

ΓΕΩΠΟΝΙΚΟ ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΑΘΗΝΩΝ

ΣΧΟΛΗ ΑΓΡΟΤΙΚΗΣ ΠΑΡΑΓΩΓΗΣ ΥΠΟΔΟΜΩΝ & ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ

ΤΜΗΜΑ ΑΞΙΟΠΟΙΗΣΗΣ ΦΥΣΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ ΚΑΙ ΓΕΩΡΓΙΚΗΣ ΜΗΧΑΝΙΚΗΣ

ΤΟΜΕΑΣ ΑΓΡΟΤΙΚΩΝ ΚΑΤΑΣΚΕΥΩΝ & ΓΕΩΡΓΙΚΗΣ ΜΗΧΑΝΟΛΟΓΙΑΣ

ΕΡΓΑΣΤΗΡΙΟ ΓΕΩΡΓΙΚΩΝ ΚΑΤΑΣΚΕΥΩΝ

***ΕΠΙΠΤΩΣΕΙΣ ΤΗΣ ΥΠΟΓΕΙΑΣ ΑΡΔΕΥΣΗΣ ΜΕ ΑΣΤΙΚΑ ΛΥΜΑΤΑ
ΣΤΗΝ ΔΗΜΟΣΙΑ ΥΓΕΙΑ ΚΑΙ ΣΤΙΣ ΧΗΜΙΚΕΣ ΙΔΙΟΤΗΤΕΣ ΤΟΥ
ΕΔΑΦΟΥΣ***

ΔΙΔΑΚΤΟΡΙΚΗ ΔΙΑΤΡΙΒΗ

ΑΦΡΟΔΙΤΗ ΤΣΙΓΚΟΪΔΑ

ΑΘΗΝΑ 2016

ΓΕΩΠΟΝΙΚΟ ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΑΘΗΝΩΝ

ΣΧΟΛΗ ΑΓΡΟΤΙΚΗΣ ΠΑΡΑΓΩΓΗΣ ΥΠΟΔΟΜΩΝ & ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ

ΤΜΗΜΑ ΑΞΙΟΠΟΙΗΣΗΣ ΦΥΣΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ ΚΑΙ ΓΕΩΡΓΙΚΗΣ ΜΗΧΑΝΙΚΗΣ

ΤΟΜΕΑΣ ΑΓΡΟΤΙΚΩΝ ΚΑΤΑΣΚΕΥΩΝ & ΓΕΩΡΓΙΚΗΣ ΜΗΧΑΝΟΛΟΓΙΑΣ

ΕΡΓΑΣΤΗΡΙΟ ΓΕΩΡΓΙΚΩΝ ΚΑΤΑΣΚΕΥΩΝ

***ΕΠΙΠΤΩΣΕΙΣ ΤΗΣ ΥΠΟΓΕΙΑΣ ΑΡΔΕΥΣΗΣ ΜΕ ΑΣΤΙΚΑ ΛΥΜΑΤΑ
ΣΤΗΝ ΔΗΜΟΣΙΑ ΥΓΕΙΑ ΚΑΙ ΣΤΙΣ ΧΗΜΙΚΕΣ ΙΔΙΟΤΗΤΕΣ ΤΟΥ
ΕΔΑΦΟΥΣ***

ΔΙΔΑΚΤΟΡΙΚΗ ΔΙΑΤΡΙΒΗ

ΑΦΡΟΔΙΤΗ ΤΣΙΓΚΟΪΔΑ

ΑΘΗΝΑ 2016

Τριμελής Συμβουλευτική Επιτροπή

Κυρίτσης Σπυρίδων, Ομότιμος Καθηγητής Α.Φ.Π.Γ.Μ του Γ.Π.Α.
Αργυροκαστρίτης Ιωάννης, Αναπληρωτής Καθηγητής, Α.Φ.Π.Γ.Μ. του Γ.Π.Α.
Κυριακού Αδαμαντία, Επίκουρη Καθηγήτρια, Χαροκόπειο Πανεπιστήμιο

Επταμελής Εξεταστική Επιτροπή

Κυρίτσης Σπυρίδων, Ομότιμος Καθηγητής Α.Φ.Π.Γ.Μ. του Γ.Π.Α.
Γεωργακάκης Δημήτριος, Ομότιμος Καθηγητής Α.Φ.Π.Γ.Μ. του Γ.Π.Α.
Ζαλίδης Γεώργιος, Καθηγητής, Γεωπονικό Τμήμα, Α.Π.Θ.
Μπαρμπαγιάννης Νικόλαος, Καθηγητής, Γεωπονικό Τμήμα, Α.Π.Θ.
Αργυροκαστρίτης Ιωάννης, Αναπληρωτής Καθηγητής, Α.Φ.Π.Γ.Μ. του Γ.Π.Α.
Κυριακού Αδαμαντία, Επίκουρη Καθηγήτρια, Χαροκόπειο Πανεπιστήμιο
Χατζηπαυλίδης Ιορδάνης, Επίκουρος Καθηγητής, Φ.Π. του Γ.Π.Α.

Εκτενής περίληψη.....	11
Extended abstract.....	15
ΠΡΟΛΟΓΟΣ.....	18
ΣΤΟΧΟΣ ΔΙΑΤΡΙΒΗΣ.....	23
A.1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ.....	25
A.1.1. Η ΕΠΑΝΑΧΡΗΣΙΜΟΠΟΙΗΣΗ ΤΩΝ ΑΣΤΙΚΩΝ ΛΥΜΑΤΩΝ ΔΙΕΘΝΩΣ.....	25
A1.1.1. Τι είναι η Επαναχρησιμοποίηση των Αστικών λυμάτων.....	25
A1.1.2. Διεθνή στοιχεία για την επαναχρησιμοποίηση.....	25
A.1.1.3. Η συμβολή της Επαναχρησιμοποίησης στην διατήρηση του νερού.....	27
A.1.1.4. Πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα από την επαναχρησιμοποίηση.....	29
A.1.2. Η ΕΠΑΝΑΧΡΗΣΙΜΟΠΟΙΗΣΗ ΣΤΗΝ ΕΥΡΩΠΗ.....	30
A.1.2.1. Η επαναχρησιμοποίηση στις χώρες της Ευρώπης και η σχετική νομοθεσία.....	30
A.1.2.2. Οι οικονομικές εκτιμήσεις της ΕΕ σχετικά με την Επαναχρησιμοποίηση των αστικών λυμάτων.....	31
A.1.2.3. Η επαναχρησιμοποίηση στις χώρες της Μεσογείου.....	31
A.1.2.4. Η επαναχρησιμοποίηση στην Λατινική Αμερική.....	32
A.1.3. Η ΕΠΑΝΑΧΡΗΣΙΜΟΠΟΙΗΣΗ ΣΤΗΝ ΕΛΛΑΔΑ ΚΑΙ Η ΣΧΕΤΙΚΗ ΝΟΜΟΘΕΣΙΑ.....	33
A.1.3.1. Η σημερινή κατάσταση στην Ελλάδα.....	33
A.1.3.2. Η κατανάλωση νερού στην Αττική και η επαναχρησιμοποίηση του.....	36
A.1.3.3 Θεσμικό πλαίσιο και νομοθεσία στην Ελλάδα.....	37
A.1.4. ΔΙΕΘΝΗ ΚΡΙΤΗΡΙΑ ΓΙΑ ΤΗΝ ΕΠΑΝΑΧΡΗΣΙΜΟΠΟΙΗΣΗ ΤΩΝ ΑΣΤΙΚΩΝ ΛΥΜΑΤΩΝ ΣΤΗΝ ΓΕΩΡΓΙΑ.....	38
A.1.4.1. Το Διεθνές θεσμικό πλαίσιο για την επαναχρησιμοποίηση.....	38
A.1.4.2. Ο Παγκόσμιος Οργανισμός Υγείας και το πλαίσιο των οδηγιών.....	39
A.1.4.2.α. Οι οδηγίες του Παγκοσμίου Οργανισμού Υγείας (1989).....	40
A.1.4.2.β. Οι αναθεωρημένες οδηγίες του Παγκοσμίου Οργανισμού Υγείας.....	41
A.1.4.3. Οι Οδηγίες της Υπηρεσίας Προστασίας του Περιβάλλοντος των Η.Π.Α.....	41

A.1.4.4. Ο κανονισμός της Πολιτείας της Καλιφόρνια	41
A.1.4.5. Οι οδηγίες του Οργανισμού Τροφίμων και Γεωργίας	42
A.1.5. ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ ΑΣΤΙΚΩΝ ΛΥΜΑΤΩΝ, ΕΔΑΦΟΥΣ ΚΑΙ ΠΑΘΟΓΟΝΩΝ	42
A.1.5.1. ΤΑ ΑΣΤΙΚΑ ΛΥΜΑΤΑ	42
A.1.5.1.1. Τα ποιοτικά Χαρακτηριστικά των Αστικών Λυμάτων	42
A.1.5.1.2. Τα επίπεδα επεξεργασίας των αστικών λυμάτων	43
α) προεπεξεργασία.....	43
β) πρωτοβάθμια επεξεργασία.....	43
γ) δευτεροβάθμια επεξεργασία	43
δ) τριτοβάθμια επεξεργασία	44
A.1.5.1.3. Τεχνικές απαιτήσεις για την επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων	45
A.1.5.2. ΤΟ ΕΔΑΦΙΚΟ ΣΥΣΤΗΜΑ	45
A.1.5.2.1. Γενικά χαρακτηριστικά του εδάφους.....	45
A.1.5.2.2. Η Οργανική ουσία του εδάφους.....	45
A.1.5.2.3. Η μικροχλωρίδα του εδάφους.....	45
A.1.5.3. ΟΙ ΠΑΘΟΓΟΝΟΙ ΜΙΚΡΟΟΡΓΑΝΙΣΜΟΙ	46
A.1.5.3.1. Γενική περιγραφή των βακτηρίων	46
A.1.5.3.2. τα παθογόνα βακτήρια	46
A.1.5.3.4. Οι παθογόνοι μικροοργανισμοί των αστικών λυμάτων	47
A.1.5.3.5. Οι μικροοργανισμοί δείκτες στα αστικά λύματα	48
A.1.5.3.6. Η επιβίωση των μικροοργανισμών στο έδαφος	49
A.2. ΔΙΕΘΝΗΣ ΑΝΑΣΚΟΠΙΣΗ ΓΙΑ ΤΗΝ ΑΡΔΕΥΣΗ ΜΕ ΑΣΤΙΚΑ ΛΥΜΑΤΑ	50
A.2.1. ΟΙ ΜΙΚΡΟΟΡΓΑΝΙΣΜΟΙ ΚΑΙ ΤΟ ΕΔΑΦΟΣ ΜΕΤΑ ΤΗΝ ΑΡΔΕΥΣΗ	50
A.2.1.1. Οι παράγοντες που επιδρούν στην κίνηση των μικροοργανισμών στο έδαφος	50
A.2.1.2. Η μετακίνηση των μικροοργανισμών στο έδαφος	50
A.2.1.3. Τα παθογόνα βακτήρια και ο τύπος του εδάφους	51
A.2.2. Η ΕΠΙΔΡΑΣΗ ΤΗΣ ΑΡΔΕΥΣΗΣ ΜΕ ΑΣΤΙΚΑ ΛΥΜΑΤΑ ΣΤΟ ΕΔΑΦΟΣ	54
A.2.2.1. Η επίδραση στην φυσικοχημική σύσταση του εδάφους από την άρδευση με αστικά λύματα	54

A.2.2.2. Η υδραυλική αγωγιμότητα (K_s) μετά την άρδευση με αστικά λύματα	58
A.2.2.3. Το Άζωτο στο έδαφος μετά την άρδευση με αστικά λύματα	58
A.2.2.4. Ο φωσφόρος στο έδαφος μετά την άρδευση με αστικά λύματα	59
A.2.2.5. Τα βαρέα μέταλλα στο έδαφος μετά την άρδευση με αστικά λύματα	59
A.2.2.6. Οι επιπτώσεις στο περιβάλλον	60
A.2.3. ΟΙ ΥΓΕΙΟΝΟΜΙΚΟΙ ΚΙΝΔΥΝΟΙ	61
A.2.3.1. Ο κίνδυνος από τα αστικά λύματα	61
A.2.3.2. Επιδημιολογικά στοιχεία	61
A.2.3.3. Οι καλλιέργειες και τα παθογόνα	63
A.2.3.4. Οι καλλιέργειες και η άρδευση με αστικά λύματα	64
A.2.3.4.α. Η έκθεση κατά την άρδευση	67
A.2.3.4.β. Η επιλογή της μεθόδου άρδευσης	67
A.2.3.4.γ. Προβλήματα στους σταλακτήρες	68
A.2.3.5. Τα μέτρα προστασίας και υγιεινής	69
ΠΕΙΡΑΜΑΤΙΚΟ ΜΕΡΟΣ	72
B. ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ	72
B.1. ΠΕΙΡΑΜΑ ΣΤΟΝ ΒΙΟΛΟΓΙΚΟ ΣΤΑΘΜΟ ΚΕΡΑΤΕΑΣ	72
B.1.1. κλιματολογικές συνθήκες περιοχής Κερατέας	72
B.1.2. περιγραφή της Εγκατάστασης Επεξεργασίας Λυμάτων ΕΕΛ Κερατέας	73
B.1.3. Πειραματικός σχεδιασμός	75
B.1.4. Δειγματοληψία στο αρδευόμενο εδαφικό τεμάχιο	77
B.1.5. χημικές αναλύσεις του εδάφους	78
B.1.6. Μικροβιολογικές αναλύσεις του εδάφους	79
B.2. ΠΕΙΡΑΜΑ ΣΕ ΓΛΑΣΤΡΕΣ ΣΤΟ ΘΕΡΜΟΚΗΠΙΟ	80
B.2.1. Περιγραφή πειράματος	80
B.2.2. προετοιμασία του εδάφους	80
B.2.3. πειραματικός σχεδιασμός	80
B.2.4 Μικροβιολογικές αναλύσεις	81
B.2.4.1. δειγματοληψία	81

B.2.4.2. μικροβιολογικές αναλύσεις εδαφικών δειγμάτων	82
B.2.4.3. μικροβιολογικές αναλύσεις λυμάτων	82
B.2.5. Χημικές αναλύσεις εδαφικών δειγμάτων γλαστρών	83
B.2.5.1. δειγματοληψία	83
B.2.5.2. προσδιορισμός της υδατοϊκανότητας του εδάφους	84
B.2.6. προσδιορισμός χημικών ιδιοτήτων του εδάφους	84
B.2.6.1. Μέτρηση του pH	85
B.2.6.2. Μέτρηση ηλεκτρικής αγωγιμότητας	86
B.2.6.3. Διαθέσιμος εδαφικός φώσφορος.....	86
B.2.6.4. Ανταλλάξιμο Κάλιο και Νάτριο	86
B.2.6.5. Προσδιορισμός ολικού αζώτου κατά Macro-Kjeldahl	86
B.2.6.6. Προσδιορισμός του αμμωνιακού αζώτου (NH ₄ -N)	87
B.2.6.7. Προσδιορισμός του αζώτου των νιτρικών (NO ₃ -N)	87
B.2.6.8. Προσδιορισμός Οργανικής ουσίας	87
B.2.6.9. Ισοδύναμο Ανθρακικό Ασβέστιο	87
B.3. Στατιστική ανάλυση	87
Γ. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ	89
Γ.1. ΜΙΚΡΟΒΙΟΛΟΓΙΚΕΣ ΑΝΑΛΥΣΕΙΣ ΣΤΟΝ ΑΓΡΟ ΣΤΗΝ ΕΕΛ ΚΕΡΑΤΕΑΣ	89
Γ.1.1. Υγρά διαβροχής	89
Γ.1.1.1. Ολικά βακτήρια	89
Γ.1.1.2. Ολικά κολίμορφα - - E.Coli	90
Γ.1.1.3. Περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι	90
Γ.1.2. έδαφος στον αγρό στην ΕΕΛ Κερατέας	92
Γ.1.2.1. Ολικά βακτήρια	92
Γ.1.2.2. Ολικά κολίμορφα - E.Coli	95
Γ.1.2.3. Περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι	100
.....
.....

