένου λύματος (αγρότες, καταναλωτές), τους επιστήμονες και ερευνητές που μπορεί να ασχολούνται με το θέμα της επαναχρησιμοποίησης λυμάτων, καθώς επίσης και άλλους που μπορεί να επηρεάζονται έμμεσα από την ανάκτηση των λυμάτων (π.χ. κοινωνίες που ζουν σε κοντινές περιοχές από εκεί όπου εφαρμόζεται η άρδευση με ανακτημένα λύματα, κλπ.).

Στην παρούσα εργασία έγινε προσπάθεια να επιλεγεί ως συμμετέχων στην όλη διαδικασία λήψης απόφασης τουλάχιστον ένα άτομο από τις ομάδες που περιγράφηκαν μόλις πιο πάνω. Αυτό κατέστη εφικτό για όλες τις ομάδες, εκτός αυτής των πολιτικών που λαμβάνουν τις τελικές αποφάσεις. Η ομάδα αυτή είναι από τις πλέον σημαντικές,

ωστόσο επειδή το θέμα της ανάκτησης και επαναχρησιμοποίησης των λυμάτων απαιτεί αποφάσεις που λαμβάνονται σε κεντρική κλίμακα και σε ανώτερα κλιμάκια (π.χ. Υπουργός, Υφυπουργός ΠΕΧΩΔΕ), η λήψη της γνώμης τέτοιων ατόμων ήταν αρκετά δύσκολο να επιτευχθεί. Στον Πίνακα 12.3 παρουσιάζεται η σύνθεση της ομάδας των ατόμων με την οποία συζητήθηκαν διάφορα θέματα και κυρίως της οποίας ζητήθηκε η γνώμη προκειμένου να αξιολογήσουν, μέσω απόδοσης ειδικής βαρύτητας, τα κριτήρια που διαμορφώθηκαν και θα χρησιμοποιηθούν στη συνέχεια για αξιολόγηση των σεναρίων που περιγράφηκαν στην Παράγραφο 12.2. Ο συνολικός αριθμός των ατόμων που τελικά μετείχαν στην όλη διαδικασία θεωρείται ικανοποιητικός, εάν ληφθεί υπόψη το γεγονός της δυσκολίας της μοντελοποίησης προτιμήσεων, όπως αναλυτικά εκτέθηκε στην Παράγραφο 12.4 και στο Κεφάλαιο 11. Άλλωστε η σχετική ανασκόπηση βιβλιογραφίας έδειξε ότι στις περισσότερες περιπτώσεις εφαρμογής ανάλογων αναλύσεων ο αντίστοιχος αριθμός κυμαίνεται από 1-6 (Ganoulis, 2003, Jaber and Mohsen, 2001, Πολατίδης, 2003, Τέγου, 2004, Srdjevic, 2007). Εξάλλου σύμφωνα με τους Georgoroulou et al. (1997) έμφαση πρέπει να δίνεται κυρίως στη σύνθεση της ομάδας των συμμετεχόντων, έτσι ώστε να εξασφαλίζεται πολυφωνία απόψεων, κι όχι τόσο στο πλήθος της.

Πίνακας 12.3: Καθορισμός ομάδας συμμετεχόντων στη διαδικασία λήψης απόφασης για την αξιολόγηση της επαναχρησιμοποίησης λυμάτων για λόγους άρδευσης

Ομάδα συμμετεχόντων	Αριθμός ατόμων που συμμετείχαν στη διαδικασία
Υπηρεσιακοί παράγοντες από τον τομέα της διαχείρισης υδάτων	1
Υπηρεσιακοί παράγοντες από τον τομέα της διαχείρισης των λυμάτων	1
Επιστημονική – Ερευνητική κοινότητα	2
Αγρότες	1
Πολίτες - Καταναλωτές	1
Σύνολο	6

Οι λήπτες απόφασης αξιολόγησαν με διαφορετικό τρόπο τα κριτήρια του Πίνακα 12.1, ανάλογα και με την προέλευσή τους. Για παράδειγμα ο υπηρεσιακός παράγων από τον τομέα της διαχείρισης των υδάτων έδωσε μεγάλη έμφαση στα περιβαλλοντικά ζητήματα και περιορισμούς της χρήσης τέτοιου είδους υδατικού πόρου, ενώ αντίστοιχα ο παράγων από τον τομέα διαχείρισης των λυμάτων θεώρησε σημαντικούς και τους οικονομικούς περιορισμούς εκτός από τους περιβαλλοντικούς.

Ωστόσο τα περισσότερα άτομα από την ομάδα των συμμετεχόντων συμφώνησαν ότι τα περιβαλλοντικά κριτήρια είναι τα πιο σπουδαία και αυτά στα οποία θα πρέπει να δοθεί η δέουσα προσοχή, ακόμη και με σημαντικό οικονομικό κόστος, αν επεξεργασμένο λύμα πρόκειται να χρησιμοποιηθεί για ωφέλιμες χρήσεις. Οι βαρύτητες που αποδόθηκαν μετά την εφαρμογή των μεθόδων που περιγράφηκαν στην Παράγραφο 12.4 ήταν κατά σειρά σπουδαιότητας: (α) περιβαλλοντικά κριτήρια 50%, (β) οικονομικά κριτήρια 25% και (γ) κοινωνικά κριτήρια 25%. Η ειδικότερη αξιολόγηση του κάθε υποκριτηρίου φαίνεται στους Πίνακες 14.1 και 14.2, όπου και απεικονίζεται το πώς αξιολογήθηκε (μέσω βαθμολογίας) το κάθε σενάριο σε κάθε υποκριτήριο.

12.6 Επιλογή μεθόδου πολυκριτήριας ανάλυσης για εφαρμογή στην παρούσα εργασία

Όπως αναλυτικά περιγράφηκε στην Παράγραφο 11.10, οι μέθοδοι υπεροχής και κυρίως οι ELECTRE και PROMETHEE παρουσιάζουν και τα περισσότερα πλεονεκτήματα για εφαρμογή στην παρούσα εργασία. Βασικό μειονέκτημα των μεθόδων ELECTRE, έναντι των PROMETHEE, αποτελεί η χρήση των ψευδοκριτηρίων (τιμές καταφλίου), η οποία μπορεί να οδηγήσει στην ύπαρξη αρκετών φαινομένων ασυγκρισιμότητας με αποτέλεσμα να μην οδηγούμαστε σε πλήρη κατάταξη των υπό αξιολόγηση εναλλακτικών σεναρίων. Η ασυγκρισιμότητα, ωστόσο, όπως αναφέρθηκε και στο Κεφάλαιο 11, μπορεί να θεωρηθεί και πλεονεκτική μια και θα μπορούσε να ισχυριστεί κανείς ότι αντανάκλα τις καταστάσεις προτίμησης στις οποίες ο λήπτης απόφασης δεν μπορεί να δηλώσει προτίμηση. Ωστόσο και επειδή βασική επιδίωξη της παρούσας εργασίας δεν αποτέλεσε η επιλογή του βέλτιστου εναλλακτικού σεναρίου αλλά η πλήρης κατάταξη όλων των σεναρίων, κατάσταση η οποία παρέχει και τη δυνατότητα αναπροσαρμογής των δεδομένων, προτιμήθηκε η χρήση μιας μεθόδου PROMETHEE έναντι μιας ELECTRE.

Από τις μεθόδους PROMETHEE, επιλέχθηκε να εφαρμοσθεί η μέθοδος PROMETHEE II. Πρόκειται για μέθοδο η οποία είναι ευρέως χρησιμοποιούμενη τα τελευταία χρόνια σε προβλήματα λήψης απόφασης στον τομέα της διαχείρισης υδάτων και υγρών αποβλήτων (βλ. Παράγραφο 11.9). Επίσης έχει τη δυνατότητα να οδηγεί σε πλήρη κατάταξη των εναλλακτικών επιλογών, σε αντίθεση πάντα με την PROMETHEE

I, η οποία συνήθως οδηγεί σε μερική κατάταξη. Στη συνέχεια περιγράφεται λεπτομερώς η μέθοδος PROMETHEE II.

12.6.1 Περιγραφή μεθόδου PROMETHEE II

Σε γενικές γραμμές, η επίλυση κάθε μεθόδου PROMETHEE γίνεται ως εξής:

Έστω ότι πρέπει να επιλυθεί το πολυκριτήριο πρόβλημα του τύπου:

$$\max \{g_1(a), g_2(a), \dots, g_k(a) \mid a \in A\} \quad (12.1)$$

όπου

A : ένα πεπερασμένο σύνολο εναλλακτικών δράσεων,

g_i : τα κριτήρια που πρέπει να αξιολογηθούν, $i = 1, 2, \dots, k$,

$g_i(a)$: η εκτίμηση αξιολόγησης της δράσης a ως προς το συγκεκριμένο κριτήριο (δηλαδή η τιμή του κριτηρίου i για την ενέργεια a), $i = 1, 2, \dots, k$.

Σύμφωνα με τις μεθόδους PROMETHEE, η επίλυση του παραπάνω πολυκριτηρίου προβλήματος απαιτεί δύο στάδια (Βασίλογλου, 2000):

- Ανάπτυξη μιας σχέσης υπεροχής στο σύνολο A των εναλλακτικών λύσεων.
- Εκμετάλλευση της σχέσης αυτής για την επίλυση του προβλήματος.

Ειδικότερα, ορίζεται μια νέα συνάρτηση, η συνάρτηση προτίμησης $P: [P: A \times A \rightarrow (0, 1)]$, η οποία εκφράζει το αποτέλεσμα της σύγκρισης δύο εναλλακτικών δράσεων $a, b \in A$, δηλαδή την ένταση της προτίμησης του λήπτη απόφασης για την εναλλακτική a ως προς την εναλλακτική b . Για την συνάρτηση προτίμησης P ισχύει (Brans et al, 1986):

- $P(a, b) = 0 \Rightarrow$ Υπάρχει αδιαφορία μεταξύ των δράσεων a και b .
- $P(a, b) \sim 0 \Rightarrow$ Υπάρχει ελαφρά προτίμηση της a από την b .
- $P(a, b) \sim 1 \Rightarrow$ Υπάρχει ισχυρή προτίμηση της a από την b .
- $P(a, b) = 1 \Rightarrow$ Υπάρχει σαφής προτίμηση της a από την b .

Συγκεκριμένα, η συνάρτηση προτίμησης P είναι μια συνάρτηση της διαφοράς των αποδόσεων των δύο εναλλακτικών δράσεων, δηλαδή: $P(a, b) = P[g(a) - g(b)]$. Επομένως, η συνάρτηση προτίμησης P είναι μια αύξουσα συνάρτηση της διαφοράς $d = g(a) - g(b)$, η οποία παίρνει την τιμή μηδέν (0) για όλες τις αρνητικές τιμές του d . Προκειμένου η συνάρτηση προτίμησης να λαμβάνει υπόψη της και την υπεροχή της

εναλλακτικής ενέργειας b ως προς την εναλλακτική ενέργεια a , ορίζεται μια νέα συνάρτηση H ως εξής:

$$H(d) = \begin{cases} P(a,b), d \geq 0 \\ P(b,a), d \leq 0 \end{cases} \quad (12.2)$$

δηλαδή όταν η διαφορά d παίρνει θετικές τιμές, τότε η συνάρτηση $H(d)$ δείχνει την ένταση της προτίμησης της εναλλακτικής δράσης a ως προς την b , ενώ όταν η διαφορά d είναι αρνητική, η συνάρτηση $H(d)$ δείχνει την ένταση της προτίμησης της εναλλακτικής ενέργειας b ως προς την a (Brans et al., 1986). Για τον σαφή καθορισμό της μορφής της συνάρτησης προτίμησης P χρησιμοποιείται ένα από τα έξι γενικευμένα κριτήρια του Σχήματος 11.7. Στην παρούσα διατριβή χρησιμοποιήθηκε το 1^ο για λόγους ευκολίας χρήσης, καθώς και για το λόγο ότι η χρήση τιμών κατωφλίου αναπόφευκτα θα οδηγούσε σε ασυγκρισιμότητα, γεγονός μη επιθυμητό.

Στη συνέχεια και αφού ο λήπτης απόφασης καθορίσει για κάθε κριτήριο εκτίμησης τον τρόπο με τον οποίο θα εκφράζει τις προτιμήσεις του (μέσω ενός από τα παραπάνω γενικευμένα κριτήρια), θα πρέπει να καθορίσει για κάθε κριτήριο g_i και ένα βάρος π_i , το οποίο θα δείχνει τη σχετική σημασία του κριτηρίου αυτού. Με βάση τα στοιχεία αυτά προσδιορίζεται ένας δείκτης προτίμησης Π ως ο σταθμισμένος μέσος των συναρτήσεων προτίμησης P_i δηλαδή:

$$\Pi(a,b) = \frac{\sum_{i=1}^k \pi_i P_i(a,b)}{\sum_{i=1}^k \pi_i} \quad (12.3)$$

Ο δείκτης προτίμησης Π αναπαριστά την ένταση της προτίμησης του λήπτη απόφασης για μια εναλλακτική δράση a ως προς μια εναλλακτική b , όταν εξετάζονται ταυτόχρονα όλα τα κριτήρια. Ο δείκτης προτίμησης μεταβάλλεται μεταξύ των τιμών 0 και 1 [$\Pi_i \in (0,1)$] και ισχύει:

- $\Pi(a,b) \approx 0 \Rightarrow$ υπάρχει ελαφρά προτίμηση της δράσης a ως προς τη δράση b , εξετάζοντας όλα τα κριτήρια.
- $\Pi(a,b) \approx 1 \Rightarrow$ υπάρχει ισχυρή προτίμηση της δράσης a ως προς τη δράση b , εξετάζοντας όλα τα κριτήρια.

Για την κατάταξη των εναλλακτικών δράσεων ορίζονται δύο ροές (Βασίλογλου, 2000):

- η ροή εισόδου ή εισερχόμενη ροή.
- η ροή εξόδου ή εξερχόμενη ροή.

Για μια εναλλακτική δράση a η ροή εισόδου και η ροή εξόδου υπολογίζονται από τις σχέσεις:

$$\text{Ροή Εισόδου: } \phi^-(a) = \sum_{x \in K} \Pi(x, a) \quad (12.4)$$

$$\text{Ροή Εξόδου: } \phi^+(a) = \sum_{x \in K} \Pi(a, x) \quad (12.5)$$

Η ροή εξόδου δείχνει την υπεροχή της εναλλακτικής δράσης a ως προς όλες τις υπόλοιπες εναλλακτικές δράσεις σε όλα τα κριτήρια, ενώ η ροή εισόδου αναπαριστά την υπεροχή όλων των υπολοίπων εναλλακτικών δράσεων ως προς τη δράση a . Είναι φυσικό ότι όσο μεγαλύτερη είναι η ροή εισόδου μιας δράσης a , τόσο χειρότερη θεωρείται. Για τον υπολογισμό τώρα τις καθαρής ροής σε ένα κόμβο αφαιρούμε από τη ροή εξόδου τη ροή εισόδου, δηλαδή:

$$\varphi(a) = \phi^+(a) - \phi^-(a) \quad (12.6)$$

Χρησιμοποιώντας τις καθарές ροές της μεθόδου PROMETHEE II μπορούμε να επιτύχουμε μια κατάταξη των εναλλακτικών δράσεων του συνόλου A ως εξής: $a S b \Leftrightarrow \varphi(a) > \varphi(b)$.

Η εφαρμογή της μεθόδου πολυκριτήριας ανάλυσης που επιλέχθηκε τελικώς θα γίνει στο Κεφάλαιο 14. Στο επόμενο Κεφάλαιο περιγράφονται ορισμένες έρευνες πεδίου και πειράματα που πραγματοποιήθηκαν κατά τη διάρκεια της διατριβής προκειμένου να αξιολογηθούν τα διάφορα κριτήρια του Πίνακα 12.1 ως προς την απόδοσή τους στα διάφορα εναλλακτικά σενάρια. Τα βασικότερα αποτελέσματα των ερευνών πεδίου και των πειραμάτων χρησιμοποιήθηκαν μαζί με αντίστοιχα βιβλιογραφικά δεδομένα προκειμένου να κατασκευαστεί ο πίνακας αξιολόγησης των εναλλακτικών ως προς τα κριτήριά μας (performance table), ο οποίος περιγράφεται στο Κεφάλαιο 14.

13. ΠΕΡΙΓΡΑΦΗ ΤΩΝ ΕΡΕΥΝΩΝ ΠΕΔΙΟΥ ΚΑΙ ΤΩΝ ΠΕΙΡΑΜΑΤΩΝ

13.1 Γενικά

Προκειμένου να αξιολογηθούν τα προτεινόμενα κριτήρια του Πίνακα 12.1 ως προς τα εξεταζόμενα εναλλακτικά σενάρια πραγματοποιήθηκαν ορισμένες έρευνες πεδίου και πειράματα τα οποία είχαν ως στόχο να αποκτηθούν στοιχεία σχετικά με τις οικονομικές, κοινωνικές και περιβαλλοντικές παραμέτρους που επηρεάζουν την επαναχρησιμοποίηση λυμάτων. Οι εν λόγω έρευνες πεδίου αλλά και τα πειράματα έλαβαν χώρα κυρίως στην περιοχή της Θεσσαλίας. Ο λόγος που επιλέχθηκε η Θεσσαλία για την έρευνά μας σχετίζεται αφενός με την εγγύτητα και την εύκολη πρόσβαση σε δεδομένα αλλά κυρίως με το γεγονός ότι πρόκειται για την Περιφέρεια που εμφανίζει το μεγαλύτερο δείκτη κατανάλωσης νερού για αγροτική άρδευση (βλ. Σχήμα 8.3), ενώ ταυτόχρονα χαρακτηρίζεται από σημαντικά ελλείμματα σε υδατικούς πόρους, κυρίως κατά τους θερινούς μήνες. Επομένως η εξεύρεση εναλλακτικών υδατικών πόρων αποτελεί μια επιλογή που θα πρέπει να εξεταστεί με μεγάλη προσοχή στη συγκεκριμένη Περιφέρεια.

Στις Παραγράφους που ακολουθούν γίνεται αρχικά μια αναφορά στην περιοχή της Θεσσαλίας και τα προβλήματα έλλειψης υδατικών πόρων που αυτή αντιμετωπίζει, ενώ στη συνέχεια περιγράφονται τα βασικότερα ευρήματα από τις έρευνες πεδίου και την εφαρμογή πειραμάτων.

13.2 Το υδατικό πρόβλημα της Περιφέρειας Θεσσαλίας

13.2.1 Γενικά στοιχεία

Η Περιφέρεια Θεσσαλίας καταλαμβάνει το κεντρικό – ανατολικό τμήμα του ηπειρωτικού κορμού της Ελλάδας. Αποτελείται από τους Νομούς Καρδίτσας, Λάρισας, Μαγνησίας και Τρικάλων και καταλαμβάνει συνολική έκταση ίση με 14036 km² (10.6% της συνολικής έκτασης της χώρας). Ο πληθυσμός της Περιφέρειας Θεσσαλίας ανέρχεται σε 754393 κατοίκους για το 2001, ποσοστό 6.9% του συνόλου της χώρας. Το

κατά κεφαλήν Ακαθάριστο Εγχώριο Προϊόν (ΑΕΠ) που παράγεται στην Περιφέρεια είναι χαμηλότερο του αντίστοιχου μέσου κατά κεφαλήν ΑΕΠ της χώρας. Η Περιφέρεια Θεσσαλίας παράγει το 6.6% του συνολικού Ακαθάριστου Εγχώριου Προϊόντος της χώρας. Στον πρωτογενή τομέα παράγεται το 35.5%, στο δευτερογενή το 22.4% και στον τριτογενή τομέα το 43.1% του περιφερειακού Ακαθάριστου Εγχώριου Προϊόντος. Τα αντίστοιχα ποσοστά για τη χώρα είναι 15% για τον πρωτογενή τομέα, 25% για τον δευτερογενή και 60% για τον τριτογενή. Όσον αφορά την απασχόληση, το 38.7% των απασχολουμένων εργάζεται στον πρωτογενή τομέα, το 17.4% στο δευτερογενή τομέα και το 43.9% στον τριτογενή τομέα, ενώ τα αντίστοιχα εθνικά ποσοστά είναι 19.8%, 22.5% και 57.7% (έτος αναφοράς 1997). Μάλιστα, κατά την περίοδο 1993-1997 διαφάνηκε μια σαφής τάση ενίσχυσης του τριτογενούς τομέα και μείωσης του δευτερογενούς, ενώ ο πρωτογενής τομέας παρέμενε σταθερός (Περιφέρεια Θεσσαλίας, 2003).

Από τα ανωτέρω στατιστικά στοιχεία διαφαίνεται ότι ο πρωτογενής τομέας είναι ιδιαίτερα σημαντικός για τις οικονομικές εξελίξεις στην Περιφέρεια Θεσσαλίας τόσο από άποψη συμμετοχής στο ΑΕΠ και την απασχόληση, όσο και επειδή παρέχει πρώτες ύλες σε σημαντικό μέρος της μεταποίησης. Στα συγκριτικά πλεονεκτήματα που επέτρεψαν την ανάπτυξη του συγκεκριμένου τομέα της οικονομίας συγκαταλέγονται ο Θεσσαλικός κάμπος (μεγαλύτερη πεδιάδα της χώρας) και η προσαρμοστικότητα των παραγωγών στις νέες εξελίξεις της τεχνολογίας και της αγοράς. Όσον αφορά τους διαρθρωτικούς τομείς του πρωτογενούς τομέα, η γεωργία φαίνεται να παίζει τον πλέον σημαίνοντα ρόλο μια και συνεισφέρει κατά 66% στο εισόδημα που προέρχεται από τον πρωτογενή τομέα. Οι κοινοτικές επιδοτήσεις και η άμεση στήριξη της παραγωγής συγκεκριμένων προϊόντων τα τελευταία χρόνια επέτρεψαν την άμεση μεγιστοποίηση του γεωργικού εισοδήματος, αλλά όχι και την προσαρμογή στις μέσο- και μακρο-πρόθεσμες προοπτικές της ισορροπίας προσφοράς και ζήτησης (Περιφέρεια Θεσσαλίας, 2003).

13.2.2 Διαθέσιμοι υδατικοί πόροι – Υδατικό ισοζύγιο – Ποιότητα των υδάτων

Το υδατικό διαμέρισμα της Θεσσαλίας συμπίπτει σχεδόν με το αντίστοιχο γεωγραφικό διαμέρισμα, ενώ μικρά μόνο τμήματα του γεωγραφικού διαμερίσματος (κυρίως στα νότια και νοτιοδυτικά) ανήκουν σε γειτονικά υδατικά διαμερίσματα. Η συνολική έκταση του υδατικού διαμερίσματος ισούται με 13377 km² και αποτελείται κυρίως από

τις υδρολογικές λεκάνες του Πηνειού και της Κάρλας και δευτερευόντως από άλλες μικρότερες λεκάνες. Η κύρια υδρολογική λεκάνη είναι αυτή του Πηνειού με έκταση που φτάνει τα 9500 km². Κυριότεροι παραπόταμοι του Πηνειού είναι προς τα νότια ο Ενιπέας, ο Φαρσαλιώτης, ο Σοφαδίτης και ο Καλέντζης, προς τα δυτικά-νοτιοδυτικά ο Πλιούρης (ή Πάμισος), ο Πορταϊκός και το Μουργκάνι και στο βόρειο μέρος ο Ληθαίος, ο Νεοχωρίτης και ο Τιταρήσιος (ΥΠΕΧΩΔΕ, 2008). Οι κύριοι υδατικοί πόροι της Θεσσαλίας προέρχονται από τον Πηνειό ποταμό και τους παραποτάμους του, τα νερά του Ταυρωπού και τους υπόγειους υδροφορείς (Γκούμας, 2006).

Οι ανάγκες σε νερό για όλες τις χρήσεις δεν καλύπτονται από τους διαθέσιμους υδατικούς πόρους και το υδατικό ισοζύγιο είναι ελλειμματικό. Σύμφωνα μάλιστα με στοιχεία του ΥΠΕΧΩΔΕ, το υδατικό διαμέρισμα Θεσσαλίας είναι το πιο ελλειμματικό του ελληνικού χώρου, καθώς εμφανίζει τη μεγαλύτερη διαφορά μεταξύ προσφοράς και ζήτησης (114 Mm³) το μήνα αιχμής που είναι ο Ιούλιος (ΥΠΕΧΩΔΕ, 2008). Στο μεγαλύτερο μέρος της Θεσσαλίας η υετόπτωση ανέρχεται σε ετήσια βάση σε 500-750 mm, ενώ στην κεντρική Θεσσαλία - στην περιοχή γύρω από τη Λάρισα και στην λεκάνη της Κάρλας - η μέση ετήσια υετόπτωση κυμαίνεται από 250 έως 500 mm, γεγονός που επιδρά καθοριστικά στη δημιουργία σημαντικού ελλείμματος νερού που πρέπει άμεσα να καλυφθεί (Γκούμας, 2006).

Η δυνατότητα απόληψης επιφανειακών νερών στην περιοχή της Θεσσαλίας από ήδη υλοποιηθέντα ή σχεδιασμένα να κατασκευαστούν φράγματα ή ταμιευτήρες ανέρχεται συνολικά σε 831 Mm³/έτος. Ωστόσο και προκειμένου να μη διαταραχθούν τα υπόγεια νερά κατάντη των φραγμάτων και των ταμιευτήρων, θα πρέπει η ανωτέρω ποσότητα να μειωθεί σε 623 Mm³. Αντίστοιχα, το πρακτικά εκμεταλλεύσιμο υπόγειο υδατικό δυναμικό ανέρχεται σε 394 Mm³/έτος. Αντίθετα, οι ετήσιες ανάγκες σε νερό στη Θεσσαλία υπολογίζονται για το άμεσο μέλλον περίπου σε 1836 Mm³, από τα οποία τα 1600 Mm³ θα καταναλωθούν στη γεωργία (Γκούμας, 2006). Την ίδια εκτίμηση για την κατανάλωση νερού στη γεωργία κάνει και η Διαχειριστική Μελέτη των Υδρολογικών Λεκανών Πηνειού και Αχελώου που εκπονήθηκε από το ΥΠΕΧΩΔΕ (ΥΠΕΧΩΔΕ, 2006). Η έκταση που πρέπει να αρδευθεί στη Θεσσαλική πεδιάδα ανέρχεται συνολικά σε 2400000 στρ. Από την άλλη πλευρά, οι εκτιμήσεις που υπάρχουν και για το πιο μακρινό μέλλον δεν είναι ιδιαίτερα ευόιωνες, μια και εκτιμάται ότι οι αρδεύσεις στον κάμπο της Θεσσαλίας θα συνεχιστούν ανεξάρτητα από τις όποιες πολιτικές επιδοτήσεων ή αναδιαρθρώσεων επιβάλλει η Ευρωπαϊκή Ένωση. Η πρόβλεψη μάλιστα σχετικά με τη βαμβακοκαλλιέργεια είναι ότι θα παραμείνει ως

επικρατέστερη στη Θεσσαλία. Αλλά ακόμη κι αν αντικατασταθεί ως ένα βαθμό με άλλες, όπως τα κτηνοτροφικά φυτά, τα ενεργειακά ή τα κηπευτικά, δεν θα είναι δυνατή η εξοικονόμηση σημαντικών ποσοτήτων νερού, μια και ορισμένες από τις καλλιέργειες αυτές είναι εξίσου ή και περισσότερο υδροβόρες από το βαμβάκι, όπως για παράδειγμα το καλαμπόκι και η μηδική (Γκούμας, 2006).

Από τα παραπάνω φαίνεται ότι η Θεσσαλία θα αντιμετωπίσει στο άμεσο μέλλον ένα έλλειμμα της τάξης των 800 Mm³ περίπου, το οποίο σχεδιάζεται εν μέρει να καλυφθεί από το νερό της εκτροπής του άνω ρου του Αχελώου. Οι προτεινόμενες χρήσεις του νερού του Αχελώου αφορούν την ενίσχυση της άρδευσης περιοχών του υδατικού διαμερίσματος Θεσσαλίας και την υποκατάσταση υπογείων υδάτων, που αντλούνται μέσω γεωτρήσεων, με επιφανειακά νερά προερχόμενα από τον Αχελώο. Η προβλεπόμενη ποσότητα αφορά την εκτροπή 600 Mm³/έτος. Το υπόλοιπο της απαιτούμενης ποσότητας νερού (~200 Mm³/έτος) σχεδιάζεται να καλυφθεί από νέα έργα ταμίευσης, ενώ ταυτόχρονα υπάρχει και η πρόβλεψη για μείωση των αρδευόμενων καλλιεργειών κατά 800000 στρ. περίπου προκειμένου να βελτιωθεί η κατάσταση που αφορά την υπεράντληση νερών από τον υπόγειο υδροφόρο (ΥΠΕΧΩΔΕ, 2006).

Στο υδατικό διαμέρισμα της Θεσσαλίας ωστόσο, εκτός από ποσοτικό υπάρχει και σημαντικό ποιοτικό πρόβλημα όσον αφορά τους υδατικούς της πόρους. Σύμφωνα με σχετικές μετρήσεις ο Πηνειός ποταμός παρουσιάζει σημαντικές συγκεντρώσεις νιτρικών, οι οποίες πολλές φορές ξεπερνούν το συνιστώμενο όριο των 50 mg/L. Επίσης, ο Πηνειός ποταμός παρουσιάζει αξιολογες συγκεντρώσεις επιλεγμένων μετάλλων, όπως το χρώμιο, το νικέλιο και ο χαλκός. Σε ό,τι αφορά τα υπόλοιπα ποιοτικά χαρακτηριστικά του, αυτά φαίνεται να μη δημιουργούν ιδιαίτερα προβλήματα. Αντίστοιχα, τα υπόγεια νερά εμφανίζουν σημαντικά ποιοτικά προβλήματα από άποψη κυρίως περιεκτικότητας σε νιτρικά και αμμωνιακά ιόντα. Επίσης, τα τελευταία χρόνια και σε ορισμένες περιοχές εμφανίζονται υψηλές τιμές αγωγιμότητας των υπογείων υδάτων με αποτέλεσμα αυτά να καθίστανται ακατάλληλα για άρδευση (ΥΠΕΧΩΔΕ, 2008). Το πρόβλημα της αγωγιμότητας πιθανότατα οφείλεται στο φαινόμενο της υφαλμύρωσης που είναι πλέον συνηθισμένο σε πολλές περιοχές στη Θεσσαλία και προέρχεται από την ταχύτατη πτώση του υδροφόρου ορίζοντα λόγω υπεράντλησης του νερού. Υπολογίζεται ότι σχεδόν σε όλες τις περιοχές της Θεσσαλίας (εκτός αυτής των Τρικάλων-Καλαμπάκας) αντλήθηκαν και εξακολουθούν να αντλούνται ετησίως από τους υπόγειους υδροφορείς ποσότητες νερού πολύ μεγαλύτερες από εκείνες που μπορούν να ανανεωθούν με φυσικό τρόπο μέσα στο έτος. Μάλιστα, σε ορισμένες

περιοχές που βρίσκονται στον άξονα Φαρσάλων – Λάρισας η πτώση της στάθμης τα τελευταία 30 έτη έφτασε τα 100 m (Γκούμας, 2006). Το φαινόμενο αυτό έχει επιπτώσεις εκτός της ποιότητας του νερού και στη δημιουργία ασταθών καταστάσεων του εδάφους (καθιζήσεις, ρωγμές) και οι οποίες είναι πολύ συχνές τα τελευταία χρόνια στη Θεσσαλία.

Λαμβάνοντας λοιπόν υπόψη αφενός το γεγονός της ποσοτικής ανεπάρκειας των υδατικών πόρων στη Θεσσαλία (ακόμη και μετά την εκτροπή του Αχελώου) σε συνδυασμό με το γεγονός της ποιοτικής υποβάθμισης σημαντικού μέρους αυτών, προκύπτει ως βασικό συμπέρασμα το γεγονός ότι οι εκμεταλλεύσιμοι υδατικοί πόροι στην περιοχή υστερούν σημαντικά σε σχέση με τις ανάγκες. Αν μάλιστα ληφθεί υπόψη και το γεγονός της ύπαρξης σχετικά υψηλών θερμοκρασιών στη Θεσσαλία τα τελευταία χρόνια, τότε η ανωτέρω υστέρηση γίνεται μεγαλύτερη. Ένα άλλο σημαντικό πρόβλημα σε σχέση με την εκμετάλλευση των υδατικών πόρων στην περιοχή σχετίζεται με τη χωρική ανισοκατανομή μεταξύ της προσφοράς και της ζήτησης. Σχετική έρευνα στην περιοχή έδειξε ότι μεγαλύτερη συγκέντρωση νερού παρατηρείται στις ορεινές υπολεκάνες της δυτικής πλευράς της λεκάνης του Πηνειού (Σαρακίνας, Πύλης, Μουζακίου), ενώ οι μεγαλύτερες ανάγκες εμφανίζονται στις υπολεκάνες του κεντρικού μέρους της λεκάνης του Πηνειού (Πηνειάδας, Λάρισας, Τιταρήσιου, κ.ά.). Επομένως το πρόβλημα για κάποιες περιοχές μπορεί να είναι σημαντικό ακόμη και σε υδρολογικά έτη που παρατηρείται σημαντική υετόπτωση (Loukas et al., 2007). Προτεινόμενες λύσεις για την επίλυση του προβλήματος είναι η αναδιάρθρωση των καλλιεργειών, η μείωση των αρδευόμενων εκτάσεων, η κατασκευή νέων έργων ταμίευσης, η αλλαγή της χρήσης αρδευτικών μεθόδων που έχουν σημαντικές απώλειες (π.χ. καταιονισμός), κ.ά. (ΥΠΕΧΩΔΕ, 2008). Όλα τα μέτρα αυτά είναι σωστά, ωστόσο θα πρέπει να επεκταθούν ώστε να συμπεριλάβουν και την εξέταση της πιθανότητας χρήσης μη συμβατικών υδατικών πόρων στην Περιφέρεια, όπως είναι η αφαλάτωση και η επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων λυμάτων. Στην Παράγραφο που ακολουθεί περιγράφονται βασικά στοιχεία σε ό,τι αφορά την επεξεργασία λυμάτων στη Θεσσαλία προκειμένου να γίνει μια εκτίμηση της ποσοτικής συνεισφοράς που θα μπορούσε να έχει η χρήση ανακτημένου λύματος στην περιοχή.

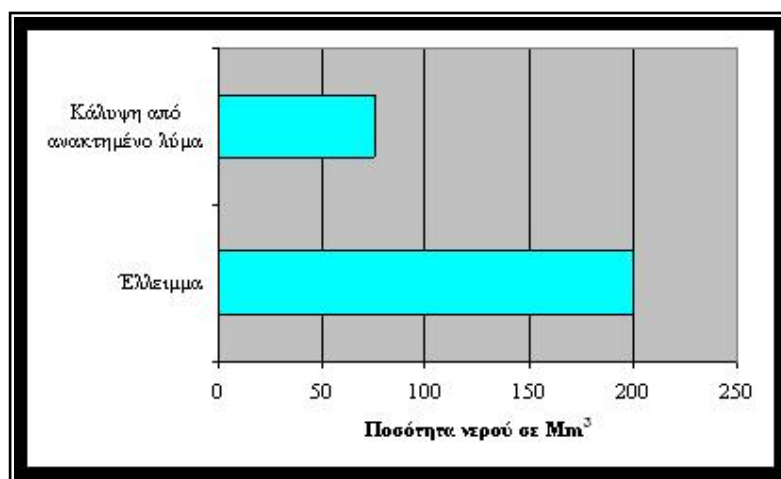
13.2.3 Παραγωγή και επεξεργασία λυμάτων

Στην περιοχή του υδατικού διαμερίσματος Θεσσαλίας λειτουργούν ΕΕΛ που εξυπηρετούν συνολικό πληθυσμό ίσο με 315661 κατοίκους, τιμή που μπορεί να προσαυξάνεται λίγο εξαιτίας της αύξησης του θερινού πληθυσμού σε ορισμένες περιοχές. Οι υφιστάμενες ΕΕΛ στην περιοχή της Θεσσαλίας είναι οι ΕΕΛ Λάρισας, Τυρνάβου, Ελασσόνας, Γιάννουλης, Σαρανταπόρου, Βόλου, Αλμυρού, Σκιάθου, Κουκουναριών Σκιάθου, Αγνώντα Σκοπέλου, Αγ. Θεοδώρων Πετρεού, Καρδίτσας, Τρικάλων, Καλαμπάκας και οικισμού παλλινοστούντων Φαρκαδόνας (Περιφέρεια Θεσσαλίας, 2005). Από τις μονάδες αυτές θεωρείται ότι οι ΕΕΛ που βρίσκονται σε δυσπρόσιτες περιοχές (νησιά, ορεινές περιοχές) δεν μπορούν να αξιοποιηθούν άμεσα ως προς τις εκροές τους ώστε να ωφεληθούν οι πλέον ελλειμματικές περιοχές στη Θεσσαλία, επομένως ο αριθμός των ΕΕΛ των οποίων η εκροή μπορεί να αξιοποιηθεί εύκολα και χωρίς μεγάλο κόστος μειώνεται.

Σύμφωνα με στοιχεία μιας μελέτης της Περιφέρειας Θεσσαλίας που εκπονήθηκε το 2005, ο μέγιστος ισοδύναμος πληθυσμός που μπορεί να εξυπηρετηθεί από ΕΕΛ που λειτουργούν σε μη δυσπρόσιτες περιοχές ανέρχεται περίπου σε 557000 κατοίκους (Περιφέρεια Θεσσαλίας, 2005). Πρόκειται για το μέγιστο ισοδύναμο πληθυσμό σχεδιασμού όλων των ΕΕΛ που λειτουργούν και μπορούν να παράγουν εκροές εύκολα αξιοποιήσιμες στις ελλειμματικές περιοχές της Θεσσαλίας και ο οποίος αναμένεται να επιτευχθεί μέσα στα επόμενα 20-30 έτη. Λαμβάνοντας ως μέση τιμή παροχής λυμάτων τα 250 L/κατ./ημέρα (τυπική τιμή για τις ελληνικές συνθήκες) (Ανδρεαδάκης, κ.ά., 2001), προκύπτει ότι περίπου 51 Mm³ ανακτημένων λυμάτων / έτος μπορούν να διατεθούν για αρδευτική χρήση στο προσεχές μέλλον. Επίσης, στα πλαίσια της συμμόρφωσης της χώρας μας με την Οδηγία 91/271/ΕΟΚ και την ΚΥΑ 5673/400/97 εκπονήθηκαν μελέτες για την κατασκευή ΕΕΛ στους οικισμούς με ισοδύναμο πληθυσμό > 2000 κατοίκων. Στη Θεσσαλία τέτοιες μελέτες εκπονήθηκαν για την πλειονότητα των οικισμών αυτών (76), ενώ μέχρι και το 2005 δεν είχαν εκπονηθεί αντίστοιχες μελέτες για 51 οικισμούς (Περιφέρεια Θεσσαλίας, 2005). Από τις μελέτες που εκπονήθηκαν συλλέχθηκαν επίσης στοιχεία που αφορούσαν το μέγιστο ισοδύναμο πληθυσμό σχεδιασμού όλων των ΕΕΛ που επίκειται να λειτουργήσουν στο άμεσο μέλλον και μπορούν να παράγουν εκροές εύκολα αξιοποιήσιμες στις ελλειμματικές περιοχές της Θεσσαλίας. Ο συνολικός ισοδύναμος πληθυσμός που υπολογίστηκε ανέρχεται σε 260400 κατοίκους περίπου, επομένως πολλαπλασιάζοντας με την τιμή της

παροχής που σημειώθηκε πιο πάνω, προκύπτει ότι άλλα 24 Mm³ ανακτημένων λυμάτων / έτος μπορούν να προστεθούν στην ανωτέρω ποσότητα.

Στο Σχήμα 13.1 παρουσιάζεται η εκτίμησή μας σε ό,τι αφορά την κάλυψη του ελλείμματος στη Θεσσαλία από ανακτημένο λύμα στο μέλλον. Όπως βλέπουμε το ανακτημένο λύμα μπορεί να καλύψει ένα σχετικά σημαντικό ποσοστό (37.5%) του παρατηρούμενου ελλείμματος (200 Mm³/έτος). Το ανωτέρω ποσοστό, αν και όχι συντριπτικό, θεωρείται σημαντικό για το λόγο ότι σύμφωνα με εκτιμήσεις μας μπορεί να συμβάλει στο να μειωθούν οι απαιτούμενες εκτάσεις των οποίων προβλέπεται να σταματήσει η άρδευση (βλ. παραπάνω) κατά 200000 στρ. περίπου. Τέλος, αξίζει να σημειωθεί ότι η συνολική ποσότητα διαθέσιμων επεξεργασμένων λυμάτων αναμένεται να αυξηθεί περαιτέρω στο άμεσο μέλλον, μια και σύμφωνα με τις επιταγές της ΚΥΑ 5673/400/97 θα πρέπει όλοι οι οικισμοί άνω των 2000 κατοίκων να κατασκευάσουν ΕΕΛ (ως καταληκτικό έτος είχε οριστεί το 2005, ημερομηνία όμως η οποία δεν τηρήθηκε στις περισσότερες περιπτώσεις).



Σχήμα 13.1: Ποσοστό κάλυψης υδατικού ελλείμματος στη Θεσσαλία από ανακτημένο λύμα

13.2.4 Συμπεράσματα

Από την ανάλυση που προηγήθηκε για το υδατικό διαμέρισμα της Θεσσαλίας, φαίνεται ότι μια ποσότητα ανακτημένων λυμάτων της τάξης των 75 Mm³/έτος μπορεί να διατεθεί για χρήση στην άρδευση μέσα στα επόμενα 30 έτη, ενώ μπορεί επίσης η συγκεκριμένη ποσότητα να παρουσιάσει και αυξητικές τάσεις. Η συγκεκριμένη ποσότητα είναι σημαντική, εάν σκεφτεί κανείς ότι μπορεί να συμβάλει στη μείωση των

εκτάσεων των οποίων προβλέπεται να σταματήσει η άρδευση κατά 200000 στρ. περίπου. Ωστόσο, όπως φαίνεται από τα διαθέσιμα ποσοτικά στοιχεία, το έλλειμμα στο υδατικό διαμέρισμα της Θεσσαλίας θα συνεχίσει να υπάρχει τόσο στο άμεσο, όσο και στο μακρινό μέλλον. Για το λόγο αυτό, εκτός των προτεινόμενων μέτρων όπως η αναδιάρθρωση των καλλιεργειών, η μείωση των αρδευόμενων εκτάσεων, η κατασκευή νέων έργων ταμίευσης και η αλλαγή της χρήσης αρδευτικών μεθόδων που έχουν σημαντικές απώλειες (π.χ. καταιονισμός), θα πρέπει να υπάρξουν και αλλαγές στην τιμολογιακή πολιτική του αρδευτικού νερού στη Θεσσαλία μέσω πιο σωστής και αντικειμενικής κοστολόγησής του. Περισσότερα στοιχεία σχετικά με την κοστολόγηση του αρδευτικού νερού στη Θεσσαλία και πως αυτή επηρεάζει την κοστολόγηση του ανακτημένου λύματος παρουσιάζονται στις επόμενες Παραγράφους, όπου περιγράφονται τα βασικότερα ευρήματα από τις έρευνες πεδίου και τη διεξαγωγή των πειραμάτων.

13.3 Έρευνες για την αξιολόγηση οικονομικών παραμέτρων

Οι σημαντικότερες οικονομικές παράμετροι που ερευνήθηκαν στο πλαίσιο της παρούσας διατριβής περιελάμβαναν το κόστος κατασκευής και λειτουργίας των μονάδων προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης, το κόστος αποθήκευσης του ανακτημένου λύματος και το κόστος διανομής αυτού. Το συνολικό κόστος κατασκευής περιλαμβάνει το κόστος κατασκευής του ηλεκτρομηχανολογικού εξοπλισμού, το κόστος των έργων πολιτικού μηχανικού (π.χ. κτίρια, τσιμεντένιες κατασκευές, κλπ.), καθώς και το κόστος αγοράς της έκτασης που απαιτείται για την εγκατάσταση της κάθε μονάδας. Το κόστος λειτουργίας περιλαμβάνει κυρίως το κόστος της ενέργειας που καταναλώνεται, το κόστος του προσωπικού, καθώς και το κόστος χρήσης ορισμένων χημικών ουσιών ανά περίπτωση. Τέλος, το κόστος αποθήκευσης του ανακτημένου λύματος συνίσταται κυρίως στο κόστος κατασκευής μιας τσιμεντένιας ή χωμάτινης δεξαμενής για την αποθήκευση του ανακτημένου λύματος ώστε αυτό να είναι διαθέσιμο όποτε απαιτηθεί.

Για την άντληση στοιχείων σχετικών με το κόστος πραγματοποιήθηκε τόσο ανασκόπηση της σχετικής διεθνούς και ελληνικής βιβλιογραφίας, όσο και πρωτογενής έρευνα σε ορισμένες ελληνικές εταιρείες, από τις οποίες αντλήθηκαν ανάλογα οικονομικά στοιχεία.

13.3.1 Ανασκόπηση βιβλιογραφίας σχετικά με το κόστος των μονάδων προχωρημένης επεξεργασίας

Διεθνής βιβλιογραφία

Όπως αναφέρθηκε και στην Παράγραφο 3.5, το κόστος της ανάκτησης λυμάτων είναι σημαντικό και διαφέρει από εφαρμογή σε εφαρμογή ανάλογα με το είδος της προχωρημένης επεξεργασίας που υιοθετείται, την απόσταση ανάμεσα στη μονάδα επεξεργασίας λυμάτων και στην περιοχή διάθεσης του ανακτημένου λύματος, την ανάγκη ή μη για κατασκευή διπλού δικτύου διανομής, κλπ. Σε περίπτωση που απαιτείται διπλό δίκτυο διανομής, το κόστος κατασκευής αυξάνει σημαντικά και μπορεί να κυμαίνεται από 70 – 200% του συνολικού κόστους (Lazarova, 2004).

Σε γενικές γραμμές, το κόστος κατασκευής των μονάδων προχωρημένης επεξεργασίας είναι υψηλό και κυμαίνεται από 45-75% του συνολικού κόστους. Από αυτό, το υψηλότερο ποσοστό καταλαμβάνουν τα κόστη του ηλεκτρομηχανολογικού εξοπλισμού και των έργων πολιτικού μηχανικού. Στα κόστη αυτά συνήθως πρέπει να προστεθεί και ένα μικρό ποσοστό επί αυτών, το οποίο αντιστοιχεί στα κόστη συντήρησης. Συνήθως το κόστος συντήρησης σε τέτοιες μονάδες υπολογίζεται ότι αντιστοιχεί περίπου στο 2% του συνολικού κόστους κατασκευής. Από την άλλη πλευρά, το κόστος κατανάλωσης ενέργειας είναι επίσης σημαντικό και μπορεί να ανέρχεται στο 15% του συνολικού κόστους μιας μονάδας. Ένα μέσο κόστος που έχει υπολογιστεί για την κατανάλωση ενέργειας σε συστήματα ανάκτησης λυμάτων ισούται με 0.07 €/KWh (Hernandez et al., 2006).

Σε γενικές γραμμές το κόστος κατασκευής για την περίπτωση μονάδας διήθησης σε φίλτρο άμμου, που θεωρείται και η πιο οικονομική λύση, ανέρχεται σε US\$1900000 (1 € ≈ 1.47 US\$) για μονάδα δυναμικότητας 3785 m³/ημέρα που λειτουργεί στις ΗΠΑ. Το κόστος αυτό περιλαμβάνει κόστη ηλεκτρομηχανολογικού εξοπλισμού, έργων πολιτικού μηχανικού, έργων επεξεργασίας της ιλύος που παράγεται, καθώς και κόστη κατασκευής της δεξαμενής αποθήκευσης του ανακτημένου λύματος. Αντίστοιχα, το κόστος λειτουργίας και συντήρησης της μονάδας ανέρχεται σε US\$120116/έτος. Τα κόστη αυτή υπολογίστηκαν έχοντας ως έτος αναφοράς το 2000. Επίσης, η ετήσια κατανάλωση ενέργειας της ανωτέρω μονάδας ήταν πολύ μεγάλη φτάνοντας τα 2.1 TJ (Ko et al., 2004). Πάντως, σε γενικές γραμμές από την πρακτική εφαρμογή διαφόρων έργων ανάκτησης λυμάτων για άρδευση στις ΗΠΑ, προκύπτει ότι το μέσο κόστος τέτοιων έργων κυμαίνεται από 0.15 έως 0.52 US\$/m³ (Morris et al., 2004). Από την άλλη πλευρά, για την περίπτωση της Ιταλίας για παράδειγμα και για μονάδα διήθησης

σε φίλτρο άμμου, το συνολικό κόστος ανάκτησης των λυμάτων ανέρχεται σε 0.357 €/m³ (Sipala et al., 2003). Αντίθετα, στην περίπτωση του Ισραήλ το συνολικό κόστος διήθησης μιας δευτεροβάθμιας εκροής σε φίλτρο άμμου και απολύμανσής της με χλωρίωση ανέρχεται σε 0.29 US\$/m³ (Fine et al., 2006).

Όσον αφορά το κόστος χρήσης πιο προχωρημένων μεθόδων για παραγωγή ανακτημένου λύματος για άρδευση, αυτό με μια πρώτη ματιά φαίνεται να μη διαφέρει σημαντικά από τη χρήση απλής διήθησης. Για παράδειγμα, από την πρακτική εφαρμογή μονάδας αντίστροφης όσμωσης στο Κουβέιτ για παραγωγή ανακτημένων λυμάτων κατάλληλων για διάφορες χρήσεις, προέκυψε ένα μέσο κόστος ανάκτησης ίσο με 0.433 US\$/m³ για μικρές δυναμικότητες, ενώ αυτό μειώνεται σε 0.306 US\$/m³ για δυναμικότητες > 1000 m³/ημέρα (Abdel-Jawad et al, 1999) (1 € ≈ 1.47 US\$). Επίσης, στην περίπτωση του Ισραήλ το κόστος επεξεργασίας των εκροών με αντίστροφη όσμωση ανέρχεται σε 0.23-0.30 US\$/m³. Ωστόσο, το κόστος αυτό αναφέρεται στην επεξεργασία εκροής που έχει υποστεί ήδη διήθηση και προσρόφηση σε ενεργό άνθρακα. Επομένως, αν στο κόστος της επεξεργασίας με αντίστροφη όσμωση προστεθούν τα αντίστοιχα κόστη διήθησης και προσρόφησης σε ενεργό άνθρακα, τότε το συνολικό κόστος φτάνει περίπου στα 0.69 US\$/m³ τουλάχιστον (Fine et al., 2006), δηλαδή είναι υπερδιπλάσιο του κόστους απλής διήθησης και απολύμανσης. Πάντως και σε ό,τι αφορά τις υπόλοιπες προχωρημένες μεθόδους επεξεργασίας, φαίνεται ότι η μικροδιήθηση και η νανοδιήθηση χαρακτηρίζονται από κόστη στην ίδια τάξη μεγέθους με την αντίστροφη όσμωση. Αντίθετα, η προσρόφηση σε ενεργό άνθρακα έχει κόστος πολύ μικρότερο από τις παραπάνω μεθόδους. Ωστόσο τα συγκριτικά αυτά στοιχεία προέκυψαν από μια έρευνα που αναφέρεται στην επεξεργασία υγρών αποβλήτων από βιομηχανίες τροφίμων (Defrawy and Shaalan, 2003) και μπορεί να διαφοροποιούνται στην περίπτωση επεξεργασίας αστικών υγρών αποβλήτων.

Ένα άλλο σημαντικό συμπέρασμα που προκύπτει από την παρατήρηση των τιμών επεξεργασίας λυμάτων με αντίστροφη όσμωση που αναφέρθηκαν προηγουμένως για την περίπτωση του Κουβέιτ είναι ότι φαίνεται το κόστος των πλέον προχωρημένων μεθόδων επεξεργασίας αστικών υγρών αποβλήτων να επηρεάζεται από τις οικονομίες κλίμακας, με αποτέλεσμα η εγκατάσταση τέτοιων μονάδων να καθίσταται συμφέρουσα για περιπτώσεις μονάδων μεγάλης δυναμικότητας (Abdel-Jawad et al, 1999). Επίσης, οι Friedler and Pisanty (2006) στο άρθρο τους σχετικά με το κόστος κατασκευής και λειτουργίας διαφόρων μονάδων δευτεροβάθμιας και προχωρημένης επεξεργασίας λυμάτων στο Ισραήλ διαπίστωσαν ότι το κόστος λειτουργίας επηρεάζεται πιο εύκολα

από την αύξηση του βαθμού επεξεργασίας των λυμάτων. Για παράδειγμα διαπιστώθηκε ότι το κόστος κατασκευής συστήματος δευτεροβάθμιας επεξεργασίας λυμάτων, ακολουθούμενο από νιτροποίηση-απονιτροποίηση, διήθηση και προσρόφηση σε ενεργό άνθρακα ήταν περίπου 1.4-1.7 φορές μεγαλύτερο από αυτό της απλής δευτεροβάθμιας επεξεργασίας, ενώ η αντίστοιχη αναλογία μεταξύ των κοστών λειτουργίας έφτανε το 2.3-2.5. Στην περίπτωση μάλιστα που προστίθεντο και μονάδα αντίστροφης όσμωσης στο προηγούμενο σχήμα επεξεργασίας, οι αντίστοιχες αναλογίες για το κατασκευαστικό κόστος ισούνταν με 2.2-2.7 και για το λειτουργικό κόστος με 3.9-4.2. Άρα όσο αυξάνεται ο βαθμός επεξεργασίας των λυμάτων, αυξάνεται αντίστοιχα και το ποσοστό των λειτουργικών εξόδων επί του συνολικού κόστους σε βάρος του ποσοστού που αντιστοιχεί στο κατασκευαστικό κόστος. Το συμπέρασμα αυτό είναι πολύ σημαντικό και πρόκειται να χρησιμοποιηθεί κατά τον υπολογισμό του σταθμισμένου κόστους προχωρημένης επεξεργασίας λυμάτων ανά διαφορετικό σχήμα επεξεργασίας, όπως θα δούμε και στη συνέχεια.

Όσον αφορά ειδικά τις μονάδες απολύμανσης και από άποψη κόστους κατασκευής, η χλωρίωση εμφανίζεται σαφώς ως η πλέον οικονομική λύση, ενώ ακολουθεί η απολύμανση με χρήση υπεριώδους ακτινοβολίας και, τέλος, ο οζονισμός. Όσον αφορά το λειτουργικό κόστος, για μικρής και μεσαίας κλίμακας εγκαταστάσεις δυναμικότητας μικρότερης των 50000 ισοδύναμων κατοίκων η χλωρίωση και η χρήση ακτινοβολίας UV εμφανίζονται ως οι πλέον οικονομικές λύσεις, με ένα μέσο ετήσιο κόστος λειτουργίας να ανέρχεται σε 2.2 – 8 US\$ cents/m³ (1 € ≈ 1.47 US\$). Όσο μεγαλώνει όμως η κλίμακα της εγκατάστασης, τόσο ο οζονισμός εμφανίζεται ως η πλέον βιώσιμη λύση από άποψη κόστους λειτουργίας. Για δυναμικότητες μεγαλύτερες των 100000 ισοδύναμων κατοίκων, το μέσο ετήσιο κόστος λειτουργίας του οζονισμού ανέρχεται σε 0.8 – 2.5 US\$ cents/m³ (Lazarova, 2004).

Σε ό,τι αφορά τα έτη ζωής των μονάδων προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης λυμάτων, αυτά διαφέρουν τόσο μεταξύ των διαφόρων βιβλιογραφικών πηγών όσο και ανάλογα με το είδος των έργων. Για παράδειγμα οι Hernandez et al. (2006) και οι Sipala et al. (2003) θεωρούν ως βέλτιστο χρόνο ζωής τα 30 έτη για τα έργα πολιτικού μηχανικού και τα 10 έτη για τον ηλεκτρομηχανολογικό εξοπλισμό. Αντίθετα, οι Ko et al. (2004) θεωρούν ως βέλτιστο χρόνο ζωής τα 20 έτη για όλου του είδους τα έργα. Επίσης στις ΗΠΑ και πιο συγκεκριμένα στο Νιου Τζέρσεϊ λαμβάνεται ως χρόνος ζωής τα 30 έτη για τα έργα πολιτικού μηχανικού, τα 10 ή 15 έτη για τον ηλεκτρομηχανολογικό εξοπλισμό και τα 50 έτη για τις εγκαταστάσεις αποθήκευσης και

διανομής του ανακτημένου λύματος (www.state.nj.us). Επίσης ως επιτόκιο προεξόφλησης, σε περίπτωση μετατροπών των δαπανών σε τιμές παρούσας αξίας μέσω χρήσης της Εξίσωσης 10.1, λαμβάνεται το 5% από τους Hernandez et al. (2006) και Sipala et al. (2003), το 7% από τους Ko et al. (2004) και το 8% στην περίπτωση του Νιου Τζέρσεϊ.

Πάντως αυτό που πρέπει να τονιστεί είναι ότι όταν υπολογίζεται το κόστος παραγωγής ανακτημένου λύματος, θα πρέπει να λαμβάνονται υπόψη εκτός από τα άμεσα κόστη και τα εξωτερικά κόστη που σχετίζονται με την υποβάθμιση ή αναβάθμιση του περιβάλλοντος, καθώς και την κοινωνική αποδοχή. Ωστόσο οι περισσότερες μελέτες λαμβάνουν υπόψη αποκλειστικά τα άμεσα κόστη παραγωγής και διανομής του ανακτημένου λύματος λόγω κυρίως δυσκολιών άμεσης τιμολόγησης των υπόλοιπων κοστών με αποτέλεσμα να προκύπτει ασύμφορη η παραγωγή τέτοιου είδους νερού. Γενικά, οι έρευνες έχουν δείξει ότι ο κρίσιμος εξυπηρετούμενος ισοδύναμος πληθυσμός, πάνω από τον οποίο ένα έργο ανάκτησης λυμάτων μπορεί να είναι επικερδές, ισούται με 20000 κατοίκους κατ' ανώτερο περίπου (Urkiaga et al., 2006). Πάντως, στις περισσότερες χώρες παγκοσμίως η κατασκευή τέτοιου είδους έργων επιδοτείται από το κράτος. Μάλιστα, η μορφή της επιδότησης ποικίλει και μπορεί να περιλαμβάνει την απευθείας κρατική επιχορήγηση, τη χορήγηση χαμηλότοκων και με μεγάλη διάρκεια εξόφλησης δανείων ή και την αυτοχρηματοδότηση (δηλαδή την παραχώρηση του έργου σε έναν ιδιώτη για την κατασκευή του, ο οποίος και θα το εκμεταλλεύεται για κάποια χρόνια). Βέβαια όλα τα παραπάνω προϋποθέτουν ότι έχει διαμορφωθεί μια «αγορά» πώλησης του ανακτημένου λύματος διαμέσου σωστής τιμολόγησής του. Κλείνοντας αξίζει να αναφερθεί ότι στις περισσότερες περιπτώσεις η τιμολόγηση του ανακτημένου λύματος γίνεται βάσει των αντίστοιχων τιμών του συμβατικού νερού. Ωστόσο και επειδή υπάρχει η τάση υποτιμολόγησής του (σε σχέση με το συμβατικό νερό) σε αυτές τις περιπτώσεις, προτείνεται τελευταία η τιμολόγησή του με βάση το κόστος παραγωγής του (Hernandez et al., 2006).

Ελληνική βιβλιογραφία

Στην Ελλάδα οι έρευνες που επικεντρώθηκαν στη διερεύνηση του κόστους προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης λυμάτων δεν είναι πολλές. Οι Tzimas et al. (2006) στην έρευνά τους διαπίστωσαν ότι σε γενικές γραμμές το κόστος παραγωγής ανακτημένου λύματος για απεριόριστη αγροτική άρδευση μπορεί να φτάσει τα 0.15 €/m³, ενώ ένα κόστος που δεν ξεπερνά τα 0.13 €/m³ υπολόγισαν και οι Borboudaki et

al. (2005) για την περίπτωση της ΕΕΛ Χερσονήσου Κρήτης. Το κόστος αυτό ωστόσο είναι συγκρίσιμο μόνο με τις αντίστοιχες τιμές χρέωσης του αρδευτικού νερού για αστική χρήση και του νερού που χρησιμοποιείται στη βιομηχανία. Σε ό,τι αφορά την αγροτική άρδευση στη χώρα μας, το πρόβλημα έγκειται στην ασυνήθιστα, σε σύγκριση με άλλες χώρες, υποτιμολόγηση του αρδευτικού νερού, με αποτέλεσμα να μη μπορεί να καταστεί οικονομικά συμφέρουσα η χρήση επεξεργασμένων λυμάτων για αγροτική άρδευση (Tzimas et al., 2006).

Σε ό,τι αφορά ειδικότερα το κόστος των διαφόρων μεθόδων προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης, οι Tzimas et al. (2006) διαπίστωσαν ότι η χλωρίωση μπορεί να αποδειχθεί οικονομικά συμφέρουσα μόνο στις περιπτώσεις που δεν απαιτείται η παραγωγή ανακτημένου λύματος υψηλής ποιότητας (π.χ. περιορισμένη άρδευση). Σε κάθε άλλη περίπτωση και ειδικά για παροχές μεγαλύτερες από 6000 m³/ημέρα είναι προτιμότερη η χρήση υπεριώδους ακτινοβολίας, ενώ σε πολύ μεγάλης κλίμακας εγκαταστάσεις προτιμάται ο οζονισμός. Από τις μεθόδους προχωρημένης επεξεργασίας και σε ό,τι αφορά την παραγωγή λυμάτων για άρδευση, η πλέον συμφέρουσα μέθοδος φαίνεται να είναι η διήθηση σε κλίνη άμμου, ενώ η αντικατάσταση των κλινών άμμου με φίλτρα τύπου τυμπάνου τείνει να γίνει ανταγωνιστική το τελευταίο διάστημα.

13.3.2 Πρωτογενής έρευνα

Για την άντληση στοιχείων σχετικών με το κόστος παραγωγής ανακτημένου λύματος, εκτός της ανασκόπησης της σχετικής ελληνικής και διεθνούς βιβλιογραφίας, πραγματοποιήθηκε και ανάλογη πρωτογενής έρευνα σε ελληνικές εταιρείες που δραστηριοποιούνται στο χώρο της κατασκευής μονάδων επεξεργασίας λυμάτων. Τα στοιχεία που συλλέχθηκαν αποτελούν τάξεις μεγέθους για τις αντίστοιχες μονάδες προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης λυμάτων, ενώ η σύγκριση με αντίστοιχα δεδομένα από την ελληνική βιβλιογραφία (βλ. Παράγραφο 13.3.4) δείχνει ότι τα εν λόγω στοιχεία μπορούν να θεωρηθούν ικανοποιητικές τάξεις μεγέθους. Έτσι λοιπόν, η επεξεργασία των στοιχείων αυτών μας οδήγησε στην εξαγωγή χρήσιμων συμπερασμάτων. Στα Σχήματα 13.2 – 13.4 παρουσιάζεται το πώς διαφοροποιείται το κόστος κατασκευής απλών μεθόδων προχωρημένης επεξεργασίας (κροκίδωση, διήθηση σε κλίνη άμμου – 3^ο, 4^ο εναλλακτικό σενάριο) και απολύμανσης λυμάτων ανάλογα με τον εξυπηρετούμενο ισοδύναμο πληθυσμό. Όπως παρατηρούμε, η μεταβολή του

κόστους κατασκευής μονάδων προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης λυμάτων σε σχέση με τον εξυπηρετούμενο ισοδύναμο πληθυσμό μπορεί άριστα να αποδοθεί από μια συνάρτηση της μορφής $y = ax + b$. Με την ίδια μορφή εκφράστηκαν και οι αντίστοιχες συναρτησιακές σχέσεις του κόστους στην εργασία των Tzimas et al (2006). Όπως παρατηρούμε, το κόστος της κροκίδωσης είναι σίγουρα μικρότερο από το αντίστοιχο της διήθησης σε κλίνη άμμου. Επίσης, η αναλογία αύξησης του κόστους ανάλογα με τον ισοδύναμο πληθυσμό είναι μεγαλύτερη στην περίπτωση της διήθησης σε κλίνη άμμου παρά σε αυτή της κροκίδωσης. Σε ό,τι αφορά τις τεχνολογίες απολύμανσης, το κατασκευαστικό κόστος της χλωρίωσης κυμαίνεται σε χαμηλά σχετικά επίπεδα. Ακολουθεί το κόστος κατασκευής της μονάδας της υπεριώδους ακτινοβολίας και, τέλος, αυτής του οζονισμού. Στην περίπτωση των μονάδων απολύμανσης, η αναλογία αύξησης του κόστους ανάλογα με τον ισοδύναμο πληθυσμό είναι μεγαλύτερη στην περίπτωση του οζονισμού, ακολουθεί αυτή της υπεριώδους ακτινοβολίας και, τέλος, βρίσκεται αυτή της χλωρίωσης.

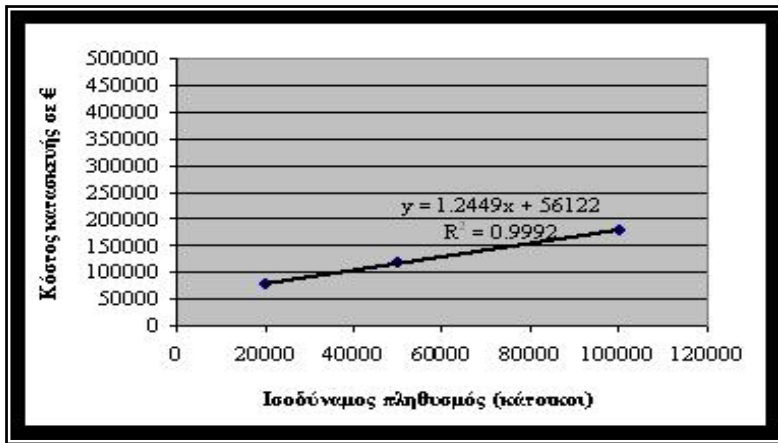
Σε ό,τι αφορά το λειτουργικό κόστος, αυτό χαρακτηρίζεται ως αμελητέο για την περίπτωση των μονάδων διήθησης και κροκίδωσης. Ωστόσο σε ό,τι αφορά τις μεθόδους απολύμανσης, το λειτουργικό κόστος της χλωρίωσης είναι συγκρίσιμο με αυτό της υπεριώδους ακτινοβολίας, ενώ το αντίστοιχο κόστος της μονάδας του οζονισμού εμφανίζεται κατά τι ακριβότερο από αυτό των άλλων μεθόδων απολύμανσης. Υπενθυμίζεται ότι τα στοιχεία αυτά μας δόθηκαν για εξυπηρετούμενους πληθυσμούς μέχρι 100000 κατοίκους. Για μεγαλύτερους ισοδύναμους πληθυσμούς και σύμφωνα με βιβλιογραφικά δεδομένα (Lazarova, 2004), η μονάδα του οζονισμού έχει μικρότερο λειτουργικό κόστος από το αντίστοιχο της μονάδας υπεριώδους ακτινοβολίας.

Τέλος, σε ό,τι αφορά την έκταση που καταλαμβάνει η κάθε μονάδα, αυτή δεν φαίνεται να είναι σημαντική μια και σε καμία περίπτωση δεν ξεπερνά τα 1000 m². Η μεγαλύτερη έκταση αναλογικά απαιτείται για τη μονάδα του οζονισμού, ενώ η μικρότερη για τη μονάδα απολύμανσης με UV. Επίσης, η αναλογία αύξησης της απαιτούμενης έκτασης ανάλογα με τον ισοδύναμο πληθυσμό είναι μικρότερη στην περίπτωση της μονάδας απολύμανσης με UV. Η συγκριτική ανάλυση της απαιτούμενης έκτασης ανάλογα με τον εξυπηρετούμενο πληθυσμό για κάθε μονάδα απλής προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης που διερευνήθηκε απεικονίζεται στο Σχήμα 13.5.

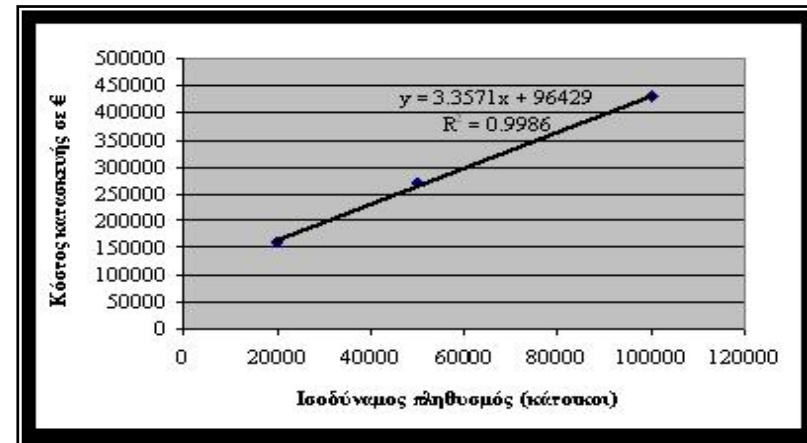
Επίσης, εκτός των ανωτέρω μεθόδων επεξεργασίας, διερευνήθηκε και το κόστος πιο προχωρημένων μεθόδων επεξεργασίας, όπως της υπερδιήθησης και της

αντίστροφης όσμωσης (5^ο, 6^ο εναλλακτικό σενάριο). Τα στοιχεία που συλλέχθηκαν και στη συγκεκριμένη περίπτωση αποτελούν τάξεις μεγέθους για τις αντίστοιχες μονάδες προχωρημένης επεξεργασίας. Στο Σχήμα 13.6¹ παρουσιάζεται το πώς διαφοροποιείται το κόστος κατασκευής μονάδας υπερδιήθησης και αντίστροφης όσμωσης για ορισμένες τιμές εξυπηρετούμενης παροχής. Όπως παρατηρούμε, το κόστος της υπερδιήθησης είναι μεγαλύτερο από αυτό της αντίστροφης όσμωσης, ενώ και ο ρυθμός αύξησής του ανάλογα με την εξυπηρετούμενη παροχή είναι επίσης μεγαλύτερος. Στο σημείο αυτό ωστόσο αξίζει να σημειωθεί ότι το κόστος της αντίστροφης όσμωσης αντιστοιχεί στο κόστος επεξεργασίας, μέσω χρήσης της εν λόγω μονάδας, εκροής που έχει ήδη υποστεί επεξεργασία με υπερδιήθηση.

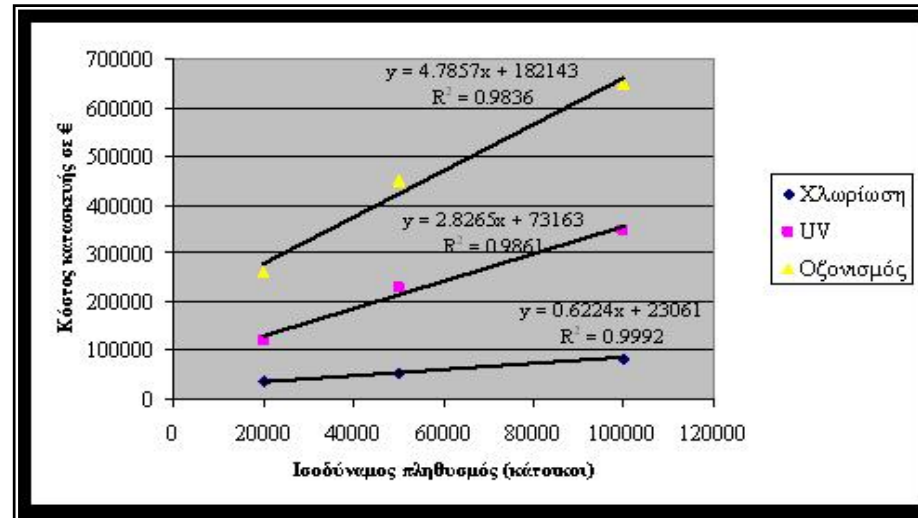
¹ Οι συναρτησιακές σχέσεις με τις οποίες εκφράστηκαν οι μεταβολές του κόστους κατασκευής των μονάδων απλής και πλέον προχωρημένης επεξεργασίας αλλά και απολύμανσης εξήχθησαν από στοιχεία που μας δόθηκαν από τις αντίστοιχες εταιρείες. Το μικρό πλήθος των στοιχείων, ιδιαίτερα όσον αφορά το κόστος των πλέον προχωρημένων μεθόδων επεξεργασίας, εξηγείται από το γεγονός ότι δεν εφαρμόζονται τέτοιες μέθοδοι ανάκτησης λυμάτων στην Ελλάδα, άρα το κόστος αυτό προέρχεται κυρίως από εκτιμήσεις και προσαρμογές ανάλογων στοιχείων από το εξωτερικό στα ελληνικά δεδομένα. Άλλωστε, είναι ούτως ή άλλως σημαντική η εκτίμηση, έστω και με λίγα στοιχεία, της συναρτησιακής σχέσης που αναφέρεται στη μεταβολή του κόστους κατασκευής των μονάδων της πλέον προχωρημένης επεξεργασίας για το λόγο ότι δεν αναφέρονται αντίστοιχες έρευνες στην Ελλάδα που να κάνουν έστω μια αδρομερή εκτίμηση του συγκεκριμένου κόστους.



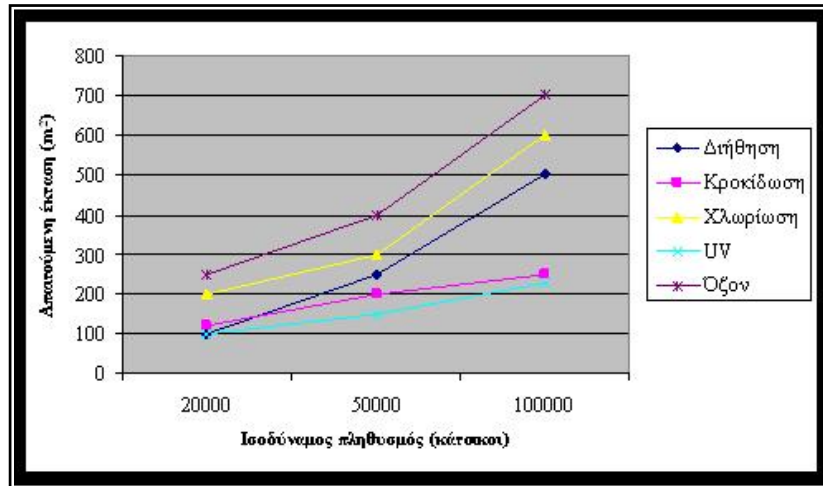
Σχήμα 13.2: Μεταβολή κατασκευαστικού κόστους μονάδας κροκίδωσης ανάλογα με τον εξυπηρετούμενο ισοδύναμο πληθυσμό



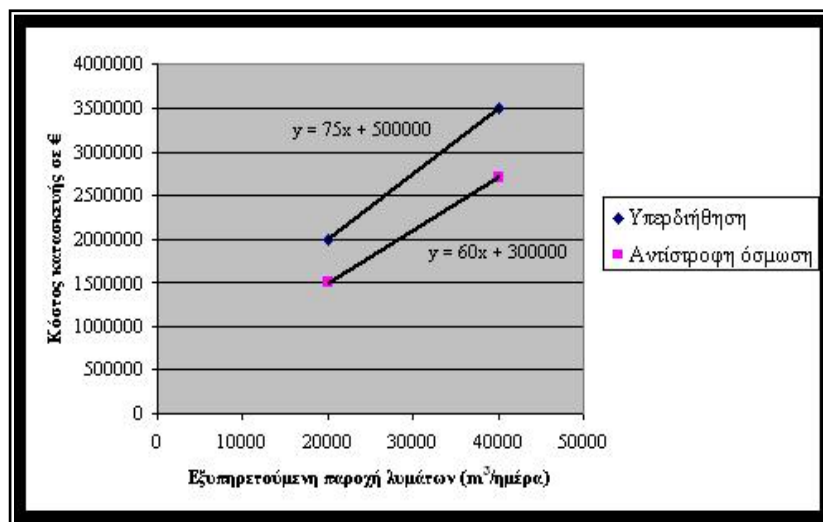
Σχήμα 13.3: Μεταβολή κατασκευαστικού κόστους μονάδας διήθησης σε κλίνη άμμου ανάλογα με τον εξυπηρετούμενο ισοδύναμο πληθυσμό



Σχήμα 13.4: Συγκριτική αξιολόγηση κατασκευαστικού κόστους μονάδων απολύμανσης ανάλογα με τον ισοδύναμο πληθυσμό



Σχήμα 13.5: Συγκριτική ανάλυση της απαιτούμενης έκτασης ανάλογα με τον εξυπηρετούμενο ισοδύναμο πληθυσμό για κάθε μονάδα προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης που διερευνήθηκε



Σχήμα 13.6: Μεταβολή κόστους κατασκευής μονάδας υπερδιήθησης και αντίστροφης όσμωσης ανάλογα με την εξυπηρετούμενη παροχή των λυμάτων

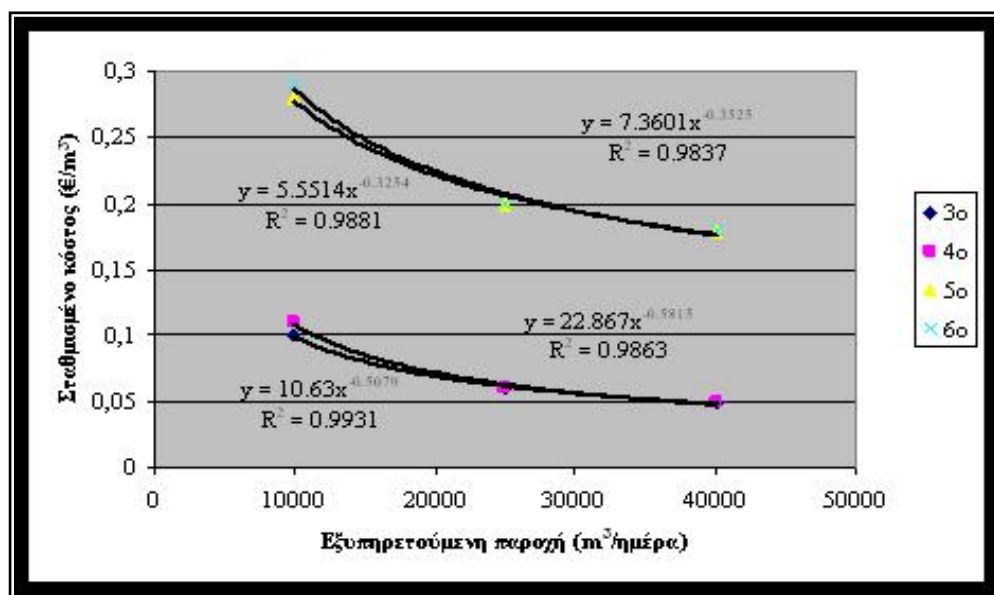
13.3.3 Υπολογισμός συνολικού σταθμισμένου κόστους – Ανάλυση ευαισθησίας ανάλογα με την εξυπηρετούμενη παροχή και το χρόνο ζωής των έργων

Με βάση τα στοιχεία των Σχημάτων 13.2 – 13.6, έγινε μια προσπάθεια στην Παράγραφο αυτή να υπολογιστεί το συνολικό κόστος / m³ επεξεργαζόμενου λύματος σε τιμές παρούσας αξίας για διάφορες παροχές και για διάφορα σχήματα επεξεργασίας. Οι παροχές που επιλέχθηκε να εξεταστούν περιλαμβάνουν τις 10000 m³/ημέρα, τις 25000 m³/ημέρα και τις 40000 m³/ημέρα. Το κόστος που υπολογίστηκε περιελάμβανε την εξέταση του κόστους κατασκευής, λειτουργίας και συντηρήσεων (τακτικών και έκτακτων). Τα κόστη λειτουργίας και συντηρήσεων υπολογίστηκαν ως ποσοστά επί του κόστους κατασκευής με βάση αντίστοιχα στοιχεία που προέκυψαν από τη βιβλιογραφική ανασκόπηση, ενώ ο χρόνος ζωής (20 έτη) και το επιτόκιο προεξόφλησης (7%) ελήφθησαν επίσης από τη βιβλιογραφία (Hernandez et al., 2006, Ko et al., 2004). Πρέπει να αναφερθεί ότι στον υπολογισμό της παρούσας αξίας του κόστους δεν υπολογίστηκε το κόστος της γης, μια και σύμφωνα με αντίστοιχες έρευνες για τις ελληνικές συνθήκες (Γκράτζιου, 2005, Tsagarakis et al., 2003b) και τα δεδομένα του Σχήματος 13.5, αυτό είναι αμελητέο σε σύγκριση με τα υπόλοιπα κόστη. Επίσης δεν υπολογίζεται ο πληθωρισμός με την υπόθεση ότι το γενικό ποσοστό του πληθωρισμού έχει επιπτώσεις σε όλα τα εναλλακτικά σενάρια επεξεργασίας στον ίδιο περίπου βαθμό.

Ο υπολογισμός του σταθμισμένου κόστους έγινε για τα σενάρια προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης που περιγράφηκαν στο Κεφάλαιο 12 (3^ο, 4^ο, 5^ο και 6^ο σενάριο). Το κόστος κατασκευής για κάθε σενάριο και κάθε εξυπηρετούμενη παροχή υπολογίστηκε με βάση τα Σχήματα 13.2, 13.3, 13.4 και 13.6 και με την υπόθεση ότι η μέση τιμή παροχής λυμάτων για τις ελληνικές συνθήκες είναι ίση με 250 L/κατ./ημέρα (Ανδρεαδάκης, κ.ά., 2001). Επίσης στο κόστος αυτό συνυπολογίστηκαν και κόστη που αφορούν την κατασκευή αντλιοστασίων και δεξαμενής αποθήκευσης του επεξεργασμένου λύματος. Τα στοιχεία αυτά ελήφθησαν επίσης από τη βιβλιογραφία (Hernandez et al., 2006). Αξίζει να σημειωθεί ότι το κόστος των αντλιοστασίων είναι στις περισσότερες περιπτώσεις πολύ σημαντικό και μπορεί να κυμαίνεται από 40 – 50% του συνολικού κόστους κατασκευής (βλ. επίσης Παράγραφο 13.3.4). Επίσης θα πρέπει να σημειωθεί ότι το κόστος της δεξαμενής αποθήκευσης που ελήφθη, διατηρήθηκε σε όλες τις περιπτώσεις το ίδιο και αφορά δεξαμενή αποθήκευσης χωρητικότητας 2000 m³ περίπου. Επίσης το κόστος λειτουργίας για τις μονάδες της πλέον προχωρημένης επεξεργασίας (5^ο και 6^ο σενάριο) υπολογίστηκε με προσαυξημένο συντελεστή επί του

κόστους κατασκευής, σε σχέση πάντα με το συντελεστή που χρησιμοποιήθηκε στα άλλα δύο σενάρια. Ο συντελεστής προσαυξήθηκε με βάση τις αναλογίες που βρέθηκαν στην εργασία των Friedler and Pisanty (2006). Τέλος, το συνολικό κόστος που προέκυψε για κάθε σενάριο και εξυπηρετούμενη παροχή προσαυξήθηκε κατά 50% περίπου, προσαύξηση η οποία αντιστοιχεί σε κόστη για απρόβλεπτα έξοδα, ΦΠΑ, κλπ. (βλ. Παράγραφο 13.3.4).

Στο Σχήμα 13.7 παρουσιάζονται οι υπολογισμοί μας σχετικά με το σταθμισμένο κόστος παραγωγής του επεξεργασμένου λύματος για τα διάφορα εναλλακτικά σενάρια επεξεργασίας. Όπως παρατηρούμε, το κόστος προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης των λυμάτων επηρεάζεται από τις οικονομίες κλίμακας, μια και όσο αυξάνεται η παροχή τόσο μειώνεται το αντίστοιχο σταθμισμένο κόστος σε όλα τα σενάρια επεξεργασίας. Η μείωση του κόστους σε σχέση με την εξυπηρετούμενη παροχή μπορεί καλύτερα να αποδοθεί από μια συνάρτηση της μορφής $y=ax^b$. Επίσης, αξίζει να σχολιαστεί το γεγονός ότι τα κόστη της πλέον προχωρημένης επεξεργασίας είναι υπερδιπλάσια από τα αντίστοιχα κόστη της απλής προχωρημένης επεξεργασίας για όλες τις περιπτώσεις εξεταζόμενων παροχών. Τέλος, θα πρέπει να αναφερθεί ότι, όπως φαίνεται και στο Σχήμα 13.7, το κόστος του οζονισμού έχει σχεδόν μηδενική επίδραση στην αύξηση του συνολικού κόστους στις περιπτώσεις των μεγαλύτερων παροχών.



Σχήμα 13.7: Μεταβολή του σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος ανάλογα με την εξυπηρετούμενη παροχή και για τα υπό αξιολόγηση εναλλακτικά σενάρια

Εφαρμόζοντας ανάλυση ευαισθησίας, όσον αφορά το χρόνο ζωής του έργου, προκύπτει ότι στην περίπτωση που αυτός αυξηθεί σε 30 έτη, χρόνος ζωής επίσης εφικτός για τέτοιου είδους έργα (Sipala et al., 2003), τότε το σταθμισμένο κόστος παραγωγής επεξεργασμένου λύματος μειώνεται κατά 0.01-0.02 €/m³ περίπου για τις περιπτώσεις απλής προχωρημένης επεξεργασίας και έως 0.05 €/m³ για τις μονάδες της πλέον προχωρημένης επεξεργασίας.

13.3.4 Παράδειγμα υπολογισμού κόστους στην περιοχή της Θεσσαλίας – Σχεδιασμός ανάλυσης κόστους-οφέλους

Στην Παράγραφο αυτή γίνεται αναφορά σε ένα πραγματικό παράδειγμα υπολογισμού κόστους από την περιοχή της Θεσσαλίας, ενώ επίσης έγινε μια προσπάθεια ανάλυσης κόστους-οφέλους προκειμένου να διαπιστωθεί κατά πόσο η επένδυση σε τέτοιου είδους έργα μπορεί να καταστεί οικονομικά συμφέρουσα για την περίπτωση ειδικά της αγροτικής άρδευσης και δευτερευόντως της αστικής.

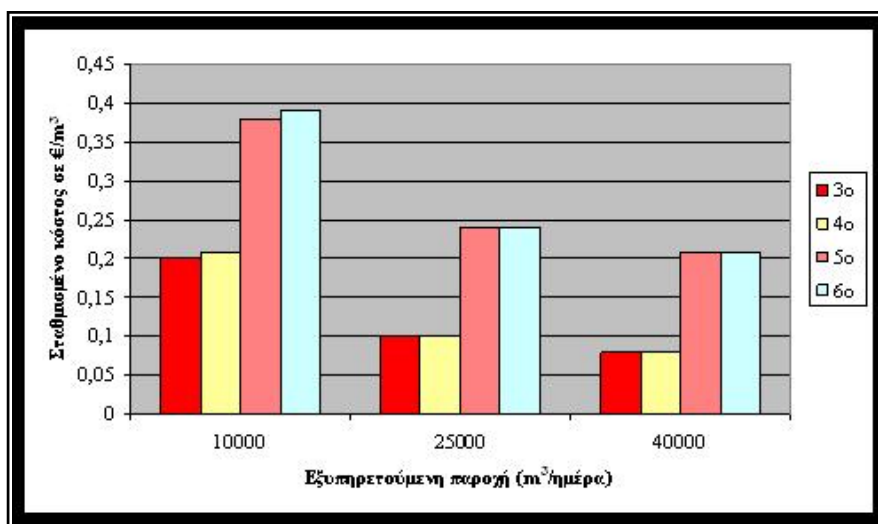
Ειδικά για την περίπτωση της Θεσσαλίας αντλήθηκαν κάποια στοιχεία κόστους από την υπό μελέτη μονάδα προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης της ΕΕΛ Λάρισας. Η ΕΕΛ Λάρισας επιθυμεί την προχωρημένη επεξεργασία και απολύμανση των δευτεροβάθμιων εκροών της προκειμένου να διαθέτει μια ποσότητα αυτών για αστική άρδευση εντός του ιστού της πόλεως. Η ποσότητα της εκροής της που θα διατίθενται για άρδευση υπολογίζεται σε 10000 m³/ημέρα και η οποία αποτελεί ένα μικρό σχετικά ποσοστό της συνολικής εκροής της. Η επεξεργασία που σχεδιάζεται να γίνει περιλαμβάνει τη διήθηση της δευτεροβάθμιας εκροής (ενεργός ιλύς) σε φίλτρα τύπου τυμπάνου και εν συνεχεία την απολύμανση αυτής με χρήση υπεριώδους ακτινοβολίας. Επίσης προβλέπονται δαπάνες για την κατασκευή αντλιοστασίων αρχικής ανύψωσης και τελικής διάθεσης της εκροής και φυσικά δαπάνες για την κατασκευή τσιμεντένιας δεξαμενής αποθήκευσης χωρητικότητας ίσης με 1000 m³. Τέλος, προβλέπεται η κατασκευή διπλού δικτύου διανομής μήκους ίσου με 2.5 km. Το κόστος κατασκευής της μονάδας προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης (συμπεριλαμβανομένων των αντλιοστασίων, της δεξαμενής αποθήκευσης, κλπ.) ανέρχεται περίπου σε 1812000 € ενώ εάν συνυπολογιστούν και κόστη για ΦΠΑ, απρόβλεπτα έξοδα, κλπ., το ανωτέρω κόστος μπορεί να αυξηθεί σημαντικά φτάνοντας τα 3000000 € περίπου. Αξιοσημείωτο είναι το γεγονός ότι από το κόστος αυτό, το μεγαλύτερο ποσοστό καταλαμβάνει το κόστος που αντιστοιχεί στην κατασκευή των

δύο αντλιοστασίων (50%) και το υπόλοιπο κατανέμεται μεταξύ των διαφόρων μονάδων ως εξής: μονάδα διήθησης 22%, μονάδα απολύμανσης 16%, δεξαμενή αποθήκευσης 12%. Αντίστοιχα, το κόστος κατασκευής του διπλού δικτύου διανομής φτάνει τα 2600000 € δηλαδή αυξάνει το συνολικό κατασκευαστικό κόστος κατά 87% περίπου.

Λαμβάνοντας ως αρχικό κόστος επένδυσης τα 3000000 € και ως χρόνο ζωής τα 20 έτη, έγινε ένας υπολογισμός του συνολικού σταθμισμένου κόστους / m³ επεξεργασμένου λύματος που χαρακτηρίζει τη μονάδα που περιγράφηκε. Το κόστος αυτό υπολογίζεται ίσο με 0.12 €/m³ περίπου, τιμή που συμφωνεί περίπου και με τα ευρήματα άλλων ερευνών για τα ελληνικά δεδομένα (Tzimas, et al., 2006 Borboudaki et al., 2005). Αν η τιμή αυτή συγκριθεί με την τιμή που υπολογίστηκε στο Σχήμα 13.7 για παροχή ίση με 10000 m³/ημέρα και για το 1^ο σενάριο (διήθηση + UV), τότε προκύπτει ότι η παραπάνω τιμή είναι κατά 0.02 €/m³ μεγαλύτερη. Το γεγονός αυτό μπορεί να αποδοθεί εν μέρει στη χρήση φίλτρων τυμπάνου αντί της κλίνης άμμου, ωστόσο θα πρέπει να τονιστεί ότι η τιμή των 0.12 €/m³ υπολογίστηκε για μια συγκεκριμένη περίπτωση μελετώμενης προχωρημένης επεξεργασίας βάσει αναλυτικής κοστολόγησης της ανάλογης μελέτης. Ωστόσο, η διαφορά των 0.02 €/m³ δεν θεωρείται σημαντική, εάν ληφθεί υπόψη ότι τα σταθμισμένα κόστη του Σχήματος 13.7 προέκυψαν από την επεξεργασία στοιχείων που αποτελούσαν τάξεις μεγέθους για τις αντίστοιχες μονάδες.

Το κόστος του διπλού δικτύου διανομής προσαυξάνει το συνολικό κόστος κατά 0.10 €/m³ στην περίπτωση της Λάρισας (επεξεργασία 10000 m³/ημέρα με διήθηση και UV). Ωστόσο η αντίστοιχη προσαύξηση για μεγαλύτερες παροχές μειώνεται αισθητά. Για παράδειγμα στην περίπτωση επεξεργασίας 25000 m³/ημέρα και για ίδιο αρχικό κόστος διπλού δικτύου διανομής, η προσαύξηση για όλα τα είδη σεναρίων του Σχήματος 13.7 αντιστοιχεί σε 0.04 €/m³. Στο Σχήμα 13.8 γίνεται μια σύγκριση του κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος, όπως αυτό διαμορφώνεται στα διάφορα εναλλακτικά σενάρια αξιολόγησης, εάν συνυπολογιστεί και το κόστος του διπλού δικτύου διανομής. Πρόκειται δηλαδή για εκτίμηση του κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος για αστική άρδευση. Όπως παρατηρούμε, η μέγιστη τιμή αυτού και για την πλέον προχωρημένη επεξεργασία (6^ο σενάριο) ισούται με 0.39 €/m³ για παροχή ίση με 10000 m³/ημέρα. Για μεγαλύτερες παροχές η τιμή του σταθμισμένου κόστους μειώνεται αισθητά και η αντίστοιχη μέγιστη τιμή αυτού για το 6^ο σενάριο και για παροχή ίση με 40000 m³/ημέρα ισούται με 0.21 €/m³. Αντίστοιχα, οι τιμές κόστους για τα απλά σχήματα επεξεργασίας (3^ο σενάριο) ισούνται με 0.2, 0.1 και 0.08 €/m³ για

παροχές 10000, 25000 και 40000 m³/ημέρα αντίστοιχα. Η αντικατάσταση UV από οζονισμό έχει μια μικρή επίδραση στην αύξηση του κόστους κατά 0.01 €/m³ σε όλα τα σενάρια στην περίπτωση επεξεργασίας 10000 m³/ημέρα. Στις άλλες παροχές η επιλογή UV ή οζονισμού δεν έχει καμία επίδραση στην αύξηση του κόστους επεξεργασίας.



Σχήμα 13.8: Συγκριτική ανάλυση του κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος σε περίπτωση αστικής άρδευσης και σε καθένα από τα υπό αξιολόγηση σενάρια

Κλείνοντας σχετικά με το κόστος διανομής του επεξεργασμένου λύματος και το πώς αυτό επιδρά στην αύξηση του σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος, θα πρέπει να αναφερθεί ότι αντίστοιχες εκτιμήσεις με αυτές του Σχήματος 13.8 δεν έγιναν για την περίπτωση της αγροτικής άρδευσης. Στην περίπτωση αυτή θεωρήθηκε ότι το αντίστοιχο κόστος δεν είναι σημαντικό διότι από την πρακτική εμπειρία σε διάφορες περιοχές στην Ελλάδα και κυρίως στη Θεσσαλία το επεξεργασμένο λύμα μπορεί με ευκολία να διοχετευτεί στα ήδη υπάρχοντα κανάλια των Τοπικών Οργανισμών Εγγείων Βελτιώσεων (ΤΟΕΒ) και να διανεμηθεί κατ' αυτόν τον τρόπο στους αγρότες.

Προκειμένου να αξιολογήσουμε ένα πιθανό όφελος από τη χρήση ανακτημένων λυμάτων, έγινε μια προσπάθεια να συγκριθούν οι τιμές που υπολογίστηκαν στα Σχήματα 13.7 και 13.8 με ένα όφελος που προέκυψε από τη διεξαγωγή των κοινωνικών ερευνών. Όπως αναλυτικά εξηγείται στην Παράγραφο 13.4.2, η διεξαγωγή μιας κοινωνικής έρευνας στην περιοχή της Θεσσαλίας ανέδειξε ως μια μέση τιμή που οι αγρότες θα ήταν διατεθειμένοι να πληρώσουν για ανακτημένο λύμα, αν δεν έχουν στη

διάθεσή τους συμβατικό αρδευτικό νερό, τα 23.73 €/στρ. Η αναγωγή της τιμής σε €/στρ. έγινε λόγω εγγενών δυσκολιών των αγροτών να δηλώσουν μια τιμή που αντιστοιχεί σε €/m³ (βλ. Παράγραφο 13.4.2.3). Στην προσπάθειά μας να μετατρέψουμε αυτή την τιμή σε €/m³ νερού προκειμένου να είναι συγκρίσιμη με τα ανωτέρω στοιχεία, κάναμε την παραδοχή ότι έχουμε να κάνουμε με βαμβακοκαλλιέργεια, η οποία είναι η πλέον συνηθισμένη στην περιοχή της Θεσσαλίας. Σύμφωνα με την ΚΥΑ 6631/1-6-1989 (ΦΕΚ 428 Β'), η βαμβακοκαλλιέργεια απαιτεί ποσότητα νερού ίση με 650 m³/στρ. για όλη την αρδευτική περίοδο και για το υδατικό διαμέρισμα της Θεσσαλίας. Έχοντας αυτό υπόψη, προέκυψε μια επιθυμητή τιμή αγοράς του ανακτημένου λύματος ίση με 0.037 €/m³ για την βαμβακοκαλλιέργεια. Η αντίστοιχη τιμή γίνεται ίση με 0.033 €/m³ στην περίπτωση καλλιέργειας σιτηρών, ενώ αυξάνει και γίνεται ίση με 0.047 €/m³ στην περίπτωση καλλιέργειας δένδρων. Ωστόσο επειδή το δείγμα των αγροτών της έρευνας αποτελούνταν κατά κύριο λόγο από καλλιεργητές σιτηρών και βάμβακος (βλ. Παράγραφο 13.4.2) θεωρούμε μια τιμή κοντά στα 0.035 €/m³ ως την πιο αντιπροσωπευτική. Συγκρίνοντας αυτή την τιμή με τα κόστη αγροτικής άρδευσης του Σχήματος 13.7, διαπιστώνουμε ότι το όφελος υπολείπεται αρκετά του κόστους στην περίπτωση μικρών εξυπηρετούμενων παροχών (π.χ. 10000 m³/ημέρα). Αντίθετα, στην περίπτωση μεγαλύτερων παροχών το κόστος της απλής προχωρημένης επεξεργασίας μειώνεται σε επίπεδα κοντά στην επιθυμητή τιμή αγοράς του ανακτημένου λύματος. Αν μάλιστα αυξηθεί ο χρόνος ζωής των έργων σε 30 έτη, τότε μπορούμε να έχουμε συγκρίσιμες τιμές διότι στην περίπτωση αυτή το κόστος της απλής προχωρημένης επεξεργασίας για παροχή 40000 m³/ημέρα μπορεί να φτάσει τα 0.04 €/m³.

Από την άλλη πλευρά, στην περίπτωση της αστικής άρδευσης λάβαμε ως αντίστοιχη τιμή οφέλους την παρούσα χρέωση του πόσιμου νερού στην περίπτωση της πόλης της Λάρισας (0.8 €/m³), μια και το νερό που εξοικονομείται μέσω της άρδευσης με ανακτημένο λύμα μπορεί να διατεθεί σε χρήσεις όπως η πόση. Η σύγκριση μεταξύ του οφέλους και του κόστους των έργων ανάκτησης των λυμάτων δείχνει ότι στην περίπτωση αυτή υπερτερεί το όφελος έναντι του κόστους, ακόμη και στην περίπτωση πολύ προχωρημένης επεξεργασίας των λυμάτων και για όλες τις εξυπηρετούμενες παροχές. Αντίστοιχα, εφαρμογή ανάλογης ανάλυσης ευαισθησίας ως προς το χρόνο ζωής του έργου δείχνει ότι το αναμενόμενο όφελος μπορεί να καλύψει τα κόστη μέσα σε ένα πολύ μικρό χρόνο ζωής που κυμαίνεται από 3-5 έτη, ανάλογα και με το είδος της επεξεργασίας. Αντίστοιχη με την περίπτωση της Λάρισας θα είναι η εφαρμογή ανάλυσης κόστους-οφέλους για τις περισσότερες πόλεις στην Ελλάδα, μια και η

χρέωση του πόσιμου νερού κυμαίνεται σε παρόμοια περίπου επίπεδα. Στην Αθήνα μάλιστα η αντίστοιχη χρέωση ισούται με 0.94 €/m³ (Tzimas et al., 2006). Ωστόσο, θα πρέπει να τονιστεί ότι το κόστος διανομής του ανακτημένου λύματος για αστική άρδευση μπορεί να αυξάνει σε περιπτώσεις μη επίπεδων πόλεων για το λόγο ότι απαιτούνται επιπλέον αντλιοστάσια για τη μεταφορά του νερού.

13.3.5 Συμπεράσματα

Από την ανάλυση που μόλις προηγήθηκε, προκύπτει ως κύριο συμπέρασμα το γεγονός ότι τα έργα ανάκτησης λυμάτων για χρήση σε αρδευτικούς σκοπούς μπορεί να μην παρουσιάζουν κόστος σημαντικό σε σχέση με αυτό της δευτεροβάθμιας επεξεργασίας (Borboudaki et al., 2005), ωστόσο το κόστος αυτό στην περίπτωση της αγροτικής άρδευσης δεν μπορεί να αντισταθμιστεί από τα αναμενόμενα οικονομικά οφέλη, κυρίως στην περίπτωση μικρών εξυπηρετούμενων παροχών. Αντίθετα, στην περίπτωση μεγάλων παροχών (π.χ. 40000 m³/ημέρα) το κόστος παραγωγής ανακτημένου λύματος με απλή προχωρημένη επεξεργασία μπορεί να είναι συγκρίσιμο με το αναμενόμενο όφελος αλλά και πάλι το κόστος είναι κατά τι μεγαλύτερο από το όφελος. Σε κάθε περίπτωση πάντως αυτό που προκύπτει ως κύριο συμπέρασμα σχετικά με την αγροτική άρδευση με ανακτημένο λύμα είναι ότι για να καταστεί οικονομικά βιώσιμη στην Ελλάδα θα πρέπει είτε να διαφοροποιηθεί η τιμολογιακή πολιτική του συμβατικού αρδευτικού νερού είτε να υπάρξει κρατική ή κοινοτική επιχορήγηση. Αντίθετα, στην περίπτωση της αστικής άρδευσης μπορούν να αναμένονται σημαντικά οικονομικά οφέλη.

Ένα σημείο που πρέπει να τονιστεί σχετικά με τη διαμόρφωση της τιμολογιακής πολιτικής τόσο του συμβατικού αρδευτικού νερού όσο και του ανακτημένου λύματος είναι ότι θα πρέπει να λαμβάνονται υπόψη και εξωτερικά κόστη υποβάθμισης ή αναβάθμισης του περιβάλλοντος και κοινωνικής αποδοχής. Οι Hernandez et al. (2006) προτείνουν τη χρήση της ακόλουθης σχέσης προκειμένου για αξιολόγηση της βιωσιμότητας ενός έργου ανάκτησης λυμάτων:

$$MaxB_T = B_I + B_E - OC \quad (13.1)$$

όπου B_T : το συνολικό εγγενές όφελος (κέρδη – κόστη), B_I : το εσωτερικό εγγενές όφελος, B_E : το εξωτερικό εγγενές όφελος, OC : το κόστος ευκαιρίας. Ωστόσο στις

περισσότερες έρευνες είναι πρακτικά αδύνατη η μετατροπή όλων των εξωτερικών οφελών σε χρηματικές μονάδες (Hernandez et al., 2006). Για το λόγο αυτό προτιμήθηκε και στην παρούσα εργασία η εφαρμογή της πολυκριτήριας ανάλυσης, όπως αναλυτικά περιγράφηκε άλλωστε στα Κεφάλαια 10 και 11. Στις επόμενες Παραγράφους γίνεται άλλωστε και αναφορά σε σημαντικές κοινωνικές και περιβαλλοντικές παραμέτρους που θα ληφθούν υπόψη στην ανάλυσή μας.

13.4 Έρευνες για την αξιολόγηση κοινωνικών παραμέτρων

Οι σημαντικότερες κοινωνικές παράμετροι που επηρεάζουν την ανάκτηση και επαναχρησιμοποίηση αστικών υγρών αποβλήτων είναι η αποδοχή τόσο των αγροτών όσο και των πολιτών στην περιοχή όπου πρόκειται να εφαρμοσθεί το πρόγραμμα ανάκτησης. Οι πολίτες μάλιστα μπορεί να εμπλέκονται ποικιλοτρόπως, μια και αποτελούν τόσο εν δυνάμει καταναλωτές αγροτικών προϊόντων που αρδεύονται με επαναχρησιμοποιημένο λύμα όσο και έμμεσους χρήστες του ανακτημένου λύματος, μια και μπορεί να χρησιμοποιούν για αναψυχή (π.χ. περπάτημα, τρέξιμο, κλπ.) δημόσιους χώρους που αρδεύονται με τέτοιου είδους νερό (π.χ. πάρκα, γήπεδα γκολφ, κλπ.).

Για τη διερεύνηση λοιπόν των κοινωνικών παραμέτρων σχεδιάστηκαν και πραγματοποιήθηκαν δύο έρευνες στην περιοχή της Θεσσαλίας. Η πρώτη έρευνα, η οποία ήταν κυρίως διερευνητική (πιλοτική), είχε ως ομάδα-στόχο αποκλειστικά αγρότες και αποσκοπούσε στο να γίνει μια πρώτη διερεύνηση της επιθυμίας τους να χρησιμοποιήσουν τέτοιου είδους υδατικό πόρο και της αποδοχής που μπορεί να είχε ένα τέτοιο εγχείρημα από την πλευρά τους. Η δεύτερη έρευνα ήταν πιο ευρεία και περιελάμβανε ως ομάδες-στόχο τόσο αγρότες όσο και πολίτες-καταναλωτές από την περιοχή της Θεσσαλίας. Η μέθοδος που ακολουθήθηκε και στις δύο περιπτώσεις για τη διερεύνηση των κοινωνικών παραμέτρων είναι αυτή της υποθετικής αγοράς, η οποία περιγράφηκε διεξοδικά στην Παράγραφο 10.4.1. Υπενθυμίζεται ότι η μέθοδος βασίζεται στη χρήση ερωτηματολογίων όπου γίνεται η υπόθεση ύπαρξης μιας αγοράς όπου οι ερωτώμενοι δηλώνουν την επιθυμία τους να χρησιμοποιήσουν ένα περιβαλλοντικό αγαθό και να πληρώσουν για αυτό.

Ο πληθυσμός μελέτης προέρχονταν από την περιοχή της Θεσσαλίας και κυρίως από τους Νομούς Λάρισας και Μαγνησίας, ενώ μικρότερα ποσοστά αυτού προέρχονταν από τους Νομούς Καρδίτσας και Τρικάλων. Η μέθοδος που ακολουθήθηκε για τη

συμπλήρωση των ερωτηματολογίων είναι αυτή της προσωπικής συνέντευξης, η οποία επιτρέπει την άντληση περισσότερων πληροφοριών, ενώ ταυτόχρονα δίνει στον συνεντεύκτη την ευκαιρία να αποσαφηνίσει ορισμένες δύσκολες έννοιες στους ερωτώμενους και κατ' αυτό τον τρόπο να αντλήσει περισσότερο αντικειμενικές πληροφορίες από αυτούς. Τέλος, όσον αφορά τον τύπο των ερωτήσεων, αυτές διέφεραν στις δύο έρευνες. Στην πρώτη επιλέχθηκε να είναι κλειστές, ενώ στη δεύτερη έρευνα είχαμε τόσο ανοικτές όσο και κλειστές ερωτήσεις. Στο σημείο αυτό αξίζει να αναφέρουμε ότι οι κλειστές ερωτήσεις χρησιμοποιούνται συνήθως για την άντληση βασικών πληροφοριών γύρω από ένα θέμα με σκοπό την εξακρίβωση τάσεων ή θέσεων στον πληθυσμό μελέτης, ενώ είναι σχετικά εύκολη η στατιστική τους ανάλυση. Αντίθετα, οι ανοικτές ερωτήσεις προσφέρουν τη δυνατότητα άντλησης πολλών και χρήσιμων πληροφοριών που αιτιολογούν τη στάση ή τη θέση του πληθυσμού μελέτης, ακόμη και σε θέματα που απαιτούν πολύ προσεκτικούς χειρισμούς. Ωστόσο, η διεξοδική ανάλυση των ανοικτών ερωτήσεων, σε αντίθεση με τις κλειστού τύπου ερωτήσεις, είναι σαφώς πιο δύσκολη (Javeau, 2000).

13.4.1 Πρώτη έρευνα

13.4.1.1 Δομή

Η πρώτη έρευνα, η οποία ήταν καθαρά διερευνητική (πιλοτική), διεξήχθη την περίοδο της Άνοιξης του 2007 και είχε ως ομάδα-στόχο αποκλειστικά αγρότες από την περιοχή της Θεσσαλίας. Μοιράστηκαν συνολικά 107 ερωτηματολόγια. Η δομή του ερωτηματολογίου που μοιράστηκε στους αγρότες φαίνεται στον Πίνακα 13.1. Όπως παρατηρούμε, κάθε ερωτηματολόγιο χωρίζονταν σε τρεις διαφορετικές ενότητες. Η πρώτη ενότητα περιείχε ερωτήσεις που είχαν ως στόχο τη διερεύνηση συσχετισμών μεταξύ των κοινωνικοοικονομικών χαρακτηριστικών του ερωτώμενου και της επιθυμίας του να χρησιμοποιήσει ανακτημένο λύμα και να πληρώσει γι' αυτό (A1-A5).

Η δεύτερη ενότητα είχε ως στόχο να διερευνήσει την επιθυμία των αγροτών να χρησιμοποιήσουν ανακτημένο λύμα για άρδευση των καλλιεργειών τους. Ωστόσο και πριν τεθεί στους ερωτώμενους η ανάλογη ερώτηση, προηγούνταν σχετική ενημέρωση των αγροτών για όρους και έννοιες όπως είναι αυτές της «επεξεργασίας λυμάτων», της «ανάκτησης λυμάτων» και της «επαναχρησιμοποίησης λυμάτων». Συγκεκριμένα,

εξηγήθηκε στους αγρότες τι είναι λύμα και τι είδους ρυπαντικές ουσίες μπορεί να περιέχει, τι είναι επεξεργασία λυμάτων και πως αυτή γίνεται προκειμένου να απομακρυνθούν οι ρυπαντικές ουσίες από αυτό, πως γίνεται το επεξεργασμένο λύμα να επαναχρησιμοποιηθεί και τι είδους οφέλη και κίνδυνοι μπορεί να προκύπτουν από αυτή την επαναχρησιμοποίηση. Σχετικά με τα οφέλη, εξηγήθηκε κυρίως το γεγονός ότι η χρήση ανακτημένων λυμάτων μπορεί να συμβάλει στην εξοικονόμηση σημαντικών ποσοτήτων λιπασμάτων εξαιτίας των θρεπτικών στοιχείων (άζωτο, φώσφορος) που περιέχει το λύμα, ενώ ταυτόχρονα εξοικονομούνται και ποσότητες νερού. Σχετικά με τους κινδύνους, εξηγήθηκε ότι αυτοί μπορεί να είναι σημαντικοί τόσο για την υγεία όσο και για το περιβάλλον, κυρίως στην περίπτωση που το λύμα δεν δέχεται ανάλογη επεξεργασία. Τέλος, παρουσιάστηκαν στους ερωτώμενους κάποια παραδείγματα ανάκτησης και επαναχρησιμοποίησης λυμάτων από χώρες του εξωτερικού. Η μοναδική ερώτηση που περιλαμβάνονταν στη δεύτερη αυτή ενότητα είχε ως στόχο να διαπιστώσει την επιθυμία των αγροτών να χρησιμοποιήσουν τέτοιου είδους υδατικό πόρο για άρδευση των καλλιεργειών τους (B1).

Τέλος, η τρίτη ενότητα περιείχε ερωτήσεις που είχαν ως στόχο να διαπιστώσουν την επιθυμία των αγροτών να πληρώσουν για να αποκτήσουν ανακτημένο λύμα για άρδευση των καλλιεργειών τους (Γ1, Γ2). Η προσέγγιση της τιμής που οι αγρότες θα ήταν διατεθειμένοι να πληρώσουν για το ανακτημένο λύμα έγινε με τη χρήση ποσοστών επί της τιμής του υπάρχοντος αρδευτικού νερού που πληρώνουν αυτή τη στιγμή.

Στο σημείο αυτό πρέπει να αναφερθεί ότι δεν υπάρχει ενιαία τιμολογιακή πολιτική του αρδευτικού νερού στην περιοχή της Θεσσαλίας. Όσοι από τους αγρότες χρησιμοποιούν επιφανειακό νερό χρεώνονται από τους διάφορους ΤΟΕΒ με βάση το ετήσιο λειτουργικό τους κόστος. Το συγκεκριμένο κόστος συνίσταται κυρίως στη λειτουργία των διαφόρων αντλιοστασίων και σε πληρωμές προσωπικού, ενώ δεν υφίσταται ουσιαστική επεξεργασία του νερού πριν τη διάθεσή του στους αγρότες. Ωστόσο και η τιμολογιακή πολιτική χρέωσης του νερού μεταξύ των ΤΟΕΒ στη Θεσσαλία διαφέρει, με αποτέλεσμα να είναι πολύ δύσκολη η εφαρμογή ουσιαστικής πολιτικής χρέωσης του αρδευτικού νερού κι άρα και του ανακτημένου λύματος. Εάν μάλιστα συνδυαστεί το γεγονός της ύπαρξης μη ενιαίας τιμολογιακής πολιτικής του αρδευτικού νερού με το ό,τι σε γενικές γραμμές αυτό υποτιμολογείται στην Ελλάδα (βλ. Παράγραφο 13.3), τότε προκύπτει ότι το πρόβλημα της ορθολογικής τιμολόγησης

του αρδευτικού νερού θα πρέπει να εξεταστεί άμεσα και με τον πλέον ολοκληρωμένο τρόπο στη χώρα μας.

Από την άλλη πλευρά, όσοι από τους αγρότες της Θεσσαλίας χρησιμοποιούν υπόγειο νερό, το προμηθεύονται είτε από τον εκάστοτε ΤΟΕΒ (γεωτρήσεις του ΤΟΕΒ), είτε κυρίως από ιδιωτικές γεωτρήσεις, των οποίων το κόστος τον τελευταίο καιρό αυξάνει λόγω του ολοένα και μεγαλύτερου βάθους που μπορεί να αντλήσει νερό η γεώτρηση, ενώ ταυτόχρονα και ο χρόνος ζωής της γεώτρησης μικραίνει και πάλι λόγω γρήγορης ταπείνωσης του υπόγειου υδροφόρου ορίζοντα.

Πίνακας 13.1: Δομή ερωτηματολογίου πρώτης έρευνας στην περιοχή της Θεσσαλίας

Ερώτηση	Δυνατές απαντήσεις
Φύλο (A1)	<ul style="list-style-type: none"> • Άνδρας • Γυναίκα
Ηλικία (A2)	<ul style="list-style-type: none"> • 18-40 • 41-64 • 65+
Επίπεδο εκπαίδευσης (A3)	<ul style="list-style-type: none"> • Πρωτοβάθμια εκπαίδευση • Δευτεροβάθμια εκπαίδευση • Πανεπιστημιακή εκπαίδευση
Μέσο μηνιαίο εισόδημα (A4) ^a	<ul style="list-style-type: none"> • < 500 € • 500 – 1000 € • 1000 – 1500 € • > 1500 €
Καλλιεργούμενη έκταση (A5)	<ul style="list-style-type: none"> • < 100 στρέμματα • > 100 στρέμματα
“Αν είχατε διαθέσιμο ανακτημένο λύμα, θα χρησιμοποιούσατε αυτό το νερό για άρδευση των καλλιεργειών σας;” (B1)	<ul style="list-style-type: none"> • Σίγουρα όχι • Πιθανόν • Ναι, φυσικά
“Αν είχατε διαθέσιμο τόσο υπάρχον αρδευτικό νερό όσο και ανακτημένο λύμα, ποιο θα χρησιμοποιούσατε για άρδευση των καλλιεργειών σας;” (Γ1)	<ul style="list-style-type: none"> • Υπάρχον νερό ακόμη κι αν η τιμή του ανακτημένου λύματος είναι 0 • Ανακτημένο λύμα αν η τιμή του είναι μισή της τιμής του υπάρχοντος νερού • Ανακτημένο λύμα αν η τιμή του είναι κατά τι μικρότερη από αυτή του υπάρχοντος νερού
“Αν δεν είχατε διαθέσιμο υπάρχον αρδευτικό νερό λόγω ξηρασίας, σε ποια περίπτωση θα χρησιμοποιούσατε ανακτημένο λύμα για άρδευση των καλλιεργειών σας;” (Γ2)	<ul style="list-style-type: none"> • Δεν θα χρησιμοποιούσα ανακτημένο λύμα • Θα χρησιμοποιούσα ανακτημένο λύμα, αν θα πλήρωνα γι’ αυτό το μισό της τιμής του υπάρχοντος νερού • Θα χρησιμοποιούσα ανακτημένο λύμα και θα πλήρωνα γι’ αυτό το ίδιο με το υπάρχον νερό • Θα χρησιμοποιούσα ανακτημένο λύμα και θα πλήρωνα γι’ αυτό κατά τι περισσότερο από το υπάρχον νερό

^a Επειδή στην έρευνα συμμετείχαν τόσο πλήρους όσο και μερικής απασχόλησης αγρότες, ζητήθηκε από τους μερικής απασχόλησης αγρότες να δηλώσουν το μέσο μηνιαίο εισόδημά τους που αντιστοιχεί στην αγροτική τους δραστηριότητα.

13.4.1.2 Στατιστική ανάλυση

Η μέθοδος που χρησιμοποιήθηκε για τη στατιστική ανάλυση των δεδομένων που συλλέχθηκαν από τα ερωτηματολόγια είναι αυτή της πολυωνυμικής λογιστικής παλινδρόμησης (multinomial logistic regression). Η μέθοδος χρησιμοποιείται κυρίως στην περίπτωση που θέλουμε να εξάγουμε συσχετισμούς ανάμεσα σε μια εξαρτημένη μεταβλητή και διάφορες ανεξάρτητες μεταβλητές και ενδείκνυται στην περίπτωση που η εξαρτημένη μεταβλητή είναι κατηγορική και έχει περισσότερες από δύο πιθανές κατηγορίες (Norusis, 2005).

Στην προκειμένη περίπτωση η λογιστική παλινδρόμηση χρησιμοποιείται προκειμένου να εκτιμηθεί το πώς διαφοροποιείται η πιθανότητα ένας αγρότης να επιθυμεί να πληρώσει για να αποκτήσει ανακτημένο λύμα (εξαρτημένη μεταβλητή) ανάλογα με ένα σύνολο κοινωνικοοικονομικών γνωρισμάτων του αγρότη και ορισμένων περιβαλλοντικών παραμέτρων (ανεξάρτητες μεταβλητές). Στην προκειμένη περίπτωση επιλέχθηκε η μεταβλητή Γ1 ως εξαρτημένη και οι μεταβλητές A1, A2, A3, A4, A5, B1 και Γ2 ως ανεξάρτητες. Υπενθυμίζεται ότι η εξαρτημένη μας μεταβλητή αντιστοιχεί στην ερώτηση “Αν είχατε διαθέσιμο τόσο υπάρχον αρδευτικό νερό όσο και ανακτημένο λύμα, ποιο θα χρησιμοποιούσατε για άρδευση των καλλιεργειών σας;”. Οι κατηγορίες – δυνατές απαντήσεις που περιλαμβάνει η εξαρτημένη μεταβλητή είναι οι ακόλουθες:

- Υπάρχον νερό ακόμη κι αν η τιμή του ανακτημένου λύματος είναι 0 (α).
- Ανακτημένο λύμα, αν η τιμή του είναι μισή της τιμής του υπάρχοντος νερού (β).
- Ανακτημένο λύμα, αν η τιμή του είναι κατά τι μικρότερη από αυτή του υπάρχοντος νερού (γ).

Σύμφωνα με τις αρχές της λογιστικής παλινδρόμησης θα πρέπει να επιλεγεί μια από τις παραπάνω κατηγορίες απαντήσεων που περιλαμβάνει η εξαρτημένη μεταβλητή ως κατηγορία αναφοράς. Στην προκειμένη περίπτωση αυτή επιλέγεται να είναι η (α) (δηλ. η μη επιθυμία του αγρότη να αποκτήσει ανακτημένο λύμα).

Σε γενικές γραμμές κάθε εμπειρικό μοντέλο πολυωνυμικής λογιστικής παλινδρόμησης περιγράφεται μέσω της σχέσης:

$$\frac{\text{prob}(i - \text{class})}{\text{prob}(j - \text{class})} = e^{\beta_{i0}} \cdot e^{\beta_{i1}X_1} \cdot e^{\beta_{i2}X_2} \dots e^{\beta_{in}X_n + \varepsilon_i} = e^{\beta_{i0} + \beta_{i1}X_1 + \beta_{i2}X_2 + \dots + \beta_{in}X_n + \varepsilon_i} \quad (13.1)$$

$$\ln \left[\frac{\text{prob}(i - \text{class})}{\text{prob}(j - \text{class})} \right] = \beta_{i0} + \beta_{i1} X_1 + \beta_{i2} X_2 + \dots + \beta_{in} X_n + \varepsilon_i \quad (13.2)$$

όπου $\text{prob}(i - \text{class})$: η πιθανότητα η εξαρτημένη μεταβλητή να ανήκει στην κατηγορία i , $\text{prob}(j - \text{class})$: η πιθανότητα η εξαρτημένη μεταβλητή να ανήκει στην κατηγορία j , X_n : οι ανεξάρτητες μεταβλητές 1 έως n που χρησιμοποιούνται από το εμπειρικό μοντέλο, β_{i0} : σταθερά, β_{in} : ο συντελεστής συσχέτισης κάθε μεταβλητής με τη λογιστική πιθανότητα (logit) i , ε_i : τα κατάλοιπα που αντιστοιχούν στο logit i .

Στην περίπτωση μας είναι δυνατή η διαμόρφωση δύο διαφορετικών σχέσεων - logit ως εξής:

$$\text{LogitA} = \ln \left[\frac{\text{prob}(1/2 - \text{payment})}{\text{prob}(\text{No} - \text{payment})} \right] = \beta_{1/2p0} + \beta_{1/2p1} X_1 + \dots + \beta_{1/2p7} X_7 + \varepsilon_{1/2p} \quad (13.3)$$

$$\text{LogitB} = \ln \left[\frac{\text{prob}(\text{payment} - \text{less})}{\text{prob}(\text{No} - \text{payment})} \right] = \beta_{less0} + \beta_{less1} X_1 + \dots + \beta_{less7} X_7 + \varepsilon_{less} \quad (13.4)$$

όπου $\text{prob}(1/2 - \text{payment})$: η πιθανότητα η εξαρτημένη μεταβλητή να βρίσκεται στην κατηγορία (β), $\text{prob}(\text{payment} - \text{less})$: η πιθανότητα η εξαρτημένη μεταβλητή να βρίσκεται στην κατηγορία (γ). Η πρώτη σχέση εκφράζει το λογάριθμο του λόγου της πιθανότητας ένας αγρότης να πληρώσει για ανακτημένο λύμα το μισό από ό,τι πληρώνει για υπάρχον νερό σε σχέση με την πιθανότητα να μη θέλει να χρησιμοποιήσει καθόλου ανακτημένο λύμα. Αντίστοιχα, η δεύτερη σχέση εκφράζει το λογάριθμο του λόγου της πιθανότητας ένας αγρότης να πληρώσει για ανακτημένο λύμα κατά τι λιγότερο από ό,τι πληρώνει για υπάρχον νερό σε σχέση με την πιθανότητα να μη θέλει να χρησιμοποιήσει καθόλου ανακτημένο λύμα.

13.4.1.3 Αποτελέσματα

Πριν προχωρήσουμε στην παράθεση των αποτελεσμάτων εφαρμογής της πολυωνυμικής λογιστικής παλινδρόμησης, κρίνεται απαραίτητο να δώσουμε κάποια γενικά περιγραφικά στοιχεία σχετικά με τον πληθυσμό των αγροτών που συμμετείχε στην έρευνα. Καταρχήν η συντριπτική πλειονότητα ήταν άντρες (88.8%). Η ηλικία των περισσότερων ήταν μεταξύ 41-64 ετών, το μέσο μηνιαίο εισόδημά τους κυμαίνονταν από 500-1000 € ενώ η εκπαίδευση που είχαν λάβει οι περισσότεροι ήταν δευτεροβάθμια. Επίσης η πλειονότητα καλλιεργούσε έκταση μικρότερη από 100

στρέμματα. Στην ερώτηση που επιλέχθηκε να αποτελέσει την εξαρτημένη μεταβλητή (Γ1), η πλειονότητα των αγροτών (57.9%) απάντησε ότι είναι πρόθυμοι να πληρώσουν για ανακτημένο λύμα το μισό από ό,τι πληρώνουν για υπάρχον αρδευτικό νερό, ένα μάλλον μεγάλο ποσοστό (33.6%) απάντησε ότι δεν θα χρησιμοποιούσε καθόλου ανακτημένο λύμα ως αρδευτικό νερό ενώ, τέλος, ένα πολύ μικρό ποσοστό αυτών (8.4%) θα πλήρωνε για ανακτημένο λύμα κατά τι λιγότερο από αυτό που πληρώνει για υπάρχον αρδευτικό νερό.

Ο υπολογισμός της σχετικής σπουδαιότητας των επιμέρους ανεξάρτητων μεταβλητών για το μοντέλο μας έδειξε ότι οι μεταβλητές A4, B1 και Γ2 είναι στατιστικά σημαντικές (sig. < 0.05), ενώ οι υπόλοιπες δείχνουν να μην επηρεάζουν σημαντικά το λογιστικό μοντέλο (sig. > 0.1) (Πίνακας 13.2). Ο έλεγχος της εγκυρότητας του μοντέλου μας και της καλής προσαρμογής των δεδομένων έγινε με χρήση ψευδοκριτηρίων R^2 . Τα ψευδοκριτήρια R^2 χρησιμοποιούνται με τρόπο ανάλογο της χρήσης του κριτηρίου R^2 στα μοντέλα γραμμικής παλινδρόμησης. Συγκεκριμένα, τιμές των ψευδοκριτηρίων R^2 που τείνουν στη μονάδα σημαίνουν και καλύτερη προσαρμογή του μοντέλου στα δεδομένα. Στην προκειμένη περίπτωση χρησιμοποιήθηκαν ως ψευδοκριτήρια R^2 τα εξής: Cox and Snell R^2 , Nagelkerke R^2 και McFadden R^2 . Ο έλεγχος των τιμών των ψευδοκριτηρίων Cox and Snell R^2 και Nagelkerke R^2 δείχνει ότι η προσαρμογή των δεδομένων στο μοντέλο μας είναι ικανοποιητική. Οι τιμές των ψευδοκριτηρίων Cox and Snell R^2 και Nagelkerke R^2 είναι αντίστοιχα 0.546 και 0.656, ενώ η τιμή του ψευδοκριτηρίου McFadden R^2 είναι 0.443. Λαμβάνοντας υπόψη ότι οι τιμές για τέτοιου είδους κριτήρια στη λογιστική παλινδρόμηση είναι συνήθως πολύ μικρότερες από τις αντίστοιχες τιμές τέτοιων κριτηρίων σε γραμμικά μοντέλα (Norusis, 2005), συμπεραίνουμε πράγματι ότι η εγκυρότητα του μοντέλου μας είναι σημαντική. Επίσης ο συντελεστής Pearson X^2 για το συνολικό μοντέλο παίρνει τιμή ίση με 109.202 με 36 βαθμούς ελευθερίας και σημαντικότητα, sig = 0.000.