Γ.2. ΜΙΚΡΟΒΙΟΛΟΓΙΚΕΣ ΑΝΑΛΥΣΕΙΣ ΣΤΟ ΘΕΡΜΟΚΗΠΙΟ	102
Γ.2.1. Υγρά διαβροχής	102
Γ.2.1.1. Ολικά βακτήρια	102
Γ.2.1.2. Ολικά κολίμορφα – E.Coli	104
Γ.2.1.3. Περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι	105
Γ.2.1.4. Θειοαναγωγικά κλωστρίδια	106
Γ.2.2. Έδαφος στις γλάστρες	106
Γ.2.2.1. Ολικά βακτήρια	106
Γ.2.2.1.α. κατά την χειμερινή περίοδο	107
Γ.2.2.1.β. κατά την θερινή περίοδο	108
Γ.2.2.2. Ολικά κολίμορφα – E.Coli	113
Γ.2.2.2.α. κατά την χειμερινή περίοδο	113
Γ.2.2.2.β. κατά την θερινή περίοδο	114
Γ.2.2.3. Περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι	116
Γ.2.2.3.α. κατά την χειμερινή περίοδο	116
Γ.2.2.3.β. κατά την θερινή περίοδο	117
Γ.2.2.4. Θειοαναγωγικά κλωστρίδια	118
Γ.2.2.4.α. κατά την χειμερινή περίοδο	118
Γ.2.2.4.β. κατά την θερινή περίοδο	119
Γ.3. ΑΝΑΛΥΣΕΙΣ ΕΔΑΦΙΚΩΝ ΔΕΙΓΜΑΤΩΝ ΚΑΙ ΛΥΜΑΤΟΣ	121
Γ. 3.1. Χημικές αναλύσεις για τον πειραματικό αγρό Κερατέας	121
Γ.3.1.1. Χαρακτηριστικά του λύματος του ΕΕΛ Κερατέας	121
Γ.3.1.2. Τα χαρακτηριστικά του εδάφους στον πειραματικό αγρό Κερατέας	121
Γ.3.2. χημικές αναλύσεις για το θερμοκήπιο	121
Γ.3.2.1. Χαρακτηριστικά των λυμάτων	121
Γ.3.2.2. Οι φυσικές και Χημικές ιδιότητες των εδαφικών δειγμάτων στις γλάστρες	122
Γ.3.2.3.. Η υδραυλική αγωγιμότητα των δύο εδαφών (α και β)	122

Γ.3.2.4. Το ποσοστό προσρόφησης του Νατρίου (SAR, Sodium Absorption Ratio) των τριών υγρών διαβροχής στο θερμοκήπιο	123
Γ.4. ΧΗΜΙΚΕΣ ΑΝΑΛΥΣΕΙΣ ΣΤΟ ΕΔΑΦΟΣ ΤΟΥ ΘΕΡΜΟΚΗΠΙΟΥ	124
Γ.4.1. Η χημική σύσταση των δύο εδαφών (α και β)	124
Γ.4.2. χημικές ιδιότητες εδάφους α	127
Γ.3.2.1. Η μεταβολή των χημικών ιδιοτήτων του εδάφους α	127
Γ.4.3. χημικές ιδιότητες εδάφους β	130
Γ.3.3.1. Η μεταβολή των χημικών ιδιοτήτων του εδάφους β	130
Γ.4.4. Σύγκριση των χημικών ιδιοτήτων μεταξύ των δύο εδαφών (α και β)	135
Γ.4.5. Η μεταβολή των χημικών ιδιοτήτων μεταξύ των δύο ζωνών (I,II) στα δύο εδάφη (α και β)	138
Δ. ΣΥΖΗΤΗΣΗ	146
Δ.1. ΤΑ ΠΑΘΟΓΟΝΑ ΚΑΙ ΤΟ ΕΔΑΦΟΣ	146
Δ.2. ΤΑ ΒΑΚΤΗΡΙΑ ΣΤΟΝ ΑΓΡΟ ΣΤΗΝ ΕΕΛ ΚΕΡΑΤΕΑΣ	147
Δ.2.1. Ολικά βακτήρια	148
Δ.2.2. Ολικά κολίμορφα	149
Δ.2.2.1. <i>ESCHERICHIA COLI (E. Coli)</i>	151
Δ.2.3. Οι περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι	154
Δ.2.4. Συγκεντρωτικά σχόλια για τα βακτήρια στον αγρό	155
Δ.3. ΒΑΚΤΗΡΙΑ ΣΤΟ ΕΔΑΦΟΣ ΤΩΝ ΓΛΑΣΤΡΩΝ ΣΤΟ ΘΕΡΜΟΚΗΠΙΟ	157
Δ.3.1. Ολικά βακτήρια	157
Δ.3.1.1. Τα ολικά βακτήρια μετά την διαβροχή με τα τρία υγρά κατά την χειμερινή και θερινή περίοδο	157
Δ.3.2. Ολικά κολίμορφα και <i>ESCHERICHIA COLI (E.coli)</i>	160
Δ.3.2.2. Τα ολικά κολίμορφα μετά την διαβροχή με τα τρία υγρά κατά την χειμερινή και θερινή περίοδο	160
Δ.3.2.3. Η <i>Escherichia coli (E.coli)</i> μετά από την διαβροχή με τα τρία υγρά κατά την χειμερινή περίοδο και θερινή περίοδο	165
Δ.3.3. Περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι	167
Δ.3.3.1. Οι περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι μετά την διαβροχή με τα τρία υγρά κατά την χειμερινή και θερινή περίοδο	167

Δ.3.4. Θειοαναγωγικά κλωστρίδια	170
Δ.3.4.1. Τα θειοαναγωγικά κλωστρίδια μετά την διαβροχή με τα τρία υγρά κατά την χειμερινή και θερινή περίοδο	170
Δ.3.5 Συγκεντρωτικά σχόλια για τα βακτήρια στις γλάστρες	171
Δ.4. ΟΙ ΜΕΤΑΒΟΛΕΣ ΤΩΝ ΙΔΙΟΤΗΤΩΝ ΤΟΥ ΕΔΑΦΟΥΣ	173
Δ.4.1. Οι συνέπειες από την άρδευση με υγρά αστικά απόβλητα στις φυσικές και χημικές ιδιότητες του εδάφους.....	173
Δ.5. Η ΜΕΤΑΒΟΛΗ ΤΩΝ ΧΗΜΙΚΩΝ ΙΔΙΟΤΗΤΩΝ ΣΤΟ ΕΔΑΦΟΣ ΣΤΙΣ ΓΛΑΣΤΡΕΣ ΤΟΥ ΘΕΡΜΟΚΗΠΙΟΥ	174
Δ.5.1. Το pH.....	174
Δ.5.1.1. στα εδάφη α και β	174
Δ.5.1.2. στις δύο ζώνες (I) και (II)	175
Δ.5.2. Η οργανική ουσία.....	176
Δ.5.2.1. στα εδάφη α και β	176
Δ.5.2.2. στις δύο ζώνες (I) και (II)	178
Δ.5.3. Η ηλεκτρική αγωγιμότητα	179
Δ.5.3.1. στα εδάφη α και β	179
Δ.5.3.2. στις δύο ζώνες (I) και (II)	180
Δ.5.4. Το Ολικό άζωτο	181
Δ.4.4.1. στα εδάφη α και β	181
Δ.4.4.2. στις δύο ζώνες (I) και (II)	182
Δ.5.5. Το κάλιο	183
Δ.5.5.1. στα εδάφη α και β	183
Δ.5.5.2. στις δύο ζώνες (I) και (II)	183
Δ.5.6. Το νάτριο	184
Δ.5.6.1. στα εδάφη α και β	184
Δ.5.6.2. στις δύο ζώνες (I) και (II)	186
Δ.5.7. Ο φώσφορος.....	186
Δ.5.7.1. στα εδάφη α και β	186
Δ.5.7.2. στις δύο ζώνες (I) και (II)	187
Δ.5.8. Τα νιτρικά	188

Δ.5.8.1. στα εδάφη α και β	188
Δ.5.8.2. στις δύο ζώνες (I) και (II)	189
Δ.5.9. Τα αμμωνιακά	189
Δ.5.9.1. στα εδάφη α και β	189
Δ.5.9.2. στις δύο ζώνες (I) και (II)	190
Δ.5.10. Το ισοδύναμο ανθρακικό ασβέστιο	190
Δ.5.10.1. στα εδάφη α και β	190
Δ.5.10.2. στις δύο ζώνες (I) και (II)	191
Δ.6. Συγκεντρωτικά σχόλια για τις χημικές μεταβολές στο έδαφος	191
Ε. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ	193
Ε.1. ΤΑ ΒΑΚΤΗΡΙΑ ΣΤΟ ΕΔΑΦΟΣ	193
Ε.2. ΟΙ ΧΗΜΙΚΕΣ ΜΕΤΑΒΟΛΕΣ ΤΟΥ ΕΔΑΦΟΥΣ	194
Ζ. ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	196
Ευχαριστήρια	228
ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ	229

Εκτενής περίληψη

Η οδηγία πλαίσιο της Ευρωπαϊκής Ένωσης για τα νερά ενθαρρύνει και προωθεί τη χρήση των επεξεργασμένων αστικών λυμάτων στη γεωργία, προκειμένου να ξεπεραστεί το πρόβλημα της λειψυδρίας. Ωστόσο, η χρήση υδάτων κακής μικροβιολογικής ποιότητας στον τομέα της γεωργίας δημιουργεί δυνητικούς κινδύνους για την υγεία και το περιβάλλον. Το νερό που πρόκειται να χρησιμοποιηθεί για σκοπούς άρδευσης θα πρέπει να ανταποκρίνεται στις υψηλές απαιτήσεις της σύγχρονης υγιεινής και θα πρέπει τουλάχιστον να είναι απαλλαγμένο από παθογόνους οργανισμούς και τοξικές ουσίες (Abdo, 2005). Για τον λόγο αυτό έχει δοθεί προσοχή για την παρακολούθηση και την αξιολόγηση της μικροβιολογικής ποιότητας των επεξεργασμένων λυμάτων σε όλο τον κόσμο (Fernandez-Alvars et al., 1991). Τα λύματα αντιπροσωπεύουν την κύρια πηγή μόλυνσης των υδάτων σε διάφορα μέρη του κόσμου, π.χ. Αίγυπτος (Yehia and Sabae, 2011) Η εφαρμογή των αστικών λυμάτων μέσω της υπόγειας άρδευσης (Forslund A. et al, 2010) θα μπορούσε ενδεχομένως να ελαχιστοποιήσει τους κινδύνους για τη δημόσια υγεία από την επαφή με τα λύματα από τους αγρότες, τους εργάτες γης, όπως και για τους καταναλωτές σε σχέση με τα προϊόντα των καλλιεργειών που αρδεύονται, όπου ο κίνδυνος είναι αβέβαιος. Επιπλέον η χρήση της υπόγειας άρδευσης με υγρά λύματα θεωρείται η καλύτερη τεχνική για να υποκαταστήσει την έλλειψη των φυσικών υδάτινων πόρων διότι προσφέρει υψηλότερες αποδόσεις στις καλλιέργειες και μειωμένη μόλυνση από παθογόνους (Duhrkoop A., et al. 2014). Σύμφωνα με μικροβιολογικά δεδομένα άλλων ερευνητών (Kiziloglu F.M., 2008), τα ανεπεξέργαστα λύματα μπορούν να χρησιμοποιηθούν σε γεωργικές εκτάσεις για σύντομο όμως χρονικό διάστημα, ενώ τα επεξεργασμένα μπορούν να χρησιμοποιηθούν σε μακροπρόθεσμο ορίζοντα, για μια πιο βιώσιμη γεωργία.

Ο στόχος της παρούσας μελέτης είναι να εκτιμηθεί κατά πόσον η υπόγεια άρδευση με χαμηλής ποιότητας νερό (ανεπεξέργαστο - επεξεργασμένο αστικό λύμα) μπορεί να χρησιμοποιηθεί με μεγαλύτερη ασφάλεια και μείωση του κινδύνου της ανθρώπινης υγείας. Επίσης να μελετηθούν οι μεταβολές των χημικών ιδιοτήτων μετά την άρδευση με τα λύματα αυτά. Επιπλέον να μελετηθούν και οι μεταβολές χημικών συστατικών του εδάφους, σε σχέση με το σημείο έκχυσης του σταλακτήρα κατά την άρδευση, σε δύο διαφορετικά βάθη.