Στον Πίνακα 13.3 παρουσιάζεται η εφαρμογή της πολυωνυμικής λογιστικής παλινδρόμησης για κάθε μια από τις Εξισώσεις (13.3) και (13.4). Υπενθυμίζεται ότι ως εξαρτημένη μεταβλητή θεωρήθηκε η μεταβλητή Γ1 ενώ ως ανεξάρτητες προγνωστικές μεταβλητές χρησιμοποιήθηκαν οι A1, A2, A3, A4, A5, B1 και Γ2. Στο μοντέλο καταγράφεται η τιμή του συντελεστή B, ο οποίος μας επιτρέπει να εντοπίσουμε ποιες ανεξάρτητες μεταβλητές συσχετίζονται θετικά ή αρνητικά με την εξαρτημένη μεταβλητή (δηλ. μπορεί να αυξάνουν ή να μειώνουν την αντίστοιχη πιθανότητα). Όσο

μεγαλύτερος και θετικός είναι ο συντελεστής B, τόσο μεγαλύτερη θετική συσχέτιση υπάρχει μέσω αύξησης της αντίστοιχης πιθανότητας να πληρώσει ο αγρότης για να αποκτήσει ανακτημένο λύμα σε σχέση με την κατηγορία αναφοράς. Αντίθετα, μεγάλες αρνητικές τιμές καταδεικνύουν μικρή πιθανότητα συσχέτισης μέσω μείωσης της αντίστοιχης πιθανότητας. Παράλληλα, ο Πίνακας 13.3 παρουσιάζει το λόγο πιθανοτήτων (Exp B), ο οποίος λαμβάνει μεγάλες θετικές τιμές σε μεταβλητές με θετικό συντελεστή B και είναι μικρότερος σε μεταβλητές με αρνητικό. Η στατιστική σημαντικότητα υπολογίζεται με τη στατιστική τεχνική Wald.

Πίνακας 13.2: Στατιστική σημαντικότητα των επιμέρους ανεξάρτητων μεταβλητών ως προς το μοντέλο μας

Μεταβλητή	Τιμή X^2	Βαθμοί ελευθερίας (df)	Σημαντικότητα (Sig.)
A1	3.745	2	0.154
A3	3.508	2	0.173
A4	18.485	2	0.000
A5	4.107	2	0.128
A2	1.606	2	0.448
Γ2	35.079	2	0.000
B1	8.233	2	0.016

Πίνακας 13.3: Εφαρμογή πολυωνυμικής λογιστικής παλινδρόμησης

Επιθυμία του αγρότη να πληρώσει για ανακτημένο νερό	Μεταβλητές	Β	Τυπ. σφάλμα	Wald	Βαθμοί ελευθερίας (df)	Σημαντικότητα (Sig.)	Exp(B)	Όρια εμπιστοσύνης [για το 95% της κατανομής της Exp(B)]	
								Κατώτερο όριο	Ανώτερο όριο
1. Πιθανότητα ένας αγρότης να πληρώσει για ανακτημένο λύμα το μισό από ό,τι πληρώνει για υπάρχον νερό σε σχέση με την πιθανότητα να μη θέλει να χρησιμοποιήσει καθόλου ανακτημένο λύμα.	Σταθερά	0.343	2.948	0.014	1	0.907			
	A1	1.486	1.362	1.191	1	0.275	4.419	0.306	63.730
	A3	1.824	1.148	2.523	1	0.098	6.197	0.653	58.839
	A4	-3.089	0.922	11.216	1	0.001	0.046	0.007	0.278
	A5	-1.561	0.840	3.450	1	0.063	0.210	0.040	1.090
	A2	1.028	0.850	1.463	1	0.226	2.797	0.528	14.803
	Γ2	2.553	0.610	17.505	1	0.000	12.844	3.884	42.467
	B1	-1.298	0.520	6.231	1	0.013	0.273	0.099	0.757
2. Πιθανότητα ένας αγρότης να πληρώσει για ανακτημένο λύμα κατά τι λιγότερο από ό,τι πληρώνει για υπάρχον νερό σε σχέση με την πιθανότητα να μη θέλει να χρησιμοποιήσει καθόλου ανακτημένο λύμα.	Σταθερά	- 17.305	8.355	4.289	1	0.038			
	A1	4.458	2.652	2.825	1	0.093	86.305	0.477	15625.168
	A3	0.210	1.431	0.022	1	0.883	1.233	0.075	20.368
	A4	-0.032	1.275	0.001	1	0.980	0.969	0.080	11.782
	A5	-0.443	1.602	0.076	1	0.782	0.642	0.028	14.845
	A2	1.341	1.907	0.494	1	0.482	3.821	0.091	160.573
	Γ2	3.188	1.077	8.756	1	0.003	24.231	2.934	200.135
	B1	-0.449	1.077	0.174	1	0.677	0.638	0.077	5.272

Παρατηρώντας τον Πίνακα 13.3 και σε ό,τι αφορά καταρχήν την πρώτη ανεξάρτητη μεταβλητή A1, η οποία αναφέρεται στο φύλο του αγρότη, παρατηρούμε ότι αυτή παίρνει θετική τιμή συντελεστή B και για τις δύο πιθανότητες (logits) που εξετάζουμε. Ωστόσο η συσχέτιση ανάμεσα στο φύλο του αγρότη και στην επιθυμία του να πληρώσει για να αποκτήσει ανακτημένο λύμα είναι στατιστικά σημαντική μόνο για τη δεύτερη πιθανότητα, ενώ δεν επηρεάζει καθόλου την πρώτη πιθανότητα. Παρατηρώντας πιο προσεκτικά τα δεδομένα μας, βλέπουμε ότι όταν το φύλο του αγρότη είναι θηλυκό, τότε αυξάνεται η πιθανότητα να χρησιμοποιήσει ανακτημένο λύμα και να πληρώσει γι' αυτό κατά τι λιγότερο από το υπάρχον αρδευτικό νερό. Ωστόσο το συμπέρασμα αυτό είναι μικρής πρακτικής σημασίας διότι στην Περιφέρεια της Θεσσαλίας η συντριπτική πλειονότητα των αγροτών, οι οποίοι εμφανίζονται ως αρχηγοί των αγροτικών οικογενειών και άρα ως οι κύριοι λήπτες απόφασης, είναι άνδρες.

Σε ό,τι αφορά τη μεταβλητή A3 που αναφέρεται στο επίπεδο εκπαίδευσης του αγρότη, αυτή εμφανίζει θετικό συντελεστή B και για τις δύο πιθανότητες. Ωστόσο είναι στατιστικά σημαντική η συσχέτισή της μόνο με την πρώτη πιθανότητα. Το γεγονός αυτό δείχνει πως όσο αυξάνεται το επίπεδο εκπαίδευσης του αγρότη, τόσο αυξάνεται και η επιθυμία του να χρησιμοποιήσει ανακτημένο λύμα και να πληρώσει γι' αυτό το μισό της τιμής του υπάρχοντος αρδευτικού νερού. Για τιμές ανακτημένου λύματος μεγαλύτερες από την παραπάνω τιμή, το επίπεδο εκπαίδευσης του αγρότη δεν φαίνεται να επηρεάζει σημαντικά την επιθυμία του να πληρώσει για να αποκτήσει ανακτημένο λύμα παρά το γεγονός ότι κανείς θα περίμενε όσο υψηλότερο είναι το επίπεδο εκπαίδευσης τόσο μεγαλύτερη θα είναι και η επιθυμία των αγροτών να πληρώσουν για να αποκτήσουν ανακτημένο λύμα.

Η μεταβλητή A4 αναφέρεται στο μηνιαίο εισόδημα του αγρότη. Παρατηρώντας τους συντελεστές B που εμφανίζει η συγκεκριμένη μεταβλητή και στις δύο πιθανότητες, βλέπουμε ότι αυτοί παίρνουν αρνητικές τιμές ενώ η συσχέτιση είναι στατιστικά σημαντική μόνο για την πρώτη πιθανότητα. Το γεγονός αυτό σημαίνει ότι όσο αυξάνεται το εισόδημα του αγρότη, τόσο μειώνεται η πιθανότητα ο αντίστοιχος αγρότης να πληρώσει το μισό της τιμής του αρδευτικού νερού για να αγοράσει ανακτημένο λύμα. Το συμπέρασμα αυτό είναι απόλυτα λογικό διότι ένας αγρότης με μεγάλο εισόδημα μπορεί εύκολα να πληρώσει για το υπάρχον αρδευτικό νερό ακόμη κι αν η τιμή του είναι υψηλή. Τα ίδια συμπεράσματα προκύπτουν και για τη μεταβλητή A5, η οποία αναφέρεται στην καλλιεργούμενη έκταση. Το γεγονός αυτό είναι επίσης

απόλυτα αναμενόμενο αφού συνήθως στη Θεσσαλία οι αγρότες με τα μεγαλύτερα εισοδήματα είναι αυτοί που καλλιεργούν και μεγαλύτερες εκτάσεις.

Σε ό,τι αφορά τη μεταβλητή A2 η οποία αναφέρεται στην ηλικία των αγροτών, αυτή δεν είναι στατιστικά σημαντική για καμία από τις δύο πιθανότητες.

Η πλέον σημαντική μεταβλητή και για τις δύο πιθανότητες που εξετάζουμε φαίνεται να είναι η Γ2. Η μεταβλητή αυτή αναφέρεται στην ύπαρξη ξηρασίας και ελέγχει πως διαφοροποιείται η επιθυμία των αγροτών να πληρώσουν για ανακτημένο λύμα κάτω από μια τέτοια συνθήκη. Στην περίπτωση αυτή λοιπόν φαίνεται ότι όταν υπάρχει ξηρασία στην περιοχή της Θεσσαλίας, τότε αυξάνεται σημαντικά η επιθυμία των αγροτών να πληρώσουν για το ανακτημένο λύμα. Αξίζει να σημειωθεί ότι στην ερώτηση αυτή οι αγρότες με το μεγαλύτερο μηνιαίο εισόδημα δήλωσαν ότι θα ήταν διατεθειμένοι να πληρώσουν για ανακτημένο λύμα και κατά τι παραπάνω από ό,τι πληρώνουν για το υπάρχον αρδευτικό νερό. Το συμπέρασμα αυτό είναι εξαιρετικής σημασίας διότι στην περιοχή της Θεσσαλίας υπάρχουν σημαντικά υδατικά ελλείμματα, κυρίως κατά τους θερινούς μήνες, όπως αναλυτικά περιγράφηκε και στην Παράγραφο 13.2 κι άρα η αποδοχή της χρήσης τέτοιου είδους πόρου από τους αγρότες μπορεί να συμβάλει στην προσπάθεια για ορθολογική διαχείριση των υδατικών πόρων στην περιοχή.

Τέλος, σε ό,τι αφορά τη μεταβλητή B1, η οποία δείχνει την επιθυμία των αγροτών να χρησιμοποιήσουν ανακτημένο λύμα ως αρδευτικό νερό, οι συντελεστές B παίρνουν αρνητική τιμή και για τις δύο πιθανότητες. Ωστόσο η συσχέτιση ανάμεσα στη μεταβλητή και στην αντίστοιχη πιθανότητα είναι στατιστικά σημαντική μόνο για την πρώτη πιθανότητα. Το γεγονός αυτό σημαίνει ότι όσο αυξάνεται η επιθυμία του αγρότη να χρησιμοποιήσει ανακτημένο λύμα ως αρδευτικό νερό, τόσο μειώνεται αντίστοιχα η πιθανότητα να πληρώσει για το νερό αυτό το μισό από ό,τι πληρώνει για το υπάρχον αρδευτικό νερό. Αυτό είναι ένα ορθολογικό συμπέρασμα μια και όσο αυξάνεται η επιθυμία κάποιου να χρησιμοποιήσει ανακτημένο λύμα, τόσο θα πρέπει να αυξάνει και η επιθυμία του να πληρώσει για το νερό αυτό.

Από την ανάλυση που μόλις προηγήθηκε προκύπτει ότι ο πλέον σημαντικός παράγοντας, που μπορεί να επηρεάσει την επιθυμία ενός αγρότη για να χρησιμοποιήσει ανακτημένο λύμα και αντίστοιχα να πληρώσει γι' αυτό, είναι η έλλειψη επαρκών υδατικών πόρων στην περιοχή. Από την άλλη πλευρά, οι αγρότες με τα μεγαλύτερα εισοδήματα δεν φαίνονται πρόθυμοι να χρησιμοποιήσουν ανακτημένο λύμα όταν υπάρχει αρδευτικό νερό στην περιοχή τους ανεξάρτητα από το επίπεδο εκπαίδευσής

τους και την ηλικία τους. Το γεγονός αυτό βέβαια δεν είναι ιδιαίτερα ενθαρρυντικό, ωστόσο φαίνεται ότι αυτή η νοοτροπία τους αρχίζει να αλλάζει τα τελευταία χρόνια υπό το καθεστώς της συνεχούς εξάντλησης των υπαρχόντων υδατικών πόρων στην περιοχή. Το γεγονός αυτό προκύπτει ως γενικό συμπέρασμα και από τις συζητήσεις που προηγήθηκαν με τους αγρότες κατά τη διάρκεια συμπλήρωσης των ερωτηματολογίων.

13.4.1.4 Συμπεράσματα – Προβληματισμοί

Η πρώτη έρευνα σχετικά με την κοινωνική αποδοχή της χρήσης ανακτημένου λύματος στην περιοχή της Θεσσαλίας επικέντρωσε, όπως είδαμε, στη διερεύνηση και συσχέτιση τόσο των κοινωνικοοικονομικών γνωρισμάτων των αγροτών όσο και ορισμένων περιβαλλοντικών παραμέτρων της περιοχής ενδιαφέροντος (π.χ. ξηρασία) με την επιθυμία αυτών να χρησιμοποιήσουν ανακτημένο λύμα και αντίστοιχα να πληρώσουν γι' αυτό. Η συγκεκριμένη επιθυμία αυξάνονταν κυρίως όταν υπήρχε ξηρασία στην περιοχή ενδιαφέροντος, ενώ παράγοντες όπως το φύλο (θηλυκό) και το επίπεδο εκπαίδευσης των αγροτών επηρέαζαν έως ένα βαθμό θετικά την ανωτέρω επιθυμία.

Σημαντικό μειονέκτημα ωστόσο της συγκεκριμένης έρευνας, η οποία ήταν κυρίως διερευνητική, αποτελεί το γεγονός ότι δεν πραγματοποιήθηκε η ενσωμάτωση ακόμη περισσότερων μεταβλητών που αναφέρονται όχι μόνο σε κοινωνικοοικονομικά γνωρίσματα αλλά και σε γενικότερες γνώσεις των ερωτώμενων σχετικά με το θέμα της επαναχρησιμοποίησης των λυμάτων. Επίσης, λόγω του ό,τι επιλέχθηκε όλες οι ερωτήσεις να είναι κατηγορικές, δεν ήταν δυνατή η εξαγωγή ορισμένων περιγραφικών δεδομένων για κάποιες μεταβλητές με τη μορφή αριθμητικών τιμών.

Για τους ανωτέρω λόγους επιλέχθηκε να σχεδιαστεί μια νέα έρευνα στην περιοχή της Θεσσαλίας, της οποίας κύριος στόχος θα αποτελούσε η συγκέντρωση δεδομένων σχετικά με τις γνώσεις των αγροτών γύρω από το θέμα της επαναχρησιμοποίησης των λυμάτων και η εξαγωγή ανάλογων περιγραφικών στοιχείων. Επίσης επιλέχθηκε στη νέα έρευνα να ερωτηθούν και πάλι οι αγρότες για την επιθυμία τους να χρησιμοποιήσουν ανακτημένο λύμα ως αρδευτικό νερό και να πληρώσουν γι' αυτό, ωστόσο προτιμήθηκε να δοθεί η ευκαιρία στον αγρότη να δηλώσει μια τιμή αγοράς που επιθυμούσε αυτός. Κατ' αυτό τον τρόπο θα καθίσταντο δυνατό να προσδιοριστεί μια μέση τιμή ανακτημένου λύματος που οι αγρότες στη Θεσσαλία είναι πρόθυμοι να πληρώσουν κι άρα να καταστεί δυνατή η διεξαγωγή μιας ανάλυσης κόστους-οφέλους, όπως αυτή που περιγράφηκε στην Παράγραφο 13.3.4. Επίσης σε

κάποιες ερωτήσεις δόθηκε η ευκαιρία στους ερωτώμενους να εξηγήσουν τους λόγους για τους οποίους έδιναν τη συγκεκριμένη απάντηση. Τέλος, επιλέχθηκε στη νέα έρευνα να συμπεριληφθεί και η γνώμη των πολιτών – καταναλωτών στη Θεσσαλία σχετικά με την πιθανότητα να ενσωματωθεί η ανάκτηση και επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων στα διαχειριστικά σχέδια για ορθολογική χρήση των υδατικών πόρων στην περιοχή.

Στις Παραγράφους που ακολουθούν περιγράφεται η δεύτερη έρευνα που πραγματοποιήθηκε στην περιοχή της Θεσσαλίας επιτρέποντάς μας να εξάγουμε ακόμη περισσότερα χρήσιμα συμπεράσματα. Άλλωστε η φιλοσοφία σχεδιασμού και δεύτερης έρευνας προκειμένου να επιλυθούν προβλήματα της πρώτης (η οποία συνήθως είναι διερευνητική) και να συμπληρωθεί η σχετική γνώση είναι εντός της λογικής της μεθόδου της υποθετικής αγοράς (βλ. Παράγραφο 10.4.1) που χρησιμοποιήθηκε για τη διεξαγωγή και των δύο ερευνών.

13.4.2 Δεύτερη έρευνα

13.4.2.1 Δομή

Η δεύτερη έρευνα διεξήχθη την περίοδο του Φθινοπώρου – Χειμώνα 2007-2008 και είχε ως ομάδα-στόχο τόσο αγρότες από διάφορα μέρη της περιοχής της Θεσσαλίας όσο και πολίτες της περιοχής. Στην περίπτωση αυτή μοιράστηκαν συνολικά 300 ερωτηματολόγια. Τα 100 αφορούσαν τους αγρότες, ενώ τα 200 επιλέχθηκε να απευθύνονται σε πολίτες – καταναλωτές. Ο λόγος ήταν ότι θα έπρεπε να διερευνηθεί διεξοδικότερα η γνώμη των πολιτών – καταναλωτών, καθώς σε ό,τι αφορά τους αγρότες είχαμε ήδη σχηματίσει μια άποψη για τη γνώμη τους σχετικά με το θέμα της επαναχρησιμοποίησης λυμάτων.

Η δομή του ερωτηματολογίου που μοιράστηκε στους αγρότες φαίνεται στον Πίνακα 13.4. Όπως παρατηρούμε, κάθε ερωτηματολόγιο στην περίπτωση αυτή χωρίζονταν σε δύο διαφορετικές ενότητες. Η πρώτη ενότητα περιείχε ερωτήσεις που είχαν ως στόχο τη διερεύνηση των κοινωνικοοικονομικών χαρακτηριστικών του ερωτώμενου. Η δεύτερη ενότητα είχε ως στόχο αρχικά να διερευνήσει την ενημέρωση του αγρότη γύρω από το θέμα της επαναχρησιμοποίησης λυμάτων και εν συνεχεία να διαπιστώσει την επιθυμία του να χρησιμοποιήσει ανακτημένο λύμα ως αρδευτικό νερό και να πληρώσει γι' αυτό. Στο σημείο αυτό αξίζει να σημειωθεί ότι πριν διατυπωθούν οι

ερωτήσεις που είχαν ως στόχο να διαπιστώσουν την επιθυμία των αγροτών να χρησιμοποιήσουν ανακτημένο λύμα και να πληρώσουν γι' αυτό, προηγούνταν ενημέρωση των αγροτών που είχαν σχετική άγνοια για όρους και έννοιες, όπως είναι αυτές που περιγράφηκαν στη δομή της πρώτης έρευνας. Στις ερωτήσεις που είχαν ως στόχο να διαπιστώσουν την επιθυμία των ερωτώμενων να πληρώσουν για το ανακτημένο λύμα, ζητήθηκε από αυτούς να κάνουν μια εκτίμηση μιας μέσης τιμής ανά στρέμμα που πληρώνουν αυτή τη στιγμή για το υπάρχον αρδευτικό νερό και ακολούθως να δηλώσουν μια τιμή ανά στρέμμα που θα ήταν διατεθειμένοι να πληρώσουν για το ανακτημένο λύμα.

Σε ό,τι αφορά τους πολίτες – καταναλωτές, η δομή του ερωτηματολογίου που μοιράστηκε σε αυτούς ήταν παρόμοια με αυτή του ερωτηματολογίου των αγροτών, όπως φαίνεται και στον Πίνακα 13.5. Στην προκειμένη περίπτωση στη δεύτερη ενότητα οι καταναλωτές ερωτήθηκαν κατά πόσο θα ήταν διατεθειμένοι να χρησιμοποιήσουν προϊόντα από αρδευτήκαν με επεξεργασμένο λύμα και αν θα ήταν πρόθυμοι να πληρώσουν γι' αυτά όσο πληρώνουν για τα αντίστοιχα προϊόντα όταν αρδεύονται με συμβατικό νερό. Επίσης ερωτήθηκαν σχετικά με την επιθυμία τους να επισκεφτούν δημόσιο χώρο (π.χ. πάρκο, κλπ.) που αρδεύεται με επεξεργασμένο λύμα.

Στο σημείο αυτό αξίζει να σημειωθεί ότι μια από τις σημαντικές διαφορές της συγκεκριμένης έρευνας σε σχέση με την προηγούμενη (δειγματοληπτική έρευνα) ήταν ότι οι απαντήσεις που μπορούσαν να δοθούν στις ερωτήσεις ήταν δύο τύπων: κατηγορικές ή συνεχείς (κλειστές ή ανοικτές). Επίσης δινόταν η δυνατότητα στον ερωτώμενο να απαντήσει ελεύθερα αιτιολογώντας τη στάση του ή την προτίμησή του σε ορισμένες ερωτήσεις.

Πίνακας 13.4: Δομή ερωτηματολογίου δεύτερης έρευνας στην περιοχή της Θεσσαλίας (ομάδα-στόχος: αγρότες)

Ερώτηση	Δυνατές απαντήσεις
1. Φύλο	<ul style="list-style-type: none"> • Άνδρας • Γυναίκα
2. Ηλικία	<ul style="list-style-type: none"> • Συνεχής μεταβλητή
3. Επίπεδο εκπαίδευσης	<ul style="list-style-type: none"> • Πρωτοβάθμια εκπαίδευση • Δευτεροβάθμια εκπαίδευση • Τριτοβάθμια εκπαίδευση
4. Μέσο ετήσιο εισόδημα ^α	<ul style="list-style-type: none"> • Συνεχής μεταβλητή
5. Είδος αγροτικού επαγγέλματος	<ul style="list-style-type: none"> • Κύριο • Δευτερεύον
6. Είδος καλλιεργούμενης έκτασης	<ul style="list-style-type: none"> • Συνεχής μεταβλητή
7. Τι είδος νερού χρησιμοποιείτε για άρδευση των καλλιεργειών σας;	<ul style="list-style-type: none"> • Συνεχής μεταβλητή
8. Πόσο ενημερωμένος είστε σχετικά με το θέμα της επεξεργασίας και της επαναχρησιμοποίησης των υγρών αποβλήτων;	<ul style="list-style-type: none"> • Καθόλου • Λίγο • Πλήρως
9. Εάν σας παρέχονταν ειδικά επεξεργασμένα αστικά υγρά απόβλητα, θα χρησιμοποιούσατε το νερό αυτό για άρδευση των καλλιεργειών σας; ^β	<ul style="list-style-type: none"> • Σίγουρα όχι • Πιθανόν • Ναι • Δεν ξέρω / Δεν απαντώ
10. Πόσο πληρώνετε για το υπάρχον αρδευτικό νερό (τιμή/στρ.);	<ul style="list-style-type: none"> • Συνεχής μεταβλητή
11. Εάν είχατε στη διάθεσή σας το υπάρχον νερό αλλά και ανακτημένο λύμα, τι τιμή θα ήσασταν διατεθειμένοι να πληρώσετε για το ανακτημένο λύμα (τιμή/στρ.);	<ul style="list-style-type: none"> • Συνεχής μεταβλητή
12. Εάν δεν είχατε στη διάθεσή σας το υπάρχον νερό λόγω ξηρασίας και ήταν διαθέσιμο ανακτημένο λύμα, τότε τι θα απαντούσατε στην προηγούμενη ερώτηση;	<ul style="list-style-type: none"> • Συνεχής μεταβλητή

^α Επειδή στην έρευνα συμμετείχαν τόσο πλήρους όσο και μερικής απασχόλησης αγρότες, ζητήθηκε από τους μερικής απασχόλησης αγρότες να δηλώσουν το μέσο ετήσιο εισόδημά τους που αντιστοιχεί στην αγροτική τους δραστηριότητα.

^β Στους αγρότες που απάντησαν «πιθανόν» ζητήθηκε να εξηγήσουν περαιτέρω από τι εξαρτάται η τελική τους απόφαση.

Πίνακας 13.5: Δομή ερωτηματολογίου δεύτερης έρευνας στην περιοχή της Θεσσαλίας (ομάδα-στόχος: πολίτες - καταναλωτές)

Ερώτηση	Δυνατές απαντήσεις
1. Φύλο	<ul style="list-style-type: none"> • Άνδρας • Γυναίκα
2. Ηλικία	<ul style="list-style-type: none"> • Συνεχής μεταβλητή
3. Επίπεδο εκπαίδευσης	<ul style="list-style-type: none"> • Πρωτοβάθμια εκπαίδευση • Δευτεροβάθμια εκπαίδευση • Τριτοβάθμια εκπαίδευση
4. Ετήσιο εισόδημα	<ul style="list-style-type: none"> • Συνεχής μεταβλητή
5. Δραστηριοποιείστε σχετικά με θέματα περιβαλλοντικής προστασίας;	<ul style="list-style-type: none"> • Ναι • Όχι
6. Πόσο ενημερωμένος είστε σχετικά με το θέμα της επεξεργασίας και της επαναχρησιμοποίησης των υγρών αποβλήτων;	<ul style="list-style-type: none"> • Καθόλου • Λίγο • Πλήρως
7. Εάν σας παρέχονταν αγροτικά προϊόντα που έχουν αρδευθεί με ανακτημένο λύμα και σας διαβεβαίωναν ότι η υγεία σας δεν διατρέχει κίνδυνο θα ήσασταν διατεθειμένοι να τα χρησιμοποιήσετε; ^a	<ul style="list-style-type: none"> • Σίγουρα όχι • Πιθανόν • Ναι • Δεν ξέρω/ Δεν απαντώ
8. Τι τιμή θα ήσασταν διατεθειμένοι να πληρώσετε σε σχέση με την υπάρχουσα τιμή του προϊόντος αν αυτό είχε αρδευθεί με επεξεργασμένο λύμα (ποσοστό επί της υπάρχουσας τιμής);	<ul style="list-style-type: none"> • Συνεχής μεταβλητή
9. Θα επισκεπτόσασταν ποτέ πάρκο που αρδεύεται με επεξεργασμένα λύματα εάν σας διαβεβαίωναν ότι τηρούνται όλοι οι κανόνες ασφαλείας και δεν διατρέχει κίνδυνο η υγεία σας;	<ul style="list-style-type: none"> • Όχι • Πιθανόν • Ναι • Δεν ξέρω/ Δεν απαντώ

^aΣτους πολίτες που απάντησαν «πιθανόν» ζητήθηκε να εξηγήσουν περαιτέρω από τι εξαρτάται η τελική τους απόφαση.

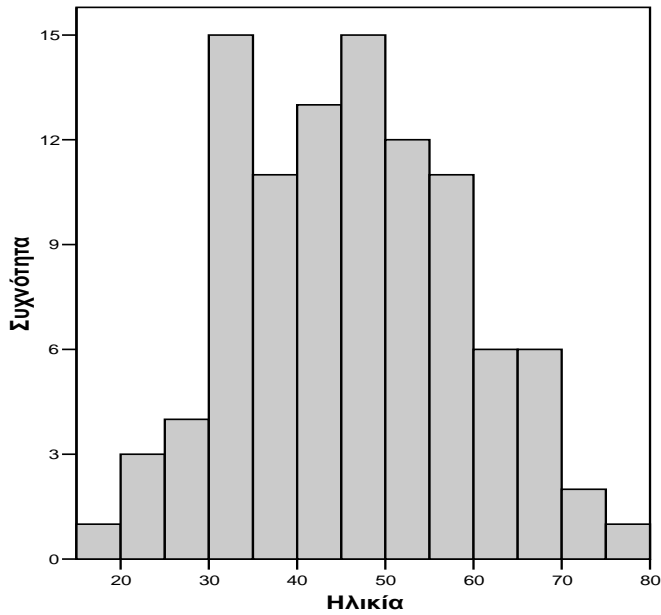
13.4.2.2 Στατιστική ανάλυση

Η μέθοδος της στατιστικής ανάλυσης που επιλέχθηκε να χρησιμοποιηθεί για την επεξεργασία των δεδομένων που συλλέχθηκαν από τα ερωτηματολόγια της δεύτερης έρευνας είναι αυτή της περιγραφικής στατιστικής (εξαγωγή στατιστικών διαγραμμάτων, πινάκων, κλπ.), σε συνδυασμό με τον υπολογισμό σημαντικών παραμέτρων, όπως τα στατιστικά μέτρα θέσεως και διακυμάνσεως. Τα σημαντικότερα τέτοια μέτρα που υπολογίστηκαν αντιστοιχούν στο μέσο όρο των τιμών, τη μέγιστη και ελάχιστη τιμή και τα οποία επιτρέπουν τη συνοπτική περιγραφή των στοιχείων που υποβάλλονται σε στατιστική ανάλυση (Κάτος, 1986). Ο λόγος έγκειται στο ό,τι στόχος της συγκεκριμένης έρευνας ήταν η ανάπτυξη γενικών περιγραφικών στοιχείων σε ό,τι αφορά τους αγρότες και τους πολίτες στην περιοχή της Θεσσαλίας σχετικά με το θέμα της επαναχρησιμοποίησης λυμάτων.

13.4.2.3 Αποτελέσματα – Συσχετισμοί με την πρώτη έρευνα

Αγρότες

Σε ό,τι αφορά τον πληθυσμό των αγροτών που συμμετείχε στην έρευνα, η συντριπτική πλειονότητα αποτελούνταν από άνδρες (83%), γεγονός απόλυτα φυσιολογικό μια και, όπως σημειώθηκε και στην προηγούμενη έρευνα, η πλειονότητα των αρχηγών αγροτικών οικογενειών στη Θεσσαλία είναι άνδρες. Όσον αφορά την ηλικία του εν λόγω πληθυσμού, η πλειονότητα εντοπίζεται στην κατηγορία των 40-60 ετών με μέσο όρο ηλικίας τα 45 έτη. Είναι αξιοσημείωτο ότι οι νεαρές ηλικίες (< 30 ετών) αποτελούν σημαντική μειονότητα του πληθυσμού μελέτης (βλ. Σχήμα 13.9), γεγονός σχετικά αναμενόμενο μια και το αγροτικό επάγγελμα δεν αποτελεί πλέον πρώτη επιλογή για ένα νέο μιας αγροτικής οικογένειας στη Θεσσαλία. Ωστόσο το συγκεκριμένο συμπέρασμα δεν έχει ιδιαίτερη πρακτική σημασία, μια και, όπως είδαμε στην πρώτη έρευνα, η ηλικία δεν επηρεάζει σημαντικά την απόφαση ενός αγρότη να χρησιμοποιήσει ανακτημένο λύμα.

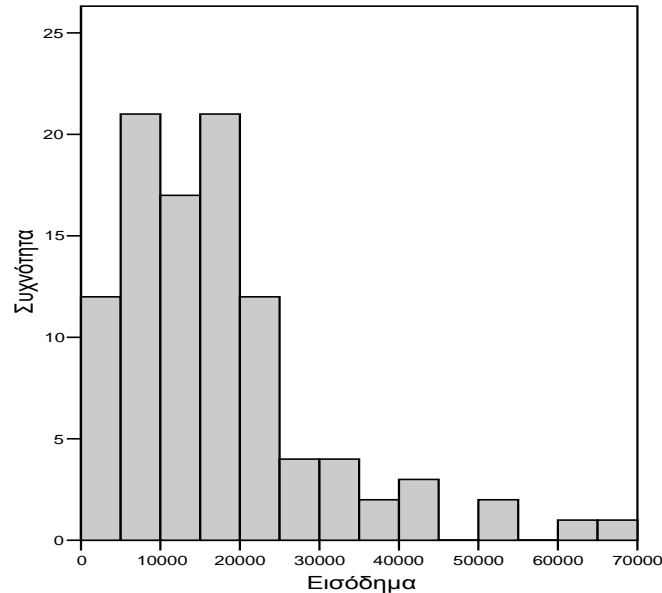


Σχήμα 13.9: Ιστόγραμμα κατανομής συχνοτήτων καταγραφής απαντήσεων ανάλογα με την ηλικία του ερωτώμενου

Σε ό,τι αφορά το επίπεδο εκπαίδευσης, η πλειονότητα του πληθυσμού των αγροτών που έλαβε μέρος στην έρευνα (48%) έχει λάβει δευτεροβάθμια εκπαίδευση, γεγονός σχετικά ικανοποιητικό αν σκεφτούμε πως, σύμφωνα με την πρώτη έρευνα, όσο αυξάνεται το επίπεδο εκπαίδευσης τόσο αυξάνεται και η επιθυμία ενός αγρότη να χρησιμοποιήσει ανακτημένο λύμα και να πληρώσει γι' αυτό μέχρι μια συγκεκριμένη τιμή (1/2 της τιμής του υπάρχοντος αρδευτικού νερού). Ωστόσο ένα σημαντικό ποσοστό (39%) έχει λάβει μόνο πρωτοβάθμια εκπαίδευση, γεγονός όχι ιδιαίτερα ενθαρρυντικό. Από την άλλη πλευρά, η διαπίστωση που προήλθε από τη διαδικασία της προσωπικής επαφής με τους ερωτώμενους είναι ότι τα άτομα που έχουν λάβει μόνο πρωτοβάθμια εκπαίδευση είναι κυρίως τα άτομα μεγάλης ηλικίας τα οποία φθάνουν στο τέλος του επαγγελματικού τους κύκλου κι άρα δεν θα αποτελέσουν τους κύριους λήπτες απόφασης τα επόμενα χρόνια στην περιοχή.

Σε ό,τι αφορά το ετήσιο εισόδημα των αγροτών, η πλειονότητα δηλώνει εισόδημα που κυμαίνεται από 5000 έως 20000 €. Στο Σχήμα 13.10 απεικονίζεται η συχνότητα καταγραφής απαντήσεων ανάλογα με το ετήσιο εισόδημα του ερωτώμενου. Παρατηρώντας το εν λόγω Σχήμα διαπιστώνουμε ότι το ποσοστό των αγροτών που δηλώνουν ετήσιο εισόδημα > 30000 € είναι ιδιαίτερα μικρό. Το γεγονός αυτό είναι ιδιαίτερα σημαντικό, αν αναλογιστούμε ότι στην πρώτη έρευνα διαπιστώθηκε ότι οι αγρότες με το μεγαλύτερο εισόδημα δεν είναι διατεθειμένοι να χρησιμοποιήσουν

ανακτημένο λύμα, αν έχουν στη διάθεσή τους υπάρχον αρδευτικό νερό. Αντίθετα, αγρότες με χαμηλότερο εισόδημα δηλώνουν πρόθυμοι να χρησιμοποιήσουν το επεξεργασμένο λύμα, αν αυτό τους δοθεί σε χαμηλότερη τιμή από το υπάρχον αρδευτικό νερό.



Σχήμα 13.10: Ιστόγραμμα κατανομής συχνοτήτων καταγραφής απαντήσεων ανάλογα με το ετήσιο εισόδημα του ερωτώμενου

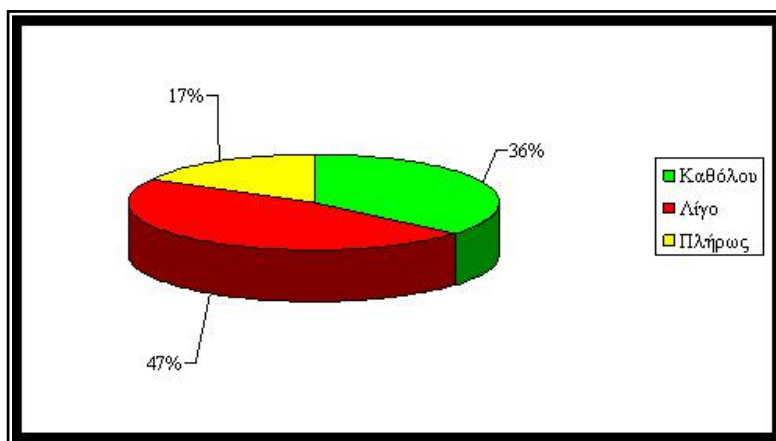
Σχετικά με το είδος του αγροτικού επαγγέλματος, το 81% των ερωτώμενων ασκεί κύρια αγροτική δραστηριότητα ενώ μόλις το 19% ασκεί το αγροτικό επάγγελμα ως δευτερεύον. Το αποτέλεσμα αυτό είναι ενδεικτικό για την περιοχή της Θεσσαλίας, η οποία αποτελεί μια κατεξοχήν αγροτική περιοχή με μεγάλο δείκτη συμμετοχής του πρωτογενούς τομέα παραγωγής στην τοπική οικονομία. Η έρευνα άλλωστε έλαβε χώρα κυρίως σε περιοχές της Θεσσαλικής υπαίθρου, όπου το αγροτικό επάγγελμα αποτελεί την κύρια απασχόληση της τοπικής κοινωνίας.

Όσον αφορά το είδος των καλλιεργειών, η πλειονότητα του πληθυσμού μελέτης (56%) δηλώνει ότι καλλιεργεί σιτηρά, ενώ βαμβάκι δηλώνει ότι καλλιεργεί το 35%. Το υπόλοιπο 9% δηλώνει ότι καλλιεργεί δένδρα και κηπευτικά. Το γεγονός ότι η βαμβακοκαλλιέργεια δεν αποτελεί την επικρατούσα μπορεί να εξηγηθεί από το γεγονός ότι ένα μέρος του ερωτώμενου πληθυσμού προήλθε και από ορεινές και ημιορεινές περιοχές της Θεσσαλίας (π.χ. περιοχή Ελασσόνας), όπου η καλλιέργεια βάμβακος δεν είναι ιδιαίτερα διαδεδομένη. Ωστόσο στο σημαντικότερο τμήμα του Θεσσαλικού κάμπου η βαμβακοκαλλιέργεια αποτελεί την πλέον επικρατούσα καλλιέργεια παρά το

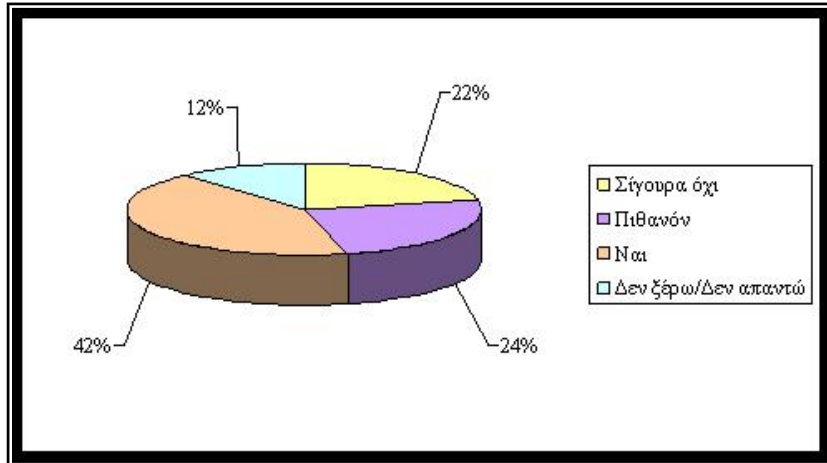
γεγονός ότι είναι υδροβόρα και επίσης παρά το γεγονός ότι μειώθηκαν τα τελευταία χρόνια οι κοινοτικές επιδοτήσεις για παραγωγή βάμβακος στην περιοχή.

Τέλος, στην ερώτηση που αφορά το είδος του νερού που χρησιμοποιείται από τους αγρότες για άρδευση των καλλιεργειών τους, το 63% των αγροτών απάντησε ότι εκμεταλλεύεται υπόγεια ύδατα (από γεωτρήσεις, ιδιωτικές ή του ΤΟΕΒ), το 25% επιφανειακά νερά (από κανάλια, ταμειυτήρες, ποτάμια) και το 12% και τα δυο είδη νερού. Το μεγάλο ποσοστό που αντιστοιχεί στην εκμετάλλευση υπόγειων νερών είναι αναμενόμενο λόγω κυρίως της έλλειψης επαρκών έργων ταμίευσης στην περιοχή τα τελευταία χρόνια.

Στη δεύτερη ενότητα του ερωτηματολογίου περιέχονταν ερωτήσεις σχετικά με τις γνώσεις των ερωτώμενων γύρω από το θέμα της ανάκτησης και επαναχρησιμοποίησης των λυμάτων και σχετικά με την επιθυμία τους να χρησιμοποιήσουν τέτοιου είδους νερό και να πληρώσουν γι' αυτό. Οι γνώσεις των ερωτώμενων σχετικά με το θέμα της επαναχρησιμοποίησης των λυμάτων δε θα μπορούσαν να χαρακτηριστούν εν γένει ως σημαντικές, ωστόσο είναι ικανοποιητικές (βλ. Σχήμα 13.11). Επίσης η επιθυμία τους να χρησιμοποιήσουν τέτοιου είδους νερό για άρδευση των καλλιεργειών είναι ικανοποιητική (βλ. Σχήμα 13.12).



Σχήμα 13.11: Απαντήσεις αγροτών στην ερώτηση «Πόσο ενημερωμένος είστε σχετικά με το θέμα της επεξεργασίας και της επαναχρησιμοποίησης των υγρών αποβλήτων;»



Σχήμα 13.12: Απαντήσεις αγροτών στην ερώτηση «Εάν σας παρέχονταν ειδικά επεξεργασμένα αστικά υγρά απόβλητα, θα χρησιμοποιούσατε το νερό αυτό για άρδευση των καλλιεργειών σας;»

Στο σημείο αυτό αξίζει να σημειωθεί ότι στην ερώτηση σχετικά με την επιθυμία των αγροτών να χρησιμοποιήσουν ανακτημένο λύμα (βλ. Σχήμα 13.12) ζητήθηκε από τους αγρότες που απάντησαν «Πιθανόν» να αιτιολογήσουν περαιτέρω την απάντησή τους. Η πλειονότητα των αγροτών αυτών ανέφερε ως πιθανά προβλήματα που δημιουργούσαν προβληματισμό κυρίως την ποιότητα του νερού από άποψη μικροβιολογικών παραμέτρων και συνακόλουθα τους κινδύνους που η χρήση τέτοιου νερού θα μπορούσε να ενέχει για τους ίδιους και δευτερευόντως το κόστος που τέτοιου είδους νερό θα μπορούσε να συνεπάγεται για αυτούς. Στο σημείο αυτό υπενθυμίζεται ότι δεν υπάρχει ενιαία τιμολογιακή πολιτική του αρδευτικού νερού στη Θεσσαλία, το κόστος δε του αρδευτικού νερού είναι χαμηλό. Επομένως, είναι λογική η ανησυχία κάποιας μερίδας των αγροτών σχετικά με το κόστος που θα μπορούσε να έχει το ανακτημένο λύμα, το οποίο θα πρέπει να υποστεί προχωρημένη επεξεργασία προκειμένου να διατεθεί στους ίδιους. Τέλος, αξίζει να παρατηρηθεί ότι σχεδόν όλοι οι αγρότες που ήταν προβληματισμένοι σχετικά με την ποιότητα και το κόστος του επεξεργασμένου λύματος ανέφεραν ως βασικό πρόβλημα την έλλειψη κατάλληλης ενημέρωσης από τους αρμόδιους φορείς για το θέμα της επαναχρησιμοποίησης των λυμάτων, όχι μόνο στην περιοχή της Θεσσαλίας, αλλά και στη χώρα εν γένει.

Κλείνοντας τη δεύτερη ενότητα του ερωτηματολογίου, θελήσαμε να διαπιστώσουμε την επιθυμία των αγροτών να πληρώσουν για να αποκτήσουν ανακτημένο λύμα. Επίσης, βασικός στόχος της έρευνας υπήρξε η προσέγγιση μιας μέσης τιμής που αυτοί πληρώνουν αυτή τη στιγμή για το νερό που χρησιμοποιούν για

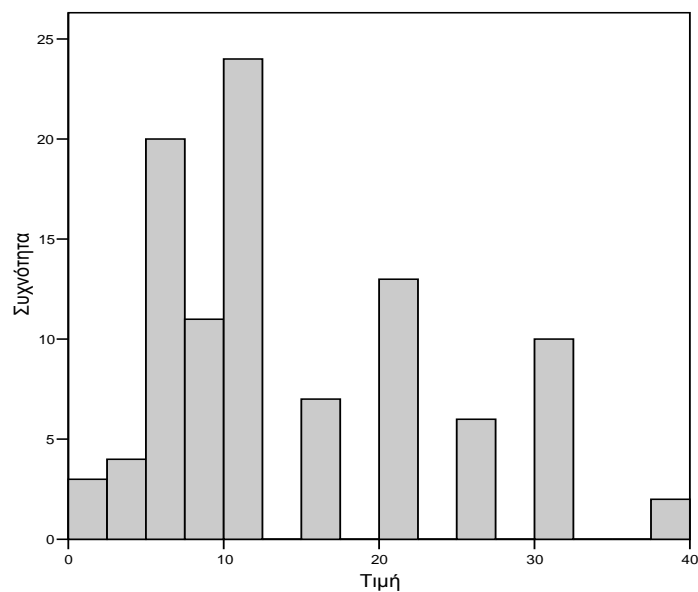
άρδευση των καλλιεργειών τους. Ωστόσο εξαιτίας της έλλειψης ενιαίας τιμολογιακής πολιτικής υπήρξαν δυσκολίες όσον αφορά τον προσδιορισμό της τιμής που πληρώνουν οι αγρότες για το αρδευτικό νερό. Για το λόγο αυτό ζητήθηκε από όλους τους αγρότες να κάνουν μια αναγωγή σε μια κοινή κλίμακα μέτρησης. Η πλέον εύκολη αναγωγή για τους ίδιους ήταν αυτή που αντιστοιχεί σε €στρέμμα. Στο σημείο αυτό αξίζει να σημειωθεί ότι η αναγωγή αυτή δεν μπορεί να είναι πλήρως αντικειμενική για το λόγο ότι η κατανάλωση νερού κι άρα η χρέωση αυτού διαφοροποιείται ανάλογα με την καλλιέργεια. Ωστόσο η εκτίμηση της εποχικής κατανάλωσης που μπορεί να κάνει ο κάθε αγρότης σε m^3 νερού δεν ήταν εύκολη για τον ίδιο διότι συνήθως επικρατεί η λογική της αλόγιστης κατανάλωσης όσο υπάρχει νερό και παύσης μόνο στην περίπτωση που παρατηρηθεί έλλειψη αυτού. Επομένως, εκτιμήθηκε μια μέση τιμή τόσο του υπάρχοντος αρδευτικού νερού όσο και του ανακτημένου λύματος σε €στρέμμα.

Η μέση τιμή, την οποία δήλωσαν οι αγρότες ότι πληρώνουν μέχρι σήμερα για αγορά νερού από συμβατικές πηγές, υπολογίστηκε στα 22.63 €στρ. Αντίστοιχα, η μέση τιμή, την οποία οι αγρότες είναι διατεθειμένοι να πληρώσουν για να αποκτήσουν ανακτημένο λύμα, είναι 13.52 €στρ., όταν διατίθενται τόσο υπάρχον αρδευτικό νερό όσο και επεξεργασμένο λύμα. Ωστόσο, σημαντικό είναι το γεγονός ότι η μέση τιμή που οι ίδιοι δηλώνουν ότι είναι διατεθειμένοι να πληρώσουν για την απόκτηση επεξεργασμένου λύματος σε περιόδους ξηρασίας είναι 23.73 €στρ. Η έλλειψη επαρκών ποσοτήτων νερού κατά τους θερινούς μήνες και η ανασφάλεια που νιώθουν οι αγρότες ότι αυτό θα έχει επιπτώσεις στην παραγωγικότητα των καλλιεργειών τους είναι οι βασικοί λόγοι που εξηγούν την παραπάνω διαφορά στις δύο τιμές. Επίσης, είναι αξιοσημείωτο το γεγονός ότι σε περίοδο ξηρασίας είναι διατεθειμένοι να πληρώσουν κατά τι παραπάνω από ό,τι πληρώνουν σήμερα για συμβατικές πηγές νερού. Τα παραπάνω αποτελέσματα έρχονται σε πλήρη συμφωνία με τα αποτελέσματα που προέκυψαν από την πρώτη δειγματοληπτική έρευνα. Υπενθυμίζεται ότι και στην πρώτη έρευνα ο παράγοντας της ξηρασίας ήταν ο πλέον σημαντικός που επηρέαζε την απόφαση των αγροτών να χρησιμοποιήσουν ανακτημένο λύμα ως αρδευτικό νερό, ενώ οι αγρότες που αρχικά δεν ήταν διατεθειμένοι να πληρώσουν για να αποκτήσουν ανακτημένο λύμα, στη συνέχεια και λαμβάνοντας υπόψη τον παράγοντα της ξηρασίας δήλωναν διατεθειμένοι να πληρώσουν και κατά τι παραπάνω για το ανακτημένο λύμα. Στον Πίνακα 13.6 γίνεται μια συγκριτική αξιολόγηση όλων των τιμών που περιγράφηκαν παραπάνω, ενώ στα Σχήματα 13.13 και 13.14 παρουσιάζονται τα ιστογράμματα συχνότητας καταγραφής απαντήσεων σχετικά με την τιμή που οι

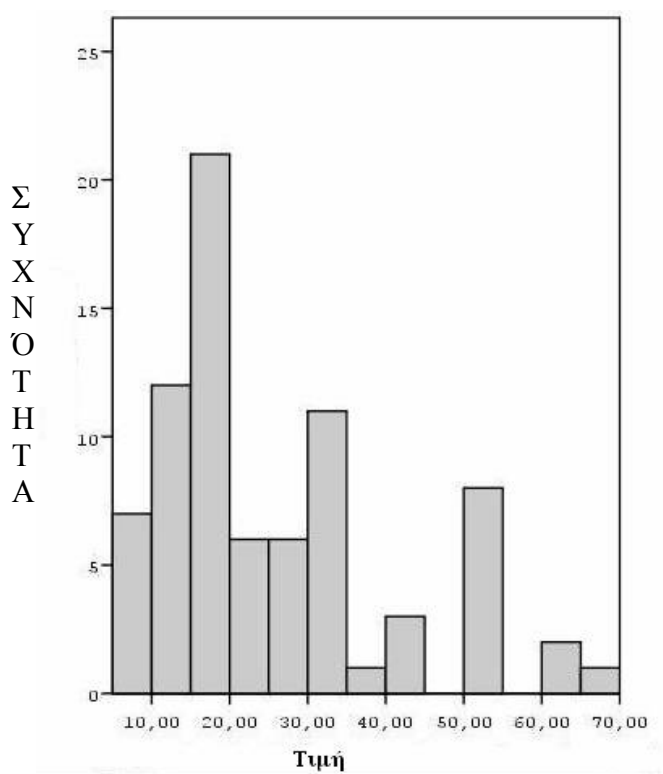
αγρότες στη Θεσσαλία θα ήταν διατεθειμένοι να πληρώσουν για να αποκτήσουν ανακτημένο λύμα, όταν υπάρχει νερό από συμβατικές πηγές στην περιοχή τους και όταν υπάρχει ξηρασία αντίστοιχα.

Πίνακας 13.6: Συγκριτική ανάλυση των τιμών (€στρ.) που οι αγρότες της Θεσσαλίας πληρώνουν για αρδευτικό νερό και θα ήταν διατεθειμένοι να πληρώσουν για ανακτημένο λύμα και οι οποίες προέκυψαν κατά τη διεξαγωγή της δεύτερης έρευνας

Υπόθεση	Μέση τιμή	Μέγιστη τιμή	Ελάχιστη τιμή
Υπάρχον αρδευτικό νερό	22.63	60	5
Ανακτημένο λύμα (σε περίπτωση ύπαρξης νερού από συμβατικές πηγές)	13.52	40	0
Ανακτημένο λύμα (σε περίπτωση ύπαρξης ξηρασίας)	23.73	70	5



Σχήμα 13.13: Ιστόγραμμα συχνοτήτων καταγραφής απαντήσεων σχετικά με την τιμή που οι αγρότες στη Θεσσαλία θα ήταν διατεθειμένοι να πληρώσουν για να αποκτήσουν ανακτημένο λύμα όταν υπάρχει νερό από συμβατικές πηγές

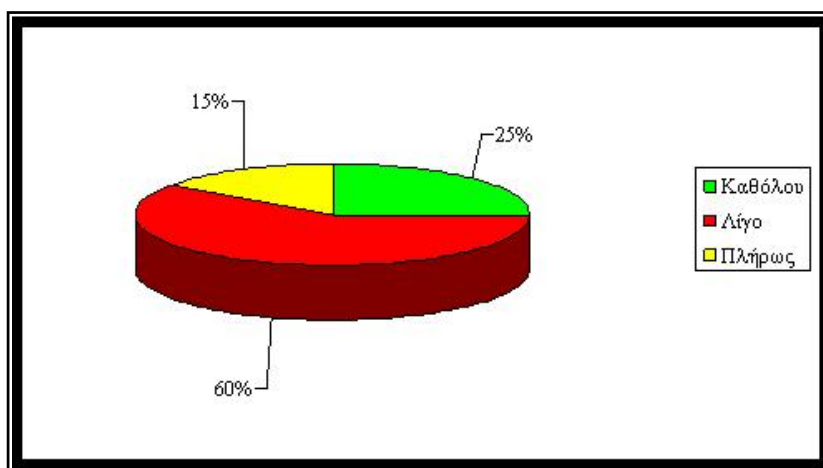


Σχήμα 13.14: Ιστόγραμμα συχνοτήτων καταγραφής απαντήσεων σχετικά με την τιμή που οι αγρότες στη Θεσσαλία θα ήταν διατεθειμένοι να πληρώσουν για να αποκτήσουν ανακτημένο λύμα όταν υπάρχει ξηρασία

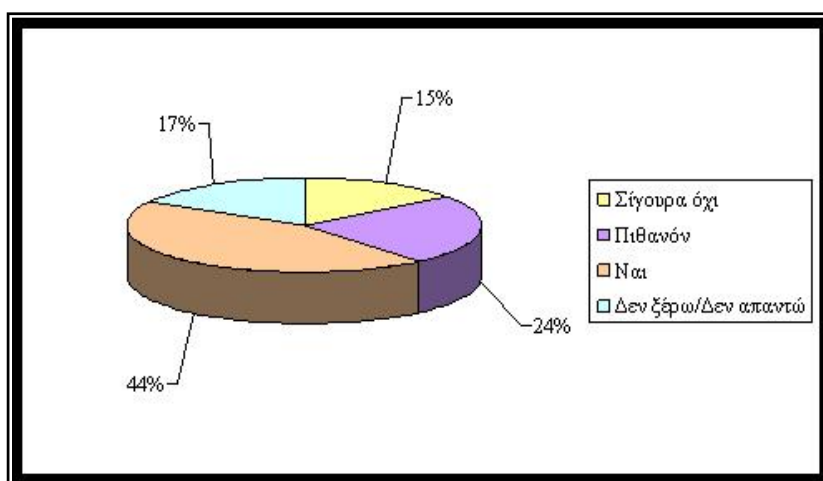
Πολίτες - καταναλωτές

Σε ό,τι αφορά τον πληθυσμό μελέτης των πολιτών – καταναλωτών, το 43.5% αποτελούνταν από άνδρες και το υπόλοιπο 56.5% από γυναίκες. Η μέση ηλικία του εν λόγω πληθυσμού ανήλθε στα 40 έτη. Το επίπεδο εκπαίδευσης ήταν αρκετά υψηλό, με το 63% των ερωτώμενων να δηλώνει ότι έχει λάβει τριτοβάθμια εκπαίδευση, ενώ μόλις το 12.5% δήλωσε ότι είχε λάβει μόνο πρωτοβάθμια εκπαίδευση. Σχετικά με το δηλωθέν μέσο μηνιαίο εισόδημα, η πλειονότητα του πληθυσμού μελέτης φαίνεται να δηλώνει εισόδημα κοντά στα 1000 € ενώ ο μέσος όρος των δηλωθέντων εισοδημάτων ανήλθε στα 1126.65 €. Τέλος, στην ερώτηση σχετικά με τη δραστηριοποίηση σε περιβαλλοντικά θέματα, το 60.5% απάντησε αρνητικά και το υπόλοιπο 39.5% θετικά. Τα αποτελέσματα στην προηγούμενη ερώτηση, με μια πρώτη ματιά, δείχνουν έλλειψη περιβαλλοντικής ευαισθητοποίησης από την πλευρά των πολιτών, ωστόσο αν συνδυαστούν με τα αποτελέσματα που παρουσιάζονται αμέσως πιο κάτω σχετικά με την επιθυμία των πολιτών - καταναλωτών να χρησιμοποιήσουν προϊόντα που αρδεύονται με επεξεργασμένο λύμα, διαπιστώνουμε ότι υπάρχει σοβαρό έλλειμμα ενημέρωσης και εκπαίδευσης των πολιτών σε σχέση με τα περιβαλλοντικά προβλήματα στην περιοχή της Θεσσαλίας.

Στη δεύτερη ενότητα του ερωτηματολογίου περιέχονταν ερωτήσεις σχετικά με τις γνώσεις των ερωτώμενων γύρω από το θέμα της ανάκτησης και επαναχρησιμοποίησης των λυμάτων και σχετικά με την επιθυμία τους να αποδεχτούν τη χρήση τέτοιου είδους υδατικού πόρου για άρδευση των καλλιεργειών στην περιοχή τους και να πληρώσουν για προϊόντα που αρδεύονται με τέτοιου είδους νερό. Οι γνώσεις των ερωτώμενων σχετικά με το θέμα της επαναχρησιμοποίησης των λυμάτων θα μπορούσαν να χαρακτηριστούν ως αρκετά ικανοποιητικές (βλ. Σχήμα 13.15). Αν μάλιστα συγκριθούν με τις αντίστοιχες των αγροτών, προκύπτει ότι αυτές είναι καλύτερες, γεγονός φυσιολογικό αν λάβουμε υπόψη ότι ο πληθυσμός μελέτης των πολιτών – καταναλωτών έχει καλύτερο επίπεδο εκπαίδευσης από τον αντίστοιχο των αγροτών. Ωστόσο, αξίζει αναφοράς το γεγονός ότι στη συγκεκριμένη ερώτηση οι πλήρως ενημερωμένοι αγρότες ήταν περισσότεροι από τους αντίστοιχους πολίτες. Επίσης, η επιθυμία των πολιτών - καταναλωτών να χρησιμοποιήσουν αγροτικά προϊόντα που αρδεύονται με επεξεργασμένο λύμα είναι ικανοποιητική (βλ. Σχήμα 13.16).



Σχήμα 13.15: Απαντήσεις πολιτών - καταναλωτών στην ερώτηση «Πόσο ενημερωμένος είστε σχετικά με το θέμα της επεξεργασίας και της επαναχρησιμοποίησης των υγρών αποβλήτων;»

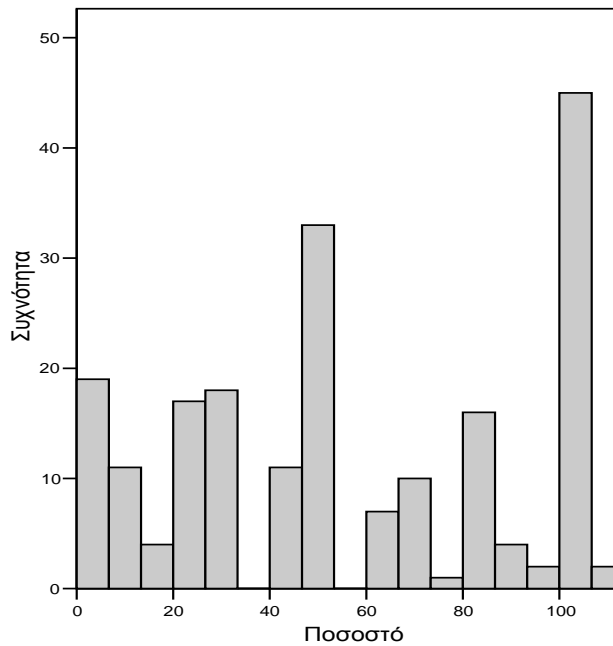


Σχήμα 13.16: Απαντήσεις πολιτών - καταναλωτών στην ερώτηση «Εάν σας παρέχονταν αγροτικά προϊόντα που έχουν αρδευθεί με ανακτημένο λύμα και σας διαβεβαίωναν ότι η υγεία σας δεν διατρέχει κίνδυνο, θα ήσασταν διατεθειμένοι να τα χρησιμοποιήσετε;»

Στο σημείο αυτό αξίζει να σημειωθεί ότι στην ερώτηση σχετικά με την επιθυμία των πολιτών – καταναλωτών να χρησιμοποιήσουν αγροτικά προϊόντα που αρδεύονται με επεξεργασμένο λύμα (βλ. Σχήμα 13.16), ζητήθηκε από τους καταναλωτές που απάντησαν «Πιθανόν» να αιτιολογήσουν περαιτέρω την απάντησή τους. Η πλειονότητα των ατόμων αυτών ανέφερε ως πιθανά προβλήματα που δημιουργούσαν προβληματισμό την ύπαρξη κινδύνων για την υγεία τους λόγω μη σωστής επεξεργασίας των λυμάτων (ουσιαστικά πρόκειται για έλλειμμα εμπιστοσύνης προς τις αρχές).

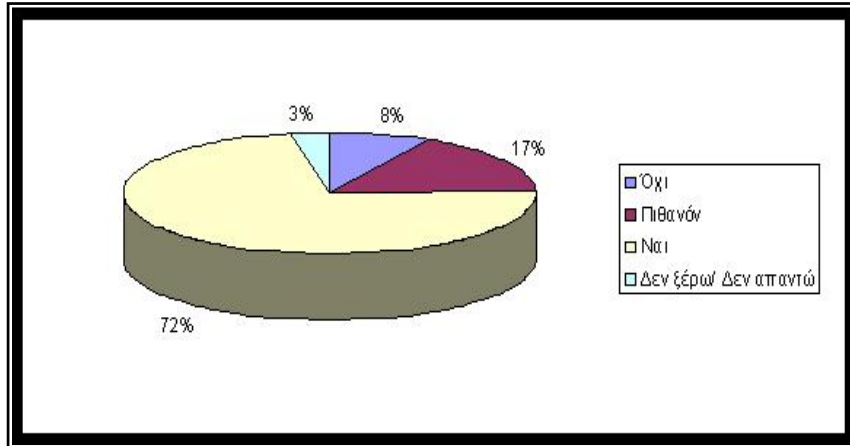
Επίσης και η ομάδα αυτή, όπως και η αντίστοιχη των αγροτών, ανέφερε την μη ύπαρξη ενημέρωσης σχετικά με το θέμα της επαναχρησιμοποίησης των λυμάτων. Μάλιστα, κάποιοι δήλωσαν ότι υπάρχει ένας φόβος για τις συνέπειες της χρήσης ενός τέτοιου είδους πόρου λόγω μη εκτενούς εφαρμογής ενός τέτοιου εγχειρήματος στην Ελλάδα και έλλειψης ανάλογης ενημέρωσης για την εφαρμογή προγραμμάτων επαναχρησιμοποίησης λυμάτων από χώρες του εξωτερικού. Είναι ωστόσο αξιοσημείωτο το γεγονός ότι οι απαντήσεις τόσο των συγκεκριμένων ατόμων, όσο και των καταναλωτών που απάντησαν «Όχι» στην ερώτηση του Σχήματος 13.16, θα διαφοροποιούνταν σε περίπτωση άρδευσης μη βρώσιμων καλλιεργειών (π.χ. βαμβάκι). Στην περίπτωση αυτή η συντριπτική πλειονότητα των ερωτώμενων δήλωσε ότι δεν θα είχε πρόβλημα να χρησιμοποιήσει τέτοιου είδους προϊόντα.

Σχετικά με την επιθυμία των πολιτών – καταναλωτών να πληρώσουν για αγροτικά προϊόντα που αρδεύονται με επεξεργασμένο λύμα, αυτή είναι αυξημένη. Η επιθυμία αυτή μετρήθηκε ως ποσοστό επί της υπάρχουσας τιμής του αντίστοιχου προϊόντος. Σε γενικές γραμμές προέκυψε ότι τα άτομα που απάντησαν «Ναι» και αρκετά από τα άτομα που απάντησαν «Πιθανόν» στην ερώτηση του Σχήματος 13.16, στην παρούσα ερώτηση απάντησαν ότι θα πλήρωναν την ίδια τιμή για το ίδιο αγροτικό προϊόν είτε αυτό αρδεύεται με επεξεργασμένο λύμα, είτε με συμβατικό αρδευτικό νερό. Το γεγονός αυτό είναι απόλυτα φυσιολογικό και φυσικά ενθαρρυντικό. Ωστόσο υπάρχει μια μεγάλη μερίδα ατόμων που απάντησαν ότι θα πλήρωναν λιγότερο για το ίδιο αγροτικό προϊόν αν αυτό αρδεύεται με επεξεργασμένο λύμα από ό,τι αν αρδεύεται με συμβατικό νερό. Πρόκειται κυρίως για άτομα τα οποία έδωσαν αρνητική απάντηση στην ερώτηση του Σχήματος 13.16 ή ήταν προβληματισμένα. Στο Σχήμα 13.17 παρουσιάζεται το ιστόγραμμα συχνοτήτων καταγραφής απαντήσεων σχετικά με την τιμή που οι καταναλωτές στη Θεσσαλία θα ήταν διατεθειμένοι να πληρώσουν για να αποκτήσουν ένα αγροτικό προϊόν που αρδεύεται με επεξεργασμένο λύμα. Όπως φαίνεται και στο εν λόγω Σχήμα, η πλειονότητα των απαντήσεων εντοπίζεται στο ποσοστό 100%. Ωστόσο υπάρχει μεγάλη διασπορά απαντήσεων στα ποσοστά από 0 έως 50%. Για το λόγο αυτό ο μέσος όρος των ποσοστών που δήλωσαν οι ερωτώμενοι στη συγκεκριμένη ερώτηση ανέρχεται περίπου στο 55% της υπάρχουσας τιμής του προϊόντος.



Σχήμα 13.17: Ιστόγραμμα συχνοτήτων καταγραφής απαντήσεων σχετικά με την τιμή που οι καταναλωτές στη Θεσσαλία θα ήταν διατεθειμένοι να πληρώσουν για να αποκτήσουν ένα αγροτικό προϊόν που αρδεύεται με επεξεργασμένο λύμα

Η τελευταία ερώτηση που περιέχονταν στα ερωτηματολόγια των πολιτών - καταναλωτών αφορούσε την πρόθεση των ερωτώμενων να επισκεφθούν πάρκο που έχει αρδευθεί με νερό που προέρχεται από επεξεργασμένα λύματα. Στην προκειμένη περίπτωση η συγκεκριμένη πρόθεση ήταν ιδιαίτερα αυξημένη, όπως φαίνεται και στο Σχήμα 13.18. Συγκρίνοντας μάλιστα τις προθέσεις που δηλώθηκαν στη συγκεκριμένη ερώτηση με τις αντίστοιχες της ερώτησης του Σχήματος 13.16, διαπιστώνουμε ότι το ιδιαίτερα υψηλό ποσοστό θετικών απαντήσεων στη συγκεκριμένη ερώτηση εξηγείται από την «ασφάλεια» που νιώθουν οι πολίτες - καταναλωτές στην περίπτωση άρδευσης ενός πάρκου με επεξεργασμένα λύματα, σε αντίθεση με την αντίστοιχη άρδευση βρώσιμων καλλιεργειών. Ωστόσο και παρά αυτό που πιστεύουν οι πολίτες, η επικινδυνότητα στη συγκεκριμένη περίπτωση μπορεί να είναι πιο αυξημένη σε σχέση με τη χρήση προϊόντων που δεν καταναλώνονται ωμά (βλ. Κεφάλαιο 5).



Σχήμα 13.18: Απαντήσεις πολιτών - καταναλωτών στην ερώτηση «Θα επισκεπτόσασταν ποτέ πάρκο που αρδεύεται με επεξεργασμένα λύματα εάν σας διαβεβαίωναν ότι τηρούνται όλοι οι κανόνες ασφαλείας και δεν διατρέχει κίνδυνο η υγεία σας;»

13.4.2.4 Συμπεράσματα

Από την ανάλυση που προηγήθηκε γίνεται φανερό ότι κύριος στόχος της δεύτερης έρευνας υπήρξε η εξαγωγή γενικών συμπερασμάτων σχετικά με τις γνώσεις αγροτών και πολιτών στην Περιφέρεια της Θεσσαλίας γύρω από το θέμα της επαναχρησιμοποίησης λυμάτων αλλά και την πρόθεση αυτών να αποδεχτούν τη χρήση ανακτημένου λύματος ως αρδευτικό νερό.

Σε γενικές γραμμές οι αγρότες εμφανίζονται πρόθυμοι να χρησιμοποιήσουν ανακτημένο λύμα ως αρδευτικό νερό σε περιόδους ξηρασίας. Μάλιστα, ενώ η πρόθεσή τους να χρησιμοποιήσουν επεξεργασμένο λύμα είναι περιορισμένη όταν υπάρχει νερό από συμβατικές πηγές στην περιοχή τους, η ανάλογη πρόθεση αυξάνει σημαντικά στην περίπτωση έλλειψης υδατικών πόρων. Το βασικό συμπέρασμα μάλιστα που προέκυψε παρατηρώντας τόσο τα δεδομένα που παρουσιάστηκαν στις προηγούμενες Παραγράφους, όσο και αντλώντας σχετικές πληροφορίες κατά τη διάρκεια της προσωπικής επαφής με τους αγρότες ήταν ότι λόγω του έντονου υδατικού ελλείμματος που παρατηρείται κατά τους θερινούς μήνες στην περιοχή της Θεσσαλίας, η συντριπτική πλειονότητα των αγροτών θα ήθελε να υπάρχει μια σταθερή πηγή νερού για την άρδευση των καλλιεργειών της. Στην περίπτωση που αυτή την πηγή νερού θα μπορούσαν να την αποτελέσουν τα επεξεργασμένα λύματα, δεν θα είχαν κανένα

πρόβλημα να τα χρησιμοποιήσουν και να πληρώσουν γι' αυτά, ακόμη κι αν είχαν σχετικούς ενδοιασμούς για την ποιότητα αυτών λόγω έλλειψης ενημέρωσης.

Αντίστοιχα, οι πολίτες – καταναλωτές στην περιοχή της Θεσσαλίας φαίνονται σχετικά πρόθυμοι να χρησιμοποιήσουν αγροτικά προϊόντα που αρδεύτηκαν με επεξεργασμένο λύμα, αν και μια σημαντική μερίδα των ερωτώμενων δήλωσαν προβληματισμένοι σχετικά με την χρήση βρώσιμων αγροτικών προϊόντων, ωστόσο δεν επέδειξαν τον ίδιο προβληματισμό στην περίπτωση χρήσης μη βρώσιμων προϊόντων ή επίσκεψης σε χώρους αναψυχής που αρδεύονται με το συγκεκριμένο νερό. Σε κάθε περίπτωση πάντως δήλωσαν ότι οι ανωτέρω προβληματισμοί θα μπορούσαν να εξαλειφθούν στην περίπτωση που θα είχαν κατάλληλη ενημέρωση γύρω από το θέμα της επαναχρησιμοποίησης των λυμάτων και της ασφάλειας που αυτή μπορεί να περικλείει. Φαίνεται λοιπόν ότι για την ομάδα των πολιτών – καταναλωτών το θέμα της ασφάλειας και της απόκτησης πληροφοριών αποτελεί τον παράγοντα μείζονος σημασίας που επηρεάζει την τελική τους απόφαση για χρήση τέτοιου είδους προϊόντων, ενώ για την ομάδα των αγροτών ο αντίστοιχος παράγοντας είναι η ύπαρξη ξηρασίας.

Κάτω από το ανωτέρω πρίσμα, θεωρούμε ότι θα πρέπει να ληφθεί ιδιαίτερη μέριμνα σχετικά με το θέμα της σωστής ενημέρωσης των πολιτών στη Θεσσαλία σε ό,τι αφορά την επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων. Άλλωστε είναι γνωστό ότι η πληροφόρηση και η περιβαλλοντική παιδεία μπορούν να συμβάλουν εν γένει στην προστασία του περιβάλλοντος και εν προκειμένω στην εξάλειψη αισθημάτων ανασφάλειας σχετικά με αυτή την εναλλακτική πηγή νερού.

13.4.3 Γενικά συμπεράσματα από τη διεξαγωγή των κοινωνικών ερευνών – Συσχετισμοί με άλλες παρόμοιες έρευνες

Το γενικό συμπέρασμα που προκύπτει από τη διεξαγωγή και των δύο ερευνών είναι ότι οι αγρότες και οι πολίτες στη Θεσσαλία είναι σχετικά έτοιμοι να δεχθούν την ενσωμάτωση της χρήσης ανακτημένων λυμάτων ως αρδευτικό νερό στην περιοχή τους. Κρίσιμο παράγοντα αποτελεί ωστόσο η ενημέρωση και η εκπαίδευση όλων των εμπλεκόμενων φορέων και των πολιτών σχετικά με τη χρησιμότητα της ενσωμάτωσης εναλλακτικών υδατικών πόρων στα σχέδια αειφορικής διαχείρισης του υδατικού δυναμικού στην περιοχή. Παράγοντες που επηρεάζουν θετικά την απόφαση των αγροτών να χρησιμοποιήσουν ανακτημένο λύμα ως αρδευτικό νερό είναι το φύλο, (θηλυκό), το επίπεδο εκπαίδευσης ως ένα βαθμό και φυσικά η ύπαρξη κατάλληλης

ενημέρωσης. Ωστόσο καταλυτικό ρόλο στη διαμόρφωση της παραπάνω απόφασης παίζει ο παράγοντας της ξηρασίας. Στην περίπτωση αυτή η συντριπτική πλειονότητα των αγροτών δηλώνει έτοιμη να χρησιμοποιήσει ανακτημένο λύμα και να πληρώσει γι' αυτό. Αντίστοιχα, στην περίπτωση των πολιτών – καταναλωτών, ο καθοριστικός παράγοντας που φαίνεται ότι επηρεάζει την απόφασή τους να χρησιμοποιήσουν αγροτικά προϊόντα που αρδεύονται με επεξεργασμένο λύμα είναι η ύπαρξη κατάλληλης ενημέρωσης σε σχέση με την ποιότητα αυτών των προϊόντων και τους κινδύνους που μπορεί να περικλείει η χρήση τους.

Συγκρίνοντας τα αποτελέσματα των ερευνών μας με άλλες παρόμοιες έρευνες που πραγματοποιήθηκαν στην Ελλάδα (Tsagarakis and Georgantzis, 2003, Menegaki and Hanley, 2005), διαπιστώνουμε ότι αυτά έρχονται σε σχετική συμφωνία μεταξύ τους. Οι ανωτέρω έρευνες έλαβαν χώρα στην περιοχή της Κρήτης, όπου διαπιστώθηκε ότι καταρχήν, σε ό,τι αφορά τους αγρότες, οι κοινωνικοοικονομικοί παράγοντες που επηρέαζαν την επιθυμία τους να χρησιμοποιήσουν ανακτημένα λύματα ήταν το επίπεδο εκπαίδευσης και το εισόδημά τους, το οποίο σε αυτή την έρευνα (Tsagarakis and Georgantzis, 2003) βρέθηκε να συσχετίζεται θετικά με την αντίστοιχη επιθυμία του αγρότη. Ωστόσο, ο κύριος παράγοντας που επηρέαζε την τελική τους απόφαση ήταν η ύπαρξη κατάλληλης ενημέρωσης. Αντίστοιχα, στην άλλη έρευνα (Menegaki and Hanley, 2005) βρέθηκε ότι οι κύριοι παράγοντες που επηρέαζαν την τελική απόφαση των αγροτών ήταν η ύπαρξη ξηρασίας και το γεγονός ότι θα μπορούσαν να έχουν όφελος από τη χρήση τέτοιου είδους νερού μέσω μείωσης λιπασμάτων. Αντίθετα, στους καταναλωτές, ο κύριος παράγοντας διαμόρφωσης της τελικής τους απόφασης ήταν η ύπαρξη ανάλογης ενημέρωσης (Menegaki and Hanley, 2005).

Το γεγονός ότι η διεξαγωγή ανάλογων κοινωνικών ερευνών σε δύο Περιφέρειες της χώρας με σημαντική αγροτική παραγωγή ανέδειξε παρόμοια αποτελέσματα, θα μπορούσε να μας οδηγήσει στο συμπέρασμα ότι τα αποτελέσματα αυτά είναι ενδεικτικά των περισσότερων αγροτικών περιοχών της χώρας. Ωστόσο, θα πρέπει να τονιστεί ότι υπάρχουν και σημαντικές διαφοροποιήσεις στην κουλτούρα, κυρίως των αγροτών, μεταξύ των διαφόρων αγροτικών περιοχών της χώρας και οι οποίες οφείλονται κυρίως στους διαφορετικούς τύπους καλλιέργειας που συναντούμε ανά περιοχή.

13.5 Διεξαγωγή πειραμάτων για την αξιολόγηση περιβαλλοντικών παραμέτρων

Οι περιβαλλοντικές παράμετροι ενδιαφέροντος που θα έπρεπε να εξετάζονται σε κάθε περίπτωση χρήσης ανακτημένου λύματος για άρδευση είναι πολλές. Οι κυριότερες σχετίζονται με την μικροβιολογική ποιότητα του επεξεργασμένου λύματος. Άλλες παράμετροι ενδιαφέροντος περιλαμβάνουν την εξέταση χημικών παραγόντων. Στις περισσότερες περιπτώσεις και σε ό,τι αφορά τα χημικά συστατικά, θα πρέπει να ελέγχεται η παρουσία των περισσότερων από τα αντίστοιχα συστατικά που αναφέρονται στον Πίνακα 3.3. Το γεγονός αυτό όμως έχει σημαντικές δυσκολίες, μια και είναι δύσκολη αλλά και οικονομικά μη συμφέρουσα η διεξαγωγή τόσων πολλών χημικών αναλύσεων. Για το λόγο αυτό συνήθως επιλέγεται να συνδυαστεί η χρήση ορισμένων χημικών με κάποιες τοξικολογικές αναλύσεις. Η χρήση των αναλύσεων τοξικότητας άλλωστε προσφέρει το πλεονέκτημα της απευθείας εκτίμησης του τοξικού κινδύνου που μπορεί να περικλείει η χρήση τέτοιου είδους νερού, όπως αναλυτικά περιγράφηκε στην Παράγραφο 5.4 και ο οποίος κίνδυνος συνήθως προέρχεται από την ύπαρξη μη συμβατικών και νεοεμφανιζόμενων συστατικών στο λύμα (βλ. Πίνακα 3.3).

Στην παρούσα διατριβή επιλέχθηκε να συλλεχθούν δείγματα δευτεροβάθμιων εκροών από διάφορες ΕΕΛ στην περιοχή της Θεσσαλίας προκειμένου να γίνει μια εκτίμηση της ποιότητας αυτών των εκροών και της διακύμανσης που αυτή μπορεί να παρουσιάζει ανάλογα με την εποχή. Η εκτίμηση αυτή θα μας βοηθήσει προκειμένου να αξιολογήσουμε τα διάφορα εναλλακτικά σενάρια που παρουσιάστηκαν στο Κεφάλαιο 12, σε σχέση με τις περιβαλλοντικές παραμέτρους του Πίνακα 12.1. Η εκτίμηση άλλωστε της ποιότητας των δευτεροβάθμιων εκροών σε μια ΕΕΛ είναι βασική προκειμένου να κρίνει ο εκάστοτε λήπτης απόφασης ποιο σχήμα περαιτέρω επεξεργασίας ή μη θα ταίριαζε καλύτερα στη συγκεκριμένη περίπτωση.

13.5.1 Σχεδιασμός πειραμάτων

Τα πειράματα έλαβαν χώρα την περίοδο από τον Ιούλιο του 2008 έως και το Φεβρουάριο του 2009. Κατά την περίοδο αυτή ελήφθησαν δείγματα εκροών από τις ΕΕΛ Λάρισας, Βόλου, Καρδίτσας και Τυρνάβου. Οι δειγματοληψίες επαναλήφθηκαν τρεις φορές (Ιούλιος, Οκτώβριος 2008, Φεβρουάριος 2009). Σημειώνεται ότι κατά τη δειγματοληψία του Φεβρουαρίου του 2009 δεν ελήφθη δείγμα από την ΕΕΛ Βόλου

εξαιτίας του γεγονότος ότι γίνονταν εργασίες επέκτασης στη μονάδα με αποτέλεσμα η λειτουργία της να μην είναι εύρυθμη κι άρα το δείγμα δεν θα ήταν αντιπροσωπευτικό.

Οι αναλύσεις που πραγματοποιήθηκαν περιελάμβαναν τον έλεγχο μικροβιολογικών και χημικών παραμέτρων, καθώς και τον έλεγχο της τοξικότητας των εκροών. Η μικροβιολογική παράμετρος που ελέγχθηκε περιελάμβανε τον έλεγχο των πληθυσμών των περιττωματικών κολοβακτηριδίων (FC) σε κάθε δείγμα. Οι χημικές παράμετροι ενδιαφέροντος που προσδιορίστηκαν περιελάμβαναν το BOD₅, το COD, τα ολικά αιωρούμενα στερεά (TSS), την αγωγιμότητα, το pH και το διαλυμένο οξυγόνο (DO). Επίσης προσδιορίστηκε η τιμή της περιεκτικότητας των εκροών σε επιλεγμένα χημικά στοιχεία². Τέλος, ελέγχθηκε η τοξικότητα των εκροών με χρήση δύο διαφορετικών βιοδοκιμών: (α) του πειράματος ακινητοποίησης της *Daphnia magna*, (β) του πειράματος ελέγχου φυτοτοξικότητας μέσω χρήσης του τεστ Phytotoxkit microbiotest.

13.5.2 Σύντομη περιγραφή των επιλεγμένων ΕΕΛ

Οι ΕΕΛ που επιλέχθηκαν για έλεγχο της ποιότητας της εκροής τους περιλαμβάνουν τις ΕΕΛ Λάρισας, Βόλου, Καρδίτσας και Τυρνάβου. Πρόκειται για ορισμένες από τις σημαντικότερες ΕΕΛ που λειτουργούν στην περιοχή της Θεσσαλίας και οι οποίες αυτή τη στιγμή επεξεργάζονται περίπου το 75% της συνολικής ποσότητας λυμάτων που παράγονται στη Θεσσαλία και διατίθενται σε κεντρικά αποχετευτικά δίκτυα (Περιφέρεια Θεσσαλίας, 2005).

Η ΕΕΛ Λάρισας, όπως λειτουργεί αυτή τη στιγμή, σχεδιάστηκε για εξυπηρέτηση ισοδύναμου πληθυσμού ίσου με 210000 κατοίκους. Η μονάδα επεξεργάζεται σχεδόν αποκλειστικά αστικά λύματα, ωστόσο ορισμένες μικρές ποσότητες βιομηχανικών αποβλήτων μεταφέρονται σε αυτή με βυτιοφόρα οχήματα. Η μέση ημερήσια παροχή των λυμάτων που φτάνουν σε αυτή ανέρχεται σε 42000 m³. Τα λύματα υφίστανται προεπεξεργασία, πρωτοβάθμια επεξεργασία και ακολούθως δευτεροβάθμια επεξεργασία με τη μέθοδο της ενεργού ιλύος. Επίσης κατά τη διάρκεια της δευτεροβάθμιας επεξεργασίας λαμβάνει χώρα βιολογική απομάκρυνση του αζώτου με τη μέθοδο της νιτροποίησης-απονιτροποίησης. Η μέθοδος απολύμανσης που χρησιμοποιείται είναι αυτή της χλωρίωσης με χρήση υποχλωριώδους νατρίου, ενώ

² Οι αναλύσεις των χημικών στοιχείων επαναλήφθηκαν δύο φορές για κάθε δείγμα εξαιτίας εγγενών δυσκολιών μια και οι συγκεκριμένες αναλύσεις πραγματοποιήθηκαν σε εργαστήριο διαφορετικό από αυτό των υπολοίπων.

ακολουθεί αποχλωρίωση. Μέχρι στιγμής η διάθεση των επεξεργασμένων λυμάτων γίνεται στον Πηνειό ποταμό (Περιφέρεια Θεσσαλίας, 2005).

Η ΕΕΛ του Βόλου έχει σχεδιαστεί για να δέχεται τα λύματα συνολικού πληθυσμού ίσου με 115000 κατοίκους. Επίσης η συγκεκριμένη ΕΕΛ δέχεται βιομηχανικά απόβλητα από τις Α' και Β' ΒΙΠΕ (Βιομηχανικές Περιοχές) του Βόλου που αντιστοιχούν σε φορτίο περίπου 20000 ισοδύναμων κατοίκων. Είναι χαρακτηριστικό ότι η ΕΕΛ Βόλου είναι μια από τις λίγες ΕΕΛ στην Ελλάδα που δέχεται υγρά απόβλητα από βιομηχανίες υψηλής όχλησης. Για το λόγο αυτό εφαρμόζονται αυστηρά κριτήρια προδιαγραφών των βιομηχανικών αποβλήτων που φτάνουν στην εγκατάσταση. Η μέση ημερήσια παροχή σχεδιασμού της εγκατάστασης ανέρχεται σε 32000 m³. Η επεξεργασία που ακολουθείται και στην περίπτωση της ΕΕΛ Βόλου περιλαμβάνει προεπεξεργασία, πρωτοβάθμια και δευτεροβάθμια επεξεργασία με τη μέθοδο της ενεργού ιλύος, βιολογική νιτροποίηση-απονιτροποίηση και απολύμανση των επεξεργασμένων εκροών με τη μέθοδο της χλωρίωσης. Η διάθεση των απολυμασμένων εκροών γίνεται στον Παγασητικό κόλπο (Περιφέρεια Θεσσαλίας, 2005).

Η ΕΕΛ Καρδίτσας σχεδιάστηκε για να εξυπηρετεί ισοδύναμο πληθυσμό ίσο με 45000 κατοίκους. Η μέγιστη ημερήσια παροχή της ανέρχεται σε 21500 m³, ενώ στη συγκεκριμένη παροχή θα πρέπει να προστεθούν περίπου 100 m³ που προέρχονται από βιομηχανικά απόβλητα που φτάνουν σε αυτή. Η επεξεργασία που ακολουθείται είναι ίδια με την επεξεργασία που περιγράφηκε στις προηγούμενες ΕΕΛ. Αποδέκτης των επεξεργασμένων λυμάτων είναι ο Καλέντζης ποταμός (Περιφέρεια Θεσσαλίας, 2005).

Τέλος, η ΕΕΛ Τυρνάβου σχεδιάστηκε για εξυπηρέτηση ισοδύναμου πληθυσμού ίσου με 18000 κατοίκους. Η μέγιστη ημερήσια παροχή της ανέρχεται σε 3240 m³. Στη συγκεκριμένη μονάδα δεν καταλήγουν βιομηχανικά απόβλητα. Η επεξεργασία που ακολουθείται στην περίπτωση της ΕΕΛ Τυρνάβου περιλαμβάνει προεπεξεργασία, πρωτοβάθμια επεξεργασία, δευτεροβάθμια επεξεργασία με τη μέθοδο της ενεργού ιλύος και παράλληλη νιτροποίηση-απονιτροποίηση και ακολούθως προχωρημένη επεξεργασία με τη μέθοδο της διήθησης σε φίλτρο άμμου. Στην περίπτωση της ΕΕΛ Τυρνάβου η απολύμανση γίνεται με χρήση υπεριώδους ακτινοβολίας. Οι επεξεργασμένες εκροές διατίθενται στον Τιταρήσιο ποταμό (Περιφέρεια Θεσσαλίας, 2005).

13.5.3 Περιγραφή διεξαγωγής πειραμάτων

Κατά τη διεξαγωγή των πειραματικών διεργασιών πραγματοποιήθηκαν, όπως ήδη αναφέρθηκε, αναλύσεις μικροβιολογικών και χημικών παραμέτρων, καθώς και αναλύσεις προσδιορισμού τοξικότητας. Οι αναλύσεις των μικροβιολογικών παραμέτρων και των χημικών στοιχείων πραγματοποιήθηκαν σε εξωτερικά εργαστήρια λόγω έλλειψης ανάλογου εξοπλισμού. Στη συνέχεια περιγράφονται σε αδρές γραμμές οι διαδικασίες που ακολουθήθηκαν για τον προσδιορισμό της τιμής των ανωτέρω παραμέτρων.

Ανάλυση μικροβιολογικών παραμέτρων

Οι αναλύσεις των μικροβιολογικών παραμέτρων (υπολογισμός των FC) δόθηκαν, όπως ήδη αναφέρθηκε, σε εξωτερικό εργαστήριο λόγω έλλειψης ανάλογου εξοπλισμού. Η μέθοδος πάντως που ακολουθήθηκε για τον προσδιορισμό του πληθυσμού των FC περιλαμβάνει τη διήθηση του δείγματος σε μεμβράνη και εν συνεχεία την επώαση σε θρεπτικό υλικό.

Ανάλυση χημικών παραμέτρων

Οι χημικές παράμετροι ενδιαφέροντος που εξετάστηκαν περιελάμβαναν το BOD₅, το COD, τα ολικά αιωρούμενα στερεά (TSS), την αγωγιμότητα, το pH και το διαλυμένο οξυγόνο (DO). Επίσης προσδιορίστηκε η συγκέντρωση επιλεγμένων χημικών στοιχείων (σε εξωτερικό εργαστήριο). Για όλες τις παραπάνω μετρήσεις ακολουθήθηκαν πρότυπες διαδικασίες μέτρησης (APHA-AWWA-WEF, 1995).

Σε ό,τι αφορά την παράμετρο του BOD₅, αυτή εκφράζει την ποσότητα του οξυγόνου που απαιτείται για την κατανάλωση των οργανικών ουσιών των αποβλήτων από μικροοργανισμούς σε 5 ημέρες. Η εκτίμηση της τιμής του BOD₅ για όλα τα δείγματα έγινε με χρήση της μανομετρικής μεθόδου. Κατά την εφαρμογή της εν λόγω μεθόδου συγκεκριμένη ποσότητα αποβλήτου τοποθετείται σε ειδική φιάλη μέτρησης. Η κατανάλωση οξυγόνου μετράται μέσω της μείωσης της μερικής πίεσεως του οξυγόνου στο εσωτερικό της σφραγισμένης φιάλης, η οποία έχει τοποθετηθεί για 5 ημέρες σε ειδικό θάλαμο επώασης. Η καταγραφή των τιμών του BOD για όλες τις ημέρες μέχρι και την 5^η γίνεται στην κεφαλή μανομέτρου, με το οποίο είχε σφραγιστεί η φιάλη πριν τοποθετηθεί στο θάλαμο επώασης. Στο συγκεκριμένο πείραμα χρησιμοποιήθηκαν μανόμετρα με αισθητήρες BOD Aqualytic. Η διάταξη φαίνεται στο Σχήμα 13.19.

Όσον αφορά την παράμετρο του COD, αυτή αναφέρεται στην ποσότητα οξυγόνου που απαιτείται για την πλήρη χημική οξείδωση όλων των οργανικών συστατικών ενός αποβλήτου από ισχυρό οξειδωτικό μέσο. Για τον προσδιορισμό λοιπόν της τιμής του COD όλων των δειγμάτων στην παρούσα εργασία χρησιμοποιήθηκε ως οξειδωτικό μέσο διχρωμικό κάλιο. Η οξείδωση έγινε υπό θέρμανση σε κατάλληλη συσκευή στους 150°C επί δύο ώρες (βλ. Σχήμα 13.20). Ακολούθως ο προσδιορισμός της τιμής του COD έγινε με χρήση της φασματοφωτομετρικής μεθόδου. Σε αυτή προσδιορίζεται ουσιαστικά η ποσότητα των ιόντων Cr^{6+} που απομένουν στο διάλυμα μετά την οξείδωση. Ο προσδιορισμός γίνεται φασματοφωτομετρικά σε μήκος κύματος 420 nm. Γνωρίζοντας την αρχική ποσότητα των ιόντων Cr^{6+} κι αυτής που απομένει στο διάλυμα, ο υπολογισμός του COD γίνεται έμμεσα. Το φασματοφωτόμετρο που χρησιμοποιήθηκε απεικονίζεται στο Σχήμα 13.21.

Όσον αφορά τα ολικά αιωρούμενα στερεά, αυτά μετρήθηκαν με χρήση ειδικών χάρτινων φίλτρων - ηθμών. Τα φίλτρα, αφού ζυγίστηκαν σε ζυγό ακριβείας, αποτέλεσαν ακολούθως τους ηθμούς διήθησης συγκεκριμένης ποσότητας δείγματος υγρών αποβλήτων. Στη συνέχεια ξηράθηκαν σε φούρνο προκειμένου να απομακρυνθεί η περιεχόμενη υγρασία και, τέλος, ξαναμετρήθηκε το βάρος τους. Η διαφορά των δύο βαρών ισούταν με την περιεκτικότητα του δείγματος σε ολικά αιωρούμενα στερεά.

Τέλος, η αγωγιμότητα, το pH και το διαλυμένο οξυγόνο μετρήθηκαν με χρήση ανάλογων οργάνων (αγωγιμόμετρο, πεχάμετρο, κλπ.) που υπήρχαν στη διάθεσή μας. Τα συγκεκριμένα όργανα διέθεταν αισθητήρες, οι οποίοι βυθιζόμενοι στο δείγμα μας έδιναν απευθείας τη μέτρηση της αντίστοιχης τιμής που θέλαμε να υπολογίσουμε (βλ. Σχήμα 13.22 και 13.23).



Σχήμα 13.19: Συσκευή μέτρησης BOD₅



Σχήμα 13.20: Συσκευή θέρμανσης (διαδικασία μέτρησης COD)



Σχήμα 13.21: Φασματοφωτόμετρο μέτρησης COD



Σχήμα 13.22: Αγωγιμόμετρο που χρησιμοποιήθηκε



Σχήμα 13.23: Πεχάμετρο που χρησιμοποιήθηκε

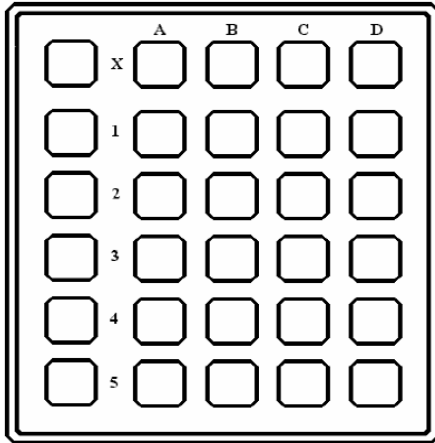
Σε ό,τι αφορά, τέλος, τις αναλύσεις επιλεγμένων χημικών στοιχείων, αυτές πραγματοποιήθηκαν σε εξωτερικό εργαστήριο. Για τον ποσοτικό προσδιορισμό των μεταλλικών στοιχείων σιδήρου (Fe), μαγγανίου (Mn), ψευδαργύρου (Zn), νικελίου (Ni) και χαλκού (Cu) χρησιμοποιήθηκε φασματοφωτόμετρο Ατομικής Απορρόφησης με εξάρτημα φλόγας (Flame Atomic Absorption Spectroscopy), ενώ για τον προσδιορισμό των μεταλλικών στοιχείων καδμίου (Cd), κοβαλτίου (Co), χρωμίου (Cr) και μολύβδου (Pb) χρησιμοποιήθηκε εξάρτημα φούρνου γραφίτη (Graphite furnace -Atomic Absorption Spectroscopy) διότι τα όρια ανίχνευσης ήταν χαμηλότερα αυτών που προσδιορίζονται με εξάρτημα φλόγας. Τέλος, ο ποσοτικός προσδιορισμός του μεταλλοειδούς αρσενικού (As) έγινε επίσης με φασματοσκοπία Ατομικής

Απορρόφησης, αλλά με εξάρτημα παραγωγής υδριδίων (Fias - Atomic Absorption Spectroscopy).

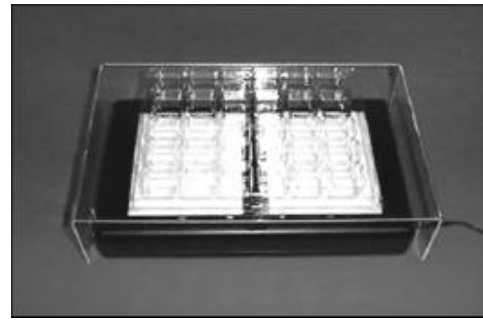
Αναλύσεις προσδιορισμού τοξικότητας

Έχοντας ως σκοπό τον προσδιορισμό της τοξικότητας των εκροών που ελήφθησαν από τις ΕΕΛ, πραγματοποιήθηκαν δύο διαφορετικά πειράματα: (α) το πείραμα της ακινητοποίησης της *Daphnia magna* (Daphtoxkit), (β) το πείραμα μέτρησης αναστολής της ανάπτυξης συγκεκριμένων φυτών (Phytotoxkit microbiotest).

Για το πείραμα ελέγχου της τοξικότητας μέσω χρήσης της *Daphnia magna* χρησιμοποιήθηκε το ευρύτατα διαδεδομένο τεστ Daphtoxkit (Microbiotests Inc., Belgium) (<http://www.biohidrica.cl>). Πιο συγκεκριμένα, χρησιμοποιήθηκαν αυγά της *Daphnia magna* σε απενεργοποιημένη μορφή (εφίππια). Τα αυγά επωάζονται, αφού πρώτα έχουν ξεπλυθεί με καθαρό νερό (νερό – μάρτυρα), σε πετρί που περιέχει 50 mL νερού – μάρτυρα και υπό κατάλληλες συνθήκες θερμοκρασίας (20°C – 22°C) και φωτισμού (6000 lux) για 3 ημέρες. Στη συνέχεια, αφού έχουν εκκολαφθεί, τα νεογνά μεταφέρονται με τη βοήθεια ενός μικροσιφωνίου σε ειδικές πλακέτες, όπως φαίνεται στο Σχήμα 13.24. Κάθε πλακέτα αποτελείται από 6 σειρές 5 δεξαμενών - κυψελίδων. Σε κάθε σειρά η πρώτη κυψελίδα από αριστερά χρησιμοποιείται ως «κυψελίδα μεταφοράς», ώστε να αποφευχθεί η αραίωση των δειγμάτων με το πρότυπο μέσο καλλιέργειας (νερό-μάρτυρα) κατά τη μεταφορά των νεογνών. Στην πρώτη σειρά κυψελίδων (σειρά «X»), η κάθε κυψελίδα γεμίζεται με 10 mL νερού-μάρτυρα και θα αποτελεί το δείγμα ελέγχου ή «μάρτυρα» του πειράματος. Οι υπόλοιπες σειρές κυψελίδων γεμίζονται αντίστοιχα με 10 mL λύματος ανά κυψελίδα από κάθε δείγμα. Έπειτα, αφού έχουν μεταφερθεί νεογνά στις «κυψελίδες μεταφοράς», τοποθετούνται σε κάθε μια δεξαμενή 5 νεογνά. Στη συνέχεια, αφού σκεπασθεί η πλακέτα με πλαστική μεμβράνη (parafilm), τοποθετείται στο θάλαμο επώασης (Incubator) στους 20°C, απουσία φωτός. Τέλος, αφού περάσουν 24 ώρες, μετράται η θνησιμότητα / ακινητοποίηση των νεογνών που εκτέθηκαν στα δείγματα των εκροών, συγκρινόμενη με αυτή του «μάρτυρα». Το πείραμα είναι έγκυρο όταν το ποσοστό θνησιμότητας στο δείγμα ελέγχου - «μάρτυρα» δεν ξεπερνά το 10%. Για την παρατήρηση των νεογνών που ακινητοποιήθηκαν χρησιμοποιείται μια πηγή φωτός και σε απόσταση 3cm περίπου μία διάφανη βάση, πάνω στην οποία τοποθετείται η ειδική πλακέτα όπως φαίνεται στο Σχήμα 13.25. Ακινητοποιημένα νεογνά θεωρούνται αυτά τα οποία, έπειτα από προσεκτική αναταραχή του υγρού κάθε κυψελίδας για 15 δευτερόλεπτα, δεν κινούνται.

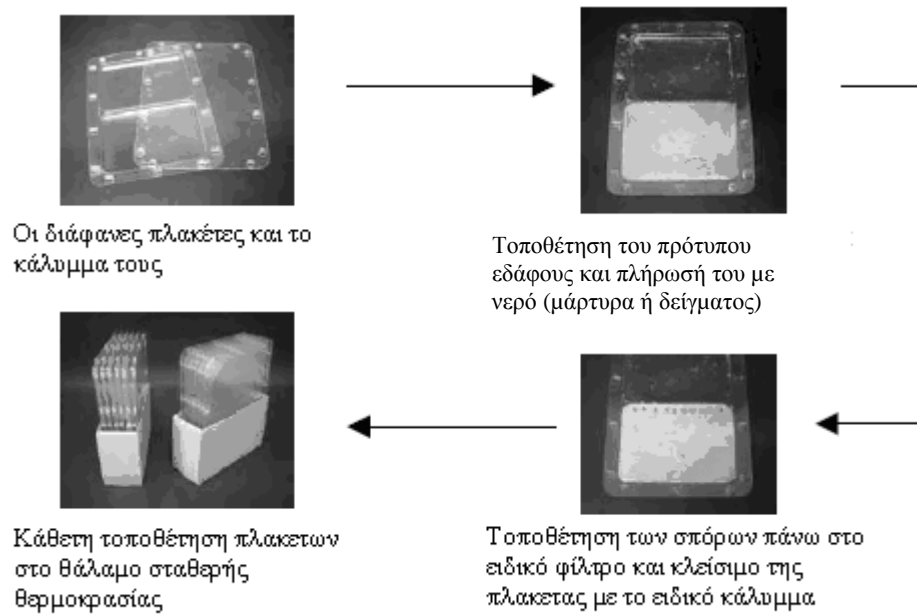


Σχήμα 13.24: Η πλακέτα με τις κυψελίδες



Σχήμα 13.25: Τοποθέτηση της ειδικής πλακέτας επάνω στην πηγή φωτός

Όσον αφορά το πείραμα μέτρησης αναστολής της ανάπτυξης συγκεκριμένων φυτών (Phytotoxkit microbiotest), αυτό διεξήχθη ώστε να υπολογιστεί η μείωση (ή και η απουσία) της ανάπτυξης των ριζών και των βλαστών ανώτερων μονοκοτυλήδων και δικοτυλήδων φυτών. Πρόκειται για ποικιλίες των φυτών *Sorghum saccharatum*, *Lepidium sativum* και *Sinapis alba*. Η αναστολή της ανάπτυξης μετρήθηκε ύστερα από έκθεση μερικών ημερών όλων των φυτών στα δείγματα των επεξεργασμένων λυμάτων. Για τη διεξαγωγή του πειράματος χρησιμοποιούνται ρηχές διάφανες πλακέτες, οι οποίες χωρίζονται σε δυο ίσα μέρη. Το κάτω μέρος γεμίζεται με 90 mL πρότυπου εδάφους και εν συνεχεία ποτίζεται με 30 mL επεξεργασμένου λύματος ή νερού - μάρτυρα ώστε να επιτευχθεί 100% κορεσμός. Στη συνέχεια τοποθετείται πάνω στο κορεσμένο με νερό έδαφος ένα ειδικό φίλτρο, πάνω στο οποίο εναποτίθενται 10 σπόροι από κάθε φυτό. Τέλος, η πλακέτα καλύπτεται με διάφανο κάλυμμα. Για κάθε δείγμα και για το «μάρτυρα» χρησιμοποιούνται 3 είδη σπόρων (ένας από κάθε φυτό) και για κάθε είδος σπόρου γίνεται επανάληψη 3 φορές. Οι πλακέτες στη συνέχεια τοποθετούνται στο θάλαμο επώασης καθέτως, για 3 ημέρες στους 25°C, απουσία φωτός (<http://www.microbiotests.be>, <http://www.biohidrica.cl>). Η διαδικασία περιγράφεται διαγραμματικά στο Σχήμα 13.26. Στο τέλος της 3^{ης} ημέρας παρατηρείται η αναστολή της ανάπτυξης των φυτών. Πιο συγκεκριμένα πραγματοποιείται λήψη ψηφιακών φωτογραφιών κάθε πλακέτας από σταθερή απόσταση και με τη βοήθεια του προγράμματος Image Tool υπολογίζεται η επί τοις εκατό (%) αναστολή ανάπτυξης του βλαστού και της ρίζας των φυτών, βάσει του «μάρτυρα».



Σχήμα 13.26: Διαδικασία προετοιμασίας του πειράματος Phytotoxkit microbiotest

13.5.4 Αποτελέσματα και συζήτηση

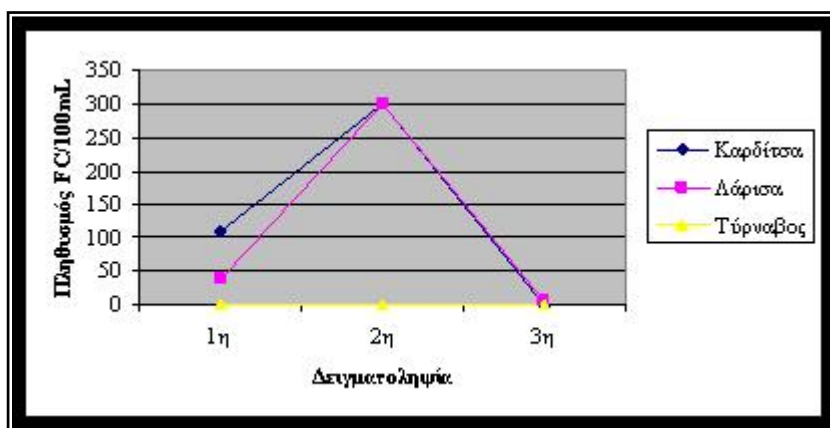
Μικροβιολογικές παράμετροι

Σε ό,τι αφορά τις μικροβιολογικές παραμέτρους, προσδιορίστηκε, όπως αναφέρθηκε, η τιμή του πληθυσμού των περιττωματικών κολοβακτηριδίων (FC). Στον Πίνακα 13.7 παρουσιάζονται οι μέσες τιμές της ανωτέρω παραμέτρου, έτσι όπως αυτές προέκυψαν από την ανάλυση και των τριών δειγμάτων για κάθε εκροή, ενώ στο Σχήμα 13.27 απεικονίζεται η διακύμανση των τιμών των πληθυσμών των FC για κάθε εκροή.

Πίνακας 13.7: Αποτελέσματα μικροβιολογικών αναλύσεων για τα FC

Εκροή	Μέση τιμή πληθυσμού FC/100mL	Τυπική απόκλιση
ΕΕΛ Βόλου ^α	-	-
ΕΕΛ Καρδίτσας	136.67	151.77
ΕΕΛ Λάρισας	115	161.17
ΕΕΛ Τυρνάβου	απουσία	

^α Η παράμετρος των FC δεν υπολογίστηκε για τη μονάδα του Βόλου για το λόγο ότι δεν στάθηκε δυνατή η λήψη απολυμασμένης εκροής



Σχήμα 13.27: Διακύμανση των τιμών των πληθυσμών των FC / 100 mL δείγματος για κάθε εκροή σε όλη τη διάρκεια των δειγματοληψιών

Παρατηρώντας τον Πίνακα 13.7, διαπιστώνουμε ότι οι μέσες τιμές του πληθυσμού των FC είναι σχετικά υψηλές για τις περιπτώσεις των εκροών Καρδίτσας και Λάρισας. Συγκρίνοντας αυτές τις τιμές με τις αντίστοιχες τιμές των Πινάκων 8.4 και 8.5, βλέπουμε ότι αυτές είναι μεγαλύτερες από τα αντίστοιχα όρια που έχουν προταθεί για τις περιπτώσεις απεριόριστης άρδευσης (αστική άρδευση, άρδευση βρώσιμων καλλιεργειών, κλπ.). Ωστόσο είναι μικρότερες από τις αντίστοιχες τιμές για περιπτώσεις περιορισμένης άρδευσης (άρδευση μη βρώσιμων καλλιεργειών, δασικών εκτάσεων, κλπ.). Αξιοσημείωτο ωστόσο είναι το γεγονός ότι έχουμε μεγάλη εποχική διακύμανση στις τιμές (βλ. Σχήμα 13.27). Για παράδειγμα οι τιμές που παρατηρήθηκαν το φθινόπωρο είναι υψηλές, ενώ οι αντίστοιχες τιμές του καλοκαιριού και ιδιαίτερα του χειμώνα είναι αρκετά χαμηλές. Στο σημείο αυτό αξίζει αναφοράς ότι τα όρια των Πινάκων 8.4 και 8.5 βασίστηκαν κατά κύριο λόγο στα κριτήρια της Καλιφόρνια και γι' αυτό το λόγο είναι σχετικά αυστηρά. Τα αντίστοιχα όρια που έχει προτείνει ο Παγκόσμιος Οργανισμός Υγείας είναι σαφώς πολύ λιγότερο αυστηρά (1000 FC / 100 mL για απεριόριστη άρδευση), ωστόσο θεωρούνται από αρκετές επιδημιολογικές έρευνες, όπως είδαμε, σχετικά επισφαλής. Παρόλα αυτά αποτέλεσαν τη βάση για την ανάπτυξη κανονισμών σε πολλές χώρες. Για παράδειγμα, η Κύπρος στα εθνικά της κριτήρια περιλαμβάνει σχετικά υψηλές τιμές FC για περιπτώσεις απεριόριστης άρδευσης (βλ. Πίνακα 6.10). Κλείνοντας αξίζει ιδιαίτερου σχολιασμού το γεγονός ότι η εκροή του Τυρνάβου φαίνεται απαλλαγμένη από την παρουσία τέτοιου είδους κολοβακτηριδίων. Αυτό οφείλεται στη λειτουργία της μονάδας διήθησης της εκροής, μετά τη δευτεροβάθμια επεξεργασία, γεγονός που συνεπάγεται σημαντική μείωση των

αιωρούμενων στερεών που προσφέρουν προστασία σε μικροοργανισμούς κι άρα αποτελεσματικότερη απολύμανση.

Χημικές παράμετροι

Όσον αφορά τις χημικές παραμέτρους εξετάστηκαν, όπως αναφέρθηκε, οι τιμές του BOD₅, του COD, των ολικών αιωρούμενων στερεών (TSS), της αγωγιμότητας, του pH και του διαλυμένου οξυγόνου (DO). Στους Πίνακες 13.8 – 13.13 παρουσιάζονται τα αποτελέσματα των μετρήσεων μας για τις ανωτέρω παραμέτρους, ενώ οι αντίστοιχες διακυμάνσεις των τιμών για κάθε παράμετρο απεικονίζονται στα Σχήματα 13.28 – 13.33. Τέλος, στον Πίνακα 13.14 παρουσιάζονται τα αποτελέσματα των αναλύσεων που αφορούσαν την περιεκτικότητα των εκροών σε επιλεγμένα χημικά στοιχεία.

Πίνακας 13.8: Αποτελέσματα χημικών αναλύσεων για το BOD₅

Εκροή	Μέση τιμή (mg/L)	Τυπική απόκλιση
ΕΕΛ Βόλου	9.5	2.12
ΕΕΛ Καρδίτσας	6	2
ΕΕΛ Λάρισας	7.33	4.16
ΕΕΛ Τυρνάβου	6	3.46

Πίνακας 13.9: Αποτελέσματα χημικών αναλύσεων για το COD

Εκροή	Μέση τιμή (mg/L)	Τυπική απόκλιση
ΕΕΛ Βόλου	42	15.56
ΕΕΛ Καρδίτσας	18.67	6.66
ΕΕΛ Λάρισας	34.67	17.67
ΕΕΛ Τυρνάβου	29.33	21.94

Πίνακας 13.10: Αποτελέσματα χημικών αναλύσεων για τα TSS

Εκροή	Μέση τιμή (mg/L)	Τυπική απόκλιση
ΕΕΛ Βόλου	9.5	0.99
ΕΕΛ Καρδίτσας	7.3	0.66
ΕΕΛ Λάρισας	7.25	0.83
ΕΕΛ Τυρνάβου	2.5	1.32

Πίνακας 13.11: Αποτελέσματα χημικών αναλύσεων για την αγωγιμότητα

Εκροή	Μέση τιμή (mS/cm)	Τυπική απόκλιση
ΕΕΛ Βόλου	10.92	0.11
ΕΕΛ Καρδίτσας	9.45	1.14
ΕΕΛ Λάρισας	11.13	1.53
ΕΕΛ Τυρνάβου	0.9	0.17

Πίνακας 13.12: Αποτελέσματα χημικών αναλύσεων για το pH

Εκροή	Μέση τιμή	Τυπική απόκλιση
ΕΕΛ Βόλου	8.95	0.07
ΕΕΛ Καρδίτσας	9.4	0.36
ΕΕΛ Λάρισας	9.6	0.36
ΕΕΛ Τυρνάβου	7.91	0.17

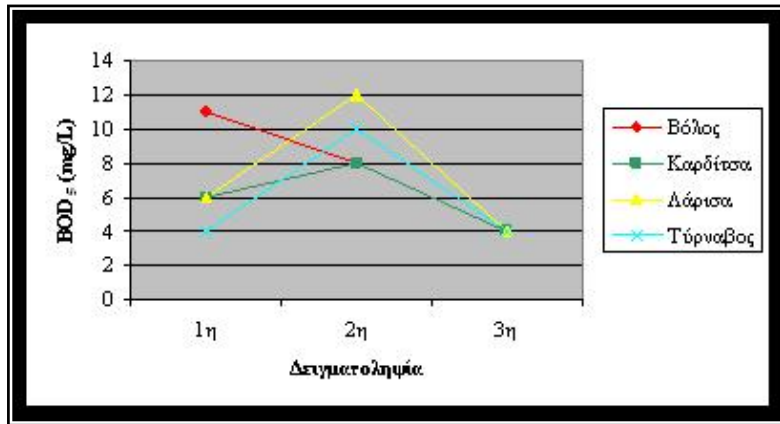
Πίνακας 13.13: Αποτελέσματα χημικών αναλύσεων για το DO

Εκροή	Μέση τιμή (mg/L)	Τυπική απόκλιση
ΕΕΛ Βόλου	4.4	0.28
ΕΕΛ Καρδίτσας	6.32	1.49
ΕΕΛ Λάρισας	6.05	1.02
ΕΕΛ Τυρνάβου	5.57	0.81

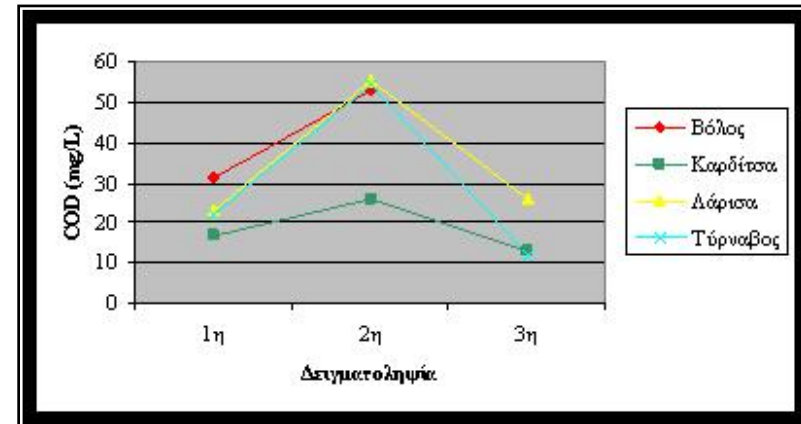
Πίνακας 13.14: Αποτελέσματα χημικών αναλύσεων για επιλεγμένα χημικά στοιχεία (μέσες τιμές σε ppm)

Στοιχείο	ΕΕΛ Βόλου	ΕΕΛ Καρδίτσας	ΕΕΛ Λάρισας	ΕΕΛ Τυρνάβου
Κάδμιο	0.002	0.003	0.002	0.002
Κοβάλτιο	4.6	2.9	2.6	4.8
Χρόμιο	0.85	2.35	1	1.75
Χαλκός	1.14	0.95	0.9	1.6
Σίδηρος	16.15	16.55	25.7	18.6
Μαγγάνιο	4.95	6.5	7.35	2.8
Νικέλιο	3.05	1.95	1	1.2
Μόλυβδος	0.026	0.023	0.026	0.02
Ψευδάργυρος	2.2	1.1	1.85	0.89
Αρσενικό	Μη ανιχνεύσιμο	Μη ανιχνεύσιμο	Μη ανιχνεύσιμο	Μη ανιχνεύσιμο

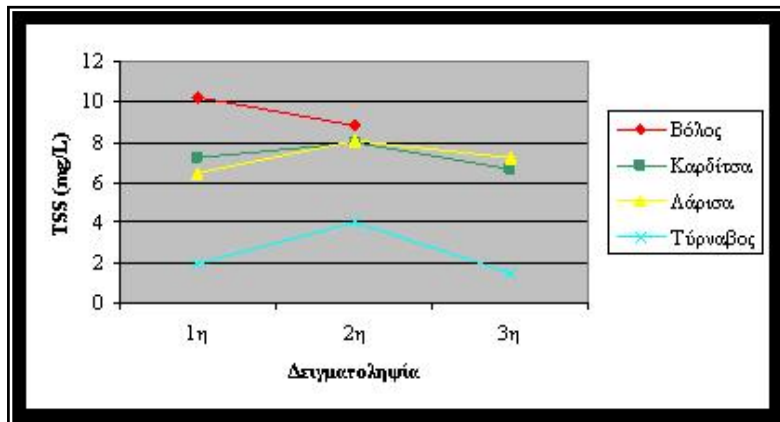
* Υπενθυμίζεται ότι για τα χημικά στοιχεία έγιναν δύο αναλύσεις για κάθε δείγμα (καλοκαίρι και φθινόπωρο)



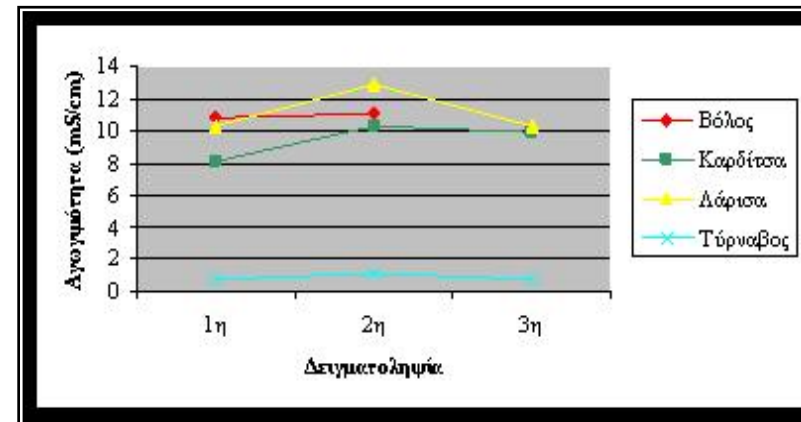
Σχήμα 13.28: Διακύμανση των τιμών του BOD₅ για κάθε εκροή σε όλη τη διάρκεια των δειγματοληψιών



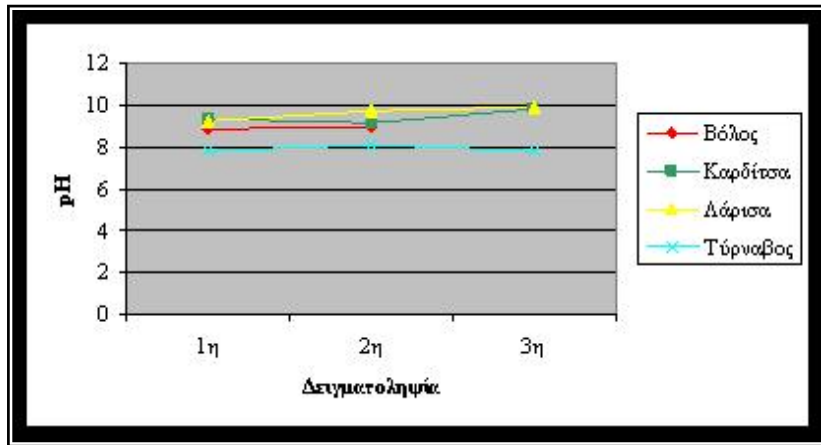
Σχήμα 13.29: Διακύμανση των τιμών του COD για κάθε εκροή σε όλη τη διάρκεια των δειγματοληψιών



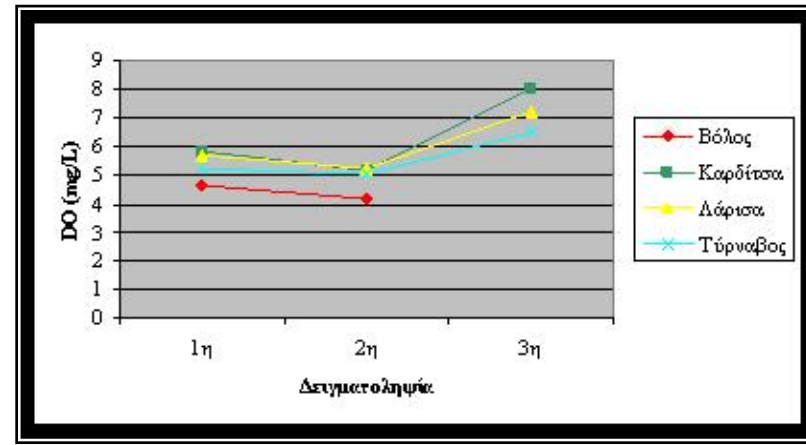
Σχήμα 13.30: Διακύμανση των τιμών των TSS για κάθε εκροή σε όλη τη διάρκεια των δειγματοληψιών



Σχήμα 13.31: Διακύμανση των τιμών της αγωγιμότητας για κάθε εκροή σε όλη τη διάρκεια των δειγματοληψιών



Σχήμα 13.32: Διακύμανση των τιμών του pH για κάθε εκροή σε όλη τη διάρκεια των δειγματοληψιών



Σχήμα 13.33: Διακύμανση των τιμών του DO για κάθε εκροή σε όλη τη διάρκεια των δειγματοληψιών

Παρατηρώντας τις τιμές του BOD₅, διαπιστώνουμε ότι αυτές είναι στη συντριπτική τους πλειονότητα χαμηλότερες από το όριο των 10 mg/L, το οποίο είναι και το αυστηρότερο που έχει τεθεί για περιπτώσεις αστικής συνήθως άρδευσης ή άρδευσης βρώσιμων καλλιεργειών που καταναλώνονται ωμές. Μοναδικές εξαιρέσεις αποτελούν οι μονάδες Βόλου και Λάρισας, όπου μετρήθηκαν τιμές BOD₅ ίσες με 11 και 12 mg/L σε μια δειγματοληψία. Ωστόσο οι διαφορές αυτές από το όριο των 10 mg/L θα μπορούσαν να χαρακτηριστούν ως αμελητέες.

Όσον αφορά το COD, οι τιμές αυτού παρουσιάζουν σημαντική διακύμανση μεταξύ των 3 διαφορετικών δειγματοληψιών για όλες τις μονάδες. Σε γενικές γραμμές παρατηρούνται υψηλότερες τιμές στο δείγμα του φθινοπώρου σε όλες τις εκροές, ενώ στα άλλα δύο δείγματα οι τιμές ελαττώνονται αισθητά. Το γεγονός αυτό θα μπορούσε να αποδοθεί, ιδιαίτερα στην περίπτωση του Τυρνάβου, σε αυξημένες αγροτικές δραστηριότητες που λαμβάνουν χώρα την περίοδο αυτή σε χώρους εντός του αστικού ιστού των πόλεων (π.χ. απόσταξη κρασιού, τσίπουρου, κλπ.). Από την άλλη πλευρά, αν συγκριθούν οι τιμές αυτές του COD με το αυστηρότερο όριο που έχει τεθεί για την παράμετρο αυτή και είναι αυτό των τοπικών κριτηρίων που έχουν τεθεί στην Ιταλία (COD ≤ 40 mg/L για απεριόριστη άρδευση), διαπιστώνουμε ότι η συντριπτική πλειονότητα των τιμών που προσδιορίστηκαν τηρούν το συγκεκριμένο όριο. Εξαιρέσεις παρατηρούνται για τις μονάδες Λάρισας, Βόλου και Τυρνάβου και για το φθινοπωρινό δείγμα. Ωστόσο οι τιμές COD που προσδιορίστηκαν για τις μονάδες αυτές το φθινόπωρο δεν υπερβαίνουν κατά πολύ το όριο των 40 mg/L (~55 mg/L), επομένως δεν θα μπορούσαμε να μιλήσουμε για σημαντικές διαφορές. Άλλωστε τα κριτήρια προδιαγραφών του αρδευτικού νερού στη Χαλάστρα της Θεσσαλονίκης (βλ. Πίνακα 8.8) θέτουν ως όριο για το COD τα 80 mg/L.

Σε ό,τι αφορά τα ολικά αιωρούμενα στερεά (TSS), παρατηρούμε ότι οι τιμές τους σε όλα τα δείγματα και σε όλες τις δειγματοληψίες δεν υπερβαίνουν το όριο των 10 mg/L. Το γεγονός αυτό μπορεί να χαρακτηριστεί ενθαρρυντικό, ενώ με μια πρώτη ανάγνωση θα μπορούσε να οδηγήσει στο συμπέρασμα ότι δεν είναι απαραίτητη η εφαρμογή επιπλέον διήθησης της δευτεροβάθμιας εκροής πριν αυτή απολυμανθεί. Ωστόσο το συμπέρασμα αυτό είναι σχετικά επισφαλές για το λόγο ότι, σύμφωνα με αποτελέσματα ανάλογων ερευνών, μπορεί η τιμή των TSS δευτεροβάθμιας εκροής μιας τυπικής ελληνικής ΕΕΑ να είναι σε αποδεκτά επίπεδα, ωστόσο η τιμή της θολότητας είναι συνήθως μεγαλύτερη από το αποδεκτό επίπεδο των 2 NTU (Ανδρεαδάκης, κ.ά., 2003). Εκτός αυτού, η εφαρμογή περαιτέρω επεξεργασίας (διήθησης) μετά τη

δευτεροβάθμια προσφέρει και το πλεονέκτημα της σημαντικής μείωσης των TSS σε επίπεδα πολύ χαμηλά ώστε να καθίσταται η απολύμανση περισσότερο αποτελεσματική. Χαρακτηριστικό παράδειγμα αποτελεί η μονάδα του Τυρνάβου, η οποία εφαρμόζει σύστημα διήθησης της δευτεροβάθμιας εκροής σε φίλτρο άμμου. Αν παρατηρήσουμε τα Σχήματα 13.27 και 13.30 βλέπουμε ότι η χαμηλή περιεκτικότητα σε TSS που εμφανίζει η συγκεκριμένη μονάδα (σε σχέση με τις υπόλοιπες μονάδες) συνοδεύεται και από μηδενική παρουσία FC στην εκροή της.