Για να μελετηθούν τα παραπάνω έγιναν πειράματα σε αγρό, στο ΕΕΛ Κερατέας και στο θερμοκήπιο του Γεωπονικού Πανεπιστημίου. Στον χώρο του ΕΕΛ Κερατέας εγκαταστάθηκε σύστημα υπόγειας άρδευσης με σταλακτήρες στα βάθη 10, 30 και 40 cm, όπου διοχετεύτηκαν ανεπεξέργαστα λύματα (U), επεξεργασμένα (T) και νερό βρύσης (W), ως μάρτυρας. Λήφθηκαν δείγματα εδάφους καθώς και των αντίστοιχων υγρών τα οποία πόνιζαν στα παραπάνω βάθη, για μικροβιολογικές

αναλύσεις. Τα δείγματα αυτά λαμβάνονταν τόσο από την επιφάνεια του εδάφους, όσο και από τα αντίστοιχα βάθη, όπου εφαρμόστηκε η άρδευση με τα παραπάνω υγρά διαβροχής. Εξετάστηκαν για τις εξής ομάδες βακτηρίων: Ολικά κολλίμορφα (*total coliforms*) και *E. coli*), περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι (*Fecal streptococci*). Επίσης, μετρήθηκαν και τα ολικά βακτήρια (*total bacteria*). Στο πείραμα που έλαβε χώρα στο θερμοκήπιο, διαμορφώθηκε ένα αυτοσχέδιο σύστημα, όπου διοχετεύονταν σε γλάστρες με υπόγεια άρδευση, αστικό λύμα και νερό (ανεπεξεργαστο λύμα (U), επεξεργασμένο (T) και νερό βρύσης ως μάρτυρας (W)), στα βάθη 10 και 20 cm. Τα λύματα μεταφέρονταν από τον βιολογικό σταθμό επεξεργασίας λυμάτων Λυκόβρυσης Αττικής (ΚΕΡΕΦΥΤ). Στις γλάστρες τοποθετήθηκαν δύο διαφορετικοί τύποι εδάφους, έδαφος α (sandy loam) και έδαφος β (Loamy Sand), προκειμένου να μελετηθούν τα βακτήρια και οι χημικές ιδιότητες του εδάφους. Από τις γλάστρες λήφθηκαν δείγματα εδάφους καθώς και των αντίστοιχων υγρών τα οποία πότιζαν στα παραπάνω βάθη, και εξετάστηκαν για μικροβιολογικές αναλύσεις. Λαμβάνονταν από την επιφάνεια του εδάφους, και εξετάστηκαν για τις εξής ομάδες βακτηρίων: Ολικά κολλίμορφα (*total coliforms*), (*E. coli*), περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι (*Fecal streptococci*) και θειοαναγωγικά κλωστρίδια (*sulfur reducing bacteria*). Επίσης, μετρήθηκαν και τα ολικά βακτήρια (*total bacteria*). Στο τέλος της πειραματικής διαδικασίας, λήφθηκαν και εδαφικά δείγματα προκειμένου να εξεταστούν οι μεταβολές στις χημικές ιδιότητες του εδάφους. Επίσης για να διερευνηθεί η κατά βάθος μεταβολή της συγκέντρωσης των χημικών παραμέτρων, το έδαφος κάθε γλάστρας χωρίστηκε σε δύο ζώνες στο σημείο που τοποθετήθηκε ο σταλακτήρας, την άνω (I) και την κάτω (II). Εξετάστηκαν οι παρακάτω παράμετροι: Η κοκκομετρική σύσταση, το pH, η ηλεκτρική αγωγιμότητα, ο διαθέσιμος φώσφορος, το ανταλλάξιμο κάλιο, το ανταλλάξιμο νάτριο, το ολικό άζωτο, ο προσδιορισμός του αμμωνιακού αζώτου ($\text{NH}_4\text{-N}$), ο προσδιορισμός του αζώτου των νιτρικών ($\text{NO}_3\text{-N}$), το ποσοστό της οργανικής ουσίας, το ποσοστό του ισοδύναμου ανθρακικού ασβεστίου (CaCO_3).

Η επεξεργασία των αποτελεσμάτων, των παραπάνω μετρήσεων, οδήγησε στα παρακάτω συμπεράσματα.

Τα βακτήρια:

- Στον πληθυσμό των Ολικών βακτηρίων, δεν παρατηρούνται στατιστικά σημαντικές διαφορές (one way ANOVA, $p>0,05$), τόσο στην επιφάνεια του εδάφους (πάνω από το σημείο έκχυσης) όσο και στην περιοχή όπου άμεσα διαβρέχεται με τα τρία υγρά των μεταχειρίσεων, στον αγρό. Επίσης στα δύο εδάφη α και β των γλαστρών, δεν παρατηρούνται στατιστικά σημαντικές διαφορές (one way ANOVA, $p>0,05$), στα δύο βάθη (10 και 20 cm), τόσο κατά την χειμερινή περίοδο όσο και την θερινή περίοδο. Τα υγρά διαβροχής, (ανεπεξεργαστο λύμα (U) και επεξεργασμένο λύμα (T) μεταφέρουν έναν

αριθμό ολικών βακτηρίων ο οποίος όμως δεν είναι ικανός να μεταβάλλει τον αριθμό τους στο έδαφος.

- Τα Ολικά κοκκίμορφα στην περίπτωση που χρησιμοποιήθηκε ανεπεξέργαστο λύμα, τόσο στον αγρό όσο και στο θερμοκήπιο, μετρήθηκαν σχεδόν σε όλα τα εδαφικά δείγματα που προέρχονται από την επιφάνεια πάνω από το σημείο έκχυσης στα βάθη (10 και 20 cm και λιγότερο στα 30 cm). Κατά την άρδευση με επεξεργασμένο ο πληθυσμός τους είναι πολύ μικρότερος σε σχέση με το ανεπεξέργαστο.
- Η E.coli τόσο στον αγρό όσο και στις γλάστρες, αν εφαρμοστεί, ανεπεξέργαστο λύμα στα βάθη (10 και 20 cm και σε μικρότερο βαθμό 30 cm), αποτελεί κίνδυνο για την δημόσια υγεία.
- Οι Περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι ανιχνεύτηκαν κυρίως στα δείγματα του εδάφους που αρδεύτηκαν με το ανεπεξέργαστο λύμα, στο επεξεργασμένο ο αριθμός τους είναι πολύ μικρότερος. Το καλοκαίρι υπερτερούν σε αριθμό σε σχέση με τον χειμώνα, στις δύο μεταχειρίσεις.
- Τα θειοαναγωγικά κλωστρίδια τόσο κατά την διάρκεια του χειμώνα όσο και του καλοκαιριού, ανιχνεύτηκαν σε όλες σχεδόν τις μεταχειρίσεις στα δύο εδάφη. Στην διάρκεια όμως του καλοκαιριού εμφανίζονται σε μικρότερο αριθμό μετρήσεων.

Γενικό συμπέρασμα: Η εφαρμογή των ανεπεξέργαστων αστικών λυμάτων με υπόγεια άρδευση, εφόσον δεν ληφθούν μέτρα, αποτελεί κίνδυνο για την Δημόσια υγεία λόγω των παθογόνων μικροοργανισμών που μεταφέρει. Ιδιαίτερα, κατά την άρδευση σε βάθος 10 cm και σε μικρότερο βαθμό σε βάθος 20 cm, οι ομάδες βακτηρίων που εξετάστηκαν εμφανίζουν στην επιφάνεια του εδάφους πληθυσμό σε υψηλές τιμές. Το επεξεργασμένο αστικό λύμα έδειξε ότι είναι ασφαλές.

Οι χημικές μεταβολές του εδάφους:

- Στα δύο εδάφη μειώθηκε το pH, ενώ αυξήθηκαν το ολικό άζωτο, τα νιτρικά και αμμωνιακά, το νάτριο, ο φώσφορος και η ηλεκτρική αγωγιμότητα. Παρατηρήθηκε όμως διαφορετική συμπεριφορά, για τις παραμέτρους: Στο έδαφος α (Sandy Loam (SL)) μειώθηκε το CaCO₃ % , ενώ η οργανική ουσία και το κάλιο παραμένουν στα ίδια επίπεδα. Στο έδαφος β (Loamy sand (LS)), αυξήθηκαν η οργανική ουσία και το CaCO₃ %, ενώ μειώθηκε το κάλιο. Από την στατιστική επεξεργασία προκύπτει ότι οι παραπάνω παράμετροι δεν έχουν στατιστικά σημαντικές διαφορές ($p > 0,05$). Στατιστικά σημαντικές διαφορές ($p < 0,05$), παρουσιάζουν η οργανική ουσία, η περιεκτικότητα σε ολικό N %, η περιεκτικότητα σε Na μg/g, και η αγωγιμότητα, μόνο στο έδαφος β.

- Η μεταβολή των χημικών παραμέτρων στο έδαφος των γλαστρών, στις δύο ζώνες (I) και (II) μετά το σημείο έκχυσης, στα δύο βάθη 10 cm και 20 cm, ($P < 0,05$): Στο έδαφος α μεταβλήθηκαν:
- Ο φωσφόρος ο οποίος αύξηθηκε στην επάνω ζώνη (I) (άρδευση με ανεπεξέργαστο λύμα-βάθος 10 cm),
η οργανική ουσία και το νάτριο αύξηση στην ζώνη (I) (άρδευση επεξεργασμένο λύμα -βάθος 20 cm).
- Στο έδαφος β, μεταβλήθηκαν το CaCO_3 %, με αύξηση στην ζώνη (II) (άρδευση με επεξεργασμένο λύμα-βάθος 10 cm)) και το κάλιο με αύξηση στην ζώνη (I), (με ανεπεξέργαστο λύμα-βάθος 10 cm).
- Επίσης μεταβλήθηκαν το pH, με αύξηση στην ζώνη (II), η περιεκτικότητα του ολικού N, με αύξηση στην ζώνη (I), τα νιτρικά και η αμμωνία, με αύξηση στην ζώνη (II) (άρδευση με ανεπεξέργαστο λύμα -βάθος 20 cm)
και η αγωγιμότητα η οποία αυξήθηκε στην ζώνη (I) (άρδευση με επεξεργασμένο λύμα-βάθος 20 cm).

Extended Abstract

The Framework Directive of the EU on the water, encourages and promotes the use of treated wastewater in agriculture in order to overcome the problem of water scarcity. However, the use of poor microbiological quality water in agriculture creates potential risks for the health and the environment. The water to be used for irrigation purposes should meet the high demands of modern hygiene and should at least be free from pathogens and toxic substances (Abdo, 2005). For this reason, attention has been given to monitoring and evaluation of the microbiological quality of treated wastewater worldwide (Fernandez-Alvars et al., 1991). The effluents represent the main source of contamination in different parts of the world, e.g. Egypt (Yehia and Sabae, 2011)

The implementation of urban wastewater through subsurface irrigation (Forslund A. et al, 2010) could potentially minimize the risks to public health from contact with wastewater from farmers, farm workers, and for consumers than the products of crops irrigated, where the risk is uncertain. Furthermore, the use of subirrigation with wastewater is considered the best technique to substitute for the lack of natural water resources, because it offers higher returns on crops and reduced contamination by pathogens (Duhrkoop A., et al. 2014). According to microbiological data of other researchers (Kiziloglu F.M., 2008), the untreated wastewater can be used on agricultural land, but for a short time, while the treated can be used in the long term, for a more sustainable agriculture.

The aim of this study is to assess whether the subsurface irrigation with low quality water (untreated - treated wastewater) can be used with greater safety and reduced risk of human health. Also to study the changes of chemical properties after irrigation with these effluents. In addition to study alterations chemical soil constituents, relative to the point of the dropper at two different depths.

To study these, experiments were performed in the WWTPs of Keratea and the Agricultural University greenhouse. In the area of WWTP Keratea was installed subsurface irrigation system with individual emitters depths 10, 30 and 40 cm, which applied untreated wastewater (U), treated (T) and tap water (W), as a control. Soil samples were taken and the corresponding liquids from the above depths, for microbiological analysis. These samples were taken both from the surface and from the respective depths, where irrigation with liquids applied. They tested for the following groups of bacteria: Total coliforms (*total coliforms and E. coli*), *faecal streptococci* and total bacteria were detected. In the greenhouse a specific system was installed, which applied subsurface the liquids to pots, that was: untreated (U), treated (T) and tap water (W) as a control, in the depths of 10 and 20 cm. The wastewater transported by the biological wastewater treatment plant of Likovrisis in Attica (KEREFYT). In the pots were placed two different soil types, soil (a) (sandy

loam) soil and (b) (Loamy Sand). Soil samples were taken from pots and the corresponding liquids and tested for microbiological examinations. They were taken from the soil surface and tested for the following groups of bacteria: Total coliforms, *E. coli*, *faecal streptococci*, sulfur reducing bacteria (*clostridium*) and *total bacteria*. Also at the end of the experimental procedure, soil samples were taken in order to examine the changes in chemical properties of soil. Moreover, in order to investigate the changes in the concentration of the parameters at the point where the emitter was placed, the soil of each pot was divided into two zones, the upper (I) and the lower (II) one. The following parameters were determined: The grading composition, pH, electrical conductivity, the available phosphorus, exchangeable potassium, the exchangeable sodium, the total nitrogen percentage, the determination of ammonia nitrogen ($\text{NH}_4\text{-N}$), the determination of nitrogen nitrate ($\text{NO}_3\text{-N}$), the organic matter percentage, the rate of equivalent calcium carbonate (CaCO_3).

The processing of the results led to the following conclusions:

- There are no statistically significant differences (one way ANOVA, $p > 0,05$), in the population of total bacteria, both on the soil surface and in the depth that was the point where were applied the three liquids. Also in the pots, for both soils there are no statistically significant differences (one way ANOVA, $p > 0,05$), in two depths (10 and 20 cm), both during the winter and the summer. The liquids (untreated (U) and treated water (T) carrying a number of total bacteria but are not able to change their number in the soil.
- Total coliforms, were detected in nearly all soil samples from the surface above the point of the depths (10 and 20 cm and at least 30 cm) if used untreated water, both in the field and in the greenhouse. When irrigating with treated wastewater their population is much smaller compared to the untreated.
- *E.coli* was detected, both in the field and in pots, if untreated wastewater was applied, to the depths (10 and 20 cm and to a lesser extent 30 cm), constitutes a risk to public health.
- *Faecal streptococci* were detected mainly in soil samples irrigated with untreated wastewater. In the treated wastewater population is much smaller. Summer predominates in number of these bacteria than winter, in the two treatments.
- Sulfur reducing bacteria (*clostridium*) were detected in almost all treatments in both soils, both during winter and summer. But in summer they show a smaller number of population.

The general conclusion that can be extracted for these groups of bacteria is that: when untreated wastewater is used in sub-irrigation at 10 cm depth and to a lesser

extent in depth of 20 cm, seems to be a risk to public health from pathogens that transfer the municipal wastewater. The treated wastewater was shown to be safe.

Changes on chemical parameters in the soil:

- In the two soils the PH was decreased while total nitrogen percentage, nitrate and ammonium, sodium, phosphorus and electrical conductivity were increased. In the two soils were observed different changes in the following parameters: Soil a, CaCO₃% was decreased while the organic matter and potassium remained unchanged. Soil b, the organic matter percentage and CaCO₃% was increased while potassium was decreased. The statistical analysis shows that for the above parameters there are not statistically significant differences ($p > 0,05$). Statistically significant differences ($p < 0,05$), were observed in the organic matter percentage, the total N percentage, the Sodium and the electrical conductivity only in soil b.
- After statistical analysis ($P < 0,05$), the changes of chemical parameters in the two zones (I) and (II) in the soil (the wastewater applied point), in two depths 10 cm and 20 cm, is as follows: Soil a, phosphorus was increased in the upper zone (I) (irrigation with untreated wastewater - 10 cm depth), the organic matter percentage and sodium was increased in the zone (I) (irrigation with treated wastewater - 20 cm depth). Soil b, CaCO₃%, was increased in the zone (II) (irrigation treated wastewater-depth 10 cm), potassium was increased in the zone (I) (irrigation untreated wastewater-10 cm depth). Also the pH was increased in the zone (II), the total N percentage was increased in the zone (I), the ammonia nitrogen and nitrogen nitrate were increased in the zone (II) (untreated wastewater-20 cm depth), and the electrical conductivity was increased in the zone (I) (irrigation with treated wastewater - 20 cm depth).