Σημαντικό ποιοτικό πρόβλημα του ανακτημένου λύματος, όταν αυτό πρέπει να χρησιμοποιηθεί ως αρδευτικό νερό, αποτελεί η αγωγιμότητα. Σε γενικές γραμμές, η αγωγιμότητα του αρδευτικού νερού δεν θα πρέπει να ξεπερνά τα 3 mS/cm (βλ. Πίνακες 8.7, 8.8), ενώ η βέλτιστη τιμή είναι ίση με 0.7 mS/cm (βλ. Πίνακα 8.7). Παρατηρώντας τις τιμές της αγωγιμότητας που προσδιορίστηκαν για όλα τα δείγματα, διαπιστώσαμε σημαντικές υπερβάσεις των ανωτέρω ορίων για τις μονάδες του Βόλου, της Λάρισας και της Καρδίτσας. Σημαντική εξαίρεση αποτελούσε η μονάδα του Τυρνάβου, η οποία εμφάνιζε εκροή με αγωγιμότητα που δεν ξεπερνούσε το 1 mS/cm για όλα τα δείγματα. Το γεγονός αυτό σε συνδυασμό με τη γνώση ότι οι μονάδες Λάρισας, Βόλου και Καρδίτσας χλωριώνουν τις εκροές τους, μας οδήγησε στη διεξαγωγή μιας ανάλυσης αγωγιμότητας ενός μη χλωριωμένου δείγματος από κάθε μονάδα. Τα αποτελέσματα έδειξαν σημαντικές διαφορές μεταξύ των τιμών της αγωγιμότητας των χλωριωμένων και των μη χλωριωμένων εκροών. Για παράδειγμα, στη μονάδα της Λάρισας η τιμή της αγωγιμότητας για χλωριωμένη εκροή ανέρχονταν σε 10.27 mS/cm, ενώ για την ίδια εκροή χωρίς χλώριο, αυτή ανέρχονταν σε 1.26 mS/cm. Το γεγονός αυτό μας οδηγεί στο συμπέρασμα ότι η χλωρίωση, εκτός των τοξικών επιδράσεων που δημιουργεί, έχει σημαντικές επιδράσεις και στην τιμή της αγωγιμότητας του επεξεργασμένου λύματος.

Αναφορικά με το pH, οι τιμές που προσδιορίστηκαν για τις μονάδες του Βόλου, της Λάρισας και της Καρδίτσας ήταν πάνω από το όριο του 8 (βλ. Πίνακα 8.7). Εξαίρεση και πάλι αποτελούσε η μονάδα του Τυρνάβου, της οποίας όλες σχεδόν οι εκροές τηρούσαν όριο pH στο εύρος από 6.5 – 8. Σημαντική επίδραση στην τιμή του pH φαίνεται να έχει και πάλι η διεξαγωγή της χλωρίωσης. Το υποχλωριώδες νάτριο, που συνήθως χρησιμοποιείται ως απολυμαντικό μέσο, δίσταται μέσα στο υγρό παράγοντας, μεταξύ άλλων, και ρίζες υδροξυλίου (Κούγκολος, 2005). Για το λόγο αυτό αυξάνει η τιμή του pH στις χλωριωμένες εκροές.

Όσον αφορά το κριτήριο του DO, αυτό φαίνεται να εμφανίζει χαμηλότερες συγκεντρώσεις σε όλες τις εκροές στο δείγμα του φθινοπώρου, γεγονός φυσιολογικό

μια και το οργανικό φορτίο των εν λόγω εκροών είναι υψηλό τη συγκεκριμένη περίοδο. Ωστόσο σε όλες τις περιπτώσεις η συγκέντρωση του DO που μετρήθηκε (βλ. Σχήμα 13.33) είναι πάνω από το όριο των 0.5 mg/L που έχει τεθεί στην περίπτωση των κριτηρίων του Ισραήλ (βλ. Πίνακα 6.12).

Συγκρίνοντας την ποιότητα των εκροών μεταξύ των διαφόρων μονάδων, διαπιστώνουμε ότι σε γενικές γραμμές η μονάδα του Τυρνάβου χαρακτηρίζεται από καλύτερες εκροές, κατάλληλες στις περισσότερες περιπτώσεις ακόμη και για άρδευση αστικών εκτάσεων και βρώσιμων καλλιεργειών. Το γεγονός αυτό οφείλεται ασφαλώς αφενός στην εφαρμογή διήθησης της δευτεροβάθμιας εκροής στην εν λόγω μονάδα, αφετέρου στη χρήση υπεριώδους ακτινοβολίας ως απολυμαντικού μέσου. Από την άλλη πλευρά, η σύγκριση μεταξύ των εκροών που ελήφθησαν σε διαφορετικές εποχές δείχνει ότι υπάρχουν σημαντικές διαφορές στις τιμές αρκετών παραμέτρων (π.χ. COD) μεταξύ των διαφορετικών δειγματοληψιών, γεγονός που μαρτυρά την αναγκαιότητα εφαρμογής συνεχών αναλύσεων όταν μια εκροή πρόκειται να χρησιμοποιηθεί για άρδευση.

Όσον αφορά τα χημικά στοιχεία, θα πρέπει να αναφερθεί ότι οι μέσες τιμές του Πίνακα 13.14 υπολογίστηκαν για δύο δειγματοληψίες (καλοκαίρι και φθινόπωρο). Οι διακυμάνσεις όλων των τιμών για όλα τα στοιχεία μεταξύ των δύο δειγματοληψιών δεν ήταν μεγάλες. Συγκρίνοντας τις τιμές του Πίνακα 13.14 με τις αντίστοιχες τιμές του Πίνακα 6.3, διαπιστώνουμε ότι σε γενικές γραμμές τηρούνται όλες οι οριακές τιμές που έχουν τεθεί για βραχυπρόθεσμη χρήση του ανακτημένου λύματος ως αρδευτικό νερό. Μοναδικές εξαιρέσεις αποτελούν οι μονάδες Λάρισας, Βόλου και Τυρνάβου για τις περιπτώσεις του σιδήρου, του νικελίου και του χρωμίου αντίστοιχα. Ωστόσο οι υπερβάσεις είναι ελάχιστες σε όλες αυτές τις περιπτώσεις. Λέγοντας βραχυπρόθεσμη χρήση εννοείται η χρήση του ανακτημένου λύματος για 20 έτη και σε εδάφη με ουδέτερο ή αλκαλικό χαρακτήρα. Οι συνέπειες από τη συνεχόμενη χρήση του ανακτημένου λύματος για περισσότερα από 20 έτη μπορεί να είναι σημαντικές από άποψη τοξικότητας των μετάλλων στα φυτά και στο έδαφος και γι' αυτό για την περίπτωση αυτή τέθηκαν αρκετά πιο συντηρητικά όρια. Τα όρια της χρήσης ανακτημένου λύματος σε μακροπρόθεσμη βάση (βλ. Πίνακα 6.3) τηρούνται μόνο για τις περιπτώσεις του καδμίου, του μολύβδου και του ψευδαργύρου και για όλες τις εκροές. Επομένως, το βασικό συμπέρασμα που προκύπτει είναι ότι σε περίπτωση χρήσης του επεξεργασμένου λύματος σε σταθερή και μακροχρόνια βάση θα πρέπει να εφαρμοσθούν πλέον προχωρημένες μέθοδοι επεξεργασίας που θα έχουν ως στόχο την

απομάκρυνση επιλεγμένων μετάλλων. Τέλος, αξίζει σχολιασμού το γεγονός ότι δεν ανιχνεύθηκε αρσενικό σε καμία εκροή. Το αποτέλεσμα αυτό είναι σημαντικό, μια και το αρσενικό βρέθηκε να ενέχεται για φαινόμενα τοξικής επίδρασης στο έδαφος και στα φυτά λόγω αυξημένης δυνατότητάς του για συσσώρευση στο έδαφος (βλ. Παράγραφο 5.3.2).

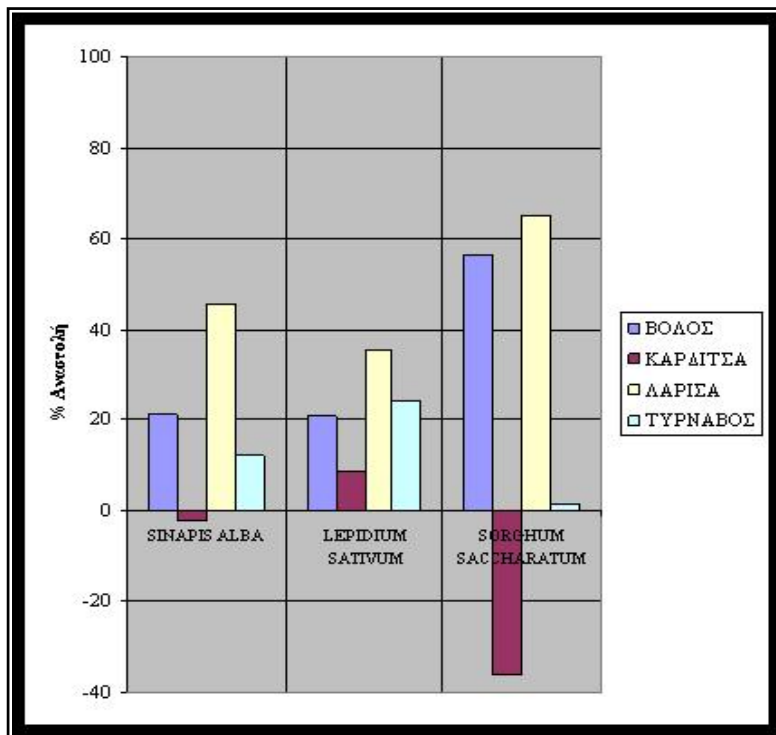
Προσδιορισμός τοξικότητας

Για τον προσδιορισμό της τοξικότητας των εκροών πραγματοποιήθηκαν, όπως αναφέρθηκε, δύο διαφορετικά πειράματα που περιελάμβαναν το πείραμα ακινητοποίησης της *Daphnia magna* και το πείραμα αναστολής της ανάπτυξης επιλεγμένων φυτών Phytotoxkit microbiotest.

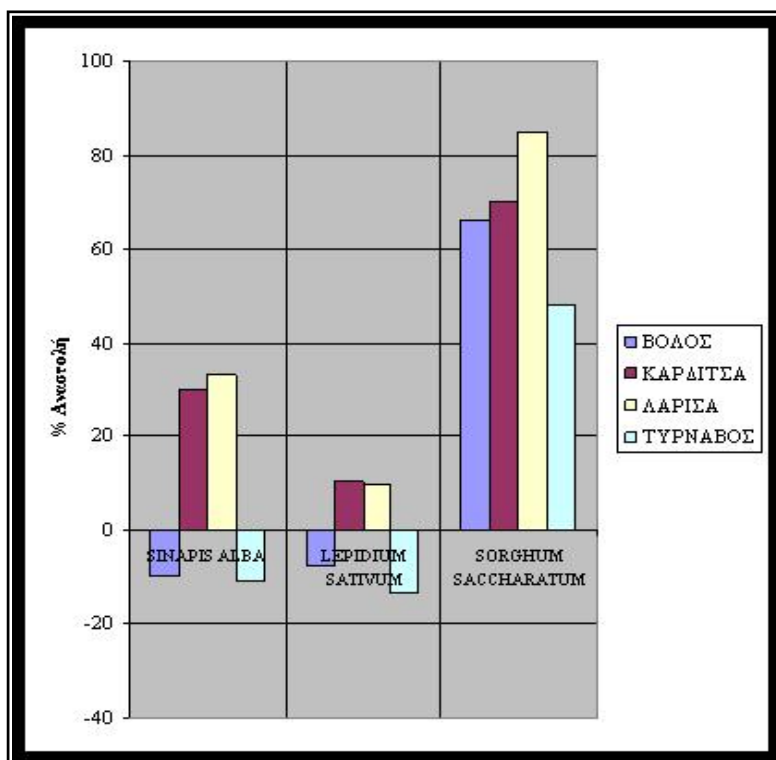
Για το πείραμα ακινητοποίησης της *Daphnia magna* χρησιμοποιήθηκαν μη χλωριωμένες εκροές από όλες τις μονάδες για το λόγο ότι το χλώριο είναι τοξικό για τον οργανισμό της *Daphnia magna* (EPA, 1984, Cao et al., 2009). Τα αποτελέσματα των πειραμάτων έδειξαν 0% θνησιμότητα για όλα τα δείγματα που ελήφθησαν από όλες τις μονάδες την περίοδο του καλοκαιριού και του χειμώνα. Εξαιρέση αποτελούσαν τα δείγματα του φθινοπώρου που ελήφθησαν από τις μονάδες Λάρισας, Βόλου και Τυρνάβου. Στις περιπτώσεις αυτές η θνησιμότητα έφτασε το 100%. Αυτά τα υψηλά ποσοστά θνησιμότητας πιθανόν να οφείλονται στο αυξημένο οργανικό φορτίο (COD) που παρατηρήθηκε αυτή την εποχή σε όλες τις παραπάνω μονάδες (λόγω απόσταξης κρασιού, κλπ.). Σύμφωνα μάλιστα με βιβλιογραφικές πηγές (Guerra, 2001, Kamaya et al., 2005), ορισμένα παραπροϊόντα της αλκοολικής ζύμωσης, που είναι πλούσια σε φαινολικές ενώσεις, είναι τοξικά για τη *Daphnia magna*. Από την άλλη πλευρά, η συσχέτιση της τοξικότητας που παρατηρείται στη *Daphnia magna* με την περιεκτικότητα της εκροής σε βαρέα μέταλλα δεν μπορεί να είναι έγκυρη για το λόγο ότι στο καλοκαιρινό δείγμα δεν παρατηρήθηκε καθόλου θνησιμότητα παρά το γεγονός ότι η περιεκτικότητα των εκροών σε βαρέα μέταλλα δεν διέφερε σημαντικά μεταξύ των δύο δειγματοληψιών (καλοκαίρι και φθινόπωρο). Επίσης, αξιοσημείωτο είναι το γεγονός ότι στο καλοκαιρινό δείγμα, παρά την υψηλή σχετικά περιεκτικότητα όλων των εκροών σε χαλκό, που θεωρείται ιδιαίτερα τοξικό μέταλλο για τη *Daphnia magna* (Kungolos et al., 2004), δεν παρατηρήθηκε τοξικότητα. Το γεγονός αυτό πιθανόν να οφείλεται σε ανταγωνιστικές δράσεις του χαλκού με τα υπόλοιπα μέταλλα.

Όσον αφορά το πείραμα μέτρησης αναστολής ανάπτυξης των φυτών Phytotoxkit microbiotest, τα ποσοστά αναστολής της ανάπτυξης τόσο της ρίζας όσο και

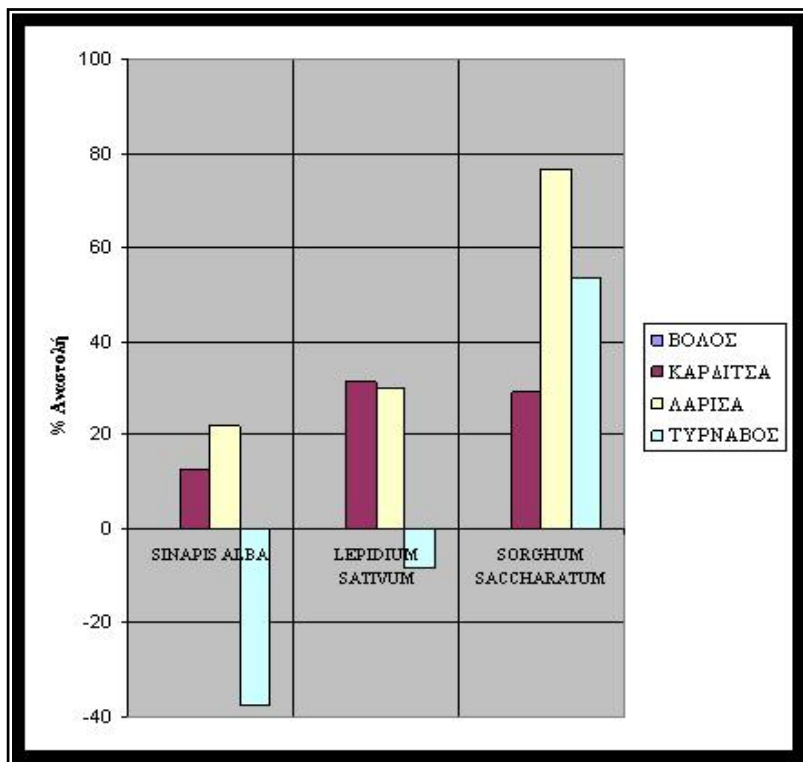
του βλαστού για όλα τα είδη φυτών και όλες τις μονάδες παρουσιάζονται στα Σχήματα 13.34-13.39.



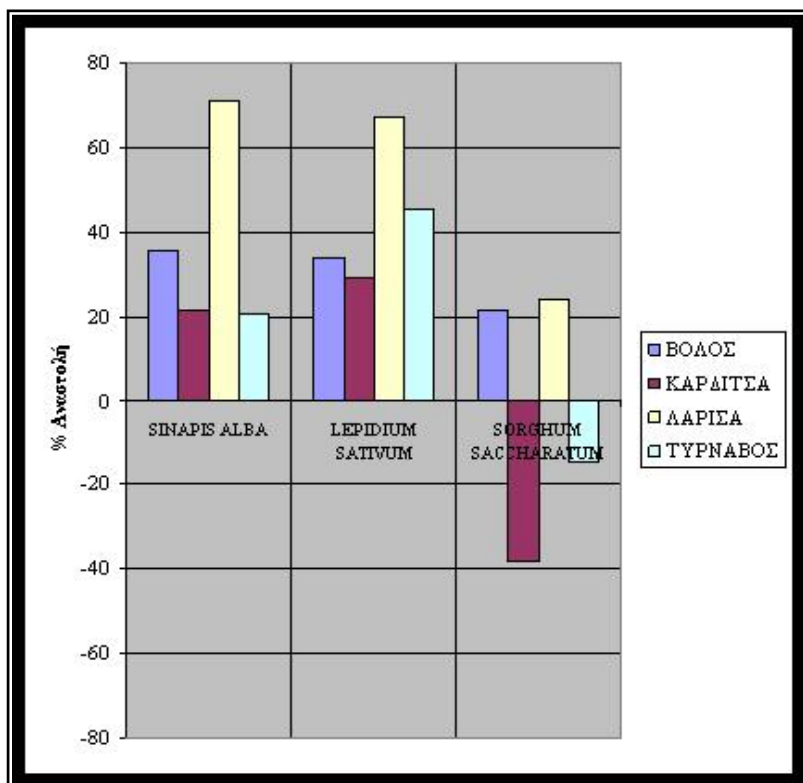
Σχήμα 13.34: Αναστολή ανάπτυξης του βλαστού για τα τρία είδη φυτών και τις τέσσερις διαφορετικές μονάδες (καλοκαιρινό δείγμα)



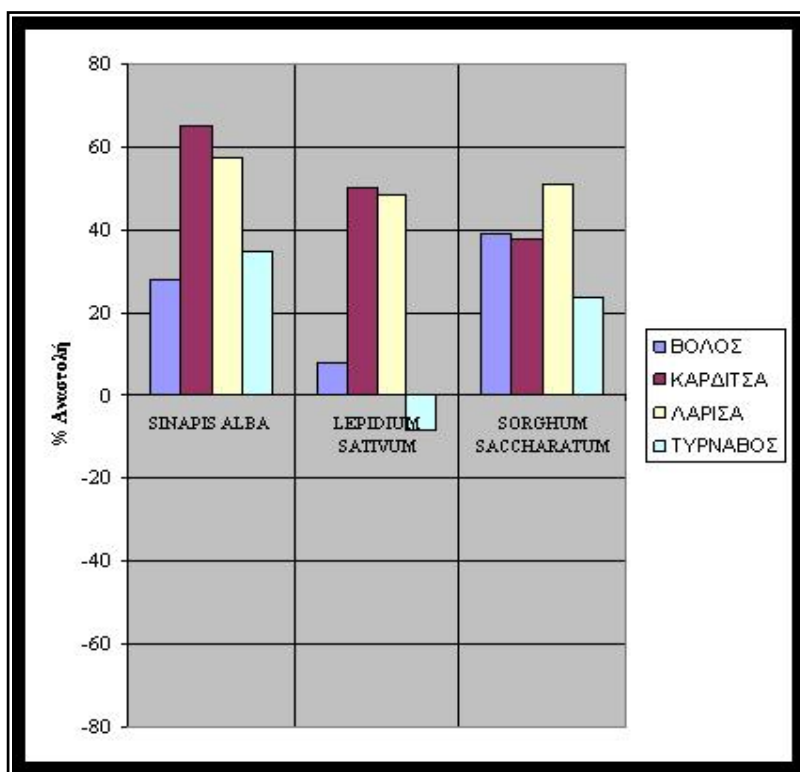
Σχήμα 13.35: Αναστολή ανάπτυξης του βλαστού για τα τρία είδη φυτών και τις τέσσερις διαφορετικές μονάδες (φθινοπωρινό δείγμα)



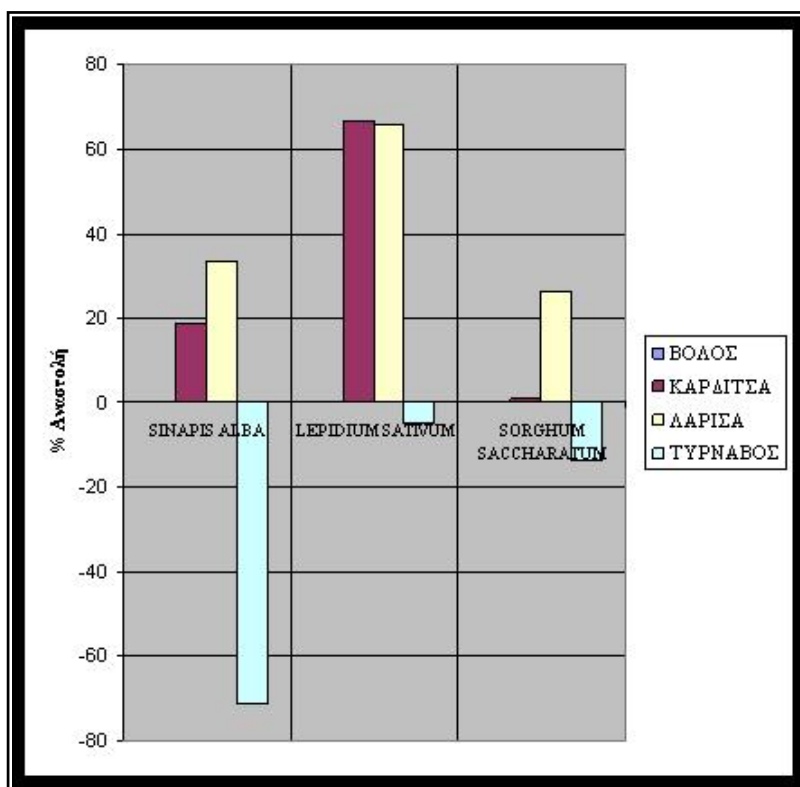
Σχήμα 13.36: Αναστολή ανάπτυξης του βλαστού για τα τρία είδη φυτών και τις τέσσερις διαφορετικές μονάδες (χειμερινό δείγμα)



Σχήμα 13.37: Αναστολή ανάπτυξης της ρίζας για τα τρία είδη φυτών και τις τέσσερις διαφορετικές μονάδες (καλοκαιρινό δείγμα)



Σχήμα 13.38: Αναστολή ανάπτυξης της ρίζας για τα τρία είδη φυτών και τις τέσσερις διαφορετικές μονάδες (φθινοπωρινό δείγμα)



Σχήμα 13.39: Αναστολή ανάπτυξης της ρίζας για τα τρία είδη φυτών και τις τέσσερις διαφορετικές μονάδες (χειμερινό δείγμα)

Παρατηρώντας τα Σχήματα 13.34-13.36, διαπιστώνουμε ότι σε γενικές γραμμές μεγαλύτερη ποσοστιαία αναστολή ανάπτυξης του βλαστού παρατηρείται στο φυτό *S. saccharatum* παρά στα *L. sativum* και *S. alba*. Το υψηλότερο ποσοστό αναστολής της ανάπτυξης του βλαστού που υπολογίστηκε ανήλθε σε 85.05% για την εκροή της Λάρισας και για το φθινοπωρινό δείγμα. Σε γενικές γραμμές, η σύγκριση μεταξύ των 3 διαφορετικών δειγματοληψιών έδειξε ότι το φθινοπωρινό δείγμα εμφάνιζε μεγαλύτερη τοξικότητα στο φυτό *S. saccharatum* από ό,τι τα υπόλοιπα δύο δείγματα. Ωστόσο σε ό,τι αφορά τα άλλα δύο φυτά, δεν φαίνεται το φθινοπωρινό δείγμα να δημιουργούσε την υψηλότερη τοξικότητα. Αντίθετα μάλιστα, φαίνεται ότι τουλάχιστον τα αντίστοιχα δείγματα του Βόλου και του Τυρνάβου υποβοηθούν την ανάπτυξη τόσο του *L. sativum*, όσο και του *S. alba*. Από την άλλη πλευρά, η σύγκριση μεταξύ των τεσσάρων διαφορετικών δειγμάτων δείχνει σαφώς ότι η εκροή του Τυρνάβου χαρακτηρίζεται, στη συντριπτική πλειονότητα των περιπτώσεων, από την πιο χαμηλή τοξικότητα σε σχέση με τις υπόλοιπες τρεις εκροές. Είναι χαρακτηριστικό ότι το φθινοπωρινό και χειμερινό δείγμα εκροής του Τυρνάβου εμφανίζει υποβοήθηση της ανάπτυξης του βλαστού του *L. sativum* και του *S. alba*, ενώ σε ό,τι αφορά το καλοκαιρινό δείγμα εκροής της εν λόγω μονάδας, αυτό χαρακτηρίζεται από μικρή αναστολή ανάπτυξης συγκρινόμενο με τις υπόλοιπες εκροές. Ωστόσο και εν γένει, αν εξαιρέσουμε το *S. saccharatum*, το ποσοστό αναστολής της ανάπτυξης του βλαστού στα υπόλοιπα δύο είδη φυτών και για όλες τις εκροές δεν ιδιαίτερα είναι υψηλό (<45%), ενώ σε κάποιες περιπτώσεις έχουμε και υποβοήθηση της ανάπτυξης.

Από την άλλη πλευρά, όσον αφορά τη ρίζα (βλ. Σχήματα 13.37-13.39), παρατηρούμε ότι τη μεγαλύτερη ευαισθησία εμφανίζουν τώρα το *L. sativum* και το *S. alba*. Το υψηλότερο ποσοστό αναστολής της ανάπτυξης της ρίζας που υπολογίστηκε ανήλθε σε 70.93% για το φυτό *S. alba*, για την εκροή της Λάρισας και για το καλοκαιρινό δείγμα. Στην περίπτωση της ρίζας ωστόσο είναι εμφανές ότι το φθινοπωρινό δείγμα εμφανίζει υψηλά σχετικά ποσοστά τοξικότητας για τις περισσότερες εκροές. Το συμπέρασμα αυτό είναι σε σχετική συμφωνία και με τα αποτελέσματα του πειράματος ακινητοποίησης της *Daphnia magna*. Όπως στην περίπτωση του βλαστού, έτσι και στην περίπτωση της ρίζας, η μονάδα του Τυρνάβου φαίνεται να παράγει, στις περισσότερες περιπτώσεις, λιγότερο τοξικές εκροές. Είναι χαρακτηριστικό ότι το χειμερινό δείγμα του Τυρνάβου υποβοηθά την ανάπτυξη και των τριών ειδών φυτών ενώ και τα υπόλοιπα δύο δείγματα της εν λόγω μονάδας είτε

υποβοηθούν την ανάπτυξη, είτε παρουσιάζουν χαμηλά ποσοστά αναστολής ανάπτυξης της ρίζας σε σχέση με τις υπόλοιπες εκροές.

Συγκρίνοντας τα αποτελέσματα που προέκυψαν από τη μέτρηση αναστολής της ανάπτυξης τόσο του βλαστού, όσο και της ρίζας των επιλεγμένων φυτών, διαπιστώνουμε ότι αυτά διαφοροποιούνται σε ορισμένα σημεία. Σε γενικές γραμμές πάντως είναι γεγονός ότι τα αποτελέσματα που αφορούν την αναστολή ανάπτυξης του βλαστού σε ανάλογα πειράματα είναι σχετικά επισφαλής και αποτελούν τους πλέον ισχυρούς δείκτες προσδιορισμού της τοξικότητας. Αντίθετα, τα αντίστοιχα αποτελέσματα που αφορούν τη ρίζα αποτελούν πιο αντιπροσωπευτικούς δείκτες προσδιορισμού της τοξικότητας (Oleszczuk, 2008a). Σε ό,τι αφορά τα αποτελέσματα που προέρχονται από την μέτρηση αναστολής ανάπτυξης της ρίζας, προέκυψε ότι τη μεγαλύτερη ευαισθησία εμφανίζουν τα φυτά *L. sativum* και *S. alba*, γεγονός αναμενόμενο τουλάχιστον για το *L. sativum*, μια και σύμφωνα με στοιχεία ανάλογων ερευνών εμφανίζει μεγάλη ευαισθησία στην ύπαρξη οργανικών τοξικών ενώσεων και μετάλλων (Ellouze et al., 2009). Επίσης τα υψηλά ποσοστά τοξικότητας που παρατηρούνται στο φθινοπωρινό δείγμα μπορεί να αποδοθούν στην υψηλή περιεκτικότητα σε οργανικό υλικό που εμφάνισαν όλα τα δείγματα το φθινόπωρο (βλ. Σχήμα 13.29). Ανάλογη έρευνα μάλιστα που πραγματοποιήθηκε για τον προσδιορισμό της φυτοτοξικότητας ιζημάτων έδειξε υψηλή συσχέτιση μεταξύ του περιεχομένου οργανικού υλικού στο ίζημα και στην αντίστοιχη περιεκτικότητά του σε ουσίες που προκαλούν φυτοτοξικότητα (Czerniawska-Kusza et al., 2006). Επίσης ο Oleszczuk, (2008a) και (2008b) διαπίστωσε ότι η κομποστοποίηση ιλύος προερχόμενης από ΕΕΛ είχε ως επίπτωση τη μείωση της φυτοτοξικότητάς της. Βέβαια όλες οι παραπάνω μελέτες είχαν ως στόχο τον προσδιορισμό της φυτοτοξικότητας σε ιζήματα ή σε ιλύ και όχι σε υδατικά διαλύματα. Ωστόσο θα μπορούσαμε να πούμε ότι υπάρχει αναλογία διότι, όπως διαπίστωσαν οι παραπάνω μελέτες, υψηλή περιεκτικότητα ενός μέσου σε δύσκολα βιοαποικοδομήσιμο οργανικό υλικό μπορεί να συνεπάγεται και υψηλή περιεκτικότητα σε πολύπλοκες οργανικές φυτοτοξικές ουσίες που μπορεί να υπάρχουν εξίσου στο έδαφος ή στο νερό.

13.5.5 Γενικά συμπεράσματα από τη διεξαγωγή των πειραμάτων

Από την ανάλυση που προηγήθηκε προκύπτει ότι σε γενικές γραμμές η ποιότητα των λυμάτων στη Θεσσαλία, όπως αυτά υφίστανται επεξεργασία αυτή τη στιγμή, είναι καλή

για χρήση αποκλειστικά σε περιπτώσεις περιορισμένης άρδευσης καλλιεργειών. Τα αποτελέσματα αυτά μάλιστα είναι συγκρίσιμα με τα αποτελέσματα ανάλογων ερευνών που πραγματοποιήθηκαν σε επίπεδο χώρας και είχαν ως στόχο την εκτίμηση της ποιότητας δευτεροβάθμιων εκροών (Ανδρεαδάκης, κ.ά., 2003). Έτσι λοιπόν, θα μπορούσαμε να πούμε ότι η δευτεροβάθμια επεξεργασία των εκροών σε μια τυπική ελληνική ΕΕΛ μπορεί να προσφέρει λύμα κατάλληλο για χρήση σε περιπτώσεις άρδευσης μη βρώσιμων καλλιεργειών, δασικών εκτάσεων όπου δεν αναμένεται πρόσβαση του κοινού, κλπ. Ωστόσο και στις περιπτώσεις περιορισμένης άρδευσης καλλιεργειών με δευτεροβάθμια εκροή, θα πρέπει να λαμβάνονται ιδιαίτερα μέτρα για την προστασία των αγροτών και γενικότερα των ατόμων που θα έρθουν σε επαφή με το ανακτημένο λύμα. Επομένως, ένα σημαντικό συμπέρασμα που προκύπτει είναι ότι η εφαρμογή μιας απλής προχωρημένης επεξεργασίας μετά τη δευτεροβάθμια θα μπορούσε αφενός να προσφέρει σημαντική προστασία στα άτομα που χειρίζονται το ανακτημένο λύμα, αφετέρου να καταστήσει την εκροή κατάλληλη για περισσότερες χρήσεις. Είναι χαρακτηριστική η περίπτωση του Τυρνάβου, όπου η εφαρμογή μιας απλής διήθησης σε φίλτρο άμμου μετά τη δευτεροβάθμια μπορεί να παράγει εκροή με σαφώς καλύτερα ποιοτικά χαρακτηριστικά από ό,τι η δευτεροβάθμια επεξεργασία και απαλλαγμένη από την παρουσία περιττωματικών κολοβακτηριδίων. Η εκροή αυτή μάλιστα τηρεί όλες τις προδιαγραφές για χρήση σε περιπτώσεις απεριόριστης άρδευσης.

Εκτός της επεξεργασίας, σημαντικό ρόλο στην παραγωγή επεξεργασμένου λύματος κατάλληλου για απεριόριστη άρδευση παίζει και η μέθοδος της απολύμανσης. Η χλωρίωση, εκτός του ό,τι παράγει τοξικές οργανικές ενώσεις, συμβάλλει σημαντικά στην αύξηση της αγωγιμότητας και του pH του ανακτημένου λύματος σε επίπεδα πέραν των ορίων. Αντίθετα, η χρήση της υπεριώδους ακτινοβολίας ως απολυμαντικού μέσου φαίνεται να έχει σημαντικά πλεονεκτήματα μια και αφενός δεν παράγει τοξικά παραπροϊόντα, αφετέρου δεν επιδρά στην αύξηση ορισμένων σημαντικών φυσικών χαρακτηριστικών του λύματος, όπως η αγωγιμότητα και το pH. Αντίστοιχα, η επίδραση του οξονισμού στα συγκεκριμένα χαρακτηριστικά του λύματος δεν είναι γνωστή, ωστόσο πιθανολογείται ότι και ο οξονισμός θα συμβάλει στη μεταβολή της αγωγιμότητας και του pH (λόγω παραγωγής ιόντων), σε επίπεδα όμως χαμηλότερα από αυτά της χλωρίωσης.

Εκτός της βελτίωσης των φυσικοχημικών χαρακτηριστικών του λύματος, η χρήση απλής προχωρημένης επεξεργασίας (π.χ. διήθησης) σε συνδυασμό με εφαρμογή

ακτινοβολίας UV για απολύμανση των εκροών μπορεί να έχει σημαντικές επιδράσεις και στην τοξικότητα αυτών. Είναι χαρακτηριστικό ότι το δείγμα του Τυρνάβου εμφάνιζε χαμηλότερα ποσοστά φυτοτοξικότητας για τα περισσότερα είδη των φυτών και τις δειγματοληψίες. Στο χειμερινό δείγμα μάλιστα υποβοηθήθηκε η ανάπτυξη όλων των φυτών, ενώ στα υπόλοιπα δείγματα η αναστολή της ανάπτυξης κυμάνθηκε σε σχετικά χαμηλά επίπεδα (εξαιρέση αποτέλεσε η ανάπτυξη της ρίζας του *L. sativum* για το καλοκαιρινό δείγμα). Επίσης, η εκροή του Τυρνάβου εμφάνιζε μηδενική τοξικότητα στη *Daphnia magna*. Εξαιρέση αποτέλεσε το δείγμα του φθινοπώρου, όπου η υψηλή θνησιμότητα των νεογνών της *Daphnia magna* μπορεί να συνδέεται με την υψηλή περιεκτικότητα του δείγματος σε δύσκολα βιοαποικοδομήσιμες οργανικές ουσίες, κάποιες εκ των οποίων μπορεί να ήταν τοξικές.

Ένα άλλο σημαντικό συμπέρασμα που προκύπτει από τη διεξαγωγή των ανωτέρω αναλύσεων είναι ότι παρατηρήθηκαν σημαντικές διακυμάνσεις στην ποιότητα των εκροών μεταξύ των τριών διαφορετικών δειγματοληψιών. Χαρακτηριστικό παράδειγμα αποτελεί η εκροή του φθινοπώρου, η οποία παρουσίαζε χειρότερα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά σε σχέση με τις εκροές του καλοκαιριού και του χειμώνα, ενώ ταυτόχρονα χαρακτηρίζονταν και από υψηλά σχετικά ποσοστά τοξικότητας. Το γεγονός αυτό αναδεικνύει την αναγκαιότητα εφαρμογής συνεχών μετρήσεων και αναλύσεων της εκροής όταν αυτή χρησιμοποιείται συστηματικά για αγροτική και αστική άρδευση. Μάλιστα, στις αναλύσεις αυτές θα έπρεπε να περιλαμβάνονται και αναλύσεις προσδιορισμού τοξικότητας προκειμένου ο έλεγχος της ποιότητας του ανακτημένου λύματος να είναι πιο ολοκληρωμένος. Άλλωστε, η επαρκής γνώση της ποιότητας του επεξεργασμένου λύματος αποτελεί τον πλέον καθοριστικό παράγοντα όταν πρέπει να ληφθούν αποφάσεις σχετικά με την εφαρμογή προγραμμάτων ανάκτησης και επαναχρησιμοποίησης λυμάτων.

Τέλος, ιδιαίτερου σχολιασμού αξίζει το βασικό συμπέρασμα που προέκυψε από τις αναλύσεις των χημικών στοιχείων. Είναι χαρακτηριστικό ότι η ποιότητα των επεξεργασμένων λυμάτων από άποψη περιεκτικότητας σε επιλεγμένα μέταλλα επιτρέπει, σύμφωνα με τους διεθνείς κανονισμούς, τη βραχυπρόθεσμη χρήση αυτών ως αρδευτικό νερό. Λέγοντας βραχυπρόθεσμη χρήση εννοείται η χρήση του ανακτημένου λύματος για 20 έτη και σε συγκεκριμένα εδάφη. Έτσι λοιπόν, για λόγους που συνδέονται με αυξημένη πιθανότητα συσσώρευσης μετάλλων στο έδαφος και στα φυτά και σε περιπτώσεις όπου εφαρμόζεται συστηματικά πρόγραμμα επαναχρησιμοποίησης λυμάτων για αγροτική άρδευση, θα πρέπει να γίνεται εφαρμογή του ανακτημένου

λύματος με βάση συγκεκριμένους κανόνες που θα προβλέπουν την εναλλαγή ανακτημένου λύματος και συμβατικού αρδευτικού νερού ανά περιόδους. Οι περίοδοι αυτές θα πρέπει να υπολογίζονται με βάση συγκεκριμένα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά του εδάφους. Ωστόσο σε περίπτωση όπου δεν είναι δυνατή αυτή η εναλλαγή, θα πρέπει να εφαρμόζονται επιπλέον της διήθησης κι άλλες πιο προχωρημένες μέθοδοι επεξεργασίας των λυμάτων που θα έχουν ως στόχο την απομάκρυνση των μετάλλων (π.χ. αντίστροφη όσμωση, ιοντοεναλλαγή, κλπ).

Λαμβάνοντας υπόψη τα βασικότερα συμπεράσματα που προέκυψαν από τη διεξαγωγή των ερευνών και των πειραμάτων που περιγράφηκαν στο Κεφάλαιο αυτό, καθώς και ανάλογα βιβλιογραφικά δεδομένα, θα γίνει προσπάθεια αξιολόγησης των εναλλακτικών σεναρίων του Κεφαλαίου 12 ως προς κάθε κριτήριο και υποκριτήριο του Πίνακα 12.1. Η αξιολόγηση αυτή περιγράφεται στο επόμενο Κεφάλαιο, όπου γίνεται και η τελική εφαρμογή του προτεινόμενου μοντέλου για την εξαγωγή των τελικών κατατάξεων.

14. ΕΦΑΡΜΟΓΗ ΤΟΥ ΠΡΟΤΕΙΝΟΜΕΝΟΥ ΜΟΝΤΕΛΟΥ ΑΞΙΟΛΟΓΗΣΗΣ

14.1 Γενικά

Στο Κεφάλαιο αυτό αξιοποιούνται τα βασικότερα συμπεράσματα που προέκυψαν στο Κεφάλαιο 13, καθώς και ανάλογα βιβλιογραφικά δεδομένα των Κεφαλαίων του Α' Μέρους, προκειμένου να αξιολογηθούν (βαθμολογηθούν) τα εναλλακτικά σενάρια μας ως προς κάθε κριτήριο και υποκριτήριο. Κατ' αυτό τον τρόπο δημιουργείται ο πίνακας αξιολόγησης (performance table), ο οποίος θα υποβληθεί σε πολυκριτήρια ανάλυση με βάση τη μέθοδο PROMETHEE II, όπως αναλυτικά περιγράφεται στη συνέχεια.

14.2 Δημιουργία πινάκων αξιολόγησης

Η αξιολόγηση της βιωσιμότητας χρήσης ανακτημένου λύματος ως αρδευτικό νερό εξετάστηκε, όπως αναφέρθηκε και στο Κεφάλαιο 12, τόσο για την περίπτωση της αγροτικής άρδευσης, όσο και για αυτή της αστικής. Για το λόγο αυτό δημιουργήθηκαν δύο διαφορετικοί πίνακες αξιολόγησης και ο καθένας από αυτούς υποβλήθηκε σε πολυκριτήρια ανάλυση. Οι εν λόγω πίνακες αξιολόγησης παρουσιάζονται στους Πίνακες 14.1 και 14.2 για τις περιπτώσεις της αγροτικής και αστικής άρδευσης αντίστοιχα. Όπως παρατηρούμε και στους δύο Πίνακες, οι βαθμολογήσεις των εναλλακτικών σεναρίων ως προς κάθε κριτήριο και υποκριτήριο έγιναν σε μια κλίμακα 0-100, όπου 100 = άριστα.

Πιο συγκεκριμένα τώρα και σε ό,τι αφορά τον Πίνακα 14.1, στη στήλη του σταθμισμένου κόστους ελήφθησαν υπόψη τα κόστη που υπολογίστηκαν για παροχή λυμάτων ίση με 25000 m³/ημέρα. Η επιλογή των συγκεκριμένων τιμών έγινε αφενός διότι η παροχή των 25000 m³/ημέρα αντιστοιχεί περίπου στο σημείο μεταβολής της κλίσης των καμπυλών του Σχήματος 13.7, αφετέρου διότι ο ισοδύναμος πληθυσμός των 100000 κατοίκων περίπου στον οποίο αντιστοιχεί η εν λόγω παροχή [λαμβάνοντας ως μέση παροχή λυμάτων τα 250 L/κατ./ημέρα (Ανδρεδάκης, κ.ά., 2001)] αποτελεί έναν πληθυσμό σχεδιασμού αντιπροσωπευτικό για πολλές ΕΕΛ στην Ελλάδα. Είναι αξιοσημείωτο το γεγονός ότι για τιμές εξυπηρετούμενης παροχής μεγαλύτερες από τα

25000 m³/ημέρα και έως 40000 m³/ημέρα παρατηρείται μείωση του σταθμισμένου κόστους κατά 0.01 €/m³ στις περιπτώσεις της απλής προχωρημένης επεξεργασίας (3^ο και 4^ο σενάριο) και κατά 0.02 €/m³ στις περιπτώσεις της πλέον προχωρημένης επεξεργασίας (5^ο και 6^ο σενάριο), διαφορές οι οποίες δεν είναι σημαντικές. Σημαντικότερες διαφορές παρατηρούνται για παροχές μικρότερες των 25000 m³/ημέρα και έως 10000 m³/ημέρα. Στην περίπτωση αυτή παρατηρούνται διαφορές της τάξης των 0.04-0.05 €/m³ στις περιπτώσεις του 3^{ου} και 4^{ου} σεναρίου και 0.08-0.09 €/m³ στις περιπτώσεις του 5^{ου} και 6^{ου} σεναρίου αντίστοιχα. Οι τιμές σταθμισμένου κόστους που αντιστοιχούν σε εξυπηρετούμενη παροχή ίση με 25000 m³/ημέρα είναι 0.06 €/m³ για τις περιπτώσεις του 3^{ου} και 4^{ου} σεναρίου και 0.20 €/m³ για τις περιπτώσεις του 5^{ου} και 6^{ου} σεναρίου. Στον Πίνακα 14.1 οι αντίστοιχες τιμές μετατράπηκαν σε κλίμακα από 0-100 και το 100 θεωρήθηκε ότι αντιστοιχεί στο σενάριο με μηδενικό κόστος (1^ο και 2^ο σενάριο), ενώ το 0 στο πιο ακριβό σενάριο (5^ο και 6^ο σενάριο, 0.20 €/m³). Αντίστοιχα, η στήλη του σταθμισμένου οφέλους αξιολογήθηκε σε όλα τα σενάρια με 0 για το λόγο ότι δεν προκύπτει όφελος σε καμία περίπτωση (βλ. Παράγραφο 13.3.4).

Σε ό,τι αφορά τα κοινωνικά κριτήρια του Πίνακα 14.1, αυτά αξιολογήθηκαν με βάση τα ευρήματά μας από τη διεξαγωγή των κοινωνικών ερευνών (βλ. Παράγραφο 13.4). Σύμφωνα με αυτά ο παράγοντας που επηρεάζει τη γνώμη των αγροτών σχετικά με το αν θα χρησιμοποιήσουν ανακτημένο λύμα για άρδευση των καλλιεργειών τους είναι αυτός της ξηρασίας. Σε περίπτωση μάλιστα ανεπάρκειας σε υπάρχοντες διαθέσιμους υδατικούς πόρους, οι αγρότες φαίνονται διαθέσιμοι, σε μεγάλο ποσοστό, να χρησιμοποιήσουν τέτοιου είδους νερό ανεξάρτητα από τους φόβους για την ποιότητά του και τους κινδύνους που ενδεχομένως να συνεπάγεται για τη δημόσια υγεία. Για το λόγο αυτό στη στήλη σχετικά με την αποδοχή των αγροτών επιλέχθηκε να βαθμολογηθεί και το 2^ο σενάριο με υψηλή σχετικά βαθμολογία (75). Υπενθυμίζεται ότι η ποιότητα του νερού που παράγεται στο 2^ο σενάριο είναι σε γενικές γραμμές κατάλληλη για χρήση σε περίπτωση περιορισμένης άρδευσης, όχι όμως και σε περίπτωση απεριόριστης. Η βαθμολογία του 3^{ου} και 4^{ου} σεναρίου με 90 έγινε για το λόγο ότι η περίπτωση αυτή θεωρείται ως η πλέον αποδεκτή από τους αγρότες, μια και ούτε ιδιαίτερα υψηλό κόστος συνεπάγεται γι' αυτούς και για τις εν λόγω τιμές εξυπηρετούμενης παροχής (υπολογίζεται ότι στην περίπτωση αυτή θα πρέπει να αυξηθούν τα αρδευτικά τέλη κατά 58% περίπου), ενώ ταυτόχρονα η ποιότητα του νερού είναι κατάλληλη για χρήση προς άρδευση. Η συγκεκριμένη περίπτωση δεν βαθμολογήθηκε με 100 για το λόγο ότι ένα πολύ μικρό ποσοστό των αγροτών δήλωσε

ότι δεν θα χρησιμοποιούσε σε καμία περίπτωση το νερό αυτό για άρδευση των καλλιεργειών του. Η βαθμολογία του 5^{ου} και 6^{ου} σεναρίου με 30 έγινε για το λόγο ότι τα σενάρια αυτά παρουσιάζουν αυξημένο κόστος, άρα η κοινωνική τους αποδοχή θα πρέπει να είναι χαμηλή. Αν μάλιστα ληφθεί υπόψη ότι οι αγρότες με χαμηλά εισοδήματα (<20000 €έτος) αποτελούσαν και την πλειονότητα (~70%) του πληθυσμού μελέτης μας, τότε καταλαβαίνουμε ότι η κοινωνική αποδοχή σε σχέση με τα προηγούμενα σενάρια (2^ο, 3^ο, 4^ο σενάριο) θα πρέπει να είναι κάτω από το μισό. Τέλος, το 1^ο σενάριο βαθμολογήθηκε με 10 για το λόγο ότι ένα μικρό ποσοστό των αγροτών δήλωσαν ότι δεν θα χρησιμοποιούσαν επεξεργασμένο λύμα σε καμία περίπτωση (λαμβανομένης υπόψη και της ξηρασίας).

Διαφορετικά, σε σχέση με την αποδοχή των αγροτών, αξιολογείται η αποδοχή των πολιτών. Στην περίπτωση αυτή ο παράγοντας που έπαιξε σημαντικό ρόλο στην απόφασή τους να αποδεχτούν την επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων ήταν αυτός της ενημέρωσης σχετικά με την ποιότητα του ανακτημένου λύματος και τους κινδύνους που ενδεχομένως συνεπάγονται για τη δημόσια υγεία. Άρα θα περίμενε κανείς ότι η αποδοχή των καταναλωτών θα αυξάνονταν ανάλογα με την ποιότητα του ανακτημένου λύματος. Η ενδεχόμενη αύξηση του κόστους του προϊόντος λόγω αύξησης του αρδευτικού τέλους δεν θεωρήθηκε σημαντική και γι' αυτό δεν ελήφθη υπόψη. Για τους λόγους αυτούς βαθμολογήθηκε με 0 το 2^ο σενάριο που μπορεί να συνεπάγεται κάποιους κινδύνους για τη δημόσια υγεία και από 70 έως 100 τα υπόλοιπα σενάρια αντίστοιχα. Η διαφοροποίηση των 10 μονάδων μεταξύ 3^{ου} και 4^{ου} σεναρίου και 5^{ου} και 6^{ου} αντίστοιχα έγινε για το λόγο ότι ο οξονισμός προσφέρει μεγαλύτερη προστασία από μικροβιολογικούς παράγοντες κινδύνου και τοξικά συστατικά σε σχέση με την ακτινοβολία UV (βλ. Παράγραφο 4.3.4). Τέλος, το 1^ο σενάριο βαθμολογήθηκε με 20 λαμβανομένου υπόψη ότι ένα μικρό ποσοστό των καταναλωτών δεν φαίνονται πρόθυμοι να χρησιμοποιήσουν αγροτικά προϊόντα που αρδεύονται με επεξεργασμένο λύμα.

Όσον αφορά τα περιβαλλοντικά κριτήρια του Πίνακα 14.1, αυτά βαθμολογήθηκαν τόσο με βάση τα συμπεράσματα που προέκυψαν από τη διεξαγωγή των πειραμάτων (βλ. Παράγραφο 13.5), όσο και με βάση ανάλογα βιβλιογραφικά δεδομένα (βλ. Κεφάλαιο 4 και 5). Στη στήλη που αφορά καταρχήν την απομάκρυνση της τοξικότητας, το 1^ο και 2^ο σενάριο βαθμολογήθηκαν με 0 διότι η χλωρίωση αυξάνει σε σημαντικά επίπεδα την παρατηρούμενη τοξικότητα των εκροών, ενώ σύμφωνα με έρευνες (Cao et al., 2009), η αποχλωρίωση δεν δύναται στις περισσότερες περιπτώσεις

να μειώσει την τοξικότητα που προκαλείται από τη χλωρίωση των λυμάτων. Το γεγονός αυτό αποδίδεται κυρίως στο ό,τι η τοξικότητα οφείλεται κατά κύριο λόγο στην παραγωγή οργανοχλωριωμένων παραπροϊόντων, η παραγωγή των οποίων δεν μπορεί να ανασταλεί από τη διαδικασία αποχλωρίωσης. Άλλωστε, όπως φάνηκε και από τη διεξαγωγή των πειραμάτων προσδιορισμού της φυτοτοξικότητας, η παρατηρούμενη φυτοτοξικότητα των δευτεροβάθμιων εκροών στην περιοχή της Θεσσαλίας κυμαίνεται σε σχετικά υψηλά επίπεδα. Αντίθετα, η παρατηρούμενη τοξικότητα μειώνεται σε χαμηλά επίπεδα μετά την εφαρμογή απλής προχωρημένης επεξεργασίας και την αντικατάσταση της χλωρίωσης από άλλη μέθοδο απολύμανσης. Για το λόγο αυτό τα επόμενα σενάρια (3^ο, 4^ο, 5^ο, 6^ο) βαθμολογήθηκαν με υψηλές επιδόσεις σε ό,τι αφορά την απομάκρυνση της τοξικότητας. Οι διαφορές στις βαθμολογίες εξηγούνται από το γεγονός ότι σύμφωνα με βιβλιογραφικά δεδομένα (Cao et al., 2009) ο οζονισμός απομακρύνει την τοξικότητα των λυμάτων σε επίπεδα πολύ χαμηλά και είναι πιο αποτελεσματικός στην απομάκρυνση αυτή από την ακτινοβολία UV. Αντίστοιχες αποδόσεις με αυτές του οζονισμού μπορούν να επιτευχθούν από τη λειτουργία μονάδας αντίστροφης όσμωσης. Για το λόγο αυτό το σενάριο που συνδυάζει τη λειτουργία αντίστροφης όσμωσης και οζονισμού έλαβε και τη μεγαλύτερη βαθμολογία.

Σε ό,τι αφορά την απομάκρυνση χημικών παραμέτρων, το 1^ο σενάριο βαθμολογείται με 100 κάνοντας την υπόθεση της ύπαρξης εύρυθμης λειτουργίας μιας ΕΕΛ και τήρησης των αντίστοιχων ορίων ποιότητας που τίθενται από την Οδηγία 91/271/ΕΕ για διάθεση σε υδάτινο αποδέκτη. Ακολούθως, το 2^ο σενάριο βαθμολογείται με 10 για το λόγο ότι, σύμφωνα με τα αποτελέσματα των πειραμάτων μας, η δευτεροβάθμια επεξεργασία και χλωρίωση μπορεί να παράγει εκροές που τηρούν ορισμένες από τις προδιαγραφές της χρήσης ανακτημένων λυμάτων για απεριόριστη άρδευση (π.χ. BOD₅, TSS). Ωστόσο δεν μπορεί να τηρηθούν όλες οι προδιαγραφές (π.χ. αγωγιμότητα, pH, θολότητα). Τα υπόλοιπα σενάρια βαθμολογούνται τα μεν 3^ο και 4^ο με 70 και τα 5^ο και 6^ο με 100. Η διαφορά στις βαθμολογίες μεταξύ των συγκεκριμένων σεναρίων έγκειται στη μη ικανότητα της απλής προχωρημένης επεξεργασίας για απομάκρυνση μετάλλων στα όρια που επιτρέπουν την μακροχρόνια χρήση αυτών (βλ. Παράγραφο 13.5.4), καθώς και για απομάκρυνση επιλεγμένων ιόντων (π.χ. νατρίου) που προκαλούν φυτοτοξικότητα (βλ. Παράγραφο 3.3).

Όσον αφορά την απομάκρυνση μικροβιολογικών παραμέτρων, αυτή για το 1^ο σενάριο βαθμολογείται με 100 βασιζόμενοι και πάλι στη λογική που αναλύθηκε στην περίπτωση των χημικών παραμέτρων. Ακολούθως, το 2^ο σενάριο βαθμολογείται με 10.

Η εν λόγω βαθμολογία συνδέεται άμεσα με το καθεστώς αποθήκευσης των επεξεργασμένων λυμάτων. Έτσι λοιπόν για δευτεροβάθμια επεξεργασία και χλωρίωση μπορεί να μην τηρούνται τα μικροβιολογικά όρια της απεριόριστης άρδευσης (βλ. Παράγραφο 13.5.4), ωστόσο, σύμφωνα με τα όσα εκτέθηκαν στην Παράγραφο 5.3.1, η μείωση των πληθυσμών των FC, αν ακολουθήσει αποθήκευση των επεξεργασμένων λυμάτων για λίγες ημέρες, είναι λογαριθμική και μπορεί να φτάνει στα επίπεδα των 1-2 Log₁₀. Επομένως, λαμβάνοντας υπόψη ότι δεν είναι δυνατή, στις περισσότερες περιπτώσεις, η άμεση διάθεση των επεξεργασμένων λυμάτων, προτιμήθηκε η βαθμολόγηση του συγκεκριμένου σεναρίου με μια μικρή τιμή (10) κι όχι με 0, όπως θα ήταν αναμενόμενο. Ακολουθώς, το 3^ο σενάριο βαθμολογήθηκε με 90 διότι μπορεί να είναι αποτελεσματικό στην απομάκρυνση των ολικών και περιτωματικών κολοβακτηριδίων, ωστόσο η ακτινοβολία UV δεν είναι τόσο αποτελεσματική στην απομάκρυνση ιών όσο ο οζονισμός (βλ. Παράγραφο 4.3.4). Τα υπόλοιπα σενάρια βαθμολογούνται όλα με 100 διότι εκτός από τον οζονισμό και η αντίστροφη όσμωση μπορεί να συμβάλει στην απομάκρυνση ιών (βλ. Πίνακα 4.3).

Τέλος, η τελευταία στήλη που αναφέρεται στο όφελος της εξοικονόμησης νερού βαθμολογείται σε όλα τα σενάρια, όπου προβλέπεται διάθεση των επεξεργασμένων λυμάτων για άρδευση, με 100.

Στον Πίνακα 14.2 εξετάζεται, όπως αναφέρθηκε και παραπάνω, η περίπτωση της αστικής άρδευσης. Στη στήλη του σταθμισμένου κόστους υπολογίζονται τα κόστη που προσδιορίστηκαν στο Σχήμα 13.8 και για εξυπηρετούμενη παροχή ίση με 25000 m³/ημέρα και πάλι. Μόνο που στην περίπτωση αυτή και για το 2^ο σενάριο υπολογίστηκε το κόστος που αφορά την κατασκευή του διπλού δικτύου διανομής. Τα αντίστοιχα κόστη μετατράπηκαν πάλι σε κλίμακα από 0-100 και το 100 θεωρήθηκε ότι αντιστοιχεί στο σενάριο με μηδενικό κόστος (1^ο σενάριο), ενώ το 0 στο πιο ακριβό σενάριο (5^ο και 6^ο σενάριο, 0.24 €/m³). Το σταθμισμένο όφελος στην περίπτωση αυτή είναι σημαντικό και υπολογίστηκε σε €/m³ σύμφωνα με τα στοιχεία της Παραγράφου 13.3.4. Αντίστοιχα, οι τιμές του οφέλους μετατράπηκαν σε κλίμακα από 0-100 και το 100 θεωρήθηκε ότι αντιστοιχεί στο σενάριο που εμφανίζει το μέγιστο όφελος (2^ο σενάριο), ενώ το 0 στο σενάριο που δεν εμφανίζει όφελος (1^ο σενάριο).

Το μοναδικό κοινωνικό κριτήριο του Πίνακα 14.2 βαθμολογήθηκε με βάση τα συμπεράσματα που προέκυψαν από τη διεξαγωγή της δεύτερης κοινωνικής έρευνάς μας. Σύμφωνα με αυτά η επιθυμία των πολιτών να επισκεφθούν δημόσιους χώρους που αρδεύονται με επεξεργασμένο λύμα είναι μεγαλύτερη από την αντίστοιχη να

καταναλώσουν αγροτικά προϊόντα που αρδεύονται με τέτοιου είδους νερό. Για το λόγο αυτό επιλέχθηκε στην περίπτωση αυτή όλα τα σενάρια που προέβλεπαν διάθεση των επεξεργασμένων λυμάτων για άρδευση να αξιολογηθούν με κατά τι μεγαλύτερη βαθμολογία από ό,τι τα αντίστοιχα σενάρια του Πίνακα 14.1 και για το κριτήριο της αποδοχής των πολιτών. Αντιστρόφως, το 1^ο σενάριο βαθμολογήθηκε με κατά τι μικρότερη βαθμολογία από την αντίστοιχη του Πίνακα 14.1.

Τέλος, τα περιβαλλοντικά κριτήρια βαθμολογήθηκαν ομοίως στον Πίνακα 14.2, όπως και στον Πίνακα 14.1.

Επίσης, θα πρέπει να αναφερθεί ότι οι βαρύτητες των κριτηρίων προέκυψαν μετά την εφαρμογή της μεθόδου που περιγράφεται στην Παράγραφο 12.4.2.

Πίνακας 14.1: Πολυκριτήριος πίνακας αξιολόγησης για την περίπτωση της αγροτικής άρδευσης

	Οικονομικά κριτήρια		Κοινωνικά κριτήρια		Περιβαλλοντικά κριτήρια			
	Σταθμισμένο κόστος	Σταθμισμένο όφελος	Αποδοχή αγροτών	Αποδοχή πολιτών	Απομάκρυνση τοξικότητας	Απομάκρυνση χημικών παραμέτρων	Απομάκρυνση μικροβιολογικών παραμέτρων	Όφελος εξοικονόμησης νερού
1 ^ο σενάριο	100	0	10	20	0	100	100	0
2 ^ο σενάριο	100	0	75	0	0	10	10	100
3 ^ο σενάριο	70	0	90	70	75	70	90	100
4 ^ο σενάριο	70	0	90	80	90	70	100	100
5 ^ο σενάριο	0	0	30	90	90	100	100	100
6 ^ο σενάριο	0	0	30	100	100	100	100	100
Σταθμ.βάρος κριτηρίου	10%	15%	10%	15%	10%	12.5%	15%	12.5%

Πίνακας 14.2: Πολυκριτήριος πίνακας αξιολόγησης για την περίπτωση της αστικής άρδευσης

	Οικονομικά κριτήρια		Κοινωνικά κριτήρια	Περιβαλλοντικά κριτήρια			
	Σταθμισμένο κόστος	Σταθμισμένο όφελος	Αποδοχή πολιτών για επίσκεψη σε πάρκο, κλπ.	Απομάκρυνση τοξικότητας	Απομάκρυνση χημικών παραμέτρων	Απομάκρυνση μικροβιολογικών παραμέτρων	Όφελος εξοικονόμησης νερού
1 ^ο σενάριο	100	0	10	0	100	100	0
2 ^ο σενάριο	83	100	10	0	10	10	100
3 ^ο σενάριο	58	92	80	75	70	90	100
4 ^ο σενάριο	58	92	90	90	70	100	100
5 ^ο σενάριο	0	74	100	90	100	100	100
6 ^ο σενάριο	0	74	100	100	100	100	100
Σταθμ.βάρος κριτηρίου	11%	17%	17%	11%	14%	16%	14%

14.3 Εφαρμογή πολυκριτήριας ανάλυσης (PROMETHEE II)

Η μέθοδος PROMETHEE II εφαρμόστηκε τόσο για την αξιολόγηση των σεναρίων του Πίνακα 14.1, όσο και για την αντίστοιχη του Πίνακα 14.2.

Όσον αφορά την περίπτωση της αγροτικής άρδευσης (Πίνακας 14.1) και σύμφωνα με την Εξίσωση 12.3 υπολογίστηκαν οι δείκτες προτίμησης Π για κάθε δυνατό ζεύγος εναλλακτικών σεναρίων ως εξής:

$$\Pi(1,2)=(0 \times 0.10+0 \times 0.15+0 \times 0.10+20 \times 0.15+0 \times 0.10+90 \times 0.125+90 \times 0.15+0 \times 0.125) / 100 = 0.2775$$

$$\Pi(2,1)=(0 \times 0.10+0 \times 0.15+65 \times 0.10+0 \times 0.15+0 \times 0.10+0 \times 0.125+0 \times 0.15+100 \times 0.125) / 100 = 0.19$$

Ομοίως:

$$\Pi(1,3)=0.0825$$

$$\Pi(2,3)=0.03$$

$$\Pi(3,4)=0$$

$$\Pi(3,1)=0.355$$

$$\Pi(3,2)=0.39$$

$$\Pi(4,3)=0.045$$

$$\Pi(1,4)=0.0675$$

$$\Pi(2,4)=0.03$$

$$\Pi(3,5)=0.13$$

$$\Pi(4,1)=0.385$$

$$\Pi(4,2)=0.435$$

$$\Pi(5,3)=0.0975$$

$$\Pi(1,5)=0.1$$

$$\Pi(2,5)=0.145$$

$$\Pi(3,6)=0.13$$

$$\Pi(5,1)=0.34$$

$$\Pi(5,2)=0.4725$$

$$\Pi(6,3)=0.1225$$

$$\Pi(1,6)=0.1$$

$$\Pi(2,6)=0.145$$

$$\Pi(4,5)=0.13$$

$$\Pi(6,1)=0.365$$

$$\Pi(6,2)=0.4975$$

$$\Pi(5,4)=0.0525$$

$$\Pi(4,6)=0.13$$

$$\Pi(6,4)=0.0775$$

$$\Pi(5,6)=0$$

$$\Pi(6,5)=0.025$$

Ο υπολογισμός των ροών εισόδου και εξόδου για κάθε εναλλακτικό σενάριο γίνεται με βάση τις Εξισώσεις 12.4 και 12.5 ως εξής:

$$\varphi^-(1)=0.19+0.355+0.385+0.34+0.365=1.635$$

$$\varphi^+(1)=0.2775+0.0825+0.0675+0.1+0.1=0.6275$$

$$\varphi^-(2)=0.2775+0.39+0.435+0.4725+0.4975=2.0725$$

$$\varphi^+(2)=0.19+0.03+0.03+0.145+0.145=0.54$$

$$\varphi^-(3)=0.0825+0.03+0.045+0.0975+0.1225=0.3775$$

$$\varphi^+(3)=0.355+0.39+0+0.13+0.13=1.005$$

$$\varphi^-(4)=0.0675+0.03+0+0.0525+0.0775=0.2275$$

$$\varphi^+(4)=0.385+0.435+0.045+0.13+0.13=1.125$$

$$\varphi^-(5)=0.1+0.145+0.13+0.13+0.025=0.53$$

$$\varphi^+(5)=0.34+0.4725+0.0975+0.0525+0=0.9625$$

$$\varphi^-(6)=0.1+0.145+0.13+0.13+0=0.505$$

$$\varphi^+(6)=0.365+0.4975+0.1225+0.0775+0.025=1.0875$$

Τέλος, ο υπολογισμός των καθαρών ροών για κάθε εναλλακτικό σενάριο γίνεται με βάση την Εξίσωση 12.6 ως εξής:

$$\varphi(1)=0.6275-1.635=-1.0075$$

$$\varphi(2)=0.54-2.0725=-1.5325$$

$$\varphi(3)=1.005-0.3775=0.6275$$

$$\varphi(4)=1.125-0.2275=0.8975$$

$$\varphi(5)=0.9625-0.53=0.4325$$

$$\varphi(6)=1.0875-0.505=0.5825$$

Άρα η τελική σειρά κατάταξης για την περίπτωση της αγροτικής άρδευσης έχει ως εξής:

$$\varphi(4) > \varphi(3) > \varphi(6) > \varphi(5) > \varphi(1) > \varphi(2)$$

Όσον αφορά την περίπτωση της αστικής άρδευσης (Πίνακας 14.2) και σύμφωνα με την Εξίσωση 12.3 υπολογίστηκαν οι δείκτες προτίμησης Π για κάθε δυνατό ζεύγος εναλλακτικών σεναρίων ως εξής:

$$\Pi(1,2)=(17 \times 0.11 + 0 \times 0.17 + 0 \times 0.17 + 0 \times 0.11 + 90 \times 0.14 + 90 \times 0.16 + 0 \times 0.14) / 100 = 0.2887$$

$$\Pi(2,1)=(0 \times 0.11 + 100 \times 0.17 + 0 \times 0.17 + 0 \times 0.11 + 0 \times 0.14 + 0 \times 0.16 + 100 \times 0.14) / 100 = 0.31$$

Ομοίως:

$$\Pi(1,3)=0.1042$$

$$\Pi(2,3)=0.0411$$

$$\Pi(3,4)=0$$

$$\Pi(3,1)=0.4979$$

$$\Pi(3,2)=0.4135$$

$$\Pi(4,3)=0.0495$$

$$\Pi(1,4)=0.0882$$

$$\Pi(2,4)=0.0411$$

$$\Pi(3,5)=0.0944$$

$$\Pi(4,1)=0.5314$$

$$\Pi(4,2)=0.463$$

$$\Pi(5,3)=0.1085$$

$$\Pi(1,5)=0.11$$

$$\Pi(2,5)=0.1355$$

$$\Pi(3,6)=0.0944$$

$$\Pi(5,1)=0.5178$$

$$\Pi(5,2)=0.522$$

$$\Pi(6,3)=0.1195$$

$$\Pi(1,6)=0.11$$

$$\Pi(2,6)=0.1355$$

$$\Pi(4,5)=0.0944$$

$$\Pi(6,1)=0.5288$$

$$\Pi(6,2)=0.533$$

$$\Pi(5,4)=0.059$$

$$\Pi(4,6)=0.0944$$

$$\Pi(6,4)=0.07$$

$$\Pi(5,6)=0$$

$$\Pi(6,5)=0.011$$

Ο υπολογισμός των ροών εισόδου και εξόδου για κάθε εναλλακτικό σενάριο γίνεται με βάση τις Εξισώσεις 12.4 και 12.5 ως εξής:

$$\varphi^-(1)=0.31+0.4979+0.5314+0.5178+0.5288=2.3859$$

$$\varphi^+(1)=0.2887+0.1042+0.0882+0.11+0.11=0.7011$$

$$\varphi^-(2)=0.2887+0.4135+0.463+0.522+0.533=2.2202$$

$$\varphi^+(2)=0.31+0.0411+0.0411+0.1355+0.1355=0.6632$$

$$\varphi^-(3)=0.1042+0.0411+0.0495+0.1085+0.1195=0.4228$$

$$\varphi^+(3)=0.4979+0.4135+0+0.0944+0.0944=1.1002$$

$$\varphi^-(4)=0.0882+0.0411+0+0.059+0.07=0.2583$$

$$\varphi^+(4)=0.5314+0.463+0.0495+0.0944+0.0944=1.2327$$

$$\varphi^-(5)=0.11+0.1355+0.0944+0.0944+0.011=0.4453$$

$$\varphi^+(5)=0.5178+0.522+0.1085+0.059+0=1.2073$$

$$\varphi^-(6)=0.11+0.1355+0.0944+0.0944+0=0.4343$$

$$\varphi^+(6)=0.5288+0.533+0.1195+0.07+0.011=1.2623$$

Τέλος, ο υπολογισμός των καθαρών ροών για κάθε εναλλακτικό σενάριο γίνεται με βάση την Εξίσωση 12.6 ως εξής:

$$\varphi(1)=0.7011-2.3859=-1.6848$$

$$\varphi(2)=0.6632-2.2202=-1.557$$

$$\varphi(3)=1.1002-0.4228=0.6774$$

$$\varphi(4)=1.2327-0.2583=0.9744$$

$$\varphi(5)=1.2073-0.4453=0.762$$

$$\varphi(6)=1.2623-0.4343=0.828$$

Άρα η τελική σειρά κατάταξης για την περίπτωση της αστικής άρδευσης έχει ως εξής:

$$\varphi(4) > \varphi(6) > \varphi(5) > \varphi(3) > \varphi(2) > \varphi(1)$$

14.3.1 Ανάλυση ευαισθησίας

Όπως αναφέρθηκε και παραπάνω, η προηγούμενη ανάλυση εφαρμόστηκε για την περίπτωση εξυπηρετούμενης παροχής ίσης με 25000 m³/ημέρα. Στην Παράγραφο αυτή διερευνάται το πώς διαμορφώνονται οι ανωτέρω κατατάξεις σε περίπτωση διαφοροποίησης της εξυπηρετούμενης παροχής.

Καταρχήν εξετάζεται η περίπτωση εξυπηρετούμενης παροχής ίσης με 10000 m³/ημέρα. Η εν λόγω παροχή, σύμφωνα με τα παραπάνω δεδομένα, αντιστοιχεί σε ισοδύναμο πληθυσμό ίσο με 40000 κατοίκους περίπου, περίπτωση επίσης αντιπροσωπευτική πολλών ΕΕΛ στην Ελλάδα. Στην περίπτωση αυτή λοιπόν και σε ό,τι αφορά τον Πίνακα 14.1 διαφοροποιείται μόνο η στήλη του σταθμισμένου κόστους. Στη στήλη αυτή λοιπόν τα δύο πρώτα σενάρια βαθμολογούνται με 100, το 3^ο με 66, το 4^ο με 62, το 5^ο με 3 και το 6^ο με 0. Η αναγωγή στην 100βαθμη κλίμακα έγινε χρησιμοποιώντας τις αντίστοιχες τιμές του Σχήματος 13.7. Στην περίπτωση αυτή επέρχονται μεταβολές στους δείκτες προτίμησης $\Pi(1,3)$, $\Pi(1,4)$, $\Pi(1,5)$, $\Pi(2,3)$, $\Pi(2,4)$, $\Pi(2,5)$, $\Pi(3,4)$, $\Pi(3,5)$, $\Pi(3,6)$, $\Pi(4,5)$, $\Pi(4,6)$, $\Pi(5,6)$, σε σχέση με τους αντίστοιχους προηγούμενους υπολογισμούς, ως εξής:

$$\Pi(1,2)=(0 \times 0.10+0 \times 0.15+0 \times 0.10+20 \times 0.15+0 \times 0.10+90 \times 0.125+90 \times 0.15+0 \times 0.125) / 100 = 0.2775$$

$$\Pi(2,1)=(0 \times 0.10+0 \times 0.15+65 \times 0.10+0 \times 0.15+0 \times 0.10+10 \times 0.125+10 \times 0.15+100 \times 0.125) / 100 = 0.19$$

Ομοίως:

$$\Pi(1,3)=0.0865$$

$$\Pi(2,3)=0.034$$

$$\Pi(3,4)=0.004$$

$$\Pi(3,1)=0.355$$

$$\Pi(3,2)=0.39$$

$$\Pi(4,3)=0.045$$

$$\Pi(1,4)=0.0755$$

$$\Pi(2,4)=0.038$$

$$\Pi(3,5)=0.123$$

$$\Pi(4,1)=0.385$$

$$\Pi(4,2)=0.435$$

$$\Pi(5,3)=0.0975$$

$$\Pi(1,5)=0.097$$

$$\Pi(2,5)=0.142$$

$$\Pi(3,6)=0.126$$

$$\Pi(5,1)=0.34$$

$$\Pi(5,2)=0.4725$$

$$\Pi(6,3)=0.1225$$

$$\Pi(1,6)=0.1$$

$$\Pi(2,6)=0.145$$

$$\Pi(4,5)=\mathbf{0.119}$$

$$\Pi(6,1)=0.365$$

$$\Pi(6,2)=0.4975$$

$$\Pi(5,4)=0.0525$$

$$\Pi(4,6)=\mathbf{0.122}$$

$$\Pi(6,4)=0.0775$$

$$\Pi(5,6)=\mathbf{0.003}$$

$$\Pi(6,5)=0.025$$

Ο υπολογισμός των ροών εισόδου και εξόδου για κάθε εναλλακτικό σενάριο έχει στην περίπτωση αυτή ως εξής:

$$\varphi^-(1)=0.19+0.355+0.385+0.34+0.365=1.635$$

$$\varphi^+(1)=0.2775+0.0865+0.0755+0.097+0.1=0.6365$$

$$\varphi^-(2)=0.2775+0.39+0.435+0.4725+0.4975=2.0725$$

$$\varphi^+(2)=0.19+0.034+0.038+0.142+0.145=0.549$$

$$\varphi^-(3)=0.0865+0.034+0.045+0.0975+0.1225=0.3855$$

$$\varphi^+(3)=0.355+0.39+0.004+0.123+0.126=0.998$$

$$\varphi^-(4)=0.0755+0.038+0.004+0.0525+0.0775=0.2475$$

$$\varphi^+(4)=0.385+0.435+0.045+0.119+0.122=1.106$$

$$\varphi^-(5)=0.097+0.142+0.123+0.119+0.025=0.506$$

$$\varphi^+(5)=0.34+0.4725+0.0975+0.0525+0.003=0.9655$$

$$\varphi^-(6)=0.1+0.145+0.126+0.122+0.003=0.496$$

$$\varphi^+(6)=0.365+0.4975+0.1225+0.0775+0.025=1.0875$$

Τέλος, ο υπολογισμός των καθαρών ροών για κάθε εναλλακτικό σενάριο γίνεται στην περίπτωση αυτή ως εξής:

$$\varphi(1)=0.6365-1.635=-0.9985$$

$$\varphi(2)=0.549-2.0725=-1.5235$$

$$\varphi(3)=0.998-0.3855=0.6125$$

$$\varphi(4)=1.106-0.2475=0.8585$$

$$\varphi(5)=0.9655-0.506=0.4595$$

$$\varphi(6)=1.0875-0.496=0.5915$$

Άρα η τελική σειρά κατάταξης δεν διαφοροποιείται και έχει και πάλι ως εξής (αγροτική άρδευση):

$$\varphi(4) > \varphi(3) > \varphi(6) > \varphi(5) > \varphi(1) > \varphi(2)$$

Από την άλλη πλευρά, στην περίπτωση της αστικής άρδευσης και για παροχή ίση με 10000 m³/ημέρα, διαφοροποιούνται οι στήλες του σταθμισμένου κόστους και οφέλους του Πίνακα 14.2. Στη στήλη του σταθμισμένου κόστους το 1^ο σενάριο βαθμολογείται με 100, το 2^ο με 90, το 3^ο με 49, το 4^ο με 46, το 5^ο με 3 και το 6^ο με 0. Αντίστοιχα, στη στήλη του σταθμισμένου οφέλους το 1^ο σενάριο βαθμολογείται με 0, το 2^ο με 100, το 3^ο με 79, το 4^ο με 78, το 5^ο με 55 και το 6^ο με 54. Η αναγωγή στην 100βαθμη κλίμακα έγινε χρησιμοποιώντας τις αντίστοιχες τιμές του Σχήματος 13.8 και τα δεδομένα της Παραγράφου 13.3.4. Στην περίπτωση αυτή επέρχονται μεταβολές στους δείκτες προτίμησης $\Pi(1,2)$, $\Pi(1,3)$, $\Pi(3,1)$, $\Pi(1,4)$, $\Pi(4,1)$, $\Pi(1,5)$, $\Pi(5,1)$, $\Pi(6,1)$, $\Pi(2,3)$, $\Pi(2,4)$, $\Pi(2,5)$, $\Pi(2,6)$, $\Pi(3,4)$, $\Pi(3,5)$, $\Pi(3,6)$, $\Pi(4,5)$, $\Pi(4,6)$, $\Pi(5,6)$, σε σχέση με τους αντίστοιχους προηγούμενους υπολογισμούς, ως εξής:

$$\Pi(1,2)=(10 \times 0.11+0 \times 0.17+0 \times 0.17+0 \times 0.11+90 \times 0.14+90 \times 0.16+0 \times 0.14) / 100=0.281$$

$$\Pi(2,1)=(0 \times 0.11+100 \times 0.17+0 \times 0.17+0 \times 0.11+0 \times 0.14+0 \times 0.16+100 \times 0.14) / 100=0.31$$

Ομοίως:

$$\Pi(1,3)=0.1141$$

$$\Pi(2,3)=0.0808$$

$$\Pi(3,4)=0.005$$

$$\Pi(3,1)=0.4758$$

$$\Pi(3,2)=0.4135$$

$$\Pi(4,3)=0.0495$$

$$\Pi(1,4)=0.1014$$

$$\Pi(2,4)=0.0858$$

$$\Pi(3,5)=0.0914$$

$$\Pi(4,1)=0.5076$$

$$\Pi(4,2)=0.463$$

$$\Pi(5,3)=0.1085$$

$$\Pi(1,5)=0.1067$$

$$\Pi(2,5)=0.1722$$

$$\Pi(3,6)=0.0964$$

$$\Pi(5,1)=0.4855$$

$$\Pi(5,2)=0.522$$

$$\Pi(6,3)=0.1195$$

$$\Pi(1,6)=0.11$$

$$\Pi(2,6)=0.1772$$

$$\Pi(4,5)=0.0864$$

$$\Pi(6,1)=0.4948$$

$$\Pi(6,2)=0.533$$

$$\Pi(5,4)=0.059$$

$$\Pi(4,6)=0.0914$$

$$\Pi(6,4)=0.07$$

$$\Pi(5,6)=0.005$$

$$\Pi(6,5)=0.011$$

Ο υπολογισμός των ροών εισόδου και εξόδου για κάθε εναλλακτικό σενάριο έχει ως εξής:

$$\varphi^-(1)=0.31+0.4758+0.5076+0.4855+0.4948=2.2737$$

$$\varphi^+(1)=0.281+0.1141+0.1014+0.1067+0.11=0.7132$$

$$\varphi^-(2)=0.281+0.4135+0.463+0.522+0.533=2.2125$$

$$\varphi^+(2)=0.31+0.0808+0.0858+0.1722+0.1772=0.826$$

$$\varphi^-(3)=0.1141+0.0808+0.0495+0.1085+0.1195=0.4724$$

$$\varphi^+(3)=0.4758+0.4135+0.005+0.0914+0.0964=1.0821$$

$$\varphi^-(4)=0.1014+0.0858+0.005+0.059+0.07=0.3212$$

$$\varphi^+(4)=0.5076+0.463+0.0495+0.0864+0.0914=1.1979$$

$$\varphi^-(5)=0.1067+0.1722+0.0914+0.0864+0.011=0.4677$$

$$\varphi^+(5)=0.4855+0.522+0.1085+0.059+0.005=1.18$$

$$\varphi^-(6)=0.11+0.1772+0.0964+0.0914+0.005=0.48$$

$$\varphi^+(6)=0.4948+0.533+0.1195+0.07+0.011=1.2283$$

Τέλος, ο υπολογισμός των καθαρών ροών για κάθε εναλλακτικό σενάριο γίνεται ως εξής:

$$\varphi(1)=0.7132-2.2737=-1.5605$$

$$\varphi(2)=0.826-2.2125=-1.3865$$

$$\varphi(3)=1.0821-0.4724=0.6097$$

$$\varphi(4)=1.1979-0.3212=0.8767$$

$$\varphi(5)=1.18-0.4677=0.7123$$

$$\varphi(6)=1.2283-0.48=0.7483$$

Άρα η τελική σειρά κατάταξης δεν διαφοροποιείται και έχει και πάλι ως εξής (αστική άρδευση):

$$\varphi(4) > \varphi(6) > \varphi(5) > \varphi(3) > \varphi(2) > \varphi(1)$$

Τέλος, θα πρέπει να αναφερθεί ότι ανάλογη ανάλυση ευαισθησίας για εξυπηρετούμενη παροχή ίση με 40000 m³/ημέρα δεν πραγματοποιήθηκε για την περίπτωση της αγροτικής άρδευσης διότι παρατηρώντας τις αντίστοιχες τιμές του σταθμισμένου κόστους (βλ. Σχήμα 13.7) διαπιστώνουμε ότι δεν θα επέλθουν αλλαγές

σε σχέση με το τελικό αποτέλεσμα της αντίστοιχης περίπτωσης για 25000 m³/ημέρα. Ωστόσο, εφαρμόστηκε ανάλογη ανάλυση ευαισθησίας στην περίπτωση της αστικής άρδευσης, όπου επέρχονται αλλαγές εκτός από το σταθμισμένο κόστος και στο αντίστοιχο όφελος. Στην περίπτωση αυτή επέρχονται μεταβολές στους δείκτες προτίμησης $\Pi(1,2)$, $\Pi(1,3)$, $\Pi(3,1)$, $\Pi(1,4)$, $\Pi(4,1)$, $\Pi(5,1)$, $\Pi(6,1)$, $\Pi(2,3)$, $\Pi(2,4)$, $\Pi(2,5)$, $\Pi(2,6)$, $\Pi(3,5)$, $\Pi(3,6)$, $\Pi(4,5)$, $\Pi(4,6)$, σε σχέση με τους αντίστοιχους πρώτους υπολογισμούς (περίπτωση 25000 m³/ημέρα), ως εξής:

$$\Pi(1,2)=(17 \times 0.11 + 0 \times 0.17 + 0 \times 0.17 + 0 \times 0.11 + 90 \times 0.14 + 90 \times 0.16 + 0 \times 0.14) / 100 = \mathbf{0.2942}$$

$$\Pi(2,1)=(0 \times 0.11 + 100 \times 0.17 + 0 \times 0.17 + 0 \times 0.11 + 0 \times 0.14 + 0 \times 0.16 + 100 \times 0.14) / 100 = 0.31$$

Ομοίως:

$$\Pi(1,3)=\mathbf{0.0888}$$

$$\Pi(2,3)=\mathbf{0.0083}$$

$$\Pi(3,4)=0$$

$$\Pi(3,1)=\mathbf{0.5098}$$

$$\Pi(3,2)=0.4135$$

$$\Pi(4,3)=0.0495$$

$$\Pi(1,4)=\mathbf{0.0728}$$

$$\Pi(2,4)=\mathbf{0.0083}$$

$$\Pi(3,5)=\mathbf{0.1081}$$

$$\Pi(4,1)=\mathbf{0.5433}$$

$$\Pi(4,2)=0.463$$

$$\Pi(5,3)=0.1085$$

$$\Pi(1,5)=0.11$$

$$\Pi(2,5)=\mathbf{0.1164}$$

$$\Pi(3,6)=\mathbf{0.1081}$$

$$\Pi(5,1)=\mathbf{0.5314}$$

$$\Pi(5,2)=0.522$$

$$\Pi(6,3)=0.1195$$

$$\Pi(1,6)=0.11$$

$$\Pi(2,6)=\mathbf{0.1164}$$

$$\Pi(4,5)=\mathbf{0.1081}$$

$$\Pi(6,1)=\mathbf{0.5424}$$

$$\Pi(6,2)=0.533$$

$$\Pi(5,4)=0.059$$

$$\Pi(4,6)=\mathbf{0.1081}$$

$$\Pi(6,4)=0.07$$

$$\Pi(5,6)=0$$

$$\Pi(6,5)=0.011$$

Ο υπολογισμός των ροών εισόδου και εξόδου για κάθε εναλλακτικό σενάριο γίνεται ως εξής:

$$\varphi^-(1)=0.31+0.5098+0.5433+0.5314+0.5424=2.4369$$

$$\varphi^+(1)=0.2942+0.0888+0.0728+0.11+0.11=0.6758$$

$$\varphi^-(2)=0.2942+0.4135+0.463+0.522+0.533=2.2257$$

$$\varphi^+(2)=0.31+0.0083+0.0083+0.1164+0.1164=0.5594$$

$$\varphi^-(3)=0.0888+0.0083+0.0495+0.1085+0.1195=0.3746$$

$$\varphi^+(3)=0.5098+0.4135+0+0.1081+0.1081=1.1395$$

$$\varphi^-(4)=0.0728+0.0083+0+0.059+0.07=0.2101$$

$$\varphi^+(4)=0.5433+0.463+0.0495+0.1081+0.1081=1.272$$

$$\varphi^-(5)=0.11+0.1164+0.1081+0.1081+0.011=0.4536$$

$$\varphi^+(5)=0.5314+0.522+0.1085+0.059+0=1.2209$$

$$\varphi^-(6)=0.11+0.1164+0.1081+0.1081+0=0.4426$$

$$\varphi^+(6)=0.5424+0.533+0.1195+0.07+0.011=1.2759$$

Τέλος, ο υπολογισμός των καθαρών ροών για κάθε εναλλακτικό σενάριο γίνεται ως εξής:

$$\varphi(1)=0.6758-2.4369=-1.7611$$

$$\varphi(2)=0.5594-2.2257=-1.6663$$

$$\varphi(3)=1.1395-0.3746=0.7649$$

$$\varphi(4)=1.272-0.2101=1.0619$$

$$\varphi(5)=1.2209-0.4536=0.7673$$

$$\varphi(6)=1.2759-0.4426=0.8333$$

Άρα η τελική σειρά κατάταξης για την περίπτωση της αστικής άρδευσης και πάλι έχει ως εξής:

$$\varphi(4) > \varphi(6) > \varphi(5) > \varphi(3) > \varphi(2) > \varphi(1)$$

14.4 Σχολιασμός αποτελεσμάτων – Συμπεράσματα

Από την εφαρμογή της πολυκριτήριας ανάλυσης (PROMETHEE II), προκύπτει ως βασικό αποτέλεσμα το γεγονός ότι το 4^ο σενάριο εμφανίζεται ως το πλέον πλεονεκτικό για εφαρμογή στις περιπτώσεις τόσο της αγροτικής όσο και της αστικής άρδευσης και για εξυπηρετούμενους ισοδύναμους πληθυσμούς από 40000 μέχρι και 160000 κατοίκους. Το εύρος αυτό μάλιστα του εξυπηρετούμενου πληθυσμού θεωρείται αντιπροσωπευτικό της πλειονότητας των ΕΕΛ που λειτουργούν αυτή τη στιγμή στην Ελλάδα. Φαίνεται λοιπόν ότι η χρήση του οζονισμού ως μεθόδου απολύμανσης συνδυάζει σημαντικά πλεονεκτήματα, όπως τη μείωση της τοξικότητας και των περισσότερων μικροβιολογικών παραγόντων κινδύνου της εκροής σε συνδυασμό με ένα ανταγωνιστικό κόστος σε σχέση με το αντίστοιχο της ακτινοβολίας UV. Αξίζει

αναφοράς το γεγονός ότι στην περίπτωση εξυπηρετούμενου ισοδύναμου πληθυσμού ίσου με 40000 κατοίκους, η διαφορά στο σταθμισμένο κόστος μεταξύ 3^{ου} και 4^{ου} σεναρίου βρέθηκε ότι είναι της τάξης των 0.01 €/m³, ενώ στους μεγαλύτερους ισοδύναμους πληθυσμούς τα δύο κόστη γίνονται ίσα.

Από την άλλη πλευρά, συγκρίνοντας τα αποτελέσματα μεταξύ αγροτικής και αστικής άρδευσης, διαπιστώνουμε ότι η εφαρμογή του 3^{ου} σεναρίου είναι ανταγωνιστική μόνο στην περίπτωση της αγροτικής άρδευσης και σε περίπτωση που δεν είναι δυνατή η εφαρμογή του 4^{ου} σεναρίου. Αντιθέτως, στην περίπτωση της αστικής άρδευσης το 6^ο και 5^ο σενάριο κατά σειρά είναι ανταγωνιστικά σε περίπτωση μη δυνατότητας εφαρμογής του 4^{ου} σεναρίου, ενώ το 3^ο σενάριο υπολείπεται αυτών. Φαίνεται λοιπόν ότι στην περίπτωση της αστικής άρδευσης, όπου αναμένονται και οικονομικά οφέλη, είναι πιο εφικτή η περίπτωση εφαρμογής των πλέον προχωρημένων μεθόδων επεξεργασίας των δευτεροβάθμιων εκροών, αποτέλεσμα που κρίνεται ως απόλυτα αναμενόμενο.

Κλείνοντας, αξίζει ιδιαίτερου σχολιασμού το γεγονός ότι στην περίπτωση της αστικής άρδευσης, όπου αναμένονται και οικονομικά οφέλη από τη διάθεση των εκροών για άρδευση, το μηδενικό σενάριο αξιολογήθηκε ως το χειρότερο από όλα. Αντίθετα, στην περίπτωση της αγροτικής άρδευσης το μηδενικό σενάριο υπερτερεί μόνο του 2^{ου} εναλλακτικού σεναρίου. Παρατηρώντας τα αποτελέσματα αυτά, θα μπορούσαμε εντέλει να συμπεράνουμε ότι η διάθεση ανακτημένων λυμάτων για άρδευση (αγροτική και αστική) μπορεί να αποδειχθεί βιώσιμη από κάθε άποψη για την περίπτωση της πλειονότητας των ΕΕΛ στην Ελλάδα.

15. ΓΕΝΙΚΑ ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ – ΠΡΟΤΑΣΕΙΣ ΓΙΑ ΜΕΛΛΟΝΤΙΚΗ ΕΡΕΥΝΑ

Στην παρούσα διατριβή αξιολογήθηκε η βιωσιμότητα χρήσης ανακτημένων λυμάτων για άρδευση τόσο αγροτικών καλλιεργειών, όσο και χώρων πρασίνου στη χώρα μας. Πιο συγκεκριμένα, δομήθηκε ένα μοντέλο αξιολόγησης, για το οποίο έγινε προσπάθεια να ενσωματώσει, κάτω από μια ολιστική αντίληψη, τόσο τους απαραίτητους οικονομικούς, όσο και τους σχετικούς κοινωνικούς και περιβαλλοντικούς παράγοντες που επηρεάζουν τη διαδικασία. Τελικό ζητούμενο αποτέλεσε η διαπίστωση του κατά πόσο θα μπορούσε να αποδειχθεί βιώσιμη η υιοθέτηση της χρήσης ανακτημένων λυμάτων για άρδευση σε μια περιοχή της χώρας μας και κυρίως μέσω ποιου σχήματος προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης θα μπορούσε να επιτευχθεί κάτι τέτοιο. Τα σχήματα προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης που αξιολογήθηκαν περιελάμβαναν τη χρήση διήθησης μετά από κροκίδωση ή τη χρήση υπερδιήθησης σε συνδυασμό με αντίστροφη όσμωση και τη χρήση οζονισμού ή ακτινοβολίας UV αντίστοιχα.

Τα αποτελέσματα έδειξαν καταρχήν ότι η επαναχρησιμοποίηση λυμάτων για άρδευση είναι βιώσιμη στη χώρα μας, εάν ληφθούν και αξιολογηθούν όλοι οι αναγκαίοι παράγοντες ενδιαφέροντος (οικονομικοί, κοινωνικοί, περιβαλλοντικοί). Επομένως το ανακτημένο λύμα θα πρέπει να θεωρηθεί ως σημαντικός εναλλακτικός πόρος σε περιοχές ελλειμματικές σε υδατικούς πόρους. Σε ό,τι αφορά τα εξεταζόμενα σχήματα επεξεργασίας, φάνηκε ότι η εφαρμογή απλής προχωρημένης επεξεργασίας (π.χ. διήθηση ή διήθηση μετά από κροκίδωση) σε συνδυασμό με χρήση οζονισμού ως μεθόδου απολύμανσης μπορεί να παράγει εκροές υψηλών προδιαγραφών και σε ανταγωνιστικό κόστος. Η υιοθέτηση μάλιστα του συγκεκριμένου σεναρίου επεξεργασίας αποδείχθηκε ως η πιο βιώσιμη λύση τόσο για την περίπτωση της αγροτικής άρδευσης, όσο και για την αντίστοιχη της αστικής και για εξυπηρετούμενους ισοδύναμους πληθυσμούς από 40000 έως και 160000 κατοίκους. Η αμέσως πιο ανταγωνιστική λύση επεξεργασίας στην περίπτωση της αγροτικής άρδευσης ήταν αυτή της διήθησης και χρήσης ακτινοβολίας UV, ενώ στην περίπτωση της αστικής άρδευσης η χρήση υπερδιήθησης σε συνδυασμό με αντίστροφη όσμωση και ακολούθως απολύμανση με χρήση οζονισμού. Αυτή η σημαντική διαφοροποίηση στο 2^ο κατά σειρά

προτίμησης σχήμα προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης μπορεί να δικαιολογηθεί από το γεγονός ότι στην περίπτωση της αστικής άρδευσης αναμένονται και σημαντικά οικονομικά οφέλη σε κάθε εξεταζόμενη περίπτωση, όπως φάνηκε και από τα αποτελέσματα των αναλύσεων κόστους-οφέλους που πραγματοποιήθηκαν, με αποτέλεσμα να είναι πιο βιώσιμη η περίπτωση χρήσης πλέον προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης στην περίπτωση αυτή. Η επεξεργασία αυτή άλλωστε μπορεί να αποφέρει και τα σημαντικότερα περιβαλλοντικά και κοινωνικά οφέλη.

Ωστόσο το γεγονός ότι η περίπτωση χρήσης απλής προχωρημένης επεξεργασίας σε συνδυασμό με οζονισμό αποτελεί το πλέον βιώσιμο σχήμα επεξεργασίας τόσο για αγροτική όσο κυρίως για αστική άρδευση καταδεικνύει τα σημαντικά οφέλη του οζονισμού στη βελτίωση ορισμένων χαρακτηριστικών του λύματος (π.χ. απομάκρυνση τοξικότητας, αποδοτικότητα στη μείωση ιών, απομάκρυνση χρώματος, οσμής, κλπ.) σε σχέση με την αποδοτικότητα τόσο της ακτινοβολίας UV όσο και διαφόρων μεθόδων προχωρημένης επεξεργασίας. Τα πλεονεκτήματα αυτά σε σχέση με το ανταγωνιστικό σχετικό κόστος του, όπως φάνηκε από την ανάλυση κόστους που πραγματοποιήθηκε, καθιστούν τον οζονισμό ιδιαίτερα πλεονεκτικό για εφαρμογή σε περιπτώσεις επαναχρησιμοποίησης λυμάτων για άρδευση. Ωστόσο ιδιαίτερη προσοχή θα πρέπει να επιδεικνύεται στη δόση του όζοντος που χρησιμοποιείται και η οποία σε γενικές γραμμές θα πρέπει να κυμαίνεται σε χαμηλά σχετικά επίπεδα.

Όσον αφορά τα ειδικότερα συμπεράσματα που προέκυψαν από τη διεξαγωγή των ερευνών πεδίου και των πειραμάτων για την επιμέρους αξιολόγηση των αναγκαίων οικονομικών, κοινωνικών και περιβαλλοντικών παραμέτρων, αυτά παρατίθενται στη συνέχεια.

Σε ό,τι αφορά τις οικονομικές παραμέτρους, η συλλογή και επεξεργασία ανάλογων στοιχείων κόστους έδειξε ότι σε γενικές γραμμές το κόστος προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης των λυμάτων μπορεί να είναι σημαντικό, ενώ η κατασκευή διπλού δικτύου διανομής αυξάνει το συνολικό κόστος κατά πολύ. Σε γενικές γραμμές, προέκυψε ότι το κόστος προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης των λυμάτων επηρεάζεται από τις οικονομίες κλίμακας, μια και όσο αυξάνεται ο εξυπηρετούμενος ισοδύναμος πληθυσμός, τόσο μειώνεται το αντίστοιχο σταθμισμένο κόστος επεξεργασίας (€m^3). Η μείωση μάλιστα του κόστους σε σχέση με τον εξυπηρετούμενο πληθυσμό μπορεί καλύτερα να αποδοθεί από μια συνάρτηση της μορφής $y=ax^b$. Τα εν λόγω δεδομένα μάλιστα επαληθεύθηκαν για όλα τα σχήματα προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης που εξετάστηκαν στην παρούσα

εργασία. Στο σημείο αυτό αξίζει αναφοράς το γεγονός ότι, όπως φάνηκε από τα αποτελέσματα, το κόστος του οζονισμού έχει σχεδόν μηδενική επίδραση στην αύξηση του συνολικού κόστους ανάκτησης λυμάτων στις περιπτώσεις ισοδύναμων πληθυσμών ίσων με 100000 και 160000 κατοίκους. Επομένως, συμπεραίνουμε ότι παρά το γεγονός ότι ο οζονισμός σε απόλυτα μεγέθη θεωρείται ακριβότερος από τις υπόλοιπες μεθόδους απολύμανσης (χλώριο, UV), έχει σχετικό κόστος ανταγωνιστικό και συγκρίσιμο με αυτό της μεθόδου της ακτινοβολίας UV σε περιπτώσεις ανάκτησης λυμάτων από εγκαταστάσεις μεγάλης κλίμακας. Αλλά και στην περίπτωση πιο μικρών εγκαταστάσεων (π.χ. εξυπηρέτηση 40000 κατοίκων) οι διαφορές του σταθμισμένου κόστους προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης με οζονισμό ή UV είναι ελάχιστες ώστε να επηρεάζουν σημαντικά την τελική απόφαση για χρήση της UV έναντι του οζονισμού, όπως φάνηκε άλλωστε και από τα αποτελέσματα εφαρμογής του μοντέλου αξιολόγησης.

Τα δεδομένα που προέκυψαν από την ανάλυση του κόστους των μεθόδων προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης των λυμάτων υποβλήθηκαν στη συνέχεια σε ανάλυση κόστους-οφέλους χρησιμοποιώντας ως στοιχεία οφέλους δεδομένα που συλλέχθηκαν από την περιοχή της Θεσσαλίας. Τα αποτελέσματα της εν λόγω ανάλυσης έδειξαν ότι στην περίπτωση της αγροτικής άρδευσης τα κόστη συνήθως δεν αντισταθμίζονται από τα οφέλη. Μοναδική περίπτωση όπου οι τιμές κόστους και οφέλους ήταν συγκρίσιμες, με το όφελος ωστόσο και πάλι να υπολείπεται κατά τι του κόστους, ήταν η περίπτωση εξυπηρετούμενου ισοδύναμου πληθυσμού ίσου με 160000 κατοίκους και για χρόνο ζωής των έργων προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης των λυμάτων ίσο με 30 έτη. Ωστόσο, όπως φάνηκε και από τα αποτελέσματα του μοντέλου αξιολόγησης στην περίπτωση της αγροτικής άρδευσης, το οικονομικό κόστος μπορεί άριστα να αντισταθμιστεί από περιβαλλοντικά και κοινωνικά οφέλη, με αποτέλεσμα η χρήση του ανακτημένου λύματος για αγροτική άρδευση να καθίσταται βιώσιμη. Το γεγονός αυτό θα πρέπει να ληφθεί σοβαρά υπόψη από τους αρμόδιους φορείς σε κρατικό ή κοινοτικό επίπεδο προκειμένου να λάβουν κάποια μέτρα ενίσχυσης της διαδικασίας επαναχρησιμοποίησης λυμάτων για αγροτική άρδευση (π.χ. επιχορήγηση, αλλαγή τιμολόγησης του αρδευτικού νερού, κλπ.). Αντίθετα, στην περίπτωση της αστικής άρδευσης αναμένονται σημαντικά οικονομικά οφέλη σε όλες τις περιπτώσεις προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης, επομένως είναι πιο εφικτή και η εφαρμογή των πλέον προχωρημένων μεθόδων επεξεργασίας και απολύμανσης, όπως εξηγήθηκε και παραπάνω.

Όσον αφορά τις κοινωνικές παραμέτρους, διερευνήθηκε μέσω διεξαγωγής δύο ερευνών η γνώμη τόσο των αγροτών, όσο και των πολιτών σχετικά με το ενδεχόμενο ενσωμάτωσης της χρήσης ανακτημένων λυμάτων για άρδευση στα σχέδια για διαχείριση των υδατικών πόρων στη χώρα μας. Οι εν λόγω έρευνες έλαβαν χώρα στην περιοχή της Θεσσαλίας και τα αποτελέσματα έδειξαν ότι τόσο οι αγρότες όσο και οι πολίτες είναι έτοιμοι να δεχτούν τη χρήση τέτοιου είδους πόρου. Σημαντικότερος παράγοντας που επηρέαζε τη γνώμη των αγροτών ήταν η ύπαρξη ξηρασίας, ενώ ο αντίστοιχος παράγοντας στην περίπτωση των πολιτών φάνηκε ότι ήταν η ύπαρξη ενημέρωσης. Στο σημείο αυτό θα πρέπει να αναφερθεί ότι και οι αγρότες δήλωσαν την ύπαρξη/έλλειψη ενημέρωσης ως ένα σημαντικό παράγοντα που θα επηρέαζε την τελική τους απόφαση. Ωστόσο η περίπτωση έλλειψης υδατικών πόρων φάνηκε να επηρεάζει με τον πλέον καθοριστικό τρόπο την επιθυμία των αγροτών για χρήση ανακτημένων λυμάτων και μάλιστα στην περίπτωση αυτή δήλωσαν ότι θα χρησιμοποιούσαν τέτοιου είδους νερό ακόμη και σε περίπτωση που δεν ήταν πλήρως ενημερωμένοι για την ποιότητα αυτού. Το γεγονός της άμεσης επιρροής που ασκεί ο παράγοντας της ξηρασίας στους αγρότες μπορεί να εξηγηθεί από το ό,τι η έρευνα διεξήχθη στη Θεσσαλία, η οποία είναι η πλέον ελλειμματική περιοχή της χώρας σε νερό κατά τους μήνες αιχμής (θέρος). Ωστόσο, το γεγονός ότι παρόμοια αποτελέσματα προέκυψαν και άλλες ανάλογες έρευνες στην Ελλάδα (π.χ. Κρήτη) μας κάνει να συμπεράνουμε ότι ίσως τα αποτελέσματα αυτά να είναι ενδεικτικά των περισσότερων αγροτικών περιοχών της χώρας μας. Τέλος, αξίζει να σημειωθεί ότι σε περίπτωση έλλειψης υδατικών πόρων οι αγρότες στη Θεσσαλία εμφανίζονταν πρόθυμοι να πληρώσουν για να αγοράσουν το ανακτημένο λύμα και κατά τι παραπάνω από ό,τι πληρώνουν αυτή τη στιγμή για το υπάρχον νερό. Η τιμή που προέκυψε μάλιστα χρησιμοποιήθηκε για την εφαρμογή της ανάλυσης κόστους-οφέλους που αναφέρθηκε πιο πάνω.

Αναφορικά με τις περιβαλλοντικές παραμέτρους, πραγματοποιήθηκε μια σειρά πειραμάτων που είχαν ως στόχο την αξιολόγηση της ποιότητας διαφόρων εκροών από μονάδες που λειτουργούν στην περιοχή της Θεσσαλίας. Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι σε γενικές γραμμές οι δευτεροβάθμιες εκροές στην περιοχή της Θεσσαλίας, μετά από επεξεργασία και απολύμανση με τη μέθοδο της ενεργού ιλύος και της χλωρίωσης αντίστοιχα, είναι κατάλληλες για χρήση μόνο σε περιπτώσεις περιορισμένης άρδευσης και μετά από την εφαρμογή κατάλληλων μέτρων προστασίας. Τα αποτελέσματα αυτά μάλιστα είναι ενδεικτικά της ποιότητας των περισσότερων δευτεροβάθμιων εκροών που παράγονται στη χώρα μας. Αντίθετα, η χρήση απλής προχωρημένης επεξεργασίας (π.χ.

διήθηση) σε συνδυασμό με ακτινοβολία UV (περίπτωση Τυρνάβου) μπορεί να παράγει εκροές που τηρούν τα κριτήρια επαναχρησιμοποίησης που έχουν προταθεί, τόσο στην περίπτωση της Ελλάδας όσο και παγκοσμίως, για περιπτώσεις απεριόριστης άρδευσης. Μάλιστα, βρέθηκε ότι η εκροή που είχε υποστεί απλή προχωρημένη επεξεργασία και απολύμανση με UV είχε καλύτερα μικροβιολογικά και χημικά χαρακτηριστικά, ενώ χαρακτηριζόταν επίσης από μειωμένη τοξικότητα σε σχέση με τις δευτεροβάθμιες εκροές. Μοναδικό πρόβλημα αποτελούσε η συγκέντρωση επιλεγμένων μετάλλων, η οποία δεν διαφοροποιούνταν σημαντικά στην εκροή της προχωρημένης επεξεργασίας σε σχέση με τις αντίστοιχες συγκεντρώσεις στις υπόλοιπες δευτεροβάθμιες εκροές. Μάλιστα, βρέθηκε ότι οι συγκεντρώσεις των μετάλλων που ανιχνεύθηκαν επέτρεπαν σε γενικές γραμμές, σύμφωνα με διεθνή κριτήρια, τη βραχυπρόθεσμη χρήση των ανακτημένων λυμάτων (20 έτη) αλλά όχι και τη μακροχρόνια χρήση αυτών. Το βασικό συμπέρασμα λοιπόν που προέκυψε είναι ότι σε περίπτωση μακροπρόθεσμων σχεδιασμών ανάκτησης και επαναχρησιμοποίησης λυμάτων θα πρέπει να εφαρμόζονται πιο προχωρημένες μέθοδοι επεξεργασίας (π.χ. αντίστροφη όσμωση, ιοντοεναλλαγή) ή εναλλακτικά να εφαρμόζεται πρόγραμμα εναλλαγής της χρήσης ανακτημένων λυμάτων και συμβατικού αρδευτικού νερού. Η εναλλαγή της χρήσης ανακυκλωμένου και συμβατικού νερού συμβάλλει επιπλέον και στην αποφυγή φαινομένων αλατότητας και τοξικότητας επιλεγμένων ιόντων (π.χ. νατρίου).

Επίσης από τη διεξαγωγή των πειραμάτων προέκυψε ότι η ποιότητα όλων των εκροών εμφανίζει σημαντικές εποχικές διακυμάνσεις. Για παράδειγμα, το φθινόπωρο όλες οι εκροές εμφάνιζαν χειρότερη ποιότητα τόσο από άποψη φυσικοχημικών χαρακτηριστικών, όσο και από άποψη τοξικότητας. Για το λόγο αυτό θεωρούμε ότι είναι απαραίτητη η εφαρμογή προγράμματος συνεχών αναλύσεων και μετρήσεων επιλεγμένων μικροβιολογικών και φυσικοχημικών παραμέτρων στην περίπτωση που εφαρμόζεται συστηματικά πρόγραμμα ανάκτησης και επαναχρησιμοποίησης λυμάτων. Στις αναλύσεις αυτές θα πρέπει να συμπεριληφθούν και αναλύσεις προσδιορισμού τοξικότητας προκειμένου αυτές να είναι πιο ολοκληρωμένες. Το κόστος των αναλύσεων αυτών ανά περίπτωση θα πρέπει να λαμβάνεται υπόψη στην περίπτωση εφαρμογής του προτεινόμενου μοντέλου αξιολόγησης, κάτι που δεν έγινε στην παρούσα εργασία λόγω έλλειψης ανάλογων στοιχείων. Ωστόσο σύμφωνα με πρόχειρες εκτιμήσεις το κόστος αυτό δεν είναι σημαντικό σε σχέση με το συνολικό κόστος προχωρημένης επεξεργασίας και απολύμανσης λυμάτων. Επίσης, ο συνυπολογισμός του εν λόγω κόστους δεν θα επιδρούσε στην επιλογή του πλέον βιώσιμου συστήματος

επεξεργασίας λυμάτων για το λόγο ότι αυτό θα κατανέμονταν σε όλα τα εξεταζόμενα σενάρια το ίδιο.

Τέλος, σε ό,τι αφορά τη μέθοδο αξιολόγησης που χρησιμοποιήθηκε, αυτή επιλέχθηκε να είναι μια πολυκριτήρια ανάλυση (PROMETHEE II). Στα συγκριτικά πλεονεκτήματα των πολυκριτήριων αναλύσεων συγκαταλέγονται η σχετική ευκολία χρήσης και η δυνατότητα κοινής αξιολόγησης ποιοτικών και ποσοτικών παραμέτρων. Επίσης, οι πολυκριτήριες αναλύσεις αποτελούν διαδικασίες ειδικά σχεδιασμένες για να αντιμετωπίζουν πολύπλοκα προβλήματα που χαρακτηρίζονται συνήθως από την ύπαρξη αντικρουόμενων χαρακτηριστικών, ενώ επίσης είναι πολυσυμμετοχικές, γεγονός επιθυμητό στον περιβαλλοντικό σχεδιασμό. Γενικά, σε κάθε μοντέλο πολυκριτήριας ανάλυσης ο στόχος έγκειται στο να δημιουργηθεί μια αντίληψη αξιολόγησης έτοιμη να βοηθήσει το λήπτη ή τους λήπτες απόφασης να διαμορφώσουν την προτίμησή τους, να τη μεταβάλουν ανάλογα με τα προκύπτοντα δεδομένα και τελικά να καταλήξουν σε μια απόφαση συνεπή με τους στόχους τους.

Ο παραπάνω στόχος λοιπόν είναι και ο πλέον επιθυμητός διότι βασικό ζητούμενο της παρούσας εργασίας αποτελεί, μεταξύ των άλλων, η διαμόρφωση ενός μοντέλου αξιολόγησης εύχρηστου και καλά προσαρμοζόμενου για εφαρμογή σε οποιαδήποτε διαφορετική περίπτωση απαιτηθεί. Για το λόγο αυτό πιστεύουμε ότι το μοντέλο αξιολόγησης που περιγράφηκε και χρησιμοποιήθηκε στην παρούσα διατριβή θα μπορούσε άριστα, με κατάλληλη τροποποίηση ορισμένων δεδομένων εισόδου με πραγματικά στοιχεία, να χρησιμεύσει ως εργαλείο λήψης απόφασης σε κάθε περίπτωση που θα πρέπει να αξιολογηθεί η δυνατότητα χρήσης ανακτημένων λυμάτων και να ληφθούν αποφάσεις σχετικά με το σχήμα επεξεργασίας που πρέπει να ακολουθηθεί και με τα χαρακτηριστικά που αυτό θα παρουσιάζει (π.χ. χρόνος ζωής, κλπ.). Μάλιστα, έγινε προσπάθεια, παρά το γεγονός της υποκειμενικότητας που χαρακτηρίζει τα μοντέλα πολυκριτήριας αξιολόγησης, το εν λόγω μοντέλο να είναι αντικειμενικό και αντιπροσωπευτικό των ελληνικών δεδομένων. Για το λόγο αυτό πραγματοποιήθηκαν και οι έρευνες πεδίου και τα πειράματα, τα αποτελέσματα των οποίων σε συνδυασμό με αντίστοιχα βιβλιογραφικά δεδομένα χρησιμοποιήθηκαν για τη δόμηση του μοντέλου. Βέβαια, μειονέκτημα παραμένει το γεγονός της μη δυνατότητας αντικειμενικοποίησης των βαθμολογικών διαφορών που παρατηρούνται μεταξύ των διαφόρων εναλλακτικών σεναρίων στα κοινωνικά και περιβαλλοντικά κριτήρια, ωστόσο είναι προτιμότερη η αξιολόγηση των κοινωνικών και περιβαλλοντικών κριτηρίων κατ' αυτό τον τρόπο από

το γεγονός της καθ' όλα μη αξιοποίησής τους σε περιπτώσεις αξιολόγησης βιωσιμότητας σε προβλήματα περιβαλλοντικού σχεδιασμού.

Κλείνοντας, αξίζει αναφοράς το γεγονός ότι τα σενάρια που εξετάστηκαν επιλέχθηκαν ως αντιπροσωπευτικά των περιπτώσεων απλής και πλέον προχωρημένης επεξεργασίας λυμάτων για χρήση στην άρδευση. Ενδιαφέρον επίσης θα παρουσίαζε και η αξιολόγηση περισσότερων σχημάτων επεξεργασίας και κυρίως της περίπτωσης χρήσης μονάδας ενεργού άνθρακα σε συνδυασμό με αντίστροφη όσμωση. Στην περίπτωση αυτή το κόστος της προχωρημένης επεξεργασίας είναι μικρότερο σε σχέση με το αντίστοιχο κόστος των μονάδων υπερδιήθησης και αντίστροφης όσμωσης, ενώ είναι πιθανόν η ενσωμάτωση ενός τέτοιου σεναρίου να μετέβαλε τα αποτελέσματα της αξιολόγησής μας για την περίπτωση κυρίως της αστικής άρδευσης, δείχνοντας μια σαφή τάση προτίμησης προς το εν λόγω σχήμα επεξεργασίας. Σε ό,τι αφορά μάλιστα τις προτάσεις μας για μελλοντική έρευνα, αυτές επικεντρώνονται κυρίως στη διερεύνηση τόσο επιπλέον εναλλακτικών σεναρίων (π.χ. ενεργός άνθρακας, κλπ.) όσο και κριτηρίων (π.χ. τεχνολογικά, χωροταξικά κριτήρια ή και περισσότερα περιβαλλοντικά).

Σε κάθε περίπτωση πάντως, αυτό που προκύπτει ως βασικό συμπέρασμα είναι ότι η επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων αποτελεί μια διαδικασία βιώσιμη για την περίπτωση της χώρας μας και η οποία θα πρέπει να ληφθεί σοβαρά υπόψη σε κάθε περίπτωση σχεδιασμών για αειφόρο διαχείριση των υδατικών πόρων σε μια περιοχή. Εξάλλου η ποσοτική συνεισφορά της σε ορισμένες περιπτώσεις είναι σημαντική. Υπολογίστηκε χαρακτηριστικά ότι για την περίπτωση της Θεσσαλίας, για παράδειγμα, η χρήση επεξεργασμένων λυμάτων μπορεί να καλύψει στο άμεσο μέλλον το 37.5% του παρατηρούμενου υδατικού ελλείμματος, γεγονός ιδιαίτερα σημαντικό.

Τέλος, ιδιαίτερη έμφαση θα πρέπει να δοθεί στην εκπαίδευση και την ενημέρωση όλων των εμπλεκόμενων φορέων σχετικά με τη χρησιμότητα της χρήσης ανακτημένων λυμάτων για λόγους άρδευσης. Άλλωστε, η κατανόηση της συμβολής της ανακύκλωσης και επαναχρησιμοποίησης υγρών αποβλήτων στη σύγχρονη εποχή αποτελεί ένα θέμα μείζονος σημασίας στο οποίο θα πρέπει να επιδειχθεί η ανάλογη προσοχή ενόψει των μεγάλων αλλαγών που συντελούνται τα τελευταία χρόνια παγκοσμίως στον τομέα της διαχείρισης υδατικών πόρων.

ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

Ελληνόγλωσση

- Αγγελάκης Α.Ν., Τσαγκαράκης, Κ.Π., Κοτσελίδου, Ο.Ν., Βαρδάκου, Ε. (2000) *Ανάγκη θέσπισης ελληνικών προδιαγραφών ανάκτησης και επαναχρησιμοποίησης εκροών επεξεργασμένων αστικών υγρών αποβλήτων: Μια προκαταρκτική προσέγγιση*, Τεχνική Έκθεση για το ΥΠΕΧΩΔΕ, ΕΔΕΥΑ, Λάρισα.
- Αγγελάκης, Α.Ν. και Παρανυχιανάκης, Ν. (2005) “Επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων αστικών υγρών αποβλήτων: Ανάγκη θέσπισης κριτηρίων”, στα ΤΕΕ (εκδ.) πρακτικά της διημερίδας *Διαχείριση υγρών αποβλήτων με αποκεντρωμένα συστήματα επεξεργασίας*, Νεοχώρι Καρδίτσας.
- Αλμπανέλλης, Φ. (2007) *Αξιολόγηση συστημάτων επεξεργασίας λυμάτων μικρής δυναμικότητας*, Μεταπτυχιακή διπλωματική εργασία, Τμήμα Περιβάλλοντος, Πανεπιστήμιο Αιγαίου, Μυτιλήνη.
- Ανδρεαδάκης, Α., Γαβαλάκη, Ε., Μαμάης, Δ., Νουτσόπουλος, Κ., Τζήμας, Α. (2003) “Πρόταση κατάρτισης ποιοτικών ορίων και προδιαγραφών επαναχρησιμοποίησης λυμάτων στην Ελλάδα” στα πρακτικά του επιστημονικού διημέρου (έργου LIFE 99/ENV/GR/000590) *Ανάκτηση και Επαναχρησιμοποίηση λυμάτων*, Θεσσαλονίκη, σελ.19-75.
- Ανδρεαδάκης, Α., Κατσίρη, Α., Μαμάης, Δ. (2001) *Τεχνολογία αντιμετώπισης περιβαλλοντικών επιπτώσεων: Επεξεργασία και Διάθεση Αποβλήτων*, Τόμος Α’, Έκδοση του Ελληνικού Ανοικτού Πανεπιστημίου, Πάτρα.
- Αραβώσης, Κ., Κούγκολος, Α., Λέγκας, Κ., Μάκκας, Α., Πατσης, Κ. (2003) “Ανάπτυξη μεθοδολογίας για την αξιολόγηση των εναλλακτικών μεθόδων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων με τη χρήση πολυκριτηριακής ανάλυσης”, *Σειρά Ερευνητικών Εργασιών-ΤΜΧΙΠΠΑ*, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, **9**(18): 417-446.
- Βακάλης Π.Σ. και Τσαντήλας Χ.Δ. (2002) “Επίδραση άρδευσης βαμβακιού και καλαμποκιού με αστικά απόβλητα στο γεωργικό εισόδημα” *Αγροτική Έρευνα*, **25**: 13-20.
- Βασίλογλου, Β. (2000) *Εργαλείο για αντικειμενικοποίηση της επιλογής νέων χώρων διάθεσης απορριμμάτων*, Διδακτορική Διατριβή, Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης, Θεσσαλονίκη.

- Βασιλόγλου, Β., Λόκκας, Φ., Γραβάνης, Γ., Μούστου, Φ (2006) “Μια νέα μεθοδολογία πολυκριτήριας ανάλυσης και κριτήρια χωροθέτησης μονάδων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων”, στα Α. Ζουμπούλης, Α. Κούγκολος, Π. Σαμαράς, Χ. Προχάσκα (εκδ.) πρακτικά του Συνεδρίου *Μονάδες Επεξεργασίας Υγρών Αποβλήτων Μικρής Κλίμακας*, Πορταριά, σελ. 415-422.
- Βλάχου, Α. (2001) *Περιβάλλον και φυσικοί πόροι: Οικονομική θεωρία και πολιτική*, Τόμος Α΄, Εκδόσεις Κριτική, Αθήνα.
- Γεωργιάδου, Μ., Κακανή, Μ., Λούβαρη, Ε., Μελαδιώτης, Ι., Μπαλιάκα, Β., Μουτσόπουλος, Κ., Νάσκος, Ν. (2003) “Διαδικασίες παρακολούθησης και εμπλουτισμού υπόγειου υδροφορέα με επεξεργασμένα λύματα”, στα πρακτικά του επιστημονικού διημέρου (έργου LIFE 99/ENV/GR/000590) *Ανάκτηση και Επαναχρησιμοποίηση λυμάτων*, Θεσσαλονίκη, σελ.101-116.
- Γκούμας, Κ. (2006) “Οι αρδεύσεις στη Θεσσαλική πεδιάδα: Επιπτώσεις στα υπόγεια και επιφανειακά νερά”, στα Ελληνική Υδροτεχνική Ένωση (εκδ.) πρακτικά της ημερίδας *Υδατικοί Πόροι και Γεωργία*, Θεσσαλονίκη, σελ. 39-53.
- Γκράτζιου, Μ. (2005) “Αξιολόγηση συστημάτων επεξεργασίας λυμάτων μονάδων μικρής δυναμικότητας”, στα ΤΕΕ (εκδ.) πρακτικά της διημερίδας *Διαχείριση υγρών αποβλήτων με αποκεντρωμένα συστήματα επεξεργασίας*, Νεοχώρι Καρδίτσας.
- Δερμεντζίδου, Ε. (2006) *Διερεύνηση πολυκριτηριακών μεθόδων για την υποστήριξη αποφάσεων ενεργειακού σχεδιασμού*, Διπλωματική εργασία, Σχολή Ηλεκτρολόγων Μηχανικών και Μηχανικών Υπολογιστών, Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο, Αθήνα.
- Ζοπουνίδης, Κ. (1998) *Ανάλυση και διαχείριση χρηματοοικονομικών κινδύνων – Πολυκριτήριες προσεγγίσεις*, Εκδόσεις Κλειδάριθμος, Αθήνα.
- Κάτος, Α. (1986) *Στατιστική*, Εκδόσεις Παρατηρητής, Θεσσαλονίκη.
- Κοτσελίδου, Ο. και Βαρδάκου, Ε. (2004) “Υφιστάμενη κατάσταση έργων επεξεργασίας αστικών υγρών αποβλήτων: Νομοθεσία και χρηματοδότησή τους”, στο ΕΔΕΥΑ και Α.Ν. Αγγελάκης (επιμ.) *Διαχείριση αστικών υγρών αποβλήτων*, Έκδοση του Εθνικού Κέντρου Περιβάλλοντος και Αειφόρου Ανάπτυξης, Αθήνα, σελ. 13-19.
- Κούγκολος, Α. (2005) *Εισαγωγή στην περιβαλλοντική μηχανική*, Εκδόσεις Τζιόλα, Θεσσαλονίκη.
- Λοϊζίδου, Μ. (2006) *Σημειώσεις μαθήματος*, Σχολή Χημικών Μηχανικών, Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο, Αθήνα.

- Λούκας, Δ. (2004) *Πολυκριτήρια υποστήριξη αποφάσεων με τη βοήθεια της παραγοντικής ανάλυσης των αντιστοιχιών*, Διδακτορική Διατριβή, Τμήμα Εφαρμοσμένης Πληροφορικής, Πανεπιστήμιο Μακεδονία, Θεσσαλονίκη.
- Μαρκαντωνάτος, Γ. (1990) *Επεξεργασία και διάθεση υγρών αποβλήτων*, Εκδόσεις Γαρταγάνης, Αθήνα.
- Ματσατσίνης, Ν.Φ. (2000) *Συστήματα υποστήριξης αποφάσεων*, Διδακτικές σημειώσεις, Τμήμα Μηχανικών Παραγωγής και Διοίκησης, Πολυτεχνείο Κρήτης, Χανιά.
- Μήτρακας, Μ. (2001) *Ποιοτικά χαρακτηριστικά και επεξεργασία νερού*, 2^η Έκδοση, Εκδόσεις Τζιόλα, Θεσσαλονίκη.
- Μπίθας, Κ. (2003) *Οικονομική θεώρηση περιβαλλοντικής προστασίας*, Εκδόσεις Τυποθήτω - Γ.Δάρδανος, Αθήνα.
- Πανώρας, Α. και Ηλίας, Α. (2003) “Επαναχρησιμοποίηση των επεξεργασμένων υγρών αστικών αποβλήτων του κέντρου λυμάτων Θεσσαλονίκης στην άρδευση εαρινών καλλιεργειών”, στα πρακτικά του επιστημονικού διημέρου (έργου LIFE 99/ENV/GR/000590) *Ανάκτηση και Επαναχρησιμοποίηση λυμάτων*, Θεσσαλονίκη, σελ.77-99.
- Πανώρας, Α. και Ηλίας, Α. (2004) “Επεξεργασμένα υγρά αστικά απόβλητα: Ένας πολύτιμος υδατικός πόρος για την ελληνική γεωργία, Αποτελέσματα από τη χρήση τους για άρδευση ζαχαροτεύτλων”, *Γεωργία – Κτηνοτροφία*, 7: 1-6.
- Περιφέρεια Θεσσαλίας (2003) *Κείμενο του Περιφερειακού Επιχειρησιακού Προγράμματος (ΠΕΠ) Θεσσαλίας 2000-2006*, Λάρισα.
- Περιφέρεια Θεσσαλίας (2005) *Μελέτη σκοπιμότητας και χωροθέτησης βιολογικών καθαρισμών τουριστικών και παραλιακών περιοχών Θεσσαλίας*, Λάρισα.
- Πεταλά, Μ. (2006) *Επίδραση της τριτοβάθμιας επεξεργασίας στην τοξικότητα υγρών αποβλήτων αστικής προέλευσης*, Διδακτορική διατριβή, Τμήμα Χημικών Μηχανικών, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης, Θεσσαλονίκη.
- Πολατίδης, Η. (2003) *Ενεργειακή ανάλυση και λήψη αποφάσεων: Ένα πολυκριτηριακό μεθοδολογικό πλαίσιο*, Διδακτορική διατριβή, Τμήμα Περιβάλλοντος, Πανεπιστήμιο Αιγαίου, Μυτιλήνη.
- Πολύζος, Σ. (2004) *Διοίκηση και Διαχείριση των Έργων*, Εκδόσεις Κριτική, Αθήνα.
- Πολύζος, Σ. (2006) *Προγραμματισμός και Οργάνωση των Έργων*, Εκδόσεις Τζιόλα, Θεσσαλονίκη.
- Σαμαράς, Γ. (2004) *Συστήματα υποστήριξης αποφάσεων*, Διδακτικές σημειώσεις, Τμήμα Διοίκησης και Διαχείρισης Έργων, ΤΕΙ Λάρισας, Λάρισα.