ΠΡΟΛΟΓΟΣ

Σύμφωνα με στοιχεία του Οργανισμού των Ηνωμένων Εθνών (UN), για την χρονιά που πέρασε (έτος 2015), περίπου 11 εκατ. άνθρωποι υποφέρουν από ασιτία εξαιτίας της ξηρασίας και της έλλειψης νερού στην Αιθιοπία (SKAI TV, εκπομπή ECONEWS, 6/2/2016). “Η λειψυδρία, συμβάλλει στην φτώχεια, προκαλεί κοινωνικές δυσκολίες και εμποδίζει την ανάπτυξη, ενώ σε περιοχές επιρρεπείς στις συγκρούσεις δημιουργεί εντάσεις. Πολύ συχνά, όπου χρειαζόμαστε νερό βρίσκουμε όπλα. [...] Υπάρχει ακόμα αρκετό νερό για όλους μας - αλλά μόνο εφ' όσον μπορούμε να το κρατήσουμε καθαρό, να το χρησιμοποιούμε με μεγαλύτερη σύνεση και να το μοιραζόμαστε με δικαιοσύνη” τα παραπάνω είπε ο Ban Ki-moon, Γενικός Γραμματέας των Ηνωμένων Εθνών (UN, 2015).

Η σημασία της ασφάλειας του νερού, της υγιεινής και της διατροφής των ανθρώπων με υγεία και ευημερία δεν θα μπορούσε να δηλωθεί καλύτερα από τον αποχωρήσαντα Γενικό Γραμματέα των Ηνωμένων Έθνων Κόφι Αννάν, σε δήλωσή του στην έκθεση της χιλιετίας, 03/04/2000 με θέμα "η ελευθερία των αναγκών μας"- "Freedom from Want", όπου σημειώνεται "Πώς μπορούμε να αποκαλέσουμε τα ανθρώπινα όντα, ελεύθερα και ίσα στην αξιοπρέπεια, όταν άνω του δισεκατομμυρίου από αυτούς αγωνίζεται να επιζήσει με λιγότερο από ένα δολάριο ημερησίως, χωρίς ασφαλές πόσιμο νερό και όταν η μισή ανθρωπότητα στερείται την επαρκή υγιεινή; Μερικοί από μας είναι ανήσυχoi εάν το χρηματιστήριο θα καταρρεύσει ή αγωνίζονται να αποκτήσουν τον τελευταίας τεχνολογίας υπολογιστή, ενώ οι περισσότεροι από τους μισούς συνάνθρωποι μας, άνδρες και γυναίκες, έχουν μία από τις πιο βασικές ανησυχίες, όπως ποιο θα είναι το επόμενο γεύμα των παιδιών τους".

«Ο ανθρώπινος εγκέφαλος κατέχει πλέον το κλειδί για το μέλλον μας. Πρέπει να θυμηθούμε την εικόνα του πλανήτη από το διάστημα: είναι μια ενιαία οντότητα στην οποία ο αέρας, το νερό, και οι ήπειροι διασυνδέονται. Αυτό είναι το σπίτι μας» όπως έγραψε ο David Suzuki ⁽¹⁾.

Σε μελέτες των Ηνωμένων Εθνών για το 2050 προβλέπουν αύξηση του πληθυσμού της γης, από 7 σε 9 δισεκατομμύρια. Ακόμη και αν ο κόσμος μπορούσε να ελέγξει τον αριθμό των γεννήσεων, όπως έχει κάνει η Κίνα, η αύξηση αυτή είναι βιώσιμη μόνο λόγω της σύγχρονης τεχνολογίας (Burgess, and Brevik. 2014). Η λειψυδρία είναι τόσο ένα φυσικό φαινόμενο όσο και ανθρωπογενές. Στον πλανήτη υπάρχει αρκετό γλυκό νερό για επτά δισεκατομμύρια ανθρώπους, αλλά είναι άνισα κατανομημένο και πάρα πολύ από αυτό σπαταλιέται, είναι μολυσμένο και η διαχείριση του δεν είναι βιώσιμη. Η λειψυδρία είναι ένα από τα κύρια προβλήματα που πρέπει να αντιμετωπιστούν από πολλές κοινωνίες στον ΧΧΙο αιώνα, πλήττει ήδη όλες τις ηπείρους. Η χρήση του νερού έχει αυξηθεί περισσότερο από το

διπλάσιο του ποσοστού της αύξησης του πληθυσμού τον τελευταίο αιώνα, και παρόλο που δεν υπάρχει παγκόσμια λειψυδρία, ένας αυξανόμενος αριθμός περιοχών υποφέρει από χρόνια έλλειψη νερού. Περίπου 1,2 δισεκατομμύρια άνθρωποι, ή σχεδόν το ένα πέμπτο του παγκόσμιου πληθυσμού, ζουν σε περιοχές όπου αυτός ο φυσικός πόρος είναι ανεπαρκής, ενώ 500 εκατομμύρια άνθρωποι ακόμη, προβλέπεται ότι θα βρίσκονται σε αυτή την κατάσταση στο άμεσο μέλλον. Επιπλέον 1,6 δισεκατομμύρια άνθρωποι, ή σχεδόν το ένα τέταρτο του παγκόσμιου πληθυσμού, αντιμετωπίζουν έλλειψη νερού, λόγω οικονομικής ανέχειας (οι χώρες δεν διαθέτουν την απαραίτητη υποδομή για να προμηθευτούν νερό από τα ποτάμια και τους υδροφόρους ορίζοντες) (UNDP 2006 ; OHE-WATER-FAO, 2007) Μέχρι το 2025, 1,8 δισεκατομμύρια άνθρωποι θα ζουν σε χώρες ή περιοχές με απόλυτη λειψυδρία, και τα δύο τρίτα του παγκόσμιου πληθυσμού θα ζει κάτω από ακραίες συνθήκες έλλειψης νερού. Με το υφιστάμενο σενάριο της αλλαγής του κλίματος, σχεδόν το ήμισυ του παγκόσμιου πληθυσμού θα ζει σε περιοχές υψηλής έλλειψης υδάτινων πόρων έως το 2030, περίπου 75-250 εκατομμύρια άνθρωποι στην Αφρική. Επιπλέον, η λειψυδρία σε ορισμένες άνυδρες και ημι-άνυδρες περιοχές θα εκτοπίσει 24-700 εκατομμύρια ανθρώπους (UN-water for life-2005-2015, 24/11/2014)

Η παγκόσμια αγορά νερού αυξάνεται με ταχείς ρυθμούς, και εκτιμάται ότι θα φθάσει το 1 τρισεκατομμύριο € έως το 2020. Για το σκοπό αυτό η επαναχρησιμοποίηση του νερού όσον αφορά τη δημιουργία πράσινων θέσεων εργασίας προσφέρει σημαντικές δυνατότητες, που σχετίζονται με τη βιομηχανία του νερού, ενώ εκτιμάται ότι μια αύξηση κατά 1% στο ρυθμό ανάπτυξης του κλάδου των υδάτων στην Ευρώπη θα μπορούσε να δημιουργήσει έως και 20.000 νέες θέσεις εργασίας. (EU, 2015)

Επί του παρόντος, περίπου 1 δισεκατομμύριο m^3 επεξεργασμένων αστικών λυμάτων επαναχρησιμοποιείται σε ετήσια βάση, το οποίο αντιπροσωπεύει περίπου το 2,4% των επεξεργασμένων αστικών λυμάτων και λιγότερο από το 0,5% των ετήσιων αποσύρσεων γλυκού νερού της Ευρωπαϊκής Ένωσης. Αλλά το δυναμικό της ΕΕ (για την επαναχρησιμοποίηση του νερού) είναι πολύ υψηλότερο, εκτιμάται ότι είναι της τάξεως των 6 δισεκατομμυρίων m^3 , δηλ. έξι φορές ο σημερινός όγκος. Τα κράτη μέλη του Νότου, όπως η Ισπανία, η Ιταλία, η Ελλάδα, η Μάλτα και η Κύπρος και τα βόρεια κράτη μέλη όπως το Βέλγιο, η Γερμανία και το Ηνωμένο Βασίλειο έχουν ήδη λάβει πολυάριθμες πρωτοβουλίες σχετικά με την επαναχρησιμοποίηση του νερού για άρδευση, βιομηχανική χρήση και εμπλουτισμό του υδροφόρου ορίζοντα. Η Κύπρος και η Μάλτα εφαρμόζουν την επαναχρησιμοποίηση ήδη περισσότερο από το 90% και το 60% των λυμάτων τους, αντίστοιχα, ενώ η Ελλάδα, η Ιταλία και η Ισπανία το 5 έως 12% των λυμάτων τους (EU, 2015)

Το νερό είναι ένας από τους κύριους παράγοντες που περιορίζουν τη γεωργική παραγωγή τροφίμων στις αναπτυσσόμενες χώρες όπου ο υποσιτισμός παίζει σημαντικό ρόλο στο θάνατο των παιδιών, εκτιμάται ότι 10,4 εκατομμύρια παιδιά κάτω των 5 ετών πεθαίνουν κάθε χρόνο (Rice et al, 2000 ; WHO, 2000) ενώ πλήττει περίπου 800 εκατομμύρια ανθρώπους, ή το 20 % όλων των ανθρώπων στον αναπτυσσόμενο κόσμο (WHO, 2000). Ο υποσιτισμός μπορεί επίσης να έχει μακροπρόθεσμες επιπτώσεις στην ανάπτυξη της υγείας και της κοινωνικής συμπεριφοράς μιας κοινωνίας, διότι οδηγεί σε καχεκτική σωματική ανάπτυξη και εξασθένιση της νοητικής ανάπτυξης (Berkman et al., 2002). Η ανατολική περιοχή της Μεσογείου κατά τον Παγκόσμιο Οργανισμό Υγείας WHO είναι η φτωχότερη περιοχή στον κόσμο σε υδάτινους πόρους ανά κάτοικο. Οι χώρες στην περιοχή αυτή είναι έτοιμες να αναθεωρήσουν τις στρατηγικές τους στις προτεραιότητες του νερού, ιδιαίτερα στους τομείς της υγείας, της γεωργίας και της αυτάρκειας τροφίμων. Στα προβλήματα προστίθενται και οι κίνδυνοι των περιφερειακών συγκρούσεων λόγω της έλλειψης στην διαχείριση των διασυνοριακών νερών που είναι ένα αντικείμενο αμφισβήτησης μεταξύ των γειτονικών χωρών (Al Salem and Abouzaid, 2006 ; Zeribl, 2005). Η Επαναχρησιμοποίηση των επεξεργασμένων λυμάτων μπορεί να προσφέρει σημαντικά περιβαλλοντικά, κοινωνικά και οικονομικά οφέλη. Επιπλέον, σε σύγκριση με εναλλακτικές πηγές ύδρευσης, όπως η αφαλάτωση ή μεταφορά ύδατος, η επαναχρησιμοποίηση του νερού συχνά αποδεικνύεται ότι απαιτεί χαμηλότερο κόστος επένδυσης και ενέργειας, ενώ ακόμη συμβάλλει στη μείωση των εκπομπών αερίων του θερμοκηπίου (EU, 2015). Επίσης τα συστατικά των επεξεργασμένων λυμάτων θα μπορούσαν να μειώσουν τη χρήση των πρόσθετων λιπασμάτων με αποτέλεσμα εξοικονόμηση πόρων για το περιβάλλον, τους αγρότες (AQUAREC D19, 2002).

Τα αστικά λύματα, με την κατάλληλη επεξεργασία, μπορεί να είναι ένας πόρος διότι σε πολλές περιπτώσεις το νερό και τα θρεπτικά συστατικά που περιέχει μπορεί να έχουν ευεργετικές (ακόμη σε μεγάλο βαθμό) συνέπειες στις καλλιέργειες, από την άλλη πλευρά όμως μπορεί να έχουν σημαντικές επιπτώσεις στην ασφάλεια των τροφίμων, από την άποψη της Δημόσιας Υγείας (Buechler and Devi, 2003). Η ανάγκη για διαφύλαξη και ορθολογική διαχείριση των φυσικών πόρων, οδήγησε στην αξιοποίηση των νερών αυτών που συχνά θεωρούνται προβληματικά.

“Το 60% των υδάτων της Κίνας είναι ακατάλληλο προς πόσην ακόμη και μετά από επεξεργασία. Η μόλυνση του εδάφους και τα ακατάλληλα εδάφη καταλαμβάνουν έκταση διπλάσια της Γαλλίας”. Αυτή ήταν μια ανακοίνωση του υπουργείου Περιβάλλοντος της Κίνας τον Μάιο 2014. Είναι μια συγκλονιστική εξέλιξη! (Ενημέρωση, ραδιόφωνο σταθμός Real FM).

Η επαναχρησιμοποίηση επομένως, των αστικών λυμάτων στην άρδευση των καλλιεργειών αποτελεί έναν από τους πιο αποδοτικούς περιβαλλοντικούς, φιλικούς

τρόπους αξιοποίησής τους. Η διατήρηση των υδατικών πόρων, μέσω της εξοικονόμησης νερού, μπορεί να συμβάλλει ώστε οι αγρότες να μειώσουν την κατανάλωση κατά 10-50%, οι βιομηχανίες κατά 40-90%, οι καταναλωτές κατά 30-40%, χωρίς να θυσιάσουν την απαίτηση για καθαριότητα, υγιεινή και υψηλή ποιότητα ζωής (Angelakis et al., 1999). Τα ανακυκλωμένα λύματα μπορεί να χρησιμοποιηθούν σε διάφορες εφαρμογές, συνηθέστερα στην άρδευση των γεωργικών εκτάσεων, σε αστικές περιοχές, σε βιομηχανικές εγκαταστάσεις καθώς και για τον εμπλουτισμό των υπόγειων υδάτων (Abdel- Jawad et al., 1999).

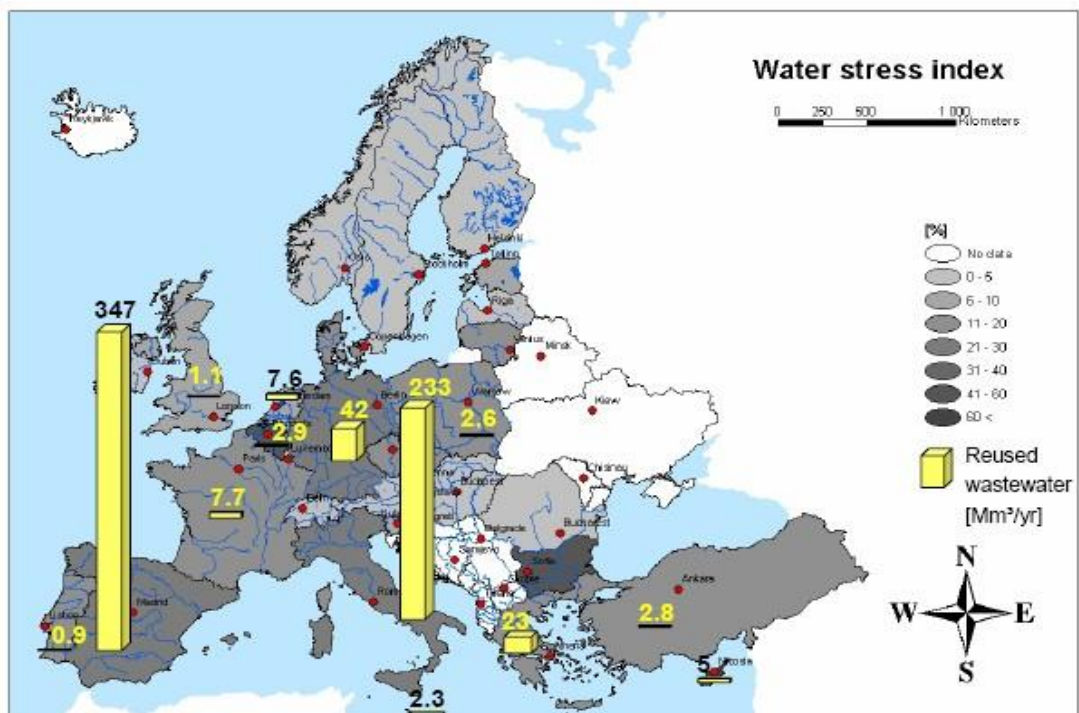
Οι Η.Π.Α. (Καλιφόρνια) και το Ισραήλ είναι οι πρώτες χώρες που εφάρμοσαν το σύστημα επαναχρησιμοποίησης και ακολούθησαν η Κύπρος, η Ιορδανία, η Τυνησία, το Μεξικό και άλλες χώρες, όπου η ανακύκλωση των λυμάτων στηρίζεται σε νομοθεσία και προδιαγραφές που έχουν θεσπίσει τα κράτη αυτά. Στις χώρες της Μεσογείου άρχισε σταδιακά να εφαρμόζεται η επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων στις αρδεύσεις (Marecos de Monte et al., 1996).