- Στάμου, Α. (1995) *Βιολογικός καθαρισμός αστικών αποβλήτων*, Εκδόσεις Παπασωτηρίου, Αθήνα.
- Τέγου, Ι-Λ. (2004) *Επιλογή βέλτιστου συστήματος διαχείρισης των υγρών αποβλήτων του Δήμου Λουτροπόλεως Θέρμης*, Μεταπτυχιακή διπλωματική εργασία, Τμήμα Περιβάλλοντος, Πανεπιστήμιο Αιγαίου, Μυτιλήνη.
- Τσαγκαράκης και Αγγελάκης (2004) “Εισαγωγή στη διαχείριση υγρών αποβλήτων”, στο ΕΔΕΥΑ και Α.Ν. Αγγελάκης (επιμ.) *Διαχείριση αστικών υγρών αποβλήτων*, Έκδοση του Εθνικού Κέντρου Περιβάλλοντος και Αειφόρου Ανάπτυξης, Αθήνα, σελ. 1-12.
- Τσιρίδης Β., Πεταλά Μ., Κούγκολος Α., Σαμαράς Π., Σακελλαρόπουλος Γ.Π. (2003) “Ανάκτηση λυμάτων με προωθημένη επεξεργασία δευτεροβάθμιων εκροών” στα πρακτικά του επιστημονικού διημέρου (έργου LIFE 99/ENV/GR/000590) *Ανάκτηση και Επαναχρησιμοποίηση λυμάτων*, Θεσσαλονίκη, σελ.77-99.
- ΥΠΕΧΩΔΕ (2004) *Έγκριση περιβαλλοντικών όρων για τη διάθεση επεξεργασμένων λυμάτων για άρδευση από την ΕΕΛ Θεσσαλονίκης (Χαλάστρα Θεσσαλονίκης)*, Α.Π. 123805/2004, Αθήνα.
- ΥΠΕΧΩΔΕ (2006) *Σχέδιο διαχείρισης των λεκανών απορροής των ποταμών Αχελώου και Πηνειού Θεσσαλίας*, Αθήνα.
- ΥΠΕΧΩΔΕ (2008) *Εθνικό πρόγραμμα διαχείρισης και προστασίας υδατικών πόρων*, Κεντρική Υπηρεσία Υδάτων, Αθήνα.
- Ψιμάρνη-Βούλγαρη, Φ. και Ζοπουνίδης, Κ. (2000) *Χρηματοοικονομική στρατηγική μικρομεσαίων επιχειρήσεων στην Ελλάδα*, Εκδόσεις Κλειδάριθμος, Αθήνα.
- Javeau, Cl. (2000) *Η έρευνα με ερωτηματολόγιο, το εγχειρίδιο του καλού ερευνητή*, Εκδόσεις Τυπωθήτω – Γ. Δάρδανος, Αθήνα.
- Lazarona, V. (2003) “Οδηγίες και περιορισμοί για την εφαρμογή επαναχρησιμοποίησης νερού στην Ευρώπη” στα πρακτικά του επιστημονικού διημέρου (έργου LIFE 99/ENV/GR/000590) *Ανάκτηση και Επαναχρησιμοποίηση λυμάτων*, Θεσσαλονίκη, σελ. 127-141.
- Metcalf & Eddy (2006) *Μηχανική Υγρών Αποβλήτων – Επεξεργασία και Επαναχρησιμοποίηση*, 4^η έκδοση, Τόμος Α΄, Εκδόσεις Τζιόλα, Θεσσαλονίκη.
- Metcalf and Eddy (2007b) *Μηχανική Υγρών Αποβλήτων – Επεξεργασία και Επαναχρησιμοποίηση*, 4^η έκδοση, Τόμος Β΄, Εκδόσεις Τζιόλα, Θεσσαλονίκη.
- Tietenberg T. (2002) *Οικονομική του περιβάλλοντος και των φυσικών πόρων*, Εκδόσεις Gutenberg, Αθήνα.

Ξενόγλωσση

- Abdel-Jawad, M., Ebrahim, S., Al-Tabtabaei, M., Al-Shammari, S. (1999) “Advanced technologies for municipal wastewater purification: Technical and economic assessment”, *Desalination*, **124**: 251-261.
- Abrishamchi, A., Ebrahimian, A., Tajrishi, M., Marino, M. (2005) “Case study: Application of multicriteria decision making to urban water supply”, *Journal of Water Resources Planning and Management*, **131**: 326-335.
- Abu-Madi, M.O.R. (2004) *Incentive systems for wastewater treatment and reuse in irrigated agriculture in the MENA region: Evidence from Jordan and Tunisia*, PhD thesis, Delft University of Technology, Delft, The Netherlands.
- Abu-Rizaiza, O. (1999) “Modification of the standards of wastewater reuse in Saudi Arabia”, *Wat. Res.*, **33**(11): 2601-2608.
- Al Zubi, Y.A. (2007) “Application of multicriteria analysis for ranking and evaluation of waste water treatment plants and its impact on the environment and public health: Case study from Jordan”, *Journal of Applied Sciences Research*, **3**(2): 155-160.
- Amahmid, O. and Bouhoum, K. (2005) “Assessment of the health hazards associated with wastewater reuse: Transmission of geohelminthic infections (Marrakech, Morocco)”, *International Journal of Environmental Health Research*, **15**(2): 127 – 133.
- An, Y-J., Yoon, C.G., Jung, K-W., Ham, J-H. (2007) “Estimating the microbial risk of *E. coli* in reclaimed wastewater irrigation on paddy field”, *Environ. Monit. Assess.*, **129**: 53–60.
- Anagnostopoulos, K., Gratziou, M., Vavatsikos, A. (2007) “Using the Fuzzy Analytic Hierarchy Process method for selecting wastewater facilities at prefecture level”, in proceedings of 6th *International Conference of EWRA*, European Water, 19/20, pp.15-24.
- Angelakis, A.N. and Bontoux, L. (2001) “Wastewater reclamation and reuse in Eureau countries”, *Water Policy*, **3**: 47–59.
- Angelakis, A.N. and Durham, B. (2008) “Water recycling and reuse in EUREAU countries: Trends and challenges”, *Desalination*, **218**: 3-12.
- Angelakis, A.N., Bontoux, L., Lazarova, V. (2003) “Challenges and prospectives for water recycling and reuse in EU countries”, *Water Science and Technology: Water Supply*, **3**(4): 59–68.

- Angelakis, A.N., Koutsoyiannis, D., Tchobanoglous, G. (2005) “Wastewater technologies in the ancient Greece”, *Water Res.*, **39**: 210-220.
- Angelakis, A.N., Marecos do Monte, M., Bontoux, L. and Asano, T. (1999) “The status of wastewater reuse practice in the Mediterranean basin: Need for guidelines”, Review paper, *Wat. Res.*, **33**(10): 2201-2217.
- APHA-AWWA-WEF (1995) *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 19th edition, Washington, DC.
- Aravossis, K. and Karydis, V. (2004) “Combination of monetary valuation techniques and application to environmental impact receptors”, *Fresenius Environmental Bulletin*, **13**(3b): 283-288.
- Arslan-Alaton, I., Tanik, A., Ovez, S., Iskender, G., Gurel, M., Orhon, D. (2007) “Reuse potential of urban wastewater treatment plant effluents in Turkey: A case study on selected plants”, *Desalination*, **215**: 159–165.
- Asano, T. and Levine, A. (1998) “Wastewater reclamation, recycling, and reuse: An introduction”, in Asano, T. (ed.) *Wastewater reclamation and reuse*, CRC press, pp 1-56.
- Baggett, S., Jeffrey, P., Jefferson, B. (2006) “Risk perception in participatory planning for water reuse”, *Desalination*, **187**: 149-158.
- Bahri, A. (1998) “Fertilizing value and polluting load of reclaimed water in Tunisia”, Technical note, *Wat. Res.*, **32**(11): 3484-3489.
- Bahri, A. and Brissaud, F. (2004) “Setting up microbiological water reuse guidelines for the Mediterranean”, *Water Science and Technology*, **50**(2): 39-46.
- Bakopoulou, S. and Kungolos A. (2009) “Investigation of wastewater reuse potential in Thessaly region, Greece”, *Desalination*, **248**: 1029-1038.
- Bakopoulou, S., Legos, S., Tsiridis, V., Emmanouil, C., Kungolos, A. (2009b) “Assessment of wastewater effluent quality in Thessaly region, Greece”, in Kungolos, A., Aravossis, K., Karagiannidis, A., Samaras, P (eds) e-proceedings of *SECOTOX Conference and the 2nd International Conference on Environmental Management, Engineering, Planning and Economics*, Mykonos, Greece, pp 759-765.
- Bakopoulou, S., Polyzos, S., Kungolos A. (2009a) “Investigation of farmers’ willingness to pay for using recycled water for irrigation in Thessaly region, Greece”, *Desalination*, accepted for publication (doi:10.1016/j.desal.2009.09.051).

- Bazzani, G.M. (2005) “An integrated decision support system for irrigation and water policy design: DSIRR”, *Environmental Modelling & Software*, **20**: 153-163.
- Bellehumeur, C., Vasseur, L., Anseau, C., Marcos, B. (1997) “Implementation of a multicriteria sewage sludge management model in the southern Quebec municipality of Lac-Mégantic, Canada”, *Journal of Environmental Management*, **50**: 51-66.
- Bellona, Ch., Drewes, J.E., Xu, P., Amy, G. (2004) “Factors affecting the rejection of organic solutes during NF/RO treatment—a literature review”, Review, *Water Research*, **38**: 2795–2809.
- Birol, E., Karousakis, K., Koundouri, Ph. (2006) “Using economic valuation techniques to inform water resources management: A survey and critical appraisal of available techniques and an application”, *Science of the Total Environment*, **365**: 105–122.
- Bixio, D., Thoeve, C., De Koning, J., Joksimovic, D., Savic, D., Wintgens, T., Melin T. (2006) “Wastewater reuse in Europe”, *Desalination*, **187**: 89-101.
- Blocher, C., Dorda, J., Mavrov, V., Chmiel, H., Lazaridis, N.K., Matis, K.A. (2003) “Hybrid flotation—membrane filtration process for the removal of heavy metal ions from wastewater”, *Water Research*, **37**: 4018–4026.
- Blumenthal, U.J. and Peasey, A. (2002) *Critical review of epidemiological evidence of the health effects of wastewater and excreta use in agriculture*, London School of Hygiene and Tropical Medicine, London.
- Blumenthal, U.J., Peasey, A., Ruiz-Palacios, G., Mara, D.D. (2000) *Guidelines for wastewater reuse in agriculture and aquaculture: Recommended revisions based on new research evidence*, WELL study, Task No 68, Part 1, London School of Hygiene & Tropical Medicine and Loughborough University, UK.
- Bolong, N., Ismail, A.F., Salim, M.R., Matsuura, T. (2009) “A review of the effects of emerging contaminants in wastewater and options for their removal”, *Desalination*, **239**: 229–246.
- Bonomo, L., Nurizzo, C., Rolle, E. (1999) “Advanced wastewater treatment and reuse: Related problems and perspectives in Italy”, *Water Science and Technology*, **40**: 21-28.
- Borboudaki, K.E., Paranychianakis, N.V., Tsagarakis, K.P. (2005) “Integrated wastewater management reporting at tourist areas for recycling purposes,

- including the case study of Hersonissos, Greece”, *Environmental Management*, **36**(4): 610–623.
- Bouwer, H. (1994) “Irrigation and global water outlook”, Review article, *Agricultural Water Management*, **25**: 221-231.
- Bouwer, H. (2000) “Integrated water management: emerging issues and challenges”, *Agricultural Water Management*, **45**: 217-228.
- Boyle, C.A. and Baetz, B.W. (1998) “A prototype knowledge-based decision support system for industrial waste management: Part I. The decision support system”, *Waste Management*, **18**: 87-97.
- Brans, J.P. (2002) “Ethics and decision”, *European Journal of Operational Research*, **136**: 340-352.
- Brans, J.P. and Mareschal, B. (2005) “PROMETHEE methods”, in Figueira, J., Greco, S., Ehrgott, M. (eds) *Multiple criteria decision analysis: State of the art surveys*, Springer publications, Boston, pp 163-195.
- Brans, J.P., Vincke, P., Mareschal, B. (1986) “How to select and how to rank projects: The PROMETHEE method”, *European Journal of Operational Research*, **24**: 228-238.
- Brenner, A., Shandalov, S., Messalem, R., Yakirevich, A., Oron G., Rebhun M. (2000) “Wastewater reclamation for agricultural reuse in Israel: Trends and experimental results”, *Water, Air, and Soil Pollution*, **123**: 167–182.
- Calizuri, M-L., Marques, E., Lorentz, J., Azevedo, R., Carvalho, C. (2004) “Multi-criteria analysis for the identification of waste disposal areas”, *Geotechnical and Geological Engineering*, **22**: 299–312.
- Cao, N., Yang, M., Zhang, Y., Hu, J., Ike, M., Hirotsuji, J., Matsui, H., Inoue, D., Sei, K. (2009) “Evaluation of wastewater reclamation technologies based on in vitro and in vivo bioassays”, *Science of the Total Environment*, **407**: 1588–1597.
- Chang, N-B., Chen, Y., Wang, S. (1997) “A fuzzy interval multiobjective mixed integer programming approach for the optimal planning of solid waste management systems”, *Fuzzy Sets and Systems*, **89**: 35-60.
- Chen, Y., Wang, C., Wang, Z., Huang S. (2004) “Assessment of the contamination and genotoxicity of soil irrigated with wastewater”, *Plant and Soil*, **261**:189–196.
- Chiou, R-J. (2008) “Risk assessment and loading capacity of reclaimed wastewater to be reused for agricultural irrigation”, *Environ. Monit. Assess.*, **142**: 255–262.

- Christopoulou, O.G. and Tsachalidis, E. (2004) “Conservation policies for protected areas (wetlands) in Greece: A survey of local residents’ attitude”, *Water, Air, and Soil Pollution: Focus*, **4**: 445–457.
- Chu, J., Chen, J., Wang, C., Fu, P. (2004) “Wastewater reuse potential analysis: Implications for China’s water resources management”, *Water Research*, **38**: 2746–2756.
- Coutts, S.S. (2006) “A recycled water strategy for regional urban communities”, *Desalination*, **188**: 185-194.
- Crane, M., Watts, Ch., Boucard, T. (2006) “Chronic aquatic environmental risks from exposure to human pharmaceuticals”, Review, *Science of the Total Environment*, **367**: 23–41.
- Cuesta, T.S., Alvarez, C.J., Cancela, J.J., Miranda, D., Neira, X.X. (2006) “Wastewater management evaluation by using the opinion survey in Galicia, Spain”, *Water Resources Management*, **20**: 817–828.
- Czerniawska-Kusza, I., Ciesielczuk, T., Kusza, G., Cichon, A. (2006) “Comparison of the phytotoxkit microbiotest and chemical variables for toxicity evaluation of sediments”, *Environ. Toxicol.*, **21**: 367–372.
- da Silva Oliveira, A., Bocio, A., Trevilato, T.M.B., Takayanagui, A.M.M., Domingo, J.L., Segura-Mupoz, S.I. (2007) “Heavy metals in untreated/treated urban effluent and sludge from a biological wastewater treatment plant”, *Env. Sci. Pollut. Res.*, **14**(7): 483–489.
- Defrawy, El. and Shaalan, H.F. (2003) “Techno-economic assessment of biological treatment and water reuse of effluent from the food industries”, *International Journal of Environmental Studies*, **60**(2): 111-122.
- Diakoulaki, D. and Karangelis, F. (2007) “Multi-criteria decision analysis and cost–benefit analysis of alternative scenarios for the power generation sector in Greece”, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **11**: 716-727.
- Diakoulaki, D. and Mavrotas, G. (2004) *Stakeholder workshops and multicriteria analysis*, SusTools – Tools for sustainability: Development and application of an integrated framework, Final report on work package 6.
- Dodgson, J., Spackman, M., Pearman, A., and Phillips (2001) *Multi-criteria analysis manual*, Dept of Transport, Local Govt & the Regions, National Economic Research Associates, London, UK.

- Domínguez-Mariani, E., Carrillo-Chávez, A., Ortega, A., Orozco-Esquivel, M.T. (2004) “Wastewater reuse in Valsequillo agricultural area, Mexico: Environmental impact on groundwater”, *Water, Air, And Soil Pollution*, **155**: 251-267.
- Drewes, J.E., Hemming, J., Ladenburger, S.J., Schauer, J., Sonzogn, W. (2005) “An assessment of endocrine disrupting activity changes during wastewater treatment through the use of bioassays and chemical measurements”, *Water Environ. Res.*, **77**(1): 12-23.
- Drewes, J.E., Reinhard, M., Fox, P. (2003) “Comparing microfiltration-reverse osmosis and soil-aquifer treatment for indirect potable reuse of water”, *Water Research*, **37**: 3612–3621.
- Dyer, J. (2005) “MAUT – Multiattribute utility theory”, in Figueira, J., Greco, S., Ehrgott, M. (eds) *Multiple criteria decision analysis: State of the art surveys*, Springer publications, Boston, pp 266-295.
- Ehrgott, M. and Wiecek, M. (2005) “Multiobjective programming”, in Figueira, J., Greco, S., Ehrgott, M. (eds) *Multiple criteria decision analysis: State of the art surveys*, Springer publications, Boston, pp 667-722.
- Ellouze, M., Saddoud, A., Dhouib, A., Sayadi, S. (2009) “Assessment of the impact of excessive chemical additions to municipal wastewaters and comparison of three technologies in the removal performance of pathogens and toxicity”, *Microbiological Research*, **164**: 138-148.
- EPA (1984) *Ambient water quality criteria for chlorine*, Office of Water Regulations and Standards Criteria and Standards Division, Washington, pp. 5-6.
- Ernst, M., Sperlich, A., Zheng, X., Gan, Y., Hu, J., Zhao, X., Wang, J., Jekel M. (2007) “An integrated wastewater treatment and reuse concept for the Olympic Park 2008, Beijing”, *Desalination*, **202**: 293–301.
- Exall, K. (2004) “A review of water reuse and recycling, with reference to Canadian practice and potential: Applications”, *Water Qual. Res. J.*, **39**(1): 13-28.
- Falconer, I.R., Chapman, H.F., Moore, M.R., Ranmuthugala, G. (2006) “Endocrine-disrupting compounds: A review of their challenge to sustainable and safe water supply and water reuse”, *Environ. Toxicol.*, **21**: 181–191.
- FAO (1985) *Water quality for agriculture*, R.S. Ayres and D.W. Westcot, Irrigation and Drainage Paper 29, Rome.
- FAO (1992) *Wastewater treatment and use in agriculture*, M.B. Pescod, Irrigation and Drainage Paper 47, Rome.

- Fattal, B., Lampert, Y., and Shuval, H. (2004) “A fresh look at microbial guidelines for wastewater irrigation in agriculture: A risk-assessment and cost-effectiveness approach”, in Scott, C.A., Faruqui, N.I., and Raschid-Sally, L. (eds) *Wastewater use in irrigated agriculture*, CAB International publications, pp 59-68.
- Figueira, J. and Roy, B. (2002) “Determining the weights of criteria in the ELECTRE type methods with a revised Simos’ procedure”, *European Journal of Operational Research*, **139**: 317–326.
- Figueira, J., Mousseau, V., Roy, B. (2005) “ELECTRE methods”, in Figueira, J., Greco, S., Ehrgott, M. (eds) *Multiple criteria decision analysis: State of the art surveys*, Springer publications, Boston, pp 133-162.
- Fine, P., Halperin, R., Hadas, E. (2006) “Economic considerations for wastewater upgrading alternatives: An Israeli test case”, *Journal of Environmental Management*, **78**: 163–169.
- Flores, X., Bonmati, A., Poch, M., Rodriguez-Roda, I. (2005) “Selection of the activated sludge configuration during the conceptual design of activated sludge plants using multicriteria analysis”, *Ind. Eng. Chem. Res.*, **44**: 3556-3566.
- Friedler, E. and Pisanty, E. (2006) “Effects of design flow and treatment level on construction and operation costs of municipal wastewater treatment plants and their implications on policy making”, *Water Research*, **40**: 3751 – 3758.
- Ganoulis, J. (2003) “Evaluating alternative strategies for wastewater recycling and reuse in the Mediterranean area”, *Water Science and Technology: Water Supply*, **3**(4): 11-19.
- Genius, M., Manioudaki, M., Mokas, E., Pantagakis, E., Tampakakis, D., Tsagarakis, K.P. (2005) “Estimation of willingness to pay for wastewater treatment”, *Water Science and Technology: Water Supply*, **5**(6): 105-113.
- Georgopoulou, E., Lalas D., Papagiannakis L. (1997) “A Multicriteria Decision Aid approach for energy planning problems: the case of renewable energy option”, *European Journal of Operational Research*, **103**: 38-54.
- Gerke, S., Baker, L.A. Xu, Y. (2001) “Nitrogen transformations in a wetland receiving lagoon effluent: Sequential model and implications for water reuse”, *Wat. Res.*, **35**(16): 3857–3866.
- Gough, J. and Ward, J. (1996) “Environmental decision-making and lake management”, *Journal of Environmental Management*, **48**: 1–15.

- Gratziou, M., Ekonomou, S., Tsalkatidou, M. (2005) “Cost analysis and evaluation of urban sewage processing units”, *Water Science and Technology: Water Supply*, **5**(6): 155-162.
- Gratziou, M., Menelaou, Th., Vavatsikos, A. (2009b) “Wastewater management in Nicosia province-Cyprus with the use of Multi-Criteria methods”, in proceedings of *EWRA 7th International Conference on Water Conservancy and Risk Reduction Under Climate Instability*, Limassol, Cyprus, pp 825-832.
- Gratziou, M., Vavatsikos, A., Tsalkatidou, M. (2009a) “Multicriteria evaluation of alternative wastewater treatment processes: The Topiros municipality (Greece) example”, in Tsihrintzis, V.A. and Tsagarakis, K.P. (eds) proceedings of the conference *Asset Management of Medium and Small Wastewater Utilities*, Alexandroupolis, Greece, pp 107-115.
- Guerra, R. (2001) “Ecotoxicological and chemical evaluation of phenolic compounds in industrial effluents”, *Chemosphere*, **44**: 1737-1747.
- Guimaraes Pereira, A. and Corral Quintana, S. (2002) “From technocratic to participatory decision support systems: Responding to the new governance initiatives”, *Journal of Geographic Information and Decision Analysis*, **6**(2): 95-107.
- Halatsi, M., Gratziou, M., Skordas, K. (2009) “Water conservancy and risk reduction under climate instability”, in proceedings of *EWRA 7th International Conference on Water Conservancy and Risk Reduction Under Climate Instability*, Limassol, Cyprus, pp 793-800.
- Hanley, N., Mourato, S. and Wright, R.E. (2001) “Choice modelling approaches: A superior alternative for environmental valuation”, *Journal of Economic Surveys*, **15**(3): 435-462.
- Haruvy, N., Offer, R., Hadas, A., Ravina, I. (1999) “Wastewater irrigation - economic concerns regarding beneficiary and hazardous effects of nutrients”, *Water Resources Management*, **13**: 303–314.
- Harwood, V.J., Levine, A.D., Scott, T.M., Chivukula, V., Lukasik, J., Farrah, S.R., Rose, J.B. (2005) “Validity of the indicator organism paradigm for pathogen reduction in reclaimed water and public health protection”, *Applied and Environmental Microbiology*, **71**(6): 3163-3170.
- Hau, J.L. and Bakshi, B.R. (2004) “Promise and problems of emergy analysis”, *Ecological Modelling*, **178**: 215-225.

- Hernández, F., Urkiaga, A., De las Fuentes, L., Bis, B., Chiru, E., Balazs, B., Wintgens, T. (2006) “Feasibility studies for water reuse projects: An economical approach”, *Desalination*, **187**: 253–261.
- Hernando, M.D., Fernandez-Alba, A.R., Tauler, R., Barcelo, D. (2005) “Toxicity assays applied to wastewater treatment”, *Talanta*, **65**: 358–366.
- Hespanhol, I. and Prost, A. (1994) “WHO guidelines and national standards for reuse and water quality”, *Wat. Res.*, **28**: 119-124.
- Hochstrat, R., Wintgens, Th., Melin, Th. (2008) “Development of integrated water reuse strategies”, *Desalination*, **218**: 208–217.
- Huang, M-H., Li, Y-M., Gu, G-W. (2005) Application of several bioassays on evaluating toxicity of municipal wastewater”, *Tongji Daxue Xuebao/Journal of Tongji University*, **33**(11): 1489-1493.
- Hussain, G. and Al-Saati, A.J. (1999) “Wastewater quality and its reuse in agriculture in Saudi Arabia”, *Desalination*, **123**: 241-251.
- Ikehata, K., Naghashkar, N-J., El-Din, M-G. (2006) “Degradation of aqueous pharmaceuticals by ozonation and advanced oxidation processes: A review”, *Ozone: Science & Engineering*, **28**: 353-414.
- Jaber, J. and Mohsen, M. (2001) “Evaluation of non-conventional water resources supply in Jordan”, *Desalination*, **136**: 83-92.
- Jimenez, B., Chavez, A., Leyva A., Tchobanoglous G. (2000) “Sand and synthetic medium filtration of advanced primary treatment effluent from Mexico City”, *Wat. Res.*, **34**(2): 473 – 480.
- Jones, O. A. H., Voulvoulis, N. and Lester, J. N. (2004) “Potential ecological and human health risks associated with the presence of pharmaceutically active compounds in the aquatic environment”, *Critical Reviews in Toxicology*, **34**(4): 335 – 350.
- Kalavrouziotis, I.K. and Apostolopoulos, C.A. (2007) “An integrated environmental plan for the reuse of treated wastewater effluents from WWTP in urban areas”, *Building and Environment*, **42**: 1862–1868.
- Kallali, H., Anane, M., Jellali, S., Tarhouni, J. (2007) “GIS-based multi-criteria analysis for potential wastewater aquifer recharge sites”, *Desalination*, **215**: 111–119.
- Kamaya, Y., Fukaya, Y., Suzuki, K., (2005) “Acute toxicity of benzoic acids to the crustacean *Daphnia magna*”, *Chemosphere*, **59**: 255-261.

- Kang, M.-S., Kim, S.-M., Park, S.-W., Lee, J.-J. and Yoo, K.H. (2007) “Assessment of reclaimed wastewater irrigation impacts on water quality, soil, and rice cultivation in paddy fields”, *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, **42**(4): 439 – 445.
- Karagiannidis, A. and Moussiopoulos, N. (1997) “Application of ELECTRE III for the integrated management of municipal solid wastes in the greater Athens area”, *European Journal of Operational Research*, **97**: 439-449.
- Karkanakis, V.Z., Matsos, A., Mavromati, P., Ntagianta, G., Genius, M., Tsagarakis, K.P. (2005) “Economic valuation of the use attributes of Cournas lake in Greece”, in K.P. Tsagarakis (ed.) *IWA International Conference on Water Economics, Statistics, and Finance*, Rethymno, Greece, Vol. II, pp 37–42.
- Keeney, R. (1988) “Building models of values”, *European Journal of Operational Research*, **37**: 149-157.
- Keraita, B., Drechsel, P. and Konradsen, F. (2008) “Perceptions of farmers on health risks and risk reduction measures in wastewater-irrigated urban vegetable farming in Ghana”, *Journal of Risk Research*, **11**(8): 1047-1061.
- Kim, Y., Giokas, D.L., Lee, J.-W., Paraskevas, P.A. (2006) “Potential of natural treatment systems for the reclamation of domestic sewage in irrigated agriculture”, *Desalination*, **189**: 229–242.
- Klang, A., Vikman, P.-A., Brattebo, H. (2003) “Sustainable management of demolition waste - an integrated model for the evaluation of environmental, economic and social aspects”, *Resources, Conservation and Recycling*, **38**: 317-334.
- Ko, J.-Y., Day, J.W., Lane, R.R., Day, J.N. (2004) “A comparative evaluation of money-based and energy-based cost–benefit analyses of tertiary municipal wastewater treatment using forested wetlands vs. sand filtration in Louisiana”, *Analysis, Ecological Economics*, **49**: 331– 347.
- Kontana, A., Papadimitriou, C.A., Samaras, P., Zdragas, A., Yiangou, M. (2008) “Bioassays and biomarkers for ecotoxicological assessment of reclaimed municipal wastewater”, *Water Science and Technology*, **57**(6): 947-953.
- Korhonen, P. (2005) “Interactive methods”, in Figueira, J., Greco, S., Ehrgott, M. (eds) *Multiple criteria decision analysis: State of the art surveys*, Springer publications, Boston, pp 641-665.
- Kungolos, A., Hadjispyrou, S., Petala, M., Tsiridis, V., Samaras, P., Sakellaropoulos, G.P. (2004) “Toxic properties of metals and organotin compounds and their

- interactions on *Daphnia magna* and *Vibrio fischeri*”, *Water, Air, and Soil Pollution: Focus*, **4**: 101–110.
- Lahdelma, R. and Salminen, P. (2006) “Stochastic multicriteria acceptability analysis using the data envelopment model”, *European Journal of Operational Research*, **170**: 241–252.
- Lahdelma, R., Hokkanen, J., Salminen, P. (1998) “SMAA - Stochastic multiobjective acceptability analysis”, *European Journal of Operational Research*, **106**: 137-143.
- Lahdelma, R., Salminen, P., Hokkanen, J. (2000) “Using multicriteria methods in environmental planning and management”, *Environmental Management*, **26**(6): 595-605.
- Lazarova, V. (2004) “Wastewater treatment for water recycling”, in Lazarova, V. and Bahri, A. (eds) *Water reuse for irrigation – Agriculture, Landscapes, and Turf Grass*, CRC press, pp 164-235.
- Lazarova, V. and Asano, T. (2004) “Challenges of sustainable irrigation with recycled water” in Lazarova, V. and Bahri, A. (eds) *Water reuse for irrigation – Agriculture, Landscapes, and Turf Grass*, CRC press, pp 1-30.
- Lazarova, V. and Bahri, A. (2004) “Code of practices for health protection” in Lazarova, V. and Bahri, A. (eds) *Water reuse for irrigation – Agriculture, Landscapes, and Turf Grass*, CRC press, pp 83-103.
- Lazarova, V. and Savoye, Ph. (2004) “Technical and sanitary aspects of wastewater disinfection by UV irradiation for landscape irrigation”, *Water Science and Technology*, **50**(2): 203–209.
- Lazarova, V., Janex, M.L., Fiksdal, L., Oberg, C., Barcina, I., Pommepuy, M. (1998) “Advanced wastewater disinfection technologies: Short and long term efficiency”, *Water Science and Technology*, **38**(12): 109-117.
- Lazarova, V., Savoye, Ph., Janex, M.L., Blatchley III, E.R., Pommepuy, M. (1999) “Advanced wastewater disinfection technologies: State of the art and perspectives”, *Water Science and Technology*, **40**(4-5): 203-213.
- Levy, J. (2001) *Computer support for environmental multiple criteria decision analysis under uncertainty*, PhD thesis, University of Waterloo, Ontario, Canada.
- Linkov, I., Satterstrom, F., Kiker, G., Seager, T., Bridges, T., Gardner, K., Rogers, S., Belluck, D., Meyer, A. (2006b) “Multicriteria decision analysis: A comprehensive decision approach for management of contaminated sediments”, *Risk Analysis*, **26**(1): 61-78.

- Linkov, I., Satterstrom, F.K., Kiker, G., Batchelor, C., Bridges, T., Ferguson, E. (2006a) “From comparative risk assessment to multi-criteria decision analysis and adaptive management: Recent developments and applications”, *Environment International*, **32**: 1072–1093.
- Liu, D. and Stewart, T.J. (2004) “Object-oriented decision support system modelling for multicriteria decision making in natural resource management”, *Computers & Operations Research*, **31**: 985–999.
- Loomis J., Kent, P., Strange, L., Fausch, K., Covich A. (2000) “Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: Results from a contingent valuation survey”, *Ecological Economics*, **33**: 103–117.
- Lopez, A., Pollice, A., Lonigro A., Masi, S., Palese, A.M., Cirellie, G.L., Toscano, A., Passino, R. (2006) “Agricultural wastewater reuse in southern Italy”, *Desalination*, **187**: 323–334.
- Loukas, A., Mylopoulos, N., Vasiliades, L. (2007) “A modeling system for the evaluation of water resources management strategies in Thessaly, Greece”, *Water Resour. Manage.*, **21**:1673–1702.
- Loukopoulos, V.C. and Kalavrouziotis, I.K. (2006) “Safe reuse of municipal wastewater for the irrigation in soils and plants in Western Greece”, in the proceedings of the conference *AQUA-Water Science and Technology, Integrated Management of Water Resources*, Athens, Greece.
- Mallios, Z. and Latinopoulos, P. (2005) “An application of contingent valuation for the economic assessment of irrigation water in a Greek agricultural area”, in K.P. Tsagarakis (ed.) *IWA International Conference on Water Economics, Statistics, and Finance*, Rethymno, Greece, Vol. I, pp 311–318.
- Manoli, E., Katsiardi, P., Arampatzis, G., Assimacopoulos, D. (2005) “Comprehensive water management scenarios for strategic planning”, *Global Nest Journal*, **7**(3): 369-378.
- Mara, D.D., Sleigh, P.A., Blumenthal, U.J., Carr, R.M. (2007) “Health risks in wastewater irrigation: Comparing estimates from quantitative microbial risk analyses and epidemiological studies”, *Journal of Water and Health*, **5**(1): 39-50.
- Martel, J-M. and Matarazzo, B. (2005) “Other outranking approaches”, in Figueira, J., Greco, S., Ehrgott, M. (eds) *Multiple criteria decision analysis: State of the art surveys*, Springer publications, Boston, pp 197-262.

- Menegaki, A.N. and Hanley, N.D. (2005) “Social acceptability and evaluation of recycled water in Crete”, in K.P. Tsagarakis (ed.) *IWA International Conference on Water Economics, Statistics, and Finance*, Vol. I, Rethymno, Greece, pp 341-350.
- Metcalf & Eddy (2007a) *Water Reuse – Issues, Technologies, and Applications*, McGraw-Hill publications, New York.
- Morris, J., Lazarova, V., Tyrrel, S. (2004) “Economics of water recycling for irrigation”, in Lazarova, V. and Bahri, A. (eds) *Water reuse for irrigation – Agriculture, Landscapes, and Turf Grass*, CRC press, pp 266-284.
- Munda, G. (2005) “Multiple criteria decision analysis and sustainable development”, in Figueira, J., Greco, S., Ehrgott, M. (eds) *Multiple criteria decision analysis: State of the art surveys*, Springer publications, Boston, pp 953-986.
- Munoz, I., Gomez, M.J., Molina-Diaz, A., Huijbregts, M.A.J., Fernandez-Alba A.R., Garcia-Calvo E. (2008) “Ranking potential impacts of priority and emerging pollutants in urban wastewater through life cycle impact assessment”, *Chemosphere*, **74**: 37 – 44.
- Munoz, I., Rodríguez, A., Rosal, R., Fernández-Alba, A.R. (2009) “Life Cycle Assessment of urban wastewater reuse with ozonation as tertiary treatment: A focus on toxicity-related impacts”, *Science of the Total Environment*, **407**: 1245-1256.
- Norusis, M. (2005), *SPSS 14.0 Statistical Procedures Companion*, Prentice Hall Inc., New Jersey.
- Nurizzo, C. (2003) “Reclaimed water reuse in the Mediterranean region: Some considerations on water resources, standards and bacterial re-growth phenomena”, *Water Science and Technology: Water Supply*, **3**(4): 317–324.
- Oleszczuk, P. (2008a) “Phytotoxicity of municipal sewage sludge composts related to physico-chemical properties, PAHs and heavy metals”, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **69**: 496–505.
- Oleszczuk, P. (2008b) “The toxicity of composts from sewage sludges evaluated by the direct contact tests phytotoxkit and ostracodtoxkit”, *Waste Management*, **28**: 1645–1653.
- Opricovic, S. and Tzeng, G-H. (2004) “Compromise solution by MCDM methods: A comparative analysis of VIKOR and TOPSIS”, *European Journal of Operational Research*, **156**: 445–455.

- Ozturk, M., Tsoukias, A., Vincke, P. (2005) "Preference modelling", in Figueira, J., Greco, S., Ehrgott, M. (eds) *Multiple criteria decision analysis: State of the art surveys*, Springer publications, Boston, pp 27-71.
- Panoras, A., Evgenidis, G., Bladenopoulou, S., Melidis, V., Doitsinis, A., Samaras, I., Zdragkas, A., Matsi, Th. (2004) "Corn irrigation with reclaimed municipal wastewater", *Global Nest: The Int. J.*, **5**(1): 47-54.
- Papadopoulos, F., Parissopoulos, G., Papadopoulos, A., Fdragas, A., Ntanos, D., Prochaska, Ch., Metaxa, I. (2009) "Assessment of reclaimed municipal wastewater application on rice cultivation", *Environmental Management*, **43**: 135–143.
- Papadopoulos, I. (1997) *Non conventional water resources: Present situation and perspective use for irrigation*, Options Méditerranéennes, Sér. A /no31, Séminaires Méditerranéens.
- Papaiacovou, I. (2001) "Case study - wastewater reuse in Limassol as an alternative water source", *Desalination*, **138**: 55-59.
- Paranychianakis, N.V., Chartzoulakis, K.S., Aggelides, S. Angelakis, A.N. (2002) "Grapevine growth and nutrition as affected by irrigation with recycled water" in A.N. Angelakis, K.P. Tsagarakis, N.V. Paranychianakis, T. Asano (eds) proceedings of regional symposium on *Water Recycling in Mediterranean Region*, Iraklio, Greece, pp 457-464.
- Pavlou, S.P. and Stansbury, J.S. (1998) "Risk-cost trade off considerations for contaminated sediment disposal", *Human and Ecological Risk Assessment*, **4**(4): 991-1002.
- Pedersen, J.A., Soliman, M., (Mel) Suffet, I.H. (2005) "Human pharmaceuticals, hormones, and personal care product ingredients in runoff from agricultural fields irrigated with treated wastewater", *J. Agric. Food Chem.*, **53**(5): 1625-1632.
- Pehlivanoglu-Mantas, E., Hawley, E.L., Deeb, R.A., Sedlak, D.L. (2006) "Formation of nitrosodimethylamine (NDMA) during chlorine disinfection of wastewater effluents prior to use in irrigation systems", *Water Research*, **40**(2): 341-347.
- Petala, M., Samaras, P., Zouboulis, A., Kungolos, A., Sakellaropoulos, G.P. (2008) "Influence of ozonation on the in vitro mutagenic and toxic potential of secondary effluents", *Water Research*, **42**: 4929-4940.

- Petala, M., Tsiridis, V., Samaras, P., Zouboulis, A., Sakellariopoulos, G.P. (2006) “Wastewater reclamation by advanced treatment of secondary effluents”, *Desalination*, **195**: 109–118.
- Poch, M., Comas, J., Rodriguez-Roda, I., Sanchez-Marre, M., Cortes, U. (2004) “Designing and building real environmental decision support systems”, *Environmental Modelling & Software*, **19**: 857–873.
- Pollice, A., Lopez, A., Laera, G., Rubino, P., Lonigro, A. (2004) “Tertiary filtered municipal wastewater as alternative water source in agriculture: A field investigation in Southern Italy”, *Science of the Total Environment*, **324**: 201–210.
- Proctor, W. and Drechsler, M. (2006) “Deliberative multicriteria evaluation”, *Environment and Planning C: Government and Policy*, **24**: 169-190.
- Quaddus, M.A. and Siddique, M.A.B. (2004) “Modelling and decision support in sustainable development planning: A review and analysis”, in Quaddus, M.A. and Siddique, M.A.B. (eds) *Handbook of Sustainable Development Planning, Studies in Modelling and Decision Support*, Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK, pp 3-12.
- Raju, S. and Kumar, N. (1999) “Multicriterion decision making in irrigation planning”, *Agricultural Systems*, **62**: 117-129.
- Raju, S., Duckstein, L., Arondel, C. (2000) “Multicriterion analysis for sustainable water resources planning: A case study in Spain”, *Water Resources Management*, **14**: 435–456.
- Refsgaard, K. (2006) “Process-guided multicriteria analysis in wastewater planning”, *Environment and Planning C: Government and Policy*, **24**: 191-213.
- Riahi, Kh., Ben Mammou, A., Ben Thayer, B. (2009) “Date-palm fibers media filters as a potential technology for tertiary domestic wastewater treatment”, *Journal of Hazardous Materials*, **161**: 608–613.
- Rogers, M. and Bruen, M. (1998) “A new system for weighting environmental criteria for use within ELECTRE III”, *European Journal of Operational Research*, **107**: 552-563.
- Roy, B. (1991) “The outranking approach and the foundations of ELECTRE methods”, *Theory and Decision*, **31**: 49-73.
- Roy, B. (2005) “Paradigms and challenges”, in Figueira, J., Greco, S., Ehrgott, M (eds) *Multiple criteria decision analysis: State of the art surveys*, Springer publications, Boston, pp 3-24.

- Roy, B. and Vincke, P. (1981) “Multicriteria analysis: Survey and new directions”, *European Journal of Operational Research*, **8**: 207-218.
- Saaty, T.L. (1980) *The Analytic Hierarchy Process*, McGraw-Hill publications, New York.
- Sadiq, R., Husain, T., Al-Zahrani, A.M., Sheikh, A.K., Farooq, S. (2003) “Secondary effluent treatment by slow sand filters: Performance and risk analysis”, *Water, Air, and Soil Pollution*, **143**: 41–63.
- Sakellariou – Makrantonaki, M., Tentas, I., Koliou, A., Kalfountzos, D., Vyrlas, P. (2003) “Irrigation of ornamental shrubs with treated municipal wastewater”, in proceedings of 8th *International Conference on Environmental Science and Technology*, Lemnos island, Greece, Vol B, pp 707-714.
- Sakellariou – Makrantonaki, M., Vyrlas, P., Knenas, E., Koliou, A., Vardouli, V. (2004) “Landscape irrigation with treated municipal wastewater”, in e-proceedings of the International Conference *Protection and Restoration of the Environment VII*, Mykonos, Greece.
- Salazar, R., Stone, J., Yakowitz, D., Slack, D. (2005) “Multicriteria analysis in an irrigation district in Mexico”, *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, **131**(6): 514-524.
- Salgot, M. (2008) “Water reclamation, recycling and reuse: Implementation issues”, *Desalination*, **218**: 190–197.
- Salgot, M., Vergés C., and Angelakis, A.N. (2003) “Risk assessment in wastewater recycling and reuse”, *Water Science and Technology: Water Supply*, **3**(4): 301–309.
- Salminen, P., Hokkanen, J., Lahdelma, R. (1998) “Comparing multicriteria methods in the context of environmental problems”, *European Journal of Operational Research*, **104**: 485-496.
- Schaefer, J. (2001) “Reliable water supply by reusing wastewater after membrane treatment”, *Desalination*, **138**: 91.
- Sheehan, P., Dewhurst, R.E., James, S., Callaghan, A., Connon R., Crane M. (2003) “Is there a relationship between soil and groundwater toxicity?”, *Environmental Geochemistry and Health*, **25**: 9–16.
- Sipala, S., Mancini G., Vagliasindi, F.G.A. (2003) “Development of a web-based tool for the calculation of costs of different wastewater treatment and reuse scenarios”, *Water Science and Technology: Water Supply*, **3**(4): 89–96.

- Siracusa, G. and La Rosa, A.D. (2006) “Design of a constructed wetland for wastewater treatment in a Sicilian town and environmental evaluation using the emergy analysis”, *Ecological modelling*, **197**: 490–497.
- Siskos, Y., Grigoroudis, E., Matsatsinis, N. (2005) “UTA methods”, in Figueira, J., Greco, S., Ehrgott, M. (eds) *Multiple criteria decision analysis: State of the art surveys*, Springer publications, Boston, pp 297-343.
- Srdjevic, B. (2007) “Linking analytic hierarchy process and social choice methods to support group decision-making in water management”, *Decision Support Systems*, **42**: 2261-2273.
- Srdjevic, B. Medeiros, Y., Faria, A. (2004) “An objective multi-criteria evaluation of water management scenarios”, *Water Resources Management*, **18**: 35-54.
- Stenekes, N., Colebatch, H.K., Waite T.D. and Ashbolt, N.J. (2006) “Risk and governance in water recycling: Public acceptance revisited”, *Science, Technology, & Human Values*, **31**(2): 107-134.
- Suarez, S., Carballa, M., Omil, F., Lema, J.M. (2008) “How are pharmaceutical and personal care products (PPCPs) removed from urban wastewaters?”, Review paper, *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.*, **7**:125–138.
- Tangsubkul, N., Beavis, P., Moore, S.J., Lundie S., Waite, T.D. (2005) “Life Cycle Assessment of water recycling technology”, *Water Resources Management*, **19**: 521–537.
- Tervonen, T. and Lahdelma, R. (2007) “Implementing stochastic multicriteria acceptability analysis”, *European Journal of Operational Research*, **178**: 500–513.
- Toze, S. (2006a) “Reuse of effluent water—benefits and risks”, *Agricultural Water Management*, **80**: 147–159.
- Toze, S. (2006b) “Water reuse and health risks — real vs. perceived”, *Desalination*, **187**: 41-51.
- Tsagarakis, K.P. (2005) “Recycled water valuation as a corollary of the 2000/60/EC water framework directive”, *Agricultural Water Management*, **72**: 1-14.
- Tsagarakis, K.P. (2006) “New directions in water economics, finance and statistics”, *Water Science and Technology: Water Supply*, **5**(6): 1-15.
- Tsagarakis, K.P. and Georgantzis, N. (2003) “The role of information on farmers willingness to use recycled water for irrigation”, *Water Science and Technology: Water Supply*, **3**(4):105–113.

- Tsagarakis, K.P., Dialynas, G.E. and Angelakis, A.N. (2004) “Water resources management in Crete (Greece), including water recycling and reuse and proposed quality criteria”, *Agricultural Water Management*, **66**: 35-47.
- Tsagarakis, K.P., Mara, D.D., Angelakis, A.N. (2003b) “Application of cost criteria for selection of municipal wastewater treatment systems”, *Water, Air, and Soil Pollution*, **142**: 187–210.
- Tsagarakis, K.P., Mara, D.D., Horan, N.J., Angelakis A.N. (2001) “Institutional status and structure of wastewater quality management in Greece”, *Water Policy*, **3**: 81–99.
- Tsagarakis, K.P., Paranychianakis, N.V., Angelakis, A.N. (2003a) “Country report Greece”, in Mohajeri S. et al. (eds) *Aqualibrium - European Water Management between Regulation and Competition*, European Commission, Directorate-General for Research, Brussels, pp. 153-169.
- Tsantilas, C.D. (1996) “Irrigation of cotton and maize with treated wastewater”, in the proceedings of 4th ESA congress, Veldhoven – Wagenigen, The Netherlands, Vol.1, pp 124-125.
- Tsantilas, C.D. (1997) “Irrigation of corn with municipal wastewater”, *ACTA HORTICULTURAE 449*, **2**: 699-706.
- Tzanakakis, V.E., Paranychianakis, N.V., Kyritsis, S., Angelakis, A.N. (2003) “Wastewater treatment and biomass production by slow rate systems using different plant species”, *Water Science and Technology: Water Supply*, **3**(4): 185–192.
- Tzimas, A., Andreadakis, A., Peskosta, M., Aghelopoulos, M., Kalogerakis, N., Karatzas, G. (2006) “Economic evaluation of alternative tertiary treatment schemes producing effluents suitable for reuse”, in e-proceedings of the International Conference on the *Protection and Restoration of the Environment VIII*, Chania, Greece.
- U.S. EPA (2004) *Guidelines for water reuse*, EPA/625/R-04/108, Washington.
- Urkiaga, A., De las Fuentes, L., Bis, B., Chiru, E., Bodo, B., Hernández, F., Wintgens, T. (2006) “Methodologies for feasibility studies related to wastewater reclamation and reuse projects”, *Desalination*, **187**: 263–269.
- Van Voorthuizen, E., Zwijnenburg, A., Wessling, M. (2005) “Nutrient removal by NF and RO membranes in a decentralized sanitation system”, *Water Research*, **39**: 3657–3667.

- Vincke, P. (1986) “Analysis of multicriteria decision aid in Europe”, *European Journal of Operational Research*, **25**: 160-168.
- Vincke, P. (1992) *Multicriteria Decision – Aid*, John Wiley & Sons publications, Chichester.
- Wang, L-S., Wei, D-B., Wei, J., Hu, H-Y. (2007) “Screening and estimating of toxicity formation with photobacterium bioassay during chlorine disinfection of wastewater”, *Journal of Hazardous Materials*, **141**: 289-294.
- Wang, Z., Chang, A.C., Wu, L., Crowley, D. (2003) “Assessing the soil quality of long-term reclaimed wastewater-irrigated cropland”, *Geoderma*, **114**: 261– 278.
- Watkinson, A.J., Murby, E.J., Costanzo, S.D. (2007) “Removal of antibiotics in conventional and advanced wastewater treatment: Implications for environmental discharge and wastewater recycling”, *Water Research*, **41**: 4164 – 4176.
- Weber, S., Khan, S., Hollender, J. (2006) “Human risk assessment of organic contaminants in reclaimed wastewater used for irrigation”, *Desalination*, **187**: 53– 64.
- WHO (1989) *Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture*, report of a WHO scientific group, WHO technical report series 778, Geneva.
- WHO (2006) *WHO Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater*, Volume II: Wastewater Use in Agriculture, WHO publications, Geneva.
- Xu, P., Janex, M-L., Savoye, Ph., Cockx, A., Lazarova, V. (2002) “Wastewater disinfection by ozone: Main parameters for process design”, *Water Research*, **36**: 1043–1055.
- Yamout, G. and El-Fadel, M. (2005) “An optimization approach for multi-sectoral water supply management in the greater Beirut area”, *Water Resources Management*, **19**: 791–812.
- Yu, G., Xiao, R., Wang, D., Zhou, J. and Wang, Z. (2008) “Assessing the ecological risk of soil irrigated with wastewater using in vitro cell bioassays”, *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, **43**: 1618-1627.
- Zha, J. and Wang, Z. (2005) “Assessing technological feasibility for wastewater reclamation based on early life stage toxicity of Japanese medaka (*Oryzias latipes*)”, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **107**: 187-198.

Zhao, Q.L., Zhang, J.N., You, S.J., Wang, S.H., Wang, L.N. (2006) “Effect of irrigation with reclaimed water on crops and health risk assessment”, *Water Science and Technology: Water Supply*, **6**(6): 99-109.

Zimmo, O. and Petta, G. (2005) *Prospects of efficient wastewater management and water reuse in Palestine*, Country study, Prepared within the framework of the EMWater-Project “Efficient management of wastewater, its treatment and reuse in the Mediterranean countries”, Water Studies Institute, Birzeit University, West Bank.

Νομοθεσία

ΚΥΑ 5673/400/97

ΚΥΑ 6631/1-6-1989 (ΦΕΚ 428 Β΄)

ΚΥΑ 80568/4225/91

ΚΥΑ Δ.ΥΓ2/Γ.Π.οικ.133551 (ΦΕΚ 2089/9-10-2008)

Νόμος 1739/87

Οδηγία 60/2000/ΕΕ

Οδηγία 91/271/ΕΟΚ

Λιαδίκτυο

<http://www.microbiotests.be/toxkits/phytotokit.pdf>, προσβάσιμη την 3/7/2008.

<http://www.waterencyclopedia.com/Po-Re/Reclamation-and-Reuse.html> - Water encyclopedia, reclamation and reuse forum, προσβάσιμη την 20/2/2007.

www.state.nj.us/dep/dwq/techmans/reuseman.pdf, προσβάσιμη την 5/12/2008.

http://www.biohidrica.cl/pdfs/daphtokit_f-protocol01.pdf, προσβάσιμη την 3/7/2008.

<http://www.biohidrica.cl/pdfs/phytotokit-protocol.pdf>, προσβάσιμη την 3/7/2008.

ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΣΗΜΑΝΤΙΚΟΤΕΡΩΝ ΑΡΚΤΙΚΟΛΕΞΩΝ

ΑΕΠ: Ακαθάριστο Εγχώριο Προϊόν
ΒΙΠΕ: ΒΙομηχανική ΠΕριοχή
ΔΕΥΑ: Δημοτική Επιχείρηση Ύδρευσης Αποχέτευσης
ΕΔΕΥΑ: Ένωση Δημοτικών Επιχειρήσεων Ύδρευσης Αποχέτευσης
ΕΕΛ: Εγκατάσταση Επεξεργασίας Λυμάτων
ΕΘΙΑΓΕ: Εθνικό Ίδρυμα Αγροτικής Έρευνας
ΕΥΑΘ: Εταιρεία Ύδρευσης Αποχέτευσης Θεσσαλονίκης
ΕΥΔΑΠ: Εταιρεία Ύδρευσης Αποχέτευσης Πρωτεύουσας
ΚΥΑ: Κοινή Υπουργική Απόφαση
ΝΠΙΔ: Νομικό Πρόσωπο Ιδιωτικού Δικαίου
ΠΟΥ: Παγκόσμιος Οργανισμός Υγείας
ΤΕΕ: Τεχνικό Επιμελητήριο Ελλάδας
ΤΟΕΒ: Τοπικός Οργανισμός Εγγείων Βελτιώσεων
ΥΠΕΧΩΔΕ: Υπουργείο ΠΕριβάλλοντος Χωροταξίας και Δημοσίων Έργων
ΦΕΚ: Φύλλο Εφημερίδας Κυβέρνησης
ΧΥΤΑ: Χώρος Υγειονομικής Ταφής Απορριμμάτων
ΑΗΡ: Analytical Hierarchy Process
ΑΡΗΑ-ΑWWA-WEF: American Public Health Association-American Water Works Association-Water Environment Federation
B/C: Benefit/Cost
BOD: Biochemical Oxygen Demand
COD: Chemical Oxygen Demand
DALY: Disability Adjusted Life Years
DSS: Decision Support System
DS: Dissolved Solids
DO: Dissolved Oxygen
ELECTRE: ELimination and Choice Expressing the Reality
EPA: Environmental Protection Agency
FC: Fecal Coliforms
FAO: Food and Agriculture Organization

GIS: Geographical Information Systems

LD₅₀: Lethal dose values of 50%

MPN: Most Probable Number

MCDA: MultiCriteria Decision Aid

MCDM: Multiple Criteria Decision Making

NVS: Non Volatile Solids

NPV: Net Present Value

NTU: Nephelometric Turbidity Unit

PAH: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons

PROMETHEE: Preference Ranking Organization METHod for Enrichment Evaluations

SMAA: Stochastic Multicriteria Acceptability Analysis Methods

SMART: Simple Multiattribute Rating Technique

SAR: Sodium Adsorption Ratio

SS: Suspended Solids

TC: Total Coliforms

ThOD: Theoretical Oxygen Demand

TKN Total Kjeldahl Nitrogen

TOC: Total Organic Carbon

TOD: Total Oxygen Demand

TS: Total Solids

TSS: Total Suspended Solids

UTA: Utility Additive Method

VS: Volatile Solids

WHO: World Health Organization

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ ΥΠΟΛΟΓΙΣΜΩΝ

Στο Παράρτημα αυτό παρατίθενται οι αναλυτικοί υπολογισμοί που έγιναν κατά τη διάρκεια εκτίμησης του σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος για τις εξεταζόμενες παροχές και εναλλακτικά σενάρια (Παράγραφος 13.3). Επίσης στη συνέχεια παρατίθενται τα πλήρη αποτελέσματα των μικροβιολογικών, φυσικοχημικών και τοξικολογικών αναλύσεων (Παράγραφος 13.5). Τέλος, παρατίθενται οι υπολογισμοί που έγιναν κατά την εφαρμογή της πολυκριτήριας ανάλυσης και συγκεκριμένα ο υπολογισμός των δεικτών προτίμησης *Π* για όλες τις εξεταζόμενες παροχές και περιπτώσεις άρδευσης (Κεφάλαιο 14).