⁽¹⁾**David Takayoshi Suzuki**, (γεννήθηκε 24, 3, 1936), είναι μέλος της Ακαδημίας Επιστημών του Καναδά, ακτιβιστής για το περιβάλλον και για πολλά έτη επιστημονικός αναλυτής σε ραδιοτηλεοπτικό οργανισμό για το περιβάλλον. Εργάζεται για την παγκόσμια κλιματική αλλαγή και είναι συνιδρυτής με την Suzuki του Ιδρύματος David Suzuki το 1990, με στόχο "η κοινωνία πρέπει να ζει σε αρμονία με το φυσικό περιβάλλον για την διατήρηση του."

Γράφημα 1. Η επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων σήμερα σε διάφορες γεωγραφικές περιοχές σε όλο τον κόσμο. (πηγή: The magazine on resource challenges and circular. 2013).



Γράφημα 2: η επαναχρησιμοποίηση ανακυκλωμένου νερού στην Ευρώπη (2006) (πηγή: AQUAREC, 2006 / Wintgens et al, 2005)



ΣΤΟΧΟΣ ΔΙΑΤΡΙΒΗΣ

Το καθαρό νερό έχει γίνει ένας από τους κύριους παράγοντες που περιορίζουν τη γεωργική παραγωγή τροφίμων σε πολλές χώρες, κυρίως γύρω από τη Μεσόγειο, οι οποίες αντιμετωπίζουν πιο σοβαρή και συχνά εποχιακή έλλειψη νερού. Η έλλειψη του νερού άρχισε να γίνεται πιο επιτακτική κυρίως για τις άγονες και ημιάγονες περιοχές και η ανάγκη για εξεύρεση λύσης είναι ένα θέμα που απασχολεί πολλές από αυτές. Για τον λόγο αυτό, αναζητούνται λύσεις οι οποίες θα συμβάλλουν στην εξοικονόμηση νερού για να χρησιμοποιηθεί σε δραστηριότητες που επηρεάζουν άμεσα τον άνθρωπο.

Η ανακύκλωση των αστικών λυμάτων και επαναχρησιμοποίηση είναι μια πολύ σημαντική λύση που συμβάλλει στην εξοικονόμηση νερού. Η επαναχρησιμοποίηση έχει εκτιμηθεί ότι αποτελεί περίπου το 15% της υφιστάμενης κατανάλωσης νερού και είναι μια εν δυνάμει πηγή των υδάτινων πόρων. Επίσης μπορεί να θεωρηθεί μια πολύτιμη πηγή θρεπτικών συστατικών για την γεωργία, συμβάλλοντας στη μείωση της χρησιμοποίησης των χημικών λιπασμάτων και την αύξηση της παραγωγικότητας της γεωργίας. Με την επαναχρησιμοποίηση επίσης, μπορεί να μειωθεί το πρόβλημα της ρύπανσης των υδάτινων πόρων. Μπορεί ακόμη, να συμβάλει στον έλεγχο της απερίθωσης και με την αναπλήρωση των υπογείων υδάτων, να ελέγχεται η διείσδυση των αλμυρών υδάτων σε παράκτιους υδροφορείς. Ακόμη μπορεί να συμβάλλει κοινωνικά και οικονομικά, όπως με την απασχόληση και τα προϊόντα που θα παραχθούν (Fatta D. and N. Kythreotou, 2005). Ωστόσο, η χρήση κακής ποιότητας ανακυκλωμένου νερού δημιουργεί δυνητικούς κινδύνους για την υγεία. Προκειμένου να ξεπεραστεί το πρόβλημα αυτό στην Ευρωπαϊκή Ένωση θεσπίστηκε οδηγία πλαίσιο για τα νερά που ενθαρρύνει και προωθεί την χρήση των επεξεργασμένων αστικών λυμάτων στη γεωργία. Αντίθετα τα βιομηχανικά απόβλητα παρουσιάζουν ιδιάζοντα χαρακτήρα και ποικιλία ποιοτήτων, διότι πολλές φορές περιέχουν δύσκολα βιοαποδομήσιμες ή τοξικές ουσίες, που παρεμποδίζουν την κανονική ανάπτυξη του βιολογικού παράγοντα.

Η ανάπτυξη της επαναχρησιμοποίησης είναι απαραίτητο να αποτρέπει τις αρνητικές επιπτώσεις στο περιβάλλον και τη δημόσια υγεία. Οι παθογόνοι παράγοντες που περιέχονται στα λύματα, αποτελούν κίνδυνο για την δημόσια υγεία ενώ η περιεκτικότητά τους σε ανόργανα και οργανικά στοιχεία μπορεί να μεταβάλει τις χημικές ιδιότητες του εδάφους. Για τον λόγο αυτό κατά την επαναχρησιμοποίηση θα πρέπει να λαμβάνονται υπόψη όλα τα υφιστάμενα προβλήματα.

Η εφαρμογή των λυμάτων για άρδευση στην Γεωργία μέσω γραμμών υπόγειας άρδευσης είναι μια μέθοδος που θα μπορούσε ενδεχομένως να εξουδετερώσει τις υπάρχουσες ανησυχίες σχετικά με την δημόσια υγεία. Διότι ελαχιστοποιεί την επαφή με τα λύματα από τους αγρότες, τους εργάτες της εκμετάλλευσης και τις καλλιέργειες. Η παραπάνω όμως μέθοδος άρδευσης δεν αποτρέπει και τις ενδεχόμενες μεταβολές των χημικών συστατικών του εδάφους.

Στόχος της διατριβής αυτής είναι να διερευνηθεί αν τα αστικά λύματα με επεξεργασία ή χωρίς επεξεργασία μπορούν να χρησιμοποιηθούν για υπόγεια άρδευση χωρίς επιπτώσεις στην δημόσια υγεία από τους παθογόνους που μεταφέρουν καθώς επίσης και κατά πόσο μεταβάλλονται τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά του εδάφους.

A.1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

A.1.1. Η ΕΠΑΝΑΧΡΗΣΙΜΟΠΟΙΗΣΗ ΤΩΝ ΑΣΤΙΚΩΝ ΛΥΜΑΤΩΝ ΔΙΕΘΝΩΣ

A.1.1.1. Τι είναι η Επαναχρησιμοποίηση των αστικών λυμάτων

Ο όρος επαναχρησιμοποίηση (water reuse) και ανακύκλωση του νερού (wastewater reclamation) συνήθως στην πράξη χάριν συντομίας, χρησιμοποιείται για το ίδιο θέμα, διαφέρουν όμως όπως παρακάτω:

Επαναχρησιμοποίηση λυμάτων (water reuse): ή επαναχρησιμοποίηση είναι η ευεργετική χρησιμοποίηση των επεξεργασμένων υδάτων (Asano, 1998 ; Crites and Tchobanoglous, 1998) Κατά την Αμερικανική Υπηρεσία Προστασίας Περιβάλλοντος (EPA), η επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων είναι «η χρήση του νερού της αποχέτευσης ή του ανακυκλωμένου από μία εφαρμογή για μια άλλη εφαρμογή»

ανακύκλωση λυμάτων (water recycling): η επαναχρησιμοποίηση των επεξεργασμένων λυμάτων και βιοστερεών για ωφέλιμους σκοπούς (Crites and Tchobanoglous, 1998) ή ανακύκλωση του νερού είναι η χρήση των λυμάτων που συλλαμβάνεται και διοχετεύεται πίσω στο ίδιο καθεστώς χρήσης του νερού (Metcalf & Eddy, 2003)

ανάκτηση λυμάτων (wastewater reclamation): περιλαμβάνει την επεξεργασία ή τη μεταποίηση των λυμάτων ώστε να είναι επαναχρησιμοποιήσιμα (Asano, 1998) ή η πράξη της επαναχρησιμοποίησης των επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων (Crites and Tchobanoglous, 1998)

Ανακυκλωμένο νερό (Reclaimed water): είναι το επεξεργασμένο λύμα που θεωρείται κατάλληλης ποιότητας για επαναχρησιμοποίηση (Metcalf & Eddy, 2003),

έμμεση επαναχρησιμοποίηση (Indirect reuse): είναι η κατόπιν επεξεργασίας απόρριψη των λυμάτων στα υπόγεια νερά, αναγνωρίζεται ως σημαντική, αλλά δεν αποτελεί προγραμματισμένη άμεση επαναχρησιμοποίηση νερού (Audrey, et al. 2004).

A.1.1.2. Διεθνή στοιχεία για την επαναχρησιμοποίηση των αστικών λυμάτων

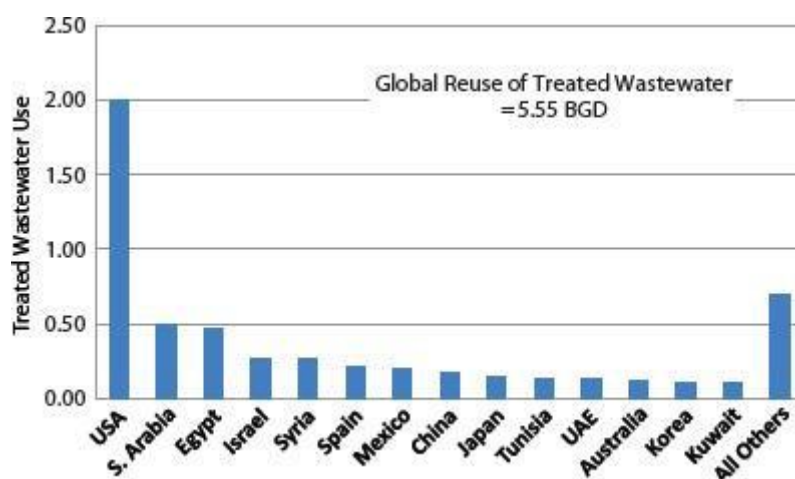
Η Επαναχρησιμοποίηση των αστικών λυμάτων εφαρμόζεται σε χώρες με προβλήματα ξηρασίας και λειψυδρίας, όπως: Σε ορισμένες Πολιτείες των ΗΠΑ, στην Αυστραλία, σε χώρες της Αφρικής, σε χώρες της Μεσογείου.

Η επαναχρησιμοποίηση γίνεται με τις παρακάτω προϋποθέσεις:

- επαναχρησιμοποίηση κυρίως για άρδευση
- επαναχρησιμοποίηση κυρίως των αστικών λυμάτων
- επαναχρησιμοποίηση λόγω αυξημένης ανάγκης σε νερό
- με την αυξητική τάση αποδοχής του κοινού

Η ποσότητα των αστικών λυμάτων που ανακυκλώνεται και χρησιμοποιείται για αρδευτικούς σκοπούς στις κυριότερες χώρες του κόσμου, φαίνεται παρακάτω: (Ειδική Γραμματεία Υδάτων, ΥΠΕΚΑ, 2013).

- ΗΠΑ: Στην Καλιφόρνια περισσότερο από το 70% των επεξεργασμένων αστικών λυμάτων χρησιμοποιείται για αρδευτικούς σκοπούς
- ΙΣΡΑΗΛ: Περισσότερο από το 80% των επεξεργασμένων αστικών λυμάτων αξιοποιείται στη γεωργία. Το 70% περίπου του νερού που χρησιμοποιείται στη γεωργία είναι ανακτημένα λύματα
- ΙΑΠΩΝΙΑ: σε αντίθεση με άλλες χώρες που βρίσκονται σε ξηρικές και ημιξηρικές περιοχές οι κύριες κατηγορίες επαναχρησιμοποίησης αστικών λυμάτων είναι για αναβάθμιση του περιβάλλοντος, καθαρισμό τουαλετών, βιομηχανική χρήση.
- ΙΣΠΑΝΙΑ: εφαρμόζεται προγράμματα άρδευσης σε 95.000 στρ. καλλιεργειών στη βόρεια Ισπανία
- ΕΛΛΑΔΑ: εφαρμόζεται άρδευση σε 50.000 στρ. γεωργικής γης, καθώς επίσης και σε 1.500 στρ. χώρους πρασίνου
- ΚΥΠΡΟΣ: επαναχρησιμοποιούνται 180.000.000 m³ λυμάτων/έτος (75% του μέσου ετήσιου διαθέσιμου ποσού)
- ΙΤΑΛΙΑ: Η χρήση των επεξεργασμένων λυμάτων γίνεται σε περίπου 40.000 στρέμματα
- ΓΑΛΛΙΑ: περισσότερα από 30.000 στρέμματα αρδευόμενης γης καλύπτονται από 20 έως 30 σταθμούς επεξεργασίας αστικών λυμάτων.



Σύμφωνα με εκτιμήσεις του 2008, οι Ηνωμένες Πολιτείες επαναχρησιμοποιούν τον μεγαλύτερο όγκο νερού (BGD -billion gallons/day) και κατατάσσεται στην 13η θέση, σε επαναχρησιμοποίηση/ανά κάτοικο. Το Κατάρ και το Ισραήλ έχουν την υψηλότερη επαναχρησιμοποίηση/ανά κάτοικο. (πηγή: Jiménez και Asano, 2008).

Σύμφωνα με τον Οργανισμό Τροφίμων και Γεωργίας (FAO), 20 εκατομμύρια εκτάρια γης σε όλο τον κόσμο αρδεύτηκαν με ανεπεξέργαστα ή μερικώς επεξεργασμένα υγρά απόβλητα το 2010, τα οποία αντιπροσώπευαν το 10% των αρδευόμενων εκτάσεων παγκοσμίως (FAO). Τα οφέλη που προκύπτουν από την επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων, βασίζονται σε πραγματική εμπειρία σε ολόκληρο τον κόσμο, στο Ισραήλ π.χ. το 67% των λυμάτων χρησιμοποιείται για αρδευτικούς σκοπούς, στην Ινδία το 25% και στην Νότιο Αφρική το 24% (WHO, 2006). Από το 1980 το κράτος της Καλιφόρνια ενέκρινε χρηματοδότηση για τον σχεδιασμό και την κατασκευή μονάδων για την ανακύκλωση νερού, 19 από αυτές λειτουργούν, ενώ τα δύο τρίτα από αυτές αποδίδουν το 75 % από το αναμενόμενες ποσότητες νερού (Mills et al., 1996). Από στοιχεία της UNESCO (2015), ο αγροτικός τομέας, κατέχει την πρώτη θέση στην παγκόσμια κατανάλωση νερού αντιπροσωπεύοντας το 70% της παγκόσμιας κατανάλωσης ενώ σε μερικές αναπτυσσόμενες χώρες, όπως στην Αίγυπτο ή την Ινδία η κατανάλωση νερού για τον αγροτικό τομέα, ξεπερνά το 90% της διαθέσιμης ποσότητας.

Στις χώρες της Μέσης Ανατολής περισσότερο από το 50% των προϊόντων των διατροφικών τους αναγκών εισάγεται. Υπολογίζεται ότι το 80% των αστικών λυμάτων στο Ισραήλ επαναχρησιμοποιούνται, τα οποία μεταφέρονται για άρδευση, με παροχή επεξεργασμένων λυμάτων $2.2 \text{ m}^3/\text{s}$, μέσα σε κλειστό αγωγό μήκους 80 χιλ. και διαμέτρου 1.8 μέτρων, με εντυπωσιακή την περίπτωση του έργου του Dan Region (Angellakis και Tchobanoglous, 1995). Στο Μαρόκο στην πόλη του Μαρακές η παραγωγή σε λύματα είναι περίπου 15 εκατ. m^3 το χρόνο και αναμένεται να φθάσει τα 44 εκατ. m^3 το έτος 2020 (Mandi et al, 1998). Η αρχή των υδάτινων πόρων (WRA) στην Ταϊβάν, έχει προβλέψει ότι η ετήσια ανάγκη σε νερό θα φθάσει περίπου σε 20 δισεκατομμύρια m^3 , μέχρι το 2021, ενώ η παρούσα παροχή νερού είναι 18 δισεκατομμύρια m^3 το χρόνο. Αυτό σημαίνει ότι πρόσθετα 2 δισεκατομμύρια m^3 πρέπει να αναπτυχθούν στα επόμενα έτη. Συνεπώς η αναγκαιότητα για ανακύκλωση των λυμάτων είναι μεγάλη (Chiou et al., 2007). Η Κίνα αντιμετωπίζει σοβαρά προβλήματα επάρκειας πόσιμου νερού, λόγω της μείωσης των υδάτινων πόρων κα της ρύπανσης των υδάτων, εξαιτίας της κοινωνικοοικονομικής ανάπτυξης μέσα σε είκοσι χρόνια. Σχετικά με την επαναχρησιμοποίηση του νερού έχουν δημιουργηθεί διάφορα κριτήρια για την κατάλληλη χρήση του ώστε να βελτιώσουν το θέμα της έλλειψη του νερού στο μέλλον. Αναμένονται περισσότερα προγράμματα επαναχρησιμοποίησης νερού, εφόσον τα παραπάνω συνδυαστούν με δημόσια περιβαλλοντική εκπαίδευση σε σχέση με τα εθνικά και τοπικά πρότυπα, και με μια αύξηση του ποσοστού στους κανόνες υγιεινής (He et al., 2001).

A.1.1.3. Η συμβολή της επαναχρησιμοποίησης στην διατήρηση του νερού

Η επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων αποτελεί ένα αναγκαίο μέτρο, σε σχέση με την διαχείριση των υδάτων, επειδή συμβάλλει:

Στην περιβαλλοντική βιωσιμότητα και την ποσοτική και ποιοτική βελτίωση των υδάτων (επιφανειακά νερά, υπόγεια νερά και τα νερά των ακτών) όπως επίσης και των εδαφών, με την μείωση της ρύπανσης

Αποφέρει οικονομικά οφέλη, με την προώθηση της ορθολογικής χρήσης του νερού, τη βελτίωση της διατήρησης του, τη μείωση της σπατάλης και εξισορρόπηση της ζήτησης και παροχής του νερού.

Στην αύξηση της τροφής και την μείωση της ανάγκης για χημικά λιπάσματα, επειδή σε μερικές χώρες η χρήση του επεξεργασμένου νερού συνεισφέρει στην παραγωγή τροφίμων.

Ειδικότερα με την επαναχρησιμοποίηση το νερό συμβάλλει:

- στην γεωργική άρδευση: στον τομέα αυτόν χρησιμοποιείται η μεγαλύτερη ποσότητα του ανακυκλωμένου νερού.
- στην άρδευση του τοπίου: στις βιομηχανικές χώρες για την άρδευση των πάρκων, παιδικές χαρές, γήπεδα γκολφ, τα διάμεσοι των αυτοκινητόδρομων, γενικά σε δημόσιους χώρους, μπορεί να γίνει χρήση ανακυκλωμένου νερού.
- στις Βιομηχανικές δραστηριότητες: κυρίως, χρησιμοποιείται για ψύξη.
- στην αναπλήρωση των υπόγειων υδάτων: με την έκχυση σε υπόγειους υδροφορείς.
- σε αστικές χρήσεις: πυροπροστασία, κλιματισμό, νερό για τουαλέτες, σε κατασκευές.
- σε επαναχρησιμοποίηση για πόσιμο: είναι άλλη μια περίπτωση για την επαναχρησιμοποίηση του νερού, η οποία όμως θα μπορούσε μόνο να συμβεί με την προϋπόθεση είτε με ανάμειξη σε δεξαμενές αποθήκευσης νερού ή σε
- ακραίες περιπτώσεις, με άμεση συμβολή των ιδιαίτερα επεξεργασμένων λυμάτων στο σύστημα διανομής νερού (European Commission- MEDAWARE, 2005).

Οι υδάτινοι πόροι είναι μεγάλης σημασίας λόγω των υψηλών όγκων που χρησιμοποιούνται στην γεωργία. Επομένως το ανακυκλωμένο νερό που έχει ανακτηθεί από αστικά λύματα είναι ένας υπολογίσιμος παράγοντας. Κατά τις δύο τελευταίες δεκαετίες, η χρήση των λυμάτων για την άρδευση των καλλιεργειών έχει αυξηθεί σημαντικά, αυτό οφείλεται:

- Στην αυξημένη ζήτηση του νερού και την αυξανόμενη έλλειψη των εναλλακτικών υδάτινων πόρων για άρδευση
- Στην αλλαγή των κλιματολογικών συνθηκών, με συνέπεια την μεταβολή της ισορροπίας του νερού (water stress)
- Στην ανάγκη για την προστασία του υπόγειου νερού (εκμετάλλευση, ρύπανση)
- Στην ανάγκη για την προστασία και εξυγίανση του περιβάλλοντος
- Στο υψηλό κόστος των λιπασμάτων.

- το κόστος των προηγμένων εγκαταστάσεων επεξεργασίας των λυμάτων είναι υψηλό για την ρίψη των λυμάτων στους υδάτινους αποδέκτες
- οι κίνδυνοι για την υγεία και οι επιπτώσεις στο έδαφος είναι ελάχιστες, εφόσον ληφθούν οι απαραίτητες προφυλάξεις, (EUWI MED, 2007; Mara and Cairncross, 1989).

Στον τομέα της επαναχρησιμοποίησης των λυμάτων, για την διαμόρφωση πολιτικής πρέπει να ληφθούν υπόψη : η εδραίωση ενός βασικού συστήματος σε σχέση με την περιβαλλοντική νομοθεσία και τα ζητήματα υγείας, (όπως η πολιτική σε θέματα χρήσης γης, η κοινή αγροτική πολιτική και ο περιβαλλοντικός σχεδιασμός), οι κοινωνικές επιδράσεις από την επαναχρησιμοποίηση στους τομείς, γεωργία, βιομηχανία, και τα οικονομικά οφέλη από την επαναχρησιμοποίηση καθώς και η χρηματοδότηση και η απόσβεση κόστους (EUWI MED,2007)

Σημαντικός παράγοντας κατά την επαναχρησιμοποίηση είναι η εξασφάλιση της δημόσιας υγείας. Για τον λόγο αυτό, ο Παγκόσμιος Οργανισμός Υγείας (WHO) και η Αμερικανική Υπηρεσία Προστασίας Περιβάλλοντος (US-EPA) των Ηνωμένων Πολιτειών, έχουν προτείνει οδηγίες για την επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων.

A.1.1.4. Πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα από την επαναχρησιμοποίηση

Πλεονεκτήματα:

- Εξοικονομείται περισσότερο φρέσκο-καθαρό νερό και πόσιμο νερό
- Μειώνεται η ανάγκη για μεγάλα συστήματα επεξεργασίας όταν σημαντικές ποσότητες λυμάτων επαναχρησιμοποιούνται η ανακυκλώνονται.
- Η τεχνολογία μπορεί να μειώσει τον όγκο των λυμάτων που χύνονται στο περιβάλλον, επιδρώντας θετικά στον υδροφόρο ορίζοντα και στο περιβάλλον.
- Σημαντικές δαπάνες μειώνονται στο μισό για τα περισσότερα συστήματα και σε πολύ μικρό χρόνο γίνεται απόσβεση, εξαιρούνται τα συστήματα που σχεδιάστηκαν για απευθείας - άμεση επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων.
- Η εφαρμογή και λειτουργία είναι σχετικά απλή, εκτός από τα συστήματα άμεσης επαναχρησιμοποίησης, όπου η τεχνολογία είναι πιο ακριβή και απαιτείται ποιοτικός έλεγχος.
- Σε περιοχές όπου υπάρχει έλλειψη νερού τα θρεπτικά στοιχεία του λύματος μπορεί να αυξήσουν την αγροτική παραγωγή.
- Μειώνεται η ρύπανση των υπογείων υδάτων και των ποταμών.
- Σε χώρους αναψυχής, συμβάλλει στη διατήρηση του πρασίνου και των γηπέδων γκόλφ με την άρδευση.
- Σε πολλές περιπτώσεις η άρδευση με νερό επεξεργασμένων λυμάτων υπερτερεί του νερού των πηγαδιών όσον αφορά την ποιότητα του νερού.

Μειονεκτήματα:

- Η επίδραση στην υγεία των εργατών και γενικότερα των ανθρώπων που ασχολούνται με την φροντίδα των καλλιεργειών που αρδεύονται με ανακυκλωμένα λύματα
- Η επίδραση στην δημόσια υγεία από την επαφή με τους χώρους άρδευσης ή από την κατανάλωση πιθανόν επιμολυσμένων προϊόντων που αρδεύτηκαν με ανακυκλωμένα λύματα.
- Λόγοι μη αποδοχής από το κοινό καθώς επίσης και αισθητικής
- Η επίδραση στις ιδιότητες του εδάφους

A.1.2. Η ΕΠΑΝΑΧΡΗΣΙΜΟΠΟΙΗΣΗ ΣΤΗΝ ΕΥΡΩΠΗ

A.1.2.1. Η επαναχρησιμοποίηση στις χώρες της Ευρώπης και η σχετική νομοθεσία

Κατά την Ευρωπαϊκή Ένωση δύο είναι οι βασικές οδηγίες για το περιβάλλον, άμεσες και έμμεσες, που καθορίζουν θέματα για τον τομέα της επαναχρησιμοποίησης των λυμάτων. Η οδηγία 2000/60/EC στο πλαίσιο της γενικής οδηγίας του νερού, (WFD) water framework Directive, στο κεφάλαιο (Annex VI (x)) το οποίο αναφέρεται στην προώθηση τεχνολογιών στην βιομηχανία νερού και τεχνικές αποθήκευσης νερού για άρδευση, μέτρα για την αποτελεσματικότητά τους και επαναχρησιμοποίηση. Και η οδηγία 91/271/EEC άρθρο 12 που παρέχει τη δυνατότητα επαναχρησιμοποίησης των αστικών λυμάτων, η οποία αναφέρει ότι τα επεξεργασμένα λύματα πρέπει να χρησιμοποιούνται μόνο όταν είναι κατάλληλα, υπό την προϋπόθεση ότι ελαχιστοποιείται ο κίνδυνος από τις αρνητικές επιδράσεις τους στο περιβάλλον. (EUWI MED, 2007). Το νομικό καθεστώς της επαναχρησιμοποίησης των λυμάτων δεν είναι ομοιόμορφο σε όλη την Ευρώπη, δεν υπάρχει κοινός νομοθετικός κανονισμός σε Ευρωπαϊκό επίπεδο. Έτσι, σε ολόκληρη την Ευρώπη τα προγράμματα επεξεργασμένων λυμάτων πραγματοποιούνται σύμφωνα με συγκεκριμένες εθνικές ή ακόμη και περιφερειακές οδηγίες των χωρών. Προς την κατεύθυνση αυτή προσανατολίζεται η EUREAU, (ένωση των εθνικών οργανώσεων των προμηθευτών ύδατος και των υπηρεσιών αποβλήτων). Στην Οδηγία Πλαίσιο για το Νερό (2000/60 της ΕΕ) γίνεται αναφορά στην ανάγκη αξιοποίησης των εκροών εγκαταστάσεων επεξεργασίας λυμάτων (ΕΕΛ). Στο μέλλον θα πρέπει να ενθαρρυνθούν νομικά ελάχιστα πρότυπα για την επαναχρησιμοποίηση του νερού σε επίπεδο ΕΕ με σκοπό την αντιμετώπιση των κινδύνων για την υγεία και το περιβάλλον (European Commission-MEDAWARE, 2005). Γενικά στην ΕΕ επί του παρόντος επαναχρησιμοποιείται μικρό ποσοστό ανακυκλωμένου νερού. Σε αρκετές χώρες της ΕΕ που αντιμετωπίζουν προβλήματα λειψυδρίας (π.χ. Κύπρος, Γαλλία, Ελλάδα, Ιταλία, Μάλτα, Πορτογαλία και Ισπανία), η επαναχρησιμοποίηση συνιστά αποδεκτή πρακτική. Η επαναχρησιμοποίηση του νερού στην ΕΕ, θεωρείται αποτελεσματικός τρόπος για την επίλυση του προβλήματος της λειψυδρίας και της ξηρασίας καθώς

και για τη μείωση, αφενός, της επιμόλυνσης από τα λύματα και, αφετέρου, του κόστους επεξεργασίας. Η Eureau είναι Ένωση περισσότερων Εθνικών Ενώσεων παροχής νερού και των υπηρεσιών διαχείρισης των λυμάτων (National Associations of Water Suppliers and Wastewater), στην Ευρώπη. Ιδρύθηκε το 1975 από 6 κράτη και είναι μη κερδοσκοπικού χαρακτήρα. Σήμερα απαρτίζεται από 20 πλήρη μέλη και 7 μέλη παρατηρητές.

Οι βόρειες χώρες έχουν πλούσιους υδάτινους πόρους. Δεν αποτελεί προτεραιότητα η ανάγκη για επιπλέον προμήθεια νερού μέσα από την επαναχρησιμοποίηση των επεξεργασμένων λυμάτων, αλλά θεωρείται σημαντική η προστασία του περιβάλλοντος, ενώ η κατάσταση είναι διαφορετική στις χώρες του Νότου. (Angelakis and Bontoux, 2001.)