Υπολογισμός σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος για παροχή 10000 m³/ημέρα-Περίπτωση 3^ο σεναρίου-Αγρ. άρδευση

ΕΤΗ	ΚΟΣΤΟΣ ΚΑΤΑΣΚΕΥΗΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΤΑΚΤΙΚΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΕΚΤΑΚΤΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΠΑΡΟΥΣΑ ΑΞΙΑ ΚΟΣΤΟΥΣ(7%)	ΣΥΝΟΛΙΚΗ ΠΟΣΟΤΗΤΑ ΛΥΜΑΤΟΣ
0	2500000	0	0	0	0	2500000.0	
1	0	375000	50000	1250.00	51250.00	398364.5	3650000
2	0	375000	50000	2500.00	52500.00	373395.1	3650000
3	0	375000	50000	3750.00	53750.00	349987.7	3650000
4	0	375000	50000	5000.00	55000.00	328044.9	3650000
5	0	375000	50000	6250.00	56250.00	307475.3	3650000
6	0	375000	50000	7500.00	57500.00	288193.0	3650000
7	0	375000	50000	8750.00	58750.00	270117.7	3650000
8	0	375000	50000	10000.00	60000.00	253174.0	3650000
9	0	375000	50000	11250.00	61250.00	237291.1	3650000
10	0	375000	50000	12500.00	62500.00	222402.8	3650000
11	0	375000	50000	13750.00	63750.00	208447.0	3650000
12	0	375000	50000	15000.00	65000.00	195365.3	3650000
13	0	375000	50000	16250.00	66250.00	183103.1	3650000
14	0	375000	50000	17500.00	67500.00	171609.1	3650000
15	0	375000	50000	18750.00	68750.00	160835.4	3650000
16	0	375000	50000	20000.00	70000.00	150736.9	3650000
17	0	375000	50000	21250.00	71250.00	141271.3	3650000
18	0	375000	50000	22500.00	72500.00	132399.1	3650000
19	0	375000	50000	23750.00	73750.00	124083.1	3650000
20	0	375000	50000	25000.00	75000.00	116288.6	3650000
						7112584.9	73000000

ΣΤΑΘΜ. ΚΟΣΤΟΣ
0.10

Υπολογισμός σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος για παροχή 10000 m³/ημέρα-Περίπτωση 4^ο σεναρίου-Αγρ. άρδευση

ΕΤΗ	ΚΟΣΤΟΣ ΚΑΤΑΣΚΕΥΗΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΤΑΚΤΙΚΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΕΚΤΑΚΤΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΠΑΡΟΥΣΑ ΔΕΙΑ ΚΟΣΤΟΥΣ(7%)	ΣΥΝΟΛΙΚΗ ΠΟΣΟΤΗΤΑ ΛΥΜΑΤΟΣ
0	2700000	0	0	0	0	2700000.0	
1	0	405000	54000	1350.00	55350.00	430233.6	3650000
2	0	405000	54000	2700.00	56700.00	403266.7	3650000
3	0	405000	54000	4050.00	58050.00	377986.7	3650000
4	0	405000	54000	5400.00	59400.00	354288.5	3650000
5	0	405000	54000	6750.00	60750.00	332073.3	3650000
6	0	405000	54000	8100.00	62100.00	311248.5	3650000
7	0	405000	54000	9450.00	63450.00	291727.1	3650000
8	0	405000	54000	10800.00	64800.00	273427.9	3650000
9	0	405000	54000	12150.00	66150.00	256274.4	3650000
10	0	405000	54000	13500.00	67500.00	240195.0	3650000
11	0	405000	54000	14850.00	68850.00	225122.7	3650000
12	0	405000	54000	16200.00	70200.00	210994.5	3650000
13	0	405000	54000	17550.00	71550.00	197751.3	3650000
14	0	405000	54000	18900.00	72900.00	185337.9	3650000
15	0	405000	54000	20250.00	74250.00	173702.3	3650000
16	0	405000	54000	21600.00	75600.00	162795.8	3650000
17	0	405000	54000	22950.00	76950.00	152573.0	3650000
18	0	405000	54000	24300.00	78300.00	142991.0	3650000
19	0	405000	54000	25650.00	79650.00	134009.8	3650000
20	0	405000	54000	27000.00	81000.00	125591.6	3650000
						7681591.7	73000000

ΣΤΑΘΜ. ΚΟΣΤΟΣ
0.11

Υπολογισμός σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος για παροχή 10000 m³/ημέρα-Περίπτωση 5^ο σεναρίου-Αγρ. Άρδευση

ΕΤΗ	ΚΟΣΤΟΣ ΚΑΤΑΣΚΕΥΗΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΤΑΚΤΙΚΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΕΚΤΑΚΤΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΠΑΡΟΥΣΑ ΔΕΙΑ ΚΟΣΤΟΥΣ(7%)	ΣΥΝΟΛΙΚΗ ΠΟΣΟΤΗΤΑ ΛΥΜΑΤΟΣ
0	5200000	0	0	0	0	5200000.0	
1	0	1300000	104000	2600.00	106600.00	1314579.4	3650000
2	0	1300000	104000	5200.00	109200.00	1230849.9	3650000
3	0	1300000	104000	7800.00	111800.00	1152449.3	3650000
4	0	1300000	104000	10400.00	114400.00	1079039.0	3650000
5	0	1300000	104000	13000.00	117000.00	1010301.4	3650000
6	0	1300000	104000	15600.00	119600.00	945939.4	3650000
7	0	1300000	104000	18200.00	122200.00	885674.7	3650000
8	0	1300000	104000	20800.00	124800.00	829246.6	3650000
9	0	1300000	104000	23400.00	127400.00	776411.0	3650000
10	0	1300000	104000	26000.00	130000.00	726939.5	3650000
11	0	1300000	104000	28600.00	132600.00	680617.9	3650000
12	0	1300000	104000	31200.00	135200.00	637246.0	3650000
13	0	1300000	104000	33800.00	137800.00	596635.9	3650000
14	0	1300000	104000	36400.00	140400.00	558612.0	3650000
15	0	1300000	104000	39000.00	143000.00	523009.6	3650000
16	0	1300000	104000	41600.00	145600.00	489674.7	3650000
17	0	1300000	104000	44200.00	148200.00	458463.0	3650000
18	0	1300000	104000	46800.00	150800.00	429239.4	3650000
19	0	1300000	104000	49400.00	153400.00	401877.2	3650000
20	0	1300000	104000	52000.00	156000.00	376258.1	3650000
						20303064.0	73000000

ΣΤΑΘΜ. ΚΟΣΤΟΣ
0.28

Υπολογισμός σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος για παροχή 10000 m³/ημέρα-Περίπτωση 6^ο σεναρίου-Αγρ. Άρδευση

ΕΤΗ	ΚΟΣΤΟΣ ΚΑΤΑΣΚΕΥΗΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΤΑΚΤΙΚΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΕΚΤΑΚΤΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΠΑΡΟΥΣΑ ΑΞΙΑ ΚΟΣΤΟΥΣ(7%)	ΣΥΝΟΛΙΚΗ ΠΟΣΟΤΗΤΑ ΛΥΜΑΤΟΣ
0	5400000	0	0	0	0	5400000.0	
1	0	1350000	108000	2700.00	110700.00	1365140.2	3650000
2	0	1350000	108000	5400.00	113400.00	1278190.2	3650000
3	0	1350000	108000	8100.00	116100.00	1196774.3	3650000
4	0	1350000	108000	10800.00	118800.00	1120540.5	3650000
5	0	1350000	108000	13500.00	121500.00	1049159.2	3650000
6	0	1350000	108000	16200.00	124200.00	982321.7	3650000
7	0	1350000	108000	18900.00	126900.00	919739.1	3650000
8	0	1350000	108000	21600.00	129600.00	861140.7	3650000
9	0	1350000	108000	24300.00	132300.00	806273.0	3650000
10	0	1350000	108000	27000.00	135000.00	754898.7	3650000
11	0	1350000	108000	29700.00	137700.00	706795.6	3650000
12	0	1350000	108000	32400.00	140400.00	661755.4	3650000
13	0	1350000	108000	35100.00	143100.00	619583.4	3650000
14	0	1350000	108000	37800.00	145800.00	580097.0	3650000
15	0	1350000	108000	40500.00	148500.00	543125.4	3650000
16	0	1350000	108000	43200.00	151200.00	508508.4	3650000
17	0	1350000	108000	45900.00	153900.00	476096.2	3650000
18	0	1350000	108000	48600.00	156600.00	445748.6	3650000
19	0	1350000	108000	51300.00	159300.00	417334.0	3650000
20	0	1350000	108000	54000.00	162000.00	390729.5	3650000
						21083951.1	73000000

ΣΤΑΘΜ. ΚΟΣΤΟΣ
0.29

Υπολογισμός σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος για παροχή 25000 m³/ημέρα-Περίπτωση 3^ο σεναρίου-Αγρ. Άρδευση

ΕΤΗ	ΚΟΣΤΟΣ ΚΑΤΑΣΚΕΥΗΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΤΑΚΤΙΚΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΕΚΤΑΚΤΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΠΑΡΟΥΣΑ ΑΞΙΑ ΚΟΣΤΟΥΣ(7%)	ΣΥΝΟΛΙΚΗ ΠΟΣΟΤΗΤΑ ΛΥΜΑΤΟΣ
0	380000	0	0	0	0	380000.0	
1	0	570000	76000	1900.00	77900.00	605514.0	9125000
2	0	570000	76000	3800.00	79800.00	567560.5	9125000
3	0	570000	76000	5700.00	81700.00	531981.3	9125000
4	0	570000	76000	7600.00	83600.00	498628.3	9125000
5	0	570000	76000	9500.00	85500.00	467362.4	9125000
6	0	570000	76000	11400.00	87400.00	438053.4	9125000
7	0	570000	76000	13300.00	89300.00	410578.9	9125000
8	0	570000	76000	15200.00	91200.00	384824.4	9125000
9	0	570000	76000	17100.00	93100.00	360682.5	9125000
10	0	570000	76000	19000.00	95000.00	338052.3	9125000
11	0	570000	76000	20900.00	96900.00	316839.4	9125000
12	0	570000	76000	22800.00	98800.00	296955.2	9125000
13	0	570000	76000	24700.00	100700.00	278316.7	9125000
14	0	570000	76000	26600.00	102600.00	260845.9	9125000
15	0	570000	76000	28500.00	104500.00	244469.8	9125000
16	0	570000	76000	30400.00	106400.00	229120.1	9125000
17	0	570000	76000	32300.00	108300.00	214732.4	9125000
18	0	570000	76000	34200.00	110200.00	201246.6	9125000
19	0	570000	76000	36100.00	112100.00	188606.3	9125000
20	0	570000	76000	38000.00	114000.00	176758.6	9125000
						10811129.0	182500000

ΣΤΑΘΜ. ΚΟΣΤΟΣ
0.06

Υπολογισμός σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος για παροχή 25000 m³/ημέρα-Περίπτωση 4^ο σεναρίου-Αγρ. Άρδευση

ΕΤΗ	ΚΟΣΤΟΣ ΚΑΤΑΣΚΕΥΗΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΤΑΚΤΙΚΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΕΚΤΑΚΤΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΠΑΡΟΥΣΑ ΑΞΙΑ ΚΟΣΤΟΥΣ(7%)	ΣΥΝΟΛΙΚΗ ΠΟΣΟΤΗΤΑ ΛΥΜΑΤΟΣ
0	4100000	0	0	0	0	4100000.0	
1	0	615000	82000	2050.00	84050.00	653317.8	9125000
2	0	615000	82000	4100.00	86100.00	612367.9	9125000
3	0	615000	82000	6150.00	88150.00	573979.9	9125000
4	0	615000	82000	8200.00	90200.00	537993.7	9125000
5	0	615000	82000	10250.00	92250.00	504259.5	9125000
6	0	615000	82000	12300.00	94300.00	472636.5	9125000
7	0	615000	82000	14350.00	96350.00	442993.0	9125000
8	0	615000	82000	16400.00	98400.00	415205.3	9125000
9	0	615000	82000	18450.00	100450.00	389157.4	9125000
10	0	615000	82000	20500.00	102500.00	364740.6	9125000
11	0	615000	82000	22550.00	104550.00	341853.0	9125000
12	0	615000	82000	24600.00	106600.00	320399.0	9125000
13	0	615000	82000	26650.00	108650.00	300289.0	9125000
14	0	615000	82000	28700.00	110700.00	281439.0	9125000
15	0	615000	82000	30750.00	112750.00	263770.1	9125000
16	0	615000	82000	32800.00	114800.00	247208.5	9125000
17	0	615000	82000	34850.00	116850.00	231685.0	9125000
18	0	615000	82000	36900.00	118900.00	217134.5	9125000
19	0	615000	82000	38950.00	120950.00	203496.3	9125000
20	0	615000	82000	41000.00	123000.00	190713.2	9125000
						11664639.2	182500000

ΣΤΑΘΜ. ΚΟΣΤΟΣ
0.06

Υπολογισμός σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος για παροχή 25000 m³/ημέρα-Περίπτωση 5^ο σεναρίου-Αγρ. Άρδευση

ΕΤΗ	ΚΟΣΤΟΣ ΚΑΤΑΣΚΕΥΗΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΤΑΚΤΙΚΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΕΚΤΑΚΤΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΠΑΡΟΥΣΑ ΑΞΙΑ ΚΟΣΤΟΥΣ(7%)	ΣΥΝΟΛΙΚΗ ΠΟΣΟΤΗΤΑ ΛΥΜΑΤΟΣ
0	9200000	0	0	0	0	9200000.0	
1	0	2300000	184000	4600.00	188600.00	2325794.4	9125000
2	0	2300000	184000	9200.00	193200.00	2177657.4	9125000
3	0	2300000	184000	13800.00	197800.00	2038948.8	9125000
4	0	2300000	184000	18400.00	202400.00	1909069.0	9125000
5	0	2300000	184000	23000.00	207000.00	1787456.4	9125000
6	0	2300000	184000	27600.00	211600.00	1673585.1	9125000
7	0	2300000	184000	32200.00	216200.00	1566962.9	9125000
8	0	2300000	184000	36800.00	220800.00	1467128.6	9125000
9	0	2300000	184000	41400.00	225400.00	1373650.3	9125000
10	0	2300000	184000	46000.00	230000.00	1286123.7	9125000
11	0	2300000	184000	50600.00	234600.00	1204170.2	9125000
12	0	2300000	184000	55200.00	239200.00	1127435.2	9125000
13	0	2300000	184000	59800.00	243800.00	1055586.6	9125000
14	0	2300000	184000	64400.00	248400.00	988313.5	9125000
15	0	2300000	184000	69000.00	253000.00	925324.7	9125000
16	0	2300000	184000	73600.00	257600.00	866347.6	9125000
17	0	2300000	184000	78200.00	262200.00	811126.9	9125000
18	0	2300000	184000	82800.00	266800.00	759423.5	9125000
19	0	2300000	184000	87400.00	271400.00	711013.5	9125000
20	0	2300000	184000	92000.00	276000.00	665687.4	9125000
						35920805.5	18250000

ΣΤΑΘΜ. ΚΟΣΤΟΣ
0.20

Υπολογισμός σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος για παροχή 25000 m³/ημέρα-Περίπτωση 6^ο σεναρίου-Αγρ. Άρδευση

ΕΤΗ	ΚΟΣΤΟΣ ΚΑΤΑΣΚΕΥΗΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΤΑΚΤΙΚΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΕΚΤΑΚΤΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΠΑΡΟΥΣΑ ΑΞΙΑ ΚΟΣΤΟΥΣ(7%)	ΣΥΝΟΛΙΚΗ ΠΟΣΟΤΗΤΑ ΛΥΜΑΤΟΣ
0	9500000	0	0	0	0	9500000.0	
1	0	2375000	190000	4750.00	194750.00	2401635.5	9125000
2	0	2375000	190000	9500.00	199500.00	2248668.0	9125000
3	0	2375000	190000	14250.00	204250.00	2105436.3	9125000
4	0	2375000	190000	19000.00	209000.00	1971321.2	9125000
5	0	2375000	190000	23750.00	213750.00	1845743.0	9125000
6	0	2375000	190000	28500.00	218500.00	1728158.6	9125000
7	0	2375000	190000	33250.00	223250.00	1618059.5	9125000
8	0	2375000	190000	38000.00	228000.00	1514969.7	9125000
9	0	2375000	190000	42750.00	232750.00	1418443.2	9125000
10	0	2375000	190000	47500.00	237500.00	1328062.5	9125000
11	0	2375000	190000	52250.00	242250.00	1243436.6	9125000
12	0	2375000	190000	57000.00	247000.00	1164199.4	9125000
13	0	2375000	190000	61750.00	251750.00	1090007.9	9125000
14	0	2375000	190000	66500.00	256500.00	1020541.1	9125000
15	0	2375000	190000	71250.00	261250.00	955498.3	9125000
16	0	2375000	190000	76000.00	266000.00	894598.1	9125000
17	0	2375000	190000	80750.00	270750.00	837576.7	9125000
18	0	2375000	190000	85500.00	275500.00	784187.3	9125000
19	0	2375000	190000	90250.00	280250.00	734198.8	9125000
20	0	2375000	190000	95000.00	285000.00	687394.5	9125000
						37092136.1	18250000

ΣΤΑΘΜ. ΚΟΣΤΟΣ
0.20

Υπολογισμός σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος για παροχή 40000 m³/ημέρα-Περίπτωση 3^ο σεναρίου-Αγρ. Άρδευση

ΕΤΗ	ΚΟΣΤΟΣ ΚΑΤΑΣΚΕΥΗΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΤΑΚΤΙΚΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΕΚΤΑΚΤΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΠΑΡΟΥΣΑ ΔΕΙΑ ΚΟΣΤΟΥΣ(7%)	ΣΥΝΟΛΙΚΗ ΠΟΣΟΤΗΤΑ ΛΥΜΑΤΟΣ
0	5200000	0	0	0	0	5200000.0	
1	0	780000	104000	2600.00	106600.00	828598.1	14600000
2	0	780000	104000	5200.00	109200.00	776661.7	14600000
3	0	780000	104000	7800.00	111800.00	727974.4	14600000
4	0	780000	104000	10400.00	114400.00	682333.5	14600000
5	0	780000	104000	13000.00	117000.00	639548.6	14600000
6	0	780000	104000	15600.00	119600.00	599441.5	14600000
7	0	780000	104000	18200.00	122200.00	561844.8	14600000
8	0	780000	104000	20800.00	124800.00	526601.8	14600000
9	0	780000	104000	23400.00	127400.00	493565.5	14600000
10	0	780000	104000	26000.00	130000.00	462597.9	14600000
11	0	780000	104000	28600.00	132600.00	433569.7	14600000
12	0	780000	104000	31200.00	135200.00	406359.7	14600000
13	0	780000	104000	33800.00	137800.00	380854.4	14600000
14	0	780000	104000	36400.00	140400.00	356947.0	14600000
15	0	780000	104000	39000.00	143000.00	334537.7	14600000
16	0	780000	104000	41600.00	145600.00	313532.7	14600000
17	0	780000	104000	44200.00	148200.00	293844.3	14600000
18	0	780000	104000	46800.00	150800.00	275390.1	14600000
19	0	780000	104000	49400.00	153400.00	258092.9	14600000
20	0	780000	104000	52000.00	156000.00	241880.2	14600000
						14794176.6	292000000

ΣΤΑΘΜ. ΚΟΣΤΟΣ
0.05

Υπολογισμός σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος για παροχή 40000 m³/ημέρα-Περίπτωση 4^ο σεναρίου-Αγρ. Άρδευση

ΕΤΗ	ΚΟΣΤΟΣ ΚΑΤΑΣΚΕΥΗΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΤΑΚΤΙΚΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΕΚΤΑΚΤΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΠΑΡΟΥΣΑ ΛΕΙΑ ΚΟΣΤΟΥΣ(7%)	ΣΥΝΟΛΙΚΗ ΠΟΣΟΤΗΤΑ ΛΥΜΑΤΟΣ
0	5600000	0	0	0	0	5600000.0	
1	0	840000	112000	2800.00	114800.00	892336.4	14600000
2	0	840000	112000	5600.00	117600.00	836404.9	14600000
3	0	840000	112000	8400.00	120400.00	783972.5	14600000
4	0	840000	112000	11200.00	123200.00	734820.7	14600000
5	0	840000	112000	14000.00	126000.00	688744.6	14600000
6	0	840000	112000	16800.00	128800.00	645552.3	14600000
7	0	840000	112000	19600.00	131600.00	605063.6	14600000
8	0	840000	112000	22400.00	134400.00	567109.7	14600000
9	0	840000	112000	25200.00	137200.00	531532.1	14600000
10	0	840000	112000	28000.00	140000.00	498182.3	14600000
11	0	840000	112000	30800.00	142800.00	466921.2	14600000
12	0	840000	112000	33600.00	145600.00	437618.2	14600000
13	0	840000	112000	36400.00	148400.00	410150.9	14600000
14	0	840000	112000	39200.00	151200.00	384404.4	14600000
15	0	840000	112000	42000.00	154000.00	360271.3	14600000
16	0	840000	112000	44800.00	156800.00	337650.6	14600000
17	0	840000	112000	47600.00	159600.00	316447.8	14600000
18	0	840000	112000	50400.00	162400.00	296574.0	14600000
19	0	840000	112000	53200.00	165200.00	277946.2	14600000
20	0	840000	112000	56000.00	168000.00	260486.4	14600000
						15932190.2	292000000

ΣΤΑΘΜ. ΚΟΣΤΟΣ
0.05

Υπολογισμός σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος για παροχή 40000 m³/ημέρα-Περίπτωση 5^ο σεναρίου-Αγρ. Άρδευση

ΕΤΗ	ΚΟΣΤΟΣ ΚΑΤΑΣΚΕΥΗΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΤΑΚΤΙΚΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΕΚΤΑΚΤΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΠΑΡΟΥΣΑ ΔΕΙΑ ΚΟΣΤΟΥΣ(7%)	ΣΥΝΟΛΙΚΗ ΠΟΣΟΤΗΤΑ ΛΥΜΑΤΟΣ
0	13100000	0	0	0	0	13100000.0	
1	0	3275000	262000	6550.00	268550.00	3311729.0	14600000
2	0	3275000	262000	13100.00	275100.00	3100794.8	14600000
3	0	3275000	262000	19650.00	281650.00	2903285.8	14600000
4	0	3275000	262000	26200.00	288200.00	2718348.2	14600000
5	0	3275000	262000	32750.00	294750.00	2545182.4	14600000
6	0	3275000	262000	39300.00	301300.00	2383039.7	14600000
7	0	3275000	262000	45850.00	307850.00	2231218.9	14600000
8	0	3275000	262000	52400.00	314400.00	2089063.5	14600000
9	0	3275000	262000	58950.00	320950.00	1955958.5	14600000
10	0	3275000	262000	65500.00	327500.00	1831328.3	14600000
11	0	3275000	262000	72050.00	334050.00	1714633.7	14600000
12	0	3275000	262000	78600.00	340600.00	1605369.6	14600000
13	0	3275000	262000	85150.00	347150.00	1503063.5	14600000
14	0	3275000	262000	91700.00	353700.00	1407272.4	14600000
15	0	3275000	262000	98250.00	360250.00	1317581.9	14600000
16	0	3275000	262000	104800.00	366800.00	1233603.7	14600000
17	0	3275000	262000	111350.00	373350.00	1154974.2	14600000
18	0	3275000	262000	117900.00	379900.00	1081353.0	14600000
19	0	3275000	262000	124450.00	386450.00	1012421.4	14600000
20	0	3275000	262000	131000.00	393000.00	947880.9	14600000
						51148103.5	292000000

ΣΤΑΘΜ. ΚΟΣΤΟΣ
0.18

Υπολογισμός σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος για παροχή 40000 m³/ημέρα-Περίπτωση 6^ο σεναρίου-Αγρ. Άρδευση

ΕΤΗ	ΚΟΣΤΟΣ ΚΑΤΑΣΚΕΥΗΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΤΑΚΤΙΚΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΕΚΤΑΚΤΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΠΑΡΟΥΣΑ ΑΞΙΑ ΚΟΣΤΟΥΣ(7%)	ΣΥΝΟΛΙΚΗ ΠΟΣΟΤΗΤΑ ΛΥΜΑΤΟΣ
0	1350000	0	0	0	0	1350000.0	
1	0	3375000	270000	6750.00	276750.00	3412850.5	14600000
2	0	3375000	270000	13500.00	283500.00	3195475.6	14600000
3	0	3375000	270000	20250.00	290250.00	2991935.8	14600000
4	0	3375000	270000	27000.00	297000.00	2801351.2	14600000
5	0	3375000	270000	33750.00	303750.00	2622897.9	14600000
6	0	3375000	270000	40500.00	310500.00	2455804.3	14600000
7	0	3375000	270000	47250.00	317250.00	2299347.7	14600000
8	0	3375000	270000	54000.00	324000.00	2152851.7	14600000
9	0	3375000	270000	60750.00	330750.00	2015682.5	14600000
10	0	3375000	270000	67500.00	337500.00	1887246.7	14600000
11	0	3375000	270000	74250.00	344250.00	1766988.9	14600000
12	0	3375000	270000	81000.00	351000.00	1654388.6	14600000
13	0	3375000	270000	87750.00	357750.00	1548958.5	14600000
14	0	3375000	270000	94500.00	364500.00	1450242.6	14600000
15	0	3375000	270000	101250.00	371250.00	1357813.4	14600000
16	0	3375000	270000	108000.00	378000.00	1271270.9	14600000
17	0	3375000	270000	114750.00	384750.00	1190240.6	14600000
18	0	3375000	270000	121500.00	391500.00	1114371.4	14600000
19	0	3375000	270000	128250.00	398250.00	1043335.1	14600000
20	0	3375000	270000	135000.00	405000.00	976823.8	14600000
						52709877.7	292000000

ΣΤΑΘΜ. ΚΟΣΤΟΣ
0.18

Υπολογισμός σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος για παροχή 10000 m³/ημέρα-Περίπτωση 3^ο σεναρίου-Αστ. Άρδευση

ΕΤΗ	ΚΟΣΤΟΣ ΚΑΤΑΣΚΕΥΗΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΤΑΚΤΙΚΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΕΚΤΑΚΤΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΠΑΡΟΥΣΑ ΛΕΙΑ ΚΟΣΤΟΥΣ(7%)	ΣΥΝΟΛΙΚΗ ΠΟΣΟΤΗΤΑ ΛΥΜΑΤΟΣ
0	510000	0	0	0	0	510000.0	
1	0	765000	102000	2550.00	104550.00	812663.6	3650000
2	0	765000	102000	5100.00	107100.00	761725.9	3650000
3	0	765000	102000	7650.00	109650.00	713974.9	3650000
4	0	765000	102000	10200.00	112200.00	669211.7	3650000
5	0	765000	102000	12750.00	114750.00	627249.6	3650000
6	0	765000	102000	15300.00	117300.00	587913.7	3650000
7	0	765000	102000	17850.00	119850.00	551040.1	3650000
8	0	765000	102000	20400.00	122400.00	516474.9	3650000
9	0	765000	102000	22950.00	124950.00	484073.8	3650000
10	0	765000	102000	25500.00	127500.00	453701.7	3650000
11	0	765000	102000	28050.00	130050.00	425231.8	3650000
12	0	765000	102000	30600.00	132600.00	398545.1	3650000
13	0	765000	102000	33150.00	135150.00	373530.2	3650000
14	0	765000	102000	35700.00	137700.00	350082.6	3650000
15	0	765000	102000	38250.00	140250.00	328104.3	3650000
16	0	765000	102000	40800.00	142800.00	307503.3	3650000
17	0	765000	102000	43350.00	145350.00	288193.5	3650000
18	0	765000	102000	45900.00	147900.00	270094.2	3650000
19	0	765000	102000	48450.00	150450.00	253129.6	3650000
20	0	765000	102000	51000.00	153000.00	237228.6	3650000
						14509673.2	73000000

ΣΤΑΘΜ. ΚΟΣΤΟΣ
0.20

Υπολογισμός σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος για παροχή 10000 m³/ημέρα-Περίπτωση 4^ο σεναρίου-Αστ. Άρδευση

ΕΤΗ	ΚΟΣΤΟΣ ΚΑΤΑΣΚΕΥΗΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΤΑΚΤΙΚΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΕΚΤΑΚΤΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΠΑΡΟΥΣΑ ΔΕΙΑ ΚΟΣΤΟΥΣ(7%)	ΣΥΝΟΛΙΚΗ ΠΟΣΟΤΗΤΑ ΛΥΜΑΤΟΣ
0	5300000	0	0	0	0	5300000.0	
1	0	795000	106000	2650.00	108650.00	844532.7	3650000
2	0	795000	106000	5300.00	111300.00	791597.5	3650000
3	0	795000	106000	7950.00	113950.00	741974.0	3650000
4	0	795000	106000	10600.00	116600.00	695455.3	3650000
5	0	795000	106000	13250.00	119250.00	651847.6	3650000
6	0	795000	106000	15900.00	121900.00	610969.2	3650000
7	0	795000	106000	18550.00	124550.00	572649.5	3650000
8	0	795000	106000	21200.00	127200.00	536728.8	3650000
9	0	795000	106000	23850.00	129850.00	503057.1	3650000
10	0	795000	106000	26500.00	132500.00	471494.0	3650000
11	0	795000	106000	29150.00	135150.00	441907.6	3650000
12	0	795000	106000	31800.00	137800.00	414174.4	3650000
13	0	795000	106000	34450.00	140450.00	388178.5	3650000
14	0	795000	106000	37100.00	143100.00	363811.4	3650000
15	0	795000	106000	39750.00	145750.00	340971.1	3650000
16	0	795000	106000	42400.00	148400.00	319562.2	3650000
17	0	795000	106000	45050.00	151050.00	299495.2	3650000
18	0	795000	106000	47700.00	153700.00	280686.1	3650000
19	0	795000	106000	50350.00	156350.00	263056.2	3650000
20	0	795000	106000	53000.00	159000.00	246531.7	3650000
						15078680.0	73000000

ΣΤΑΘΜ. ΚΟΣΤΟΣ
0.21

Υπολογισμός σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος για παροχή 10000 m³/ημέρα-Περίπτωση 5^ο σεναρίου-Αστ. Άρδευση

ΕΤΗ	ΚΟΣΤΟΣ ΚΑΤΑΣΚΕΥΗΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ ^α	ΚΟΣΤΟΣ ΤΑΚΤΙΚΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΕΚΤΑΚΤΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΠΑΡΟΥΣΑ ΛΕΙΑ ΚΟΣΤΟΥΣ(7%)	ΣΥΝΟΛΙΚΗ ΠΟΣΟΤΗΤΑ ΛΥΜΑΤΟΣ
0	7800000	0	0	0	0	7800000.0	
1	0	1690000	156000	3900.00	159900.00	1728878.5	3650000
2	0	1690000	156000	7800.00	163800.00	1619180.7	3650000
3	0	1690000	156000	11700.00	167700.00	1516436.6	3650000
4	0	1690000	156000	15600.00	171600.00	1420205.7	3650000
5	0	1690000	156000	19500.00	175500.00	1330075.7	3650000
6	0	1690000	156000	23400.00	179400.00	1245660.2	3650000
7	0	1690000	156000	27300.00	183300.00	1166597.1	3650000
8	0	1690000	156000	31200.00	187200.00	1092547.5	3650000
9	0	1690000	156000	35100.00	191100.00	1023193.8	3650000
10	0	1690000	156000	39000.00	195000.00	958238.4	3650000
11	0	1690000	156000	42900.00	198900.00	897402.8	3650000
12	0	1690000	156000	46800.00	202800.00	840425.8	3650000
13	0	1690000	156000	50700.00	206700.00	787063.1	3650000
14	0	1690000	156000	54600.00	210600.00	737085.4	3650000
15	0	1690000	156000	58500.00	214500.00	690278.4	3650000
16	0	1690000	156000	62400.00	218400.00	646441.1	3650000
17	0	1690000	156000	66300.00	222300.00	605385.2	3650000
18	0	1690000	156000	70200.00	226200.00	566934.4	3650000
19	0	1690000	156000	74100.00	230100.00	530923.7	3650000
20	0	1690000	156000	78000.00	234000.00	497198.2	3650000
						27700152.3	7300000

^α Στην περίπτωση αυτή το κόστος λειτουργίας προσαυξήθηκε μόνο επί του κόστους κατασκευής των μονάδων προχωρημένης επεξεργασίας κι όχι επί του κόστους κατασκευής του διπλού δικτύου διανομής

ΣΤΑΘΜ. ΚΟΣΤΟΣ
0.38

Υπολογισμός σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος για παροχή 10000 m³/ημέρα-Περίπτωση 6^ο σεναρίου-Αστ. Άρδευση

ΕΤΗ	ΚΟΣΤΟΣ ΚΑΤΑΣΚΕΥΗΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ ^α	ΚΟΣΤΟΣ ΤΑΚΤΙΚΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΕΚΤΑΚΤΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΠΑΡΟΥΣΑ ΑΞΙΑ ΚΟΣΤΟΥΣ(7%)	ΣΥΝΟΛΙΚΗ ΠΟΣΟΤΗΤΑ ΛΥΜΑΤΟΣ
0	800000	0	0	0	0	800000.0	
1	0	1740000	160000	4000.00	164000.00	1779439.3	3650000
2	0	1740000	160000	8000.00	168000.00	1666521.1	3650000
3	0	1740000	160000	12000.00	172000.00	1560761.5	3650000
4	0	1740000	160000	16000.00	176000.00	1461707.2	3650000
5	0	1740000	160000	20000.00	180000.00	1368933.5	3650000
6	0	1740000	160000	24000.00	184000.00	1282042.4	3650000
7	0	1740000	160000	28000.00	188000.00	1200661.5	3650000
8	0	1740000	160000	32000.00	192000.00	1124441.6	3650000
9	0	1740000	160000	36000.00	196000.00	1053055.7	3650000
10	0	1740000	160000	40000.00	200000.00	986197.6	3650000
11	0	1740000	160000	44000.00	204000.00	923580.4	3650000
12	0	1740000	160000	48000.00	208000.00	864935.3	3650000
13	0	1740000	160000	52000.00	212000.00	810010.6	3650000
14	0	1740000	160000	56000.00	216000.00	758570.5	3650000
15	0	1740000	160000	60000.00	220000.00	710394.2	3650000
16	0	1740000	160000	64000.00	224000.00	665274.8	3650000
17	0	1740000	160000	68000.00	228000.00	623018.4	3650000
18	0	1740000	160000	72000.00	232000.00	583443.6	3650000
19	0	1740000	160000	76000.00	236000.00	546380.5	3650000
20	0	1740000	160000	80000.00	240000.00	511669.6	3650000
						28481039.4	7300000

^α Στην περίπτωση αυτή το κόστος λειτουργίας προσαυξήθηκε μόνο επί του κόστους κατασκευής των μονάδων προχωρημένης επεξεργασίας κι όχι επί του κόστους κατασκευής του διπλού δικτύου διανομής

ΣΤΑΘΜ. ΚΟΣΤΟΣ
0.39

Υπολογισμός σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος για παροχή 25000 m³/ημέρα-Περίπτωση 3^ο σεναρίου-Αστ. Άρδευση

ΕΤΗ	ΚΟΣΤΟΣ ΚΑΤΑΣΚΕΥΗΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΤΑΚΤΙΚΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΕΚΤΑΚΤΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΠΑΡΟΥΣΑ ΔΕΙΑ ΚΟΣΤΟΥΣ(7%)	ΣΥΝΟΛΙΚΗ ΠΟΣΟΤΗΤΑ ΛΥΜΑΤΟΣ
0	640000	0	0	0	0	640000.0	
1	0	960000	128000	3200.00	131200.00	1019813.1	9125000
2	0	960000	128000	6400.00	134400.00	955891.3	9125000
3	0	960000	128000	9600.00	137600.00	895968.5	9125000
4	0	960000	128000	12800.00	140800.00	839795.0	9125000
5	0	960000	128000	16000.00	144000.00	787136.7	9125000
6	0	960000	128000	19200.00	147200.00	737774.1	9125000
7	0	960000	128000	22400.00	150400.00	691501.3	9125000
8	0	960000	128000	25600.00	153600.00	648125.3	9125000
9	0	960000	128000	28800.00	156800.00	607465.2	9125000
10	0	960000	128000	32000.00	160000.00	569351.2	9125000
11	0	960000	128000	35200.00	163200.00	533624.2	9125000
12	0	960000	128000	38400.00	166400.00	500135.1	9125000
13	0	960000	128000	41600.00	169600.00	468743.8	9125000
14	0	960000	128000	44800.00	172800.00	439319.4	9125000
15	0	960000	128000	48000.00	176000.00	411738.7	9125000
16	0	960000	128000	51200.00	179200.00	385886.5	9125000
17	0	960000	128000	54400.00	182400.00	361654.6	9125000
18	0	960000	128000	57600.00	185600.00	338941.7	9125000
19	0	960000	128000	60800.00	188800.00	317652.8	9125000
20	0	960000	128000	64000.00	192000.00	297698.7	9125000
						18208217.3	182500000

ΣΤΑΘΜ. ΚΟΣΤΟΣ
0.10

Υπολογισμός σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος για παροχή 25000 m³/ημέρα-Περίπτωση 4^ο σεναρίου-Αστ. Άρδευση

ΕΤΗ	ΚΟΣΤΟΣ ΚΑΤΑΣΚΕΥΗΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΤΑΚΤΙΚΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΕΚΤΑΚΤΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΠΑΡΟΥΣΑ ΔΕΙΑ ΚΟΣΤΟΥΣ(7%)	ΣΥΝΟΛΙΚΗ ΠΟΣΟΤΗΤΑ ΛΥΜΑΤΟΣ
0	6700000	0	0	0	0	6700000.0	
1	0	1005000	134000	3350.00	137350.00	1067616.8	9125000
2	0	1005000	134000	6700.00	140700.00	1000698.8	9125000
3	0	1005000	134000	10050.00	144050.00	937967.1	9125000
4	0	1005000	134000	13400.00	147400.00	879160.4	9125000
5	0	1005000	134000	16750.00	150750.00	824033.8	9125000
6	0	1005000	134000	20100.00	154100.00	772357.3	9125000
7	0	1005000	134000	23450.00	157450.00	723915.4	9125000
8	0	1005000	134000	26800.00	160800.00	678506.2	9125000
9	0	1005000	134000	30150.00	164150.00	635940.1	9125000
10	0	1005000	134000	33500.00	167500.00	596039.5	9125000
11	0	1005000	134000	36850.00	170850.00	558637.9	9125000
12	0	1005000	134000	40200.00	174200.00	523578.9	9125000
13	0	1005000	134000	43550.00	177550.00	490716.2	9125000
14	0	1005000	134000	46900.00	180900.00	459912.5	9125000
15	0	1005000	134000	50250.00	184250.00	431038.9	9125000
16	0	1005000	134000	53600.00	187600.00	403974.9	9125000
17	0	1005000	134000	56950.00	190950.00	378607.1	9125000
18	0	1005000	134000	60300.00	194300.00	354829.6	9125000
19	0	1005000	134000	63650.00	197650.00	332542.7	9125000
20	0	1005000	134000	67000.00	201000.00	311653.3	9125000
						19061727.5	182500000

ΣΤΑΘΜ. ΚΟΣΤΟΣ
0.10

Υπολογισμός σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος για παροχή 25000 m³/ημέρα-Περίπτωση 5^{ov} σεναρίου-Αστ. Άρδευση

ΕΤΗ	ΚΟΣΤΟΣ ΚΑΤΑΣΚΕΥΗΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ ^α	ΚΟΣΤΟΣ ΤΑΚΤΙΚΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΕΚΤΑΚΤΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΠΑΡΟΥΣΑ ΛΕΙΑ ΚΟΣΤΟΥΣ(7%)	ΣΥΝΟΛΙΚΗ ΠΟΣΟΤΗΤΑ ΛΥΜΑΤΟΣ
0	1180000	0	0	0	0	1180000.0	
1	0	269000	23600	5900.00	241900.00	2740093.5	912500
2	0	269000	23600	11800.00	247800.00	2565988.3	912500
3	0	269000	23600	17700.00	253700.00	2402936.1	912500
4	0	269000	23600	23600.00	259600.00	2250235.7	912500
5	0	269000	23600	29500.00	265500.00	2107230.7	912500
6	0	269000	23600	35400.00	271400.00	1973305.9	912500
7	0	269000	23600	41300.00	277300.00	1847885.3	912500
8	0	269000	23600	47200.00	283200.00	1730429.5	912500
9	0	269000	23600	53100.00	289100.00	1620433.0	912500
10	0	269000	23600	59000.00	295000.00	1517422.6	912500
11	0	269000	23600	64900.00	300900.00	1420955.0	912500
12	0	269000	23600	70800.00	306800.00	1330615.0	912500
13	0	269000	23600	76700.00	312700.00	1246013.7	912500
14	0	269000	23600	82600.00	318600.00	1166787.0	912500
15	0	269000	23600	88500.00	324500.00	1092593.5	912500
16	0	269000	23600	94400.00	330400.00	1023114.0	912500
17	0	269000	23600	100300.00	336300.00	958049.1	912500
18	0	269000	23600	106200.00	342200.00	897118.6	912500
19	0	269000	23600	112100.00	348100.00	840060.0	912500
20	0	269000	23600	118000.00	354000.00	786627.4	912500
						43317893.8	18250000

^α Στην περίπτωση αυτή το κόστος λειτουργίας προσαυξήθηκε μόνο επί του κόστους κατασκευής των μονάδων προχωρημένης επεξεργασίας κι όχι επί του κόστους κατασκευής του διπλού δικτύου διανομής

ΣΤΑΘΜ. ΚΟΣΤΟΣ
0.24

Υπολογισμός σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος για παροχή 25000 m³/ημέρα-Περίπτωση 6^ο σεναρίου-Αστ. Άρδευση

ΕΤΗ	ΚΟΣΤΟΣ ΚΑΤΑΣΚΕΥΗΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ ^α	ΚΟΣΤΟΣ ΤΑΚΤΙΚΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΕΚΤΑΚΤΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΠΑΡΟΥΣΑ ΛΕΙΑ ΚΟΣΤΟΥΣ(7%)	ΣΥΝΟΛΙΚΗ ΠΟΣΟΤΗΤΑ ΛΥΜΑΤΟΣ
0	12100000	0	0	0	0	12100000.0	
1	0	2765000	242000	6050.00	248050.00	2815934.6	9125000
2	0	2765000	242000	12100.00	254100.00	2636998.9	9125000
3	0	2765000	242000	18150.00	260150.00	2469423.5	9125000
4	0	2765000	242000	24200.00	266200.00	2312488.0	9125000
5	0	2765000	242000	30250.00	272250.00	2165517.3	9125000
6	0	2765000	242000	36300.00	278300.00	2027879.3	9125000
7	0	2765000	242000	42350.00	284350.00	1898981.9	9125000
8	0	2765000	242000	48400.00	290400.00	1778270.6	9125000
9	0	2765000	242000	54450.00	296450.00	1665226.0	9125000
10	0	2765000	242000	60500.00	302500.00	1559361.5	9125000
11	0	2765000	242000	66550.00	308550.00	1460221.5	9125000
12	0	2765000	242000	72600.00	314600.00	1367379.2	9125000
13	0	2765000	242000	78650.00	320650.00	1280435.0	9125000
14	0	2765000	242000	84700.00	326700.00	1199014.6	9125000
15	0	2765000	242000	90750.00	332750.00	1122767.2	9125000
16	0	2765000	242000	96800.00	338800.00	1051364.4	9125000
17	0	2765000	242000	102850.00	344850.00	984498.9	9125000
18	0	2765000	242000	108900.00	350900.00	921882.4	9125000
19	0	2765000	242000	114950.00	356950.00	863245.2	9125000
20	0	2765000	242000	121000.00	363000.00	808334.6	9125000
						44489224.4	18250000

^α Στην περίπτωση αυτή το κόστος λειτουργίας προσαυξήθηκε μόνο επί του κόστους κατασκευής των μονάδων προχωρημένης επεξεργασίας κι όχι επί του κόστους κατασκευής του διπλού δικτύου διανομής

ΣΤΑΘΜ. ΚΟΣΤΟΣ
0.24

Υπολογισμός σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος για παροχή 40000 m³/ημέρα-Περίπτωση 3^ο σεναρίου-Αστ. Άρδευση

ΕΤΗ	ΚΟΣΤΟΣ ΚΑΤΑΣΚΕΥΗΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΤΑΚΤΙΚΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΕΚΤΑΚΤΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΠΑΡΟΥΣΑ ΔΕΙΑ ΚΟΣΤΟΥΣ(7%)	ΣΥΝΟΛΙΚΗ ΠΟΣΟΤΗΤΑ ΛΥΜΑΤΟΣ
0	7800000	0	0	0	0	7800000.0	
1	0	1170000	156000	3900.00	159900.00	1242897.2	14600000
2	0	1170000	156000	7800.00	163800.00	1164992.6	14600000
3	0	1170000	156000	11700.00	167700.00	1091961.7	14600000
4	0	1170000	156000	15600.00	171600.00	1023500.2	14600000
5	0	1170000	156000	19500.00	175500.00	959322.9	14600000
6	0	1170000	156000	23400.00	179400.00	899162.2	14600000
7	0	1170000	156000	27300.00	183300.00	842767.2	14600000
8	0	1170000	156000	31200.00	187200.00	789902.8	14600000
9	0	1170000	156000	35100.00	191100.00	740348.2	14600000
10	0	1170000	156000	39000.00	195000.00	693896.8	14600000
11	0	1170000	156000	42900.00	198900.00	650354.5	14600000
12	0	1170000	156000	46800.00	202800.00	609539.6	14600000
13	0	1170000	156000	50700.00	206700.00	571281.6	14600000
14	0	1170000	156000	54600.00	210600.00	535420.5	14600000
15	0	1170000	156000	58500.00	214500.00	501806.5	14600000
16	0	1170000	156000	62400.00	218400.00	470299.1	14600000
17	0	1170000	156000	66300.00	222300.00	440766.5	14600000
18	0	1170000	156000	70200.00	226200.00	413085.2	14600000
19	0	1170000	156000	74100.00	230100.00	387139.3	14600000
20	0	1170000	156000	78000.00	234000.00	362820.3	14600000
						22191264.9	292000000

ΣΤΑΘΜ. ΚΟΣΤΟΣ
0.08

Υπολογισμός σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος για παροχή 40000 m³/ημέρα-Περίπτωση 4^ο σεναρίου-Αστ. Άρδευση

ΕΤΗ	ΚΟΣΤΟΣ ΚΑΤΑΣΚΕΥΗΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΤΑΚΤΙΚΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΕΚΤΑΚΤΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΠΑΡΟΥΣΑ ΔΕΙΑ ΚΟΣΤΟΥΣ(7%)	ΣΥΝΟΛΙΚΗ ΠΟΣΟΤΗΤΑ ΛΥΜΑΤΟΣ
0	8200000	0	0	0	0	8200000.0	
1	0	1230000	164000	4100.00	168100.00	1306635.5	14600000
2	0	1230000	164000	8200.00	172200.00	1224735.8	14600000
3	0	1230000	164000	12300.00	176300.00	1147959.7	14600000
4	0	1230000	164000	16400.00	180400.00	1075987.4	14600000
5	0	1230000	164000	20500.00	184500.00	1008519.0	14600000
6	0	1230000	164000	24600.00	188600.00	945273.1	14600000
7	0	1230000	164000	28700.00	192700.00	885986.1	14600000
8	0	1230000	164000	32800.00	196800.00	830410.6	14600000
9	0	1230000	164000	36900.00	200900.00	778314.8	14600000
10	0	1230000	164000	41000.00	205000.00	729481.2	14600000
11	0	1230000	164000	45100.00	209100.00	683706.0	14600000
12	0	1230000	164000	49200.00	213200.00	640798.1	14600000
13	0	1230000	164000	53300.00	217300.00	600578.0	14600000
14	0	1230000	164000	57400.00	221400.00	562877.9	14600000
15	0	1230000	164000	61500.00	225500.00	527540.2	14600000
16	0	1230000	164000	65600.00	229600.00	494417.0	14600000
17	0	1230000	164000	69700.00	233700.00	463369.9	14600000
18	0	1230000	164000	73800.00	237800.00	434269.1	14600000
19	0	1230000	164000	77900.00	241900.00	406992.6	14600000
20	0	1230000	164000	82000.00	246000.00	381426.4	14600000
						23329278.5	292000000

ΣΤΑΘΜ. ΚΟΣΤΟΣ
0.08

Υπολογισμός σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος για παροχή 40000 m³/ημέρα-Περίπτωση 5^ο σεναρίου-Αστ. Άρδευση

ΕΤΗ	ΚΟΣΤΟΣ ΚΑΤΑΣΚΕΥΗΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΤΑΚΤΙΚΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΕΚΤΑΚΤΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΠΑΡΟΥΣΑ ΛΕΙΑ ΚΟΣΤΟΥΣ(7%)	ΣΥΝΟΛΙΚΗ ΠΟΣΟΤΗΤΑ ΛΥΜΑΤΟΣ
0	15700000	0	0	0	0	15700000.0	
1	0	3665000	314000	7850.00	321850.00	3726028.0	14600000
2	0	3665000	314000	15700.00	329700.00	3489125.7	14600000
3	0	3665000	314000	23550.00	337550.00	3267273.1	14600000
4	0	3665000	314000	31400.00	345400.00	3059515.0	14600000
5	0	3665000	314000	39250.00	353250.00	2864956.7	14600000
6	0	3665000	314000	47100.00	361100.00	2682760.4	14600000
7	0	3665000	314000	54950.00	368950.00	2512141.3	14600000
8	0	3665000	314000	62800.00	376800.00	2352364.4	14600000
9	0	3665000	314000	70650.00	384650.00	2202741.3	14600000
10	0	3665000	314000	78500.00	392500.00	2062627.3	14600000
11	0	3665000	314000	86350.00	400350.00	1931418.5	14600000
12	0	3665000	314000	94200.00	408200.00	1808549.5	14600000
13	0	3665000	314000	102050.00	416050.00	1693490.7	14600000
14	0	3665000	314000	109900.00	423900.00	1585745.9	14600000
15	0	3665000	314000	117750.00	431750.00	1484850.7	14600000
16	0	3665000	314000	125600.00	439600.00	1390370.0	14600000
17	0	3665000	314000	133450.00	447450.00	1301896.4	14600000
18	0	3665000	314000	141300.00	455300.00	1219048.1	14600000
19	0	3665000	314000	149150.00	463150.00	1141467.9	14600000
20	0	3665000	314000	157000.00	471000.00	1068821.0	14600000
						59945191.8	292000000

^a Στην περίπτωση αυτή το κόστος λειτουργίας προσαυξήθηκε μόνο επί του κόστους κατασκευής των μονάδων προχωρημένης επεξεργασίας κι όχι επί του κόστους κατασκευής του διπλού δικτύου διανομής

ΣΤΑΘΜ. ΚΟΣΤΟΣ
0.21

Υπολογισμός σταθμισμένου κόστους παραγωγής ανακτημένου λύματος για παροχή 40000 m³/ημέρα-Περίπτωση 6^ο σεναρίου-Αστ. Άρδευση

ΕΤΗ	ΚΟΣΤΟΣ ΚΑΤΑΣΚΕΥΗΣ	ΚΟΣΤΟΣ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ ^α	ΚΟΣΤΟΣ ΤΑΚΤΙΚΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΕΚΤΑΚΤΩΝ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΚΟΣΤΟΣ ΣΥΝΤΗΡΗΣΕΩΝ	ΠΑΡΟΥΣΑ ΛΕΙΑ ΚΟΣΤΟΥΣ(7%)	ΣΥΝΟΛΙΚΗ ΠΟΣΟΤΗΤΑ ΛΥΜΑΤΟΣ
0	16100000	0	0	0	0	16100000.0	
1	0	3765000	322000	8050.00	330050.00	3827149.5	14600000
2	0	3765000	322000	16100.00	338100.00	3583806.4	14600000
3	0	3765000	322000	24150.00	346150.00	3355923.0	14600000
4	0	3765000	322000	32200.00	354200.00	3142518.0	14600000
5	0	3765000	322000	40250.00	362250.00	2942672.2	14600000
6	0	3765000	322000	48300.00	370300.00	2755525.0	14600000
7	0	3765000	322000	56350.00	378350.00	2580270.1	14600000
8	0	3765000	322000	64400.00	386400.00	2416152.6	14600000
9	0	3765000	322000	72450.00	394450.00	2262465.2	14600000
10	0	3765000	322000	80500.00	402500.00	2118545.7	14600000
11	0	3765000	322000	88550.00	410550.00	1983773.7	14600000
12	0	3765000	322000	96600.00	418600.00	1857568.4	14600000
13	0	3765000	322000	104650.00	426650.00	1739385.7	14600000
14	0	3765000	322000	112700.00	434700.00	1628716.1	14600000
15	0	3765000	322000	120750.00	442750.00	1525082.2	14600000
16	0	3765000	322000	128800.00	450800.00	1428037.3	14600000
17	0	3765000	322000	136850.00	458850.00	1337162.7	14600000
18	0	3765000	322000	144900.00	466900.00	1252066.5	14600000
19	0	3765000	322000	152950.00	474950.00	1172381.5	14600000
20	0	3765000	322000	161000.00	483000.00	1097763.9	14600000
						60106966.0	292000000

^α Στην περίπτωση αυτή το κόστος λειτουργίας προσαυξήθηκε μόνο επί του κόστους κατασκευής των μονάδων προχωρημένης επεξεργασίας κι όχι επί του κόστους κατασκευής του διπλού δικτύου διανομής

ΣΤΑΘΜ. ΚΟΣΤΟΣ
0.21

Αποτελέσματα μικροβιολογικών αναλύσεων

FC	Δειγματοληψίες		
	1η	2η	3η
Βόλος	-	-	-
Καρδίτσα	110	300	0
Λάρισα	40	300	5
Τύρναβος	0	0	0

Αποτελέσματα φυσικοχημικών αναλύσεων

BOD ₅	Δειγματοληψίες		
	1η	2η	3η
Βόλος	11	8	-
Καρδίτσα	6	8	4
Λάρισα	6	12	4
Τύρναβος	4	10	4

COD	Δειγματοληψίες		
	1η	2η	3η
Βόλος	31	53	-
Καρδίτσα	17	26	13
Λάρισα	23	55	26
Τύρναβος	22	54	12

Αποτελέσματα φυσικοχημικών αναλύσεων (συνέχεια)

TSS	Δειγματοληψίες		
	1η	2η	3η
Βόλος	10.2	8.8	-
Καρδίτσα	7.2	8	6.7
Λάρισα	6.45	8.1	7.2
Τύρναβος	2	4	1.5

Αγωγιμότητα	Δειγματοληψίες		
	1η	2η	3η
Βόλος	10.84	11	-
Καρδίτσα	8.15	10.3	9.89
Λάρισα	10.22	12.9	10.27
Τύρναβος	0.82	1.1	0.78

pH	Δειγματοληψίες		
	1η	2η	3η
Βόλος	8.9	9	-
Καρδίτσα	9.3	9.1	9.79
Λάρισα	9.2	9.7	9.9
Τύρναβος	7.8	8.1	7.83

DO	Δειγματοληψίες		
	1η	2η	3η
Βόλος	4.6	4.2	-
Καρδίτσα	5.8	5.15	8
Λάρισα	5.7	5.25	7.2
Τύρναβος	5.2	5	6.5

Αποτελέσματα αναλύσεων χημικών στοιχείων

Χημ. Στοιχεία	Βόλος	Καρδίτσα	Λάρισα	Τύρναβος
Cd (ppb)	1.7	2.3	1	2.2
Co (ppm)	7.7	4.2	3.3	7.9
Cr (ppm)	1.1	3.1	0.9	2.1
Cu (ppm)	1.4	1.1	0.9	2.3
Fe (ppm)	16.8	19.8	33.6	22.7
Mn (ppm)	4.7	7.4	8.1	2.3
Ni (ppm)	4.1	2.3	0.9	1.2
Pb (ppb)	26.8	22.9	31.6	17.9
Zn (ppm)	2.6	1.3	2.2	0.9

Χημ. Στοιχεία	Βόλος	Καρδίτσα	Λάρισα	Τύρναβος
Cd (ppb)	2.2	2.9	3.3	2.7
Co (ppm)	1.5	1.6	1.9	1.7
Cr (ppm)	0.6	1.6	1.1	1.4
Cu (ppm)	0.88	0.8	0.9	0.9
Fe (ppm)	15.5	13.3	17.8	14.5
Mn (ppm)	5.2	5.6	6.6	3.3
Ni (ppm)	1.99	1.6	1.1	1.2
Pb (ppb)	25.5	23.6	19.8	22
Zn (ppm)	1.8	0.9	1.5	0.88

Αποτελέσματα πειράματος προσδιορισμού φυτοτοξικότητας

[Οι τιμές δείχνουν την % αναστολή ανάπτυξης βάσει του μάρτυρα. Αρνητική τιμή υποδηλώνει ότι ο βλαστός ή η ρίζα των σπόρων που αρδεύτηκαν με λύμα παρουσιάζουν μεγαλύτερη ανάπτυξη από τον μάρτυρα (υποβοήθηση της ανάπτυξης)]

ΚΑΛΟΚΑΙΡΙ

ΒΛΑΣΤΟΣ

	<i>SINAPIS ALBA</i>	<i>LEPIDIUM SATIVUM</i>	<i>SORGHUM SACCHARATUM</i>
ΒΟΛΟΣ	21.29	20.74	56.31
ΚΑΡΔΙΤΣΑ	-2.2	8.54	-35.95
ΛΑΡΙΣΑ	45.49	35.56	65
ΤΥΡΝΑΒΟΣ	12.21	24.08	1.53

ΡΙΖΑ

	<i>SINAPIS ALBA</i>	<i>LEPIDIUM SATIVUM</i>	<i>SORGHUM SACCHARATUM</i>
ΒΟΛΟΣ	35.66	33.9	21.68
ΚΑΡΔΙΤΣΑ	21.76	29.07	-38.32
ΛΑΡΙΣΑ	70.93	67.4	24.01
ΤΥΡΝΑΒΟΣ	20.49	45.31	-14.67

ΦΘΙΝΟΠΩΡΟ

ΒΛΑΣΤΟΣ

	<i>SINAPIS ALBA</i>	<i>LEPIDIUM SATIVUM</i>	<i>SORGHUM SACCHARATUM</i>
ΒΟΛΟΣ	-9.81	-7.53	66
ΚΑΡΔΙΤΣΑ	29.82	10.24	70.14
ΛΑΡΙΣΑ	32.95	9.61	85.05
ΤΥΡΝΑΒΟΣ	-10.69	-13.47	48

ΡΙΖΑ

	<i>SINAPIS ALBA</i>	<i>LEPIDIUM SATIVUM</i>	<i>SORGHUM SACCHARATUM</i>
ΒΟΛΟΣ	28.16	7.97	39.13
ΚΑΡΔΙΤΣΑ	64.95	50.16	38.03
ΛΑΡΙΣΑ	57.47	48.56	51.16
ΤΥΡΝΑΒΟΣ	34.78	-8.58	23.96

Αποτελέσματα πειράματος προσδιορισμού φυτοτοξικότητας (συνέχεια)

ΧΕΙΜΩΝΑΣ

ΒΛΑΣΤΟΣ

	<i>SINAPIS ALBA</i>	<i>LEPIDIUM SATIVUM</i>	<i>SORGHUM SACCHARATUM</i>
ΒΟΛΟΣ	-	-	-
ΚΑΡΔΙΤΣΑ	12.39	31.22	29.25
ΛΑΡΙΣΑ	21.9	29.85	76.73
ΤΥΡΝΑΒΟΣ	-37.6	-8.47	53.73

ΡΙΖΑ

	<i>SINAPIS ALBA</i>	<i>LEPIDIUM SATIVUM</i>	<i>SORGHUM SACCHARATUM</i>
ΒΟΛΟΣ	-	-	-
ΚΑΡΔΙΤΣΑ	18.78	66.64	0.84
ΛΑΡΙΣΑ	33.43	65.76	26.45
ΤΥΡΝΑΒΟΣ	-71.04	-5	-13.98

Υπολογισμός των δεικτών προτίμησης Π για παροχή 25000 m³/ημέρα – Περίπτωση αγροτικής άρδευσης

								Π	Ζεύγος εναλλακτικών
0.00	0.00	0.00	3.00	0.00	11.25	13.50	0.00	0.2775	1,2
0.00	0.00	6.50	0.00	0.00	0.00	0.00	12.50	0.19	2,1
3.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.75	1.50	0.00	0.0825	1,3
0.00	0.00	8.00	7.50	7.50	0.00	0.00	12.50	0.355	3,1
3.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.75	0.00	0.00	0.0675	1,4
0.00	0.00	8.00	9.00	9.00	0.00	0.00	12.50	0.385	4,1
10.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.1	1,5
0.00	0.00	2.00	10.50	9.00	0.00	0.00	12.50	0.34	5,1
10.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.1	1,6
0.00	0.00	2.00	12.00	10.00	0.00	0.00	12.50	0.365	6,1
3.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	2,3
0.00	0.00	1.50	10.50	7.50	7.50	12.00	0.00	0.39	3,2
3.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	2,4
0.00	0.00	1.50	12.00	9.00	7.50	13.50	0.00	0.435	4,2
10.00	0.00	4.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.145	2,5
0.00	0.00	0.00	13.50	9.00	11.25	13.50	0.00	0.4725	5,2
10.00	0.00	4.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.145	2,6
0.00	0.00	0.00	15.00	10.00	11.25	13.50	0.00	0.4975	6,2
0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0	3,4
0.00	0.00	0.00	1.50	1.50	0.00	1.50	0.00	0.045	4,3
7.00	0.00	6.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.13	3,5
0.00	0.00	0.00	3.00	1.50	3.75	1.50	0.00	0.0975	5,3
7.00	0.00	6.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.13	3,6
0.00	0.00	0.00	4.50	2.50	3.75	1.50	0.00	0.1225	6,3
7.00	0.00	6.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.13	4,5
0.00	0.00	0.00	1.50	0.00	3.75	0.00	0.00	0.0525	5,4
7.00	0.00	6.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.13	4,6
0.00	0.00	0.00	3.00	1.00	3.75	0.00	0.00	0.0775	6,4
0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0	5,6
0.00	0.00	0.00	1.50	1.00	0.00	0.00	0.00	0.025	6,5

Υπολογισμός των δεικτών προτίμησης Π για παροχή 25000 m³/ημέρα – Περίπτωση αστικής άρδευσης

								Π	Ζεύγος εναλλακτικών
1.87	0.00	0.00	0.00	12.60	14.40	0.00		0.2887	1,2
0.00	17.00	0.00	0.00	0.00	0.00	14.00		0.31	2,1
4.62	0.00	0.00	0.00	4.20	1.60	0.00		0.1042	1,3
0.00	15.64	11.90	8.25	0.00	0.00	14.00		0.4979	3,1
4.62	0.00	0.00	0.00	4.20	0.00	0.00		0.0882	1,4
0.00	15.64	13.60	9.90	0.00	0.00	14.00		0.5314	4,1
11.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.11	1,5
0.00	12.58	15.30	9.90	0.00	0.00	14.00		0.5178	5,1
11.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.11	1,6
0.00	12.58	15.30	11.00	0.00	0.00	14.00		0.5288	6,1
2.75	1.36	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.0411	2,3
0.00	0.00	11.90	8.25	8.40	12.80	0.00		0.4135	3,2
2.75	1.36	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.0411	2,4
0.00	0.00	13.60	9.90	8.40	14.40	0.00		0.463	4,2
9.13	4.42	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.1355	2,5
0.00	0.00	15.30	9.90	12.60	14.40	0.00		0.522	5,2
9.13	4.42	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.1355	2,6
0.00	0.00	15.30	11.00	12.60	14.40	0.00		0.533	6,2
0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0	3,4
0.00	0.00	1.70	1.65	0.00	1.60	0.00		0.0495	4,3
6.38	3.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.0944	3,5
0.00	0.00	3.40	1.65	4.20	1.60	0.00		0.1085	5,3
6.38	3.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.0944	3,6
0.00	0.00	3.40	2.75	4.20	1.60	0.00		0.1195	6,3
6.38	3.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.0944	4,5
0.00	0.00	1.70	0.00	4.20	0.00	0.00		0.059	5,4
6.38	3.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.0944	4,6
0.00	0.00	1.70	1.10	4.20	0.00	0.00		0.07	6,4
0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0	5,6
0.00	0.00	0.00	1.10	0.00	0.00	0.00		0.011	6,5

Υπολογισμός των δεικτών προτίμησης Π για παροχή 10000 m³/ημέρα – Περίπτωση αγροτικής άρδευσης

								Π	Ζεύγος εναλλακτικών
0.00	0.00	0.00	3.00	0.00	11.25	13.50	0.00	0.2775	1,2
0.00	0.00	6.50	0.00	0.00	0.00	0.00	12.50	0.19	2,1
3.40	0.00	0.00	0.00	0.00	3.75	1.50	0.00	0.0865	1,3
0.00	0.00	8.00	7.50	7.50	0.00	0.00	12.50	0.355	3,1
3.80	0.00	0.00	0.00	0.00	3.75	0.00	0.00	0.0755	1,4
0.00	0.00	8.00	9.00	9.00	0.00	0.00	12.50	0.385	4,1
9.70	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.097	1,5
0.00	0.00	2.00	10.50	9.00	0.00	0.00	12.50	0.34	5,1
10.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.1	1,6
0.00	0.00	2.00	12.00	10.00	0.00	0.00	12.50	0.365	6,1
3.40	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.034	2,3
0.00	0.00	1.50	10.50	7.50	7.50	12.00	0.00	0.39	3,2
3.80	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.038	2,4
0.00	0.00	1.50	12.00	9.00	7.50	13.50	0.00	0.435	4,2
9.70	0.00	4.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.142	2,5
0.00	0.00	0.00	13.50	9.00	11.25	13.50	0.00	0.4725	5,2
10.00	0.00	4.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.145	2,6
0.00	0.00	0.00	15.00	10.00	11.25	13.50	0.00	0.4975	6,2
0.40	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.004	3,4
0.00	0.00	0.00	1.50	1.50	0.00	1.50	0.00	0.045	4,3
6.30	0.00	6.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.123	3,5
0.00	0.00	0.00	3.00	1.50	3.75	1.50	0.00	0.0975	5,3
6.60	0.00	6.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.126	3,6
0.00	0.00	0.00	4.50	2.50	3.75	1.50	0.00	0.1225	6,3
5.90	0.00	6.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.119	4,5
0.00	0.00	0.00	1.50	0.00	3.75	0.00	0.00	0.0525	5,4
6.20	0.00	6.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.122	4,6
0.00	0.00	0.00	3.00	1.00	3.75	0.00	0.00	0.0775	6,4
0.30	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.003	5,6
0.00	0.00	0.00	1.50	1.00	0.00	0.00	0.00	0.025	6,5

Υπολογισμός των δεικτών προτίμησης Π για παροχή 10000 m³/ημέρα – Περίπτωση αστικής άρδευσης

								Π	Ζεύγος εναλλακτικών
1.10	0.00	0.00	0.00	12.60	14.40	0.00		0.281	1,2
0.00	17.00	0.00	0.00	0.00	0.00	14.00		0.31	2,1
5.61	0.00	0.00	0.00	4.20	1.60	0.00		0.1141	1,3
0.00	13.43	11.90	8.25	0.00	0.00	14.00		0.4758	3,1
5.94	0.00	0.00	0.00	4.20	0.00	0.00		0.1014	1,4
0.00	13.26	13.60	9.90	0.00	0.00	14.00		0.5076	4,1
10.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.1067	1,5
0.00	9.35	15.30	9.90	0.00	0.00	14.00		0.4855	5,1
11.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.11	1,6
0.00	9.18	15.30	11.00	0.00	0.00	14.00		0.4948	6,1
4.51	3.57	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.0808	2,3
0.00	0.00	11.90	8.25	8.40	12.80	0.00		0.4135	3,2
4.84	3.74	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.0858	2,4
0.00	0.00	13.60	9.90	8.40	14.40	0.00		0.463	4,2
9.57	7.65	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.1722	2,5
0.00	0.00	15.30	9.90	12.60	14.40	0.00		0.522	5,2
9.90	7.82	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.1772	2,6
0.00	0.00	15.30	11.00	12.60	14.40	0.00		0.533	6,2
0.33	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.005	3,4
0.00	0.00	1.70	1.65	0.00	1.60	0.00		0.0495	4,3
5.06	4.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.0914	3,5
0.00	0.00	3.40	1.65	4.20	1.60	0.00		0.1085	5,3
5.39	4.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.0964	3,6
0.00	0.00	3.40	2.75	4.20	1.60	0.00		0.1195	6,3
4.73	3.91	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.0864	4,5
0.00	0.00	1.70	0.00	4.20	0.00	0.00		0.059	5,4
5.06	4.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.0914	4,6
0.00	0.00	1.70	1.10	4.20	0.00	0.00		0.07	6,4
0.33	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.005	5,6
0.00	0.00	0.00	1.10	0.00	0.00	0.00		0.011	6,5

Υπολογισμός των δεικτών προτίμησης Π για παροχή 40000 m³/ημέρα – Περίπτωση αστικής άρδευσης

								Π	Ζεύγος εναλλακτικών
2.42	0.00	0.00	0.00	12.60	14.40	0.00		0.2942	1,2
0.00	17.00	0.00	0.00	0.00	0.00	14.00		0.31	2,1
3.08	0.00	0.00	0.00	4.20	1.60	0.00		0.0888	1,3
0.00	16.83	11.90	8.25	0.00	0.00	14.00		0.5098	3,1
3.08	0.00	0.00	0.00	4.20	0.00	0.00		0.0728	1,4
0.00	16.83	13.60	9.90	0.00	0.00	14.00		0.5433	4,1
11.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.11	1,5
0.00	13.94	15.30	9.90	0.00	0.00	14.00		0.5314	5,1
11.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.11	1,6
0.00	13.94	15.30	11.00	0.00	0.00	14.00		0.5424	6,1
0.66	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.0083	2,3
0.00	0.00	11.90	8.25	8.40	12.80	0.00		0.4135	3,2
0.66	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.0083	2,4
0.00	0.00	13.60	9.90	8.40	14.40	0.00		0.463	4,2
8.58	3.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.1164	2,5
0.00	0.00	15.30	9.90	12.60	14.40	0.00		0.522	5,2
8.58	3.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.1164	2,6
0.00	0.00	15.30	11.00	12.60	14.40	0.00		0.533	6,2
0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0	3,4
0.00	0.00	1.70	1.65	0.00	1.60	0.00		0.0495	4,3
7.92	2.89	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.1081	3,5
0.00	0.00	3.40	1.65	4.20	1.60	0.00		0.1085	5,3
7.92	2.89	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.1081	3,6
0.00	0.00	3.40	2.75	4.20	1.60	0.00		0.1195	6,3
7.92	2.89	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.1081	4,5
0.00	0.00	1.70	0.00	4.20	0.00	0.00		0.059	5,4
7.92	2.89	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.1081	4,6
0.00	0.00	1.70	1.10	4.20	0.00	0.00		0.07	6,4
0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0	5,6
0.00	0.00	0.00	1.10	0.00	0.00	0.00		0.011	6,5