A.1.2.2. Οι οικονομικές εκτιμήσεις της ΕΕ σχετικά με την Επαναχρησιμοποίηση των αστικών λυμάτων

Σύμφωνα με την ομάδα εργασίας της Ευρωπαϊκής Ένωσης που ασχολείται με θέματα λειψυδρίας και ξηρασίας, οι συνολικές οικονομικές επιπτώσεις της ξηρασίας τα τελευταία 30 χρόνια σε επίπεδο Ε.Ε. ήταν περίπου 100 δις ευρώ. Εάν η Ε.Ε. είχε επιτύχει έναν στόχο επαναχρησιμοποίησης των λυμάτων κατά 20% για τη μείωση της λειψυδρίας στην Ευρώπη αυτό θα μπορούσε να μειώσει τον οικονομικό αντίκτυπο της ξηρασίας κατά 20 δισεκατομμύρια ευρώ τα τελευταία 30 χρόνια. Το κόστος για τον έλεγχο της ρύπανσης των υδάτων αντιστοιχεί περίπου στο 0,8% του ΑΕΠ σε πολλά κράτη μέλη της ΕΕ και έχει απορροφήσει περισσότερο από το 50% όλων των περιβαλλοντικών επενδύσεων κατά τις τελευταίες δεκαετίες. Αν γίνεται καλή διαχείριση της ρύπανσης των υδάτων, δεν θα παραγκωνιστούν άλλες σημαντικές περιβαλλοντικές ανάγκες (EUWI MED, 2007)

Οικονομικά στοιχεία για την επαναχρησιμοποίηση των επεξεργασμένων λυμάτων δεν υπάρχουν, απαιτείται όμως μεγαλύτερη προσπάθεια για τη μέτρηση της πραγματικής οικονομικής αξίας της επαναχρησιμοποίησης των επεξεργασμένων λυμάτων. Η επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων μπορεί να είναι λιγότερο δαπανηρή από τη χρήση του γλυκού νερού. Οι επιδοτήσεις θεωρούνται σημαντικά κίνητρα. (EUWI MED, 2007)

A.1.2.3. Η επαναχρησιμοποίηση στις χώρες της Μεσογείου

Στη Μεσόγειο και στην περιοχή της Μέσης Ανατολής το πρόβλημα της έλλειψης του νερού είναι οξύ. Ήδη τέσσερεις Μεσογειακές χώρες έχουν λιγότερο από το ελάχιστο απαιτούμενο νερό για να διατηρηθεί η παραγωγή των προϊόντων τους (750 m³/κάτοικο/έτος). Μέχρι το 2025, οκτώ χώρες θα είναι στην ίδια κατάσταση, οι οποίες είναι κυρίως στο νότιο τμήμα της Μεσογείου. Η κρίση είναι ήδη έντονη, στην Μάλτα, π.χ. η κατανάλωση του νερού για οικιακή χρήση υπερβαίνει κατά 50% τους διαθέσιμους πόρους (Angelakis et al., 1999.) Η ανισομερής κατανομή της βροχόπτωσης και το ανώμαλο ανάγλυφο του εδάφους, στις χώρες της Μεσογείου

απαιτούν μια ολοκληρωμένη προσέγγιση για τη διαχείριση των υδάτινων πόρων. Για τον λόγο αυτό δημιουργούνται προγράμματα για στην διαχείριση, επεξεργασία, ανακύκλωση και επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων τα οποία ακολουθούν τις τοπικές ή εθνικές οδηγίες όπου είναι διαθέσιμες όπως, π. χ. στο Ισραήλ, τη Γαλλία, την Τυνησία ή την Κύπρο.. (Angelakis, 1999 ; Gedaliah and Yossi 1996).

Στην Πορτογαλία, ο όγκος των επεξεργασμένων λυμάτων που είναι διαθέσιμα προβλέπεται να φθάσει τα 580 Mm³. Η ποσότητα αυτή, είναι αρκετή για να καλύψει περίπου το 10% του νερού που χρειάζεται για άρδευση σε ξηρά έτη. Θα μπορούσαν να αρδευτούν με επεξεργασμένα λύματα 35.000 και 100.000 εκταρίων (Marecos do Monte et al., 1996).

Στην Ισπανία, η επαναχρησιμοποίηση του ανακυκλωμένου λύματος εφαρμόζεται σε πολλές περιφέρειες σε διάφορες εφαρμογές: άρδευση γκολφ, άρδευση γεωργικών εκτάσεων, επαναφόρτιση των υπόγειων υδάτων.

Στην Ιταλία, εκτιμάται ότι η ολική ποσότητα των επεξεργασμένων λυμάτων ανέρχεται σε 2400 Mm³/έτος. Αυτό δίνει μια εκτίμηση των πιθανών διαθέσιμων πόρων για επαναχρησιμοποίηση (Angelakis and Bontoux., 2001) Στο νότο, η επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων θα μπορούσε να αποτελέσει μια βιώσιμη λύση για να ικανοποιήσει την απαίτηση σε νερό. Ενώ στη βόρεια και κεντρική Ιταλία, η επαναχρησιμοποίηση συμβάλλει στον έλεγχο της ρύπανσης (Barbagallo et al., 2001)

Στο Ισραήλ, η επεξεργασία και η επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων είναι ψηλά στις εθνικές προτεραιότητες του Ισραήλ, για την γεωργία. Η κυβέρνηση του Ισραήλ αποφάσισε το 2005 την αναβάθμιση της επεξεργασίας των λυμάτων με προηγμένα πρότυπα. Σήμερα υπάρχουν πάνω από 500 εγκαταστάσεις βιολογικού καθαρισμού στο Ισραήλ, από τις οποίες οι 35 είναι προηγμένες. Περίπου το 70% (> 300 εκατομμύρια κυβικά μέτρα [MCM]) από τα λύματα που παράγονται στο Ισραήλ είναι ανακυκλωμένα για γεωργική επαναχρησιμοποίηση (Aharoni et al., 2006) (Yossi Inbar, 2007). Η συνολική έκταση της αρόσιμης γης αυξήθηκε από 1.600 km², το 1948, σε περίπου 4.200 km² το 2001. Οι αρδευόμενες εκτάσεις αυξήθηκαν από 300 Km² 1948 σε 1,866 km², το 2001. Το Υπουργείο Υγείας διατηρεί ένα σύστημα αδειών ώστε να διασφαλίζεται ότι η άρδευση με λύματα περιορίζεται σε μη εδώδιμες καλλιέργειες, όπως βαμβάκι, ζωοτροφές, κλπ. (Gideon Oron, 1996).

A.1.2.4. Η επαναχρησιμοποίηση στην Λατινική Αμερική

Ο συνεχώς αυξανόμενος πληθυσμός στις χώρες αυτές έχει επιφέρει μόλυνση στα επιφανειακά και υπόγεια νερά, ενώ από την άλλη οι συνεχείς ξηρασίες και η ανισομερής κατανομή των υδάτινων πηγών, έχουν στρέψει το ενδιαφέρον των χωρών αυτών στην αναζήτηση νέων πηγών προμήθειας νερού (Asano, 1991). Σήμερα στη Λατινική Αμερική περίπου 400 m³/s ανεπεξέργαστων λυμάτων

διοχετεύονται σε επιφανειακά νερά και περίπου 500000 εκτάρια γεωργικής γής αρδεύονται με λύματα, κυρίως ανεπεξέργαστα (Peasey et al., 2000). Στην Κολομβία μόνο στο 8% των 6 εκατ. m³ ανεπεξέργαστων λυμάτων που παράγονται ημερησίως, γίνεται επεξεργασία (Departamento Nacional de Planeación (DNP), 2002). Στη Λατινική Αμερική η κοιλάδα Amezquita αρδεύεται με λύματα, μέσω ενός μεγάλου προγράμματος, ενώ στο Μεξικό 83000 εκτάρια αρδεύονται με ανεπεξέργαστα λύματα (Gijzen, 2000) Στο Μεξικό το 70% του νερού χρησιμοποιείται στη Γεωργία, ενώ το 30% καταναλώνεται για ανθρώπινες χρήσεις και εμπορικές και βιομηχανικές χρήσεις, ενώ οι τοπικές αρχές αναγνωρίζουν τη μεγάλη ανάγκη της επαναχρησιμοποίησης των αστικών λυμάτων στη Γεωργία, ειδικά σε περιοχές με μείωση νερού. (Blumenthal et al., 2000).

A.1.3. Η ΕΠΑΝΑΧΡΗΣΙΜΟΠΟΙΗΣΗ ΣΤΗΝ ΕΛΛΑΔΑ ΚΑΙ Η ΣΧΕΤΙΚΗ ΝΟΜΟΘΕΣΙΑ

A.1.3.1. Η σημερινή κατάσταση στην Ελλάδα

Η Ελλάδα, χρησιμοποιεί μόνο το 12% από τους υδάτινους πόρους της (58 m³ δισεκατομμυρίων από 1977 έως 2001) ετησίως. Από αυτά, το 87% χρησιμοποιείται από τη γεωργία, 3% από τη βιομηχανία και μόνο το 10% (ή 1,2 % του συνόλου των υδάτινων πόρων) για την δημοτική ύδρευση. Ωστόσο, ο μέσος όρος έχει σημαντικές διακυμάνσεις μεταξύ των ετών, τις εποχές και περιοχές. Οι υδάτινοι πόροι είναι ιδιαίτερα σπάνιοι για τα ελληνικά νησιά, μερικά από τα οποία παρέχονται από δεξαμενόπλοια ή έχουν στραφεί προς την αφαλάτωση του θαλασσινού νερού. Οι ξηρασίες αποτελούν επαναλαμβανόμενο φαινόμενο σε όλη την Ελλάδα, συμπεριλαμβανομένης της ξηρασίας του 1993 που θεωρήθηκε η χειρότερη των τελευταίων 50 ετών όπως και η ξηρασία του 2007. Σύμφωνα με την κλίμακα ξηρότητας της UNESCO οι περισσότερες περιοχές είναι ημίαγονες η και υπο-υγρές με τις περιοχές δυτικά της Πίνδου μόνο να ταξινομούνται ως υγρές, ενώ η νοτιοανατολική Ελλάδα και τα νησιά του Αιγαίου συμπεριλαμβανομένης και της Κρήτης είναι οι ξηρότερες περιοχές της χώρας. Πιο συγκεκριμένα, το 80-85% του συνόλου των υδάτινων πόρων στην Ελλάδα είναι επιφανειακά ύδατα. Η συνολική ζήτηση νερού (7.907 εκατομμύρια m³ ανά έτος) παρέμεινε σχετικά σταθερή κατά τη διάρκεια της τελευταίας δεκαετίας, αφού αυξήθηκε σημαντικά στη δεκαετία του 1990 (UN, 2015). Ειδικά, σε πολλές περιοχές όπως στο Νότιο και Ανατολικό τμήμα της χώρας, τους καλοκαιρινούς μήνες η ζήτηση του νερού επιδεινώνεται ιδιαίτερα εξ αιτίας του τουρισμού και της άρδευσης. Στην Ελλάδα έχουν ήδη δρομολογηθεί διάφορα ερευνητικά και πειραματικά έργα για την ανακύκλωση και την επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων (Angellakis, Marecos Do Monte, Bontoux, & Asano, 1999). Συνεπώς, η ενσωμάτωση των ανακυκλωμένων λυμάτων στην διαχείριση των υδατικών πόρων είναι ένα πολύ σημαντικό θέμα. Σήμερα, σχεδόν το 60% του Ελληνικού πληθυσμού συνδέεται με Εγκαταστάσεις Επεξεργασίας λυμάτων (ΕΕΛ) με περίπου 270 Κεντρικούς ΜΕΛ, οι οποίοι είναι ικανοί για 1.30 Mm³/d επεξεργασία (Τσαγκαράκης, 1999). Μερικά μικρά έργα σχετικά με την ανακύκλωση

και την επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων εφαρμόζονται ήδη στην πράξη (Angelakis and Bontoux., 2001). Η ελάχιστη επεξεργασία που χρησιμοποιείται συνήθως είναι η δευτεροβάθμια βιολογική επεξεργασία, με πλήρη ή μερική απομάκρυνση αζώτου σε περίπου 80 % των περιπτώσεων (Andreadakis et al, 1997). Η Τριτοβάθμια επεξεργασία, με τη μορφή της διήθησης, ασκείται σε ορισμένες μονάδες, αλλά η διαδικασία της αναβάθμισης με τριτοβάθμια επεξεργασία είναι μια διαδικασία σε εξέλιξη. Η Ελλάδα, αν και όχι τόσο οικονομικά ισχυρή όσο άλλες χώρες της Ευρώπης, μπορεί να διαθέσει κεφάλαια για την προστασία της υγείας και τον έλεγχο της ρύπανσης του περιβάλλοντος (Andreadakis et al., 2001). Σύμφωνα με στοιχεία περισσότερο από το 83% της επεξεργασμένων λυμάτων στην Ελλάδα παράγονται σε περιοχές με ελλιπές υδατικό ισοζύγιο. Ως εκ τούτου, το νερό επαναχρησιμοποίησης σε αυτές τις περιοχές δύναται να καλύψει την υπάρχουσα ζήτηση νερού (Tchobanoglous and Angellakis, 1996), (Angellakis and Bontoux, 2001), (Angellakis et al. 2003). Ωστόσο, η επαναχρησιμοποίηση των αστικών λυμάτων δεν έχει μια κοινή πρακτική διαχείρισης στην Ελλάδα, δεδομένου ότι δεν έχουν εγκριθεί οδηγίες ή κανονισμοί που αφορούν το νερό επαναχρησιμοποίησης. Αντίθετα, η άμεση διάθεση επεξεργασμένων λυμάτων σε ποτάμια, λίμνες ή στη θάλασσα είναι μια συχνή πρακτική η οποία όμως δεν ενθαρρύνεται (Tsiridis et al., 2009). Λόγοι αισθητικής επίσης παίζουν ρόλο στην αποδοχή από το κοινό για την επαναχρησιμοποίηση. Στην περίπτωση αυτή σε ένα ερωτηματολόγιο στη Σκιάθο, όπου συμμετείχαν επιχειρηματίες μόνιμοι κάτοικοι και μη μόνιμοι, η πλειοψηφία των δύο ομάδων ήταν πρόθυμοι να δοκιμάσουν την ανακύκλωση των λυμάτων και επαναχρησιμοποίηση για άρδευση. Ωστόσο ένα ποσοστό (20% και 23% αντίστοιχα) δεν πείσθηκαν ότι αυτό το είδος της άρδευσης είναι ασφαλές για χρήση (Tsiridis et., 2009). Για μια δευτεροβάθμια επεξεργασία 1000 m³/ημέρα λύμα το κόστος έχει αξιολογηθεί ίσο με 0,25 €/ m³ Το κόστος της επένδυσης για την κατασκευή τέτοιας μονάδας είναι περίπου 300000,00 € (Petalá et al., 2006).

Ουσιαστικά η αξιοποίηση των επεξεργασμένων λυμάτων, στην Ελλάδα, δεν έχει ξεκινήσει πλην μεμονωμένων περιπτώσεων, όπως στην Κω (με την απευθείας άρδευση κάποιων δενδροκαλλιεργειών), στο Ηράκλειο (πιλοτικό έργο για την ενίσχυση του υποβαθμισμένου υπόγειου υδροφορέα της περιοχής Φοινικιάς) και στη Θεσσαλονίκη (άρδευση με επεξεργασμένα λύματα από την ΕΕΛ Θεσσαλονίκης πειραματικών αγρών με καλλιέργειες ζαχαρότευτλων, βαμβακιού, καλαμποκιού, ρυζιού και ανθοκομικών). Η περίπτωση της Θεσσαλονίκης είναι αυτή στην οποία έχει δοθεί η πρώτη ολοκληρωμένη αδειοδότηση για επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων λυμάτων για άρδευση στη χώρα μας. Η Ελλάδα, ως μέλος της Ευρωπαϊκής Ένωσης, οφείλει να εναρμονισθεί με την σχετική Κοινοτική Νομοθεσία (Andreadakis et al., 2003). Για τους λόγους αυτούς η θέσπιση ειδικών προδιαγραφών στη χώρα μας θεωρείται πολύ χρήσιμη (Angelakis et al., 1999). Για την ανάπτυξη και εφαρμογή κριτηρίων επαναχρησιμοποίησης, στην Ελλάδα

πραγματοποιήθηκε προκαταρκτική μελέτη το 2000 (Αγγελάκης κ. α., 2000), όπου αναλύονται και περιγράφονται κριτήρια για τις κατηγορίες χρήσης ανακυκλωμένου νερού (Αγγελάκης και Παρανυχιανάκης, κ.α. 2009). Η επικρατούσα κατάσταση στην Ελλάδα απ' άποψη έργων ανάκτησης και επαναχρησιμοποίησης αστικών υγρών αποβλήτων παρουσιάζεται συνοπτικά στον παρακάτω πίνακα.

Πίνακας. Σημαντικότερα έργα ανάκτησης και επαναχρησιμοποίησης αστικών υγρών αποβλήτων στην Ελλάδα (Παρανυχιανάκης κ.α., 2009).

Έργο	Περιφέρεια	Δυναμικότητα (m ³ /ημερ.)	Έκταση (στρ.)	Αρδευόμενα είδη
Άρδευση γεωργικών εκτάσεων				
Θεσσαλονίκη	Κ. Μακεδονία	175.000	25.000	Αραβόσιτος, τεύτλα, ρύζι κ.α.
Λιβαδειά	Στ. Ελλάδα	3.500		Ελιές, αραβόσιτος κ.α.
Άμφισσα	Στ. Ελλάδα	400		Ελιές, βαμβάκι κ.α.
Νέα Καλικράτεια	Κ. Μακεδονία	800	1.500	Αραβόσιτος, ελιές κ.α.
Χερσόνησος	Κρήτη	4.500	1.000	Ελιές, αμπέλια κ.α.
Αρχάνες	Κρήτη	550	14.500	Ελιές, αμπέλια κ.α.
Κώς	Β. Αιγαίο	3.500	5.000	Εσπεριδοειδή, ελιές κ.α.
Άλλα		10.000		
Άρδευση άλλων εκτάσεων				
Χαλκίδα	Στ. Ελλάδα	4.000	500	
Χερσόνησος	Κρήτη	500	80	
Α. Κωνσταντίνος	Β. Αιγαίο	200	100	
Κένταρχος	Β. Αιγαίο	100	50	
Κως	Β. Αιγαίο	500	100	
Κάρυστος	Ν. Αιγαίο	1.450	300	
Ιερισσό	Ν. Αιγαίο	1.500	250	
Άλλα		2.000		
Έμμεση επαναχρησιμοποίησης				
Λάρισα	Θεσσαλία	25.000		Αραβόσιτος, βαμβάκι κ.α.
Καρδίτσα	Θεσσαλία	15.000		Αραβόσιτος, βαμβάκι κ.α.
Λαμία	Στ. Ελλάδα	15.000		Ελιές, αραβόσιτος, βαμβάκι
Τρίπολη	Πελοπόννησος	18.000		Μηλοειδή, πατάτες κ.α.
Άλλα		35.000		
Σύνολο		316.500		

Από τον παραπάνω πίνακα συμπεραίνεται ότι επαναχρησιμοποιούνται 198.250 m³/ημερ. εκροές την θερινή περίοδο και αρδεύονται περίπου 50.000 στρ. γεωργικής γης, καθώς επίσης 10.250 m³/ημερ. εκροές και αρδεύονται 1.500 στρ. χώροι πρασίνου. Τέλος, υπολογίζεται ότι επαναχρησιμοποιούνται έμμεσα από τους φυσικούς αποδέκτες, κυρίως ποταμούς μέσω της διάθεσης εκροών σ' αυτούς

108.000 m³/ημερ. για την άρδευση γεωργικών καλλιεργειών (Αγγελάκης, Α. Ένωση ΔΕΥΑ).

A.1.3.2. Η κατανάλωση νερού στην Αττική και η επαναχρησιμοποίηση του.

Επειδή ο μεγαλύτερος πληθυσμός της Ελλάδος κατοικεί στο λεκανοπέδιο, έχει ενδιαφέρον να αναφερθούν μερικά στοιχεία για την κατάσταση της διαχείρισης του νερού. Ο πληθυσμός της Αθήνας το 2010 εκτιμήθηκε στους 4.172.673 κατοίκους ενώ για το 2020 στους 4.483.694 κατοίκους (ΑΔΚ Σύμβουλοι Μηχανικοί - Υδροηλεκτρική ΕΠΕ 1999). Η συνολική ετήσια κατανάλωση για το 2010 ήταν ίση με 469 x10⁶ m³ ενώ προσδιορίζεται σε 556 x10⁶ m³ για το 2020. Οι εκτιμώμενες αυτές ποσότητες θεωρούνται αρκετά χαμηλές δεδομένου ότι οι ετήσιοι παρατηρούμενοι ρυθμοί αύξησης τα τελευταία χρόνια είναι της τάξης του 6% (Angellakis et al. 2003). Για την διαχείριση του υδρευτικού συστήματος της Αθήνας φορέας είναι η Εταιρεία Ύδρευσης και Αποχέτευσης Πρωτεύουσας (Ε.Υ.Δ.Α.Π.) που ιδρύθηκε ως Ελληνική Εταιρεία Υδάτων ενώ σήμερα είναι ανώνυμη εταιρεία ΕΥΔΑΠ ΑΕ, η οποία έχει επεκτείνει την περιοχή αρμοδιότητάς της σχεδόν σε όλο το Νομό Αττικής. Οι Δήμοι χρησιμοποιούν νερό για άρδευση από υδροφόρες ή γεωτρήσεις. Η συνολική έκταση του αστικού πρασίνου για τους Δήμους του Λεκανοπεδίου Αθηνών ανέρχεται στα 27.400 στρέμματα. Με βάση την καταμέτρηση της ΕΥΔΑΠ η ποσότητα νερού που τιμολογήθηκε για την άρδευση του πρασίνου στους Δήμους του Λεκανοπεδίου για το 2002 ανήλθε στο ποσό των 7.138.443 m³ , δηλαδή σε ποσοστό 2,3% της συνολικής τιμολογημένης κατανάλωσης.

Από την άλλη πλευρά όμως, οι αυξημένες αρδευτικές ανάγκες θα είναι αδύνατο να καλυφθούν από το πόσιμο νερό. Με την παραδοχή ότι το 75% των χώρων πρασίνου είναι φυτεύσιμοι η ετήσια ανάγκη σε νερό είναι 570 m³/στρέμμα/έτος. Αν αυτή η ετήσια ανάγκη εφαρμοστεί στο σύνολο της έκτασης η αναγκαία ετήσια ποσότητα νερού εκτιμάται στα 15.600.000 έως 17.300.000 m³ περίπου. Οι σχεδιαζόμενες αναπλάσεις στο Λεκανοπέδιο ανεβάζουν τις ετήσιες ανάγκες έως και τα 19.900.000 m³ περίπου. Από τη μία πλευρά η ανάγκη για αισθητική αναβάθμιση του τοπίου της Πρωτεύουσας με την αύξηση των χώρων πρασίνου αποτελεί γενική ομολογία. Η Ποιότητα των υπόγειων υδάτων από έρευνα των υδρογεωλογικών συνθηκών του Λεκανοπεδίου Αθηνών (Κουμαντάκης,1997), προκύπτει ότι υφίσταται εκτεταμένη υποβάθμιση της ποιότητας των υπόγειων νερών. Ενώ μια χρηματοοικονομική ανάλυση για την άρδευση με επαναχρησιμοποίηση των επεξεργασμένων λυμάτων έχουν οικονομική ανταπόδοση ώστε να αξιοποιηθούν τα επεξεργασμένα λύματα για άρδευση και άλλες αστικές χρήσεις με στόχο την βιώσιμη ανάπτυξη και την αισθητική αναβάθμιση της Αθήνας (Angellakis et al., 2003)

A.1.3.3. Θεσμικό πλαίσιο και νομοθεσία στην Ελλάδα

Η Διαχείριση των αστικών λυμάτων στην Ελλάδα, όπως και στα υπόλοιπα κράτη-μέλη της ΕΕ καθορίζεται από την Οδηγία 91/271/ ΕΕ(ΕΥ, 1991) «για την επεξεργασία και διάθεση αστικών λυμάτων», όπως αυτή τροποποιήθηκε με την Οδηγία 98/15/ΕΕ. Στην Ελλάδα η εν λόγω οδηγία έχει ενσωματωθεί στο εθνικό δίκαιο με την Κ.Υ.Α. 5673/400/1997 (Φ.Ε.Κ. 192Β/14-3-1997) με τίτλο "Μέτρα και Όροι για την επεξεργασία των Αστικών Λυμάτων" (ΥΠΕΚΑ) ΥΠΟΥΡΓΕΙΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ, ΕΝΕΡΓΕΙΑΣ ΚΑΙ ΚΛΙΜΑΤΙΚΗΣ ΑΛΛΑΓΗΣ). Ο Ν. 3199/03 (ΥΠΕΧΩΔΕ, 2003) επιχειρεί εναρμόνιση της Ελληνικής Νομοθεσίας των Υδατικών Πόρων με αυτή της ΕΕ (Οδηγία 60/2000/ΕΚ). Όμως ούτε σ' αυτό το Νόμο γίνεται αναφορά σε θέματα ανακύκλωσης υγρών αποβλήτων (Υ.ΠΕ.ΧΩ.Δ.Ε., 2003) (Αγγελάκης-Παρανυχιακής, 2005).

Το 2003 με βάση την νομοθεσία του ΥΠΕΚΑ (Ειδική Γραμματεία Υδάτων) (Ειδική Γραμματεία Υδάτων του Υπουργείου Περιβάλλοντος Ενέργειας και Κλιματικής αλλαγής), το Ελληνικό Ινστιτούτο Υγιεινής και Ασφάλειας της Εργασίας (ΕΛ. ΙΝ. Υ. Α. Ε) καθόρισε το παρακάτω θεσμικό πλαίσιο: (Ε. Γ. Υδάτων. ΥΠΕΚΑ, 2013).

ΚΥΑ 145116/2011(ΦΕΚ Β 354) 'Καθορισμός μέτρων, όρων και διαδικασιών για την επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων', όπως αυτή τροποποιήθηκε από την ΚΥΑ 191002/2013(ΦΕΚ Β 2220).

- Το Άρθρο 4, αναφέρεται στην Επαναχρησιμοποίηση για Άρδευση, και περιγράφει κριτήρια
- Επιπλέον το Άρθρο 4 περιέχει Μελέτη Σχεδιασμού και Εφαρμογής Άρδευσης
- το Άρθρο 6, για Αστική και περιαστική επαναχρησιμοποίηση
- Το Άρθρο 7, για Επαναχρησιμοποίηση για βιομηχανική χρήση

Το πεδίο εφαρμογής των αστικών υγρών αποβλήτων για Αστικά και σε ορισμένα βιομηχανικά υγρά απόβλητα (εντός ΚΥΑ 5673/400/97) επιτρέπονται για: Γεωργική χρήση (άρδευση), τροφοδότηση υπόγειων υδροφορέων, αστική και περιαστική χρήση, βιομηχανική χρήση, επαναχρησιμοποίηση στα υδατικά συστήματα του άρθρου 7 του ΠΔ 51/2007. Για Βιομηχανικά υγρά απόβλητα (εκτός ΚΥΑ 5673/400/97) επιτρέπονται για: Βιομηχανική χρήση, περιορισμένη άρδευση μέσω υπεδάφιου συστήματος, τροφοδότησης υδροφορέων που δεν εμπίπτουν στο άρθρο 7 του ΠΔ 51/2007 μόνο μέσω διήθησης. Δεν υπάγονται στο πεδίο εφαρμογής της ΚΥΑ: η ανακύκλωση βιομηχανικών αποβλήτων, η επαναχρησιμοποίηση για πόση και για κολύμβηση (πισίνες), η άλλες οικιακές χρήσεις

Το παραπάνω θεσμικό πλαίσιο, καθορίστηκε και υπεγράφη με την συμμετοχή των Υπουργείων: Αγροτικής Ανάπτυξης & Τροφίμων, Εσωτερικών, Αποκέντρωσης &

Ηλεκτρονικής Διακυβέρνησης, Οικονομίας, Ανταγωνιστικότητας και Ναυτιλίας, Περιβάλλοντος, Ενέργειας & Κλιματικής Αλλαγής, Υγείας & Κοινωνικής Αλληλεγγύης

Η παραπάνω νομοθεσία στην Ελλάδα, προέκυψε μετά από συστηματική έρευνα των πραγματικών συνθηκών που επικρατούν στις Εγκαταστάσεις Επεξεργασίας λυμάτων (ΕΕΛ), στο πλαίσιο του προγράμματος LIFE-Περιβάλλον LIFE99/ENV/GR/000590. Από την μελέτη αυτή διαμορφώθηκαν κριτήρια ποιότητας σχετικά με την επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων για άρδευση, και προέκυψαν τα ακόλουθα συμπεράσματα τα οποία συνοψίζονται παρακάτω (LIFE 99 /ENV/GR/000590, 2003) (Angellakis et al. 2003).

Για περιορισμένη άρδευση η ελάχιστη επεξεργασία των λυμάτων που απαιτείται είναι δευτεροβάθμια βιολογική επεξεργασία (παραγωγή εκροής με συγκεντρώσεις BOD5 και SS (<25 και <35 mg/l αντίστοιχα), συγκεντρώσεις περιττωματικών κολίμορφων FC < 200 /100 ml για το 95% των δειγμάτων, συγκέντρωση αζώτου < 30 mg/l μέσω μερικής απονιτροποίησης).

Για απεριόριστη άρδευση η ελάχιστη επεξεργασία που απαιτείται είναι δευτεροβάθμια βιολογική επεξεργασία, που ακολουθείται από τριτοβάθμια επεξεργασία και απολύμανση (παραγωγή εκροής με συγκεντρώσεις BOD5 και SS (< 10 mg/l για το 80% των δειγμάτων), τιμές θολότητας < 2 NTU, συγκέντρωση περιττωματικών κολίμορφων FC < 15 /100 ml για το 95% των δειγμάτων χωρίς να υπερβαίνει την τιμή FC 100 /100 ml για κανένα δείγμα, συγκέντρωση αζώτου μικρότερη από 30 mg/l μέσω μερικής απονιτροποίησης (Andreadakis A. et al. 2001)

Τα συγκεκριμένα όρια που προέκυψαν από το έργο LIFE έχουν τεκμηριωθεί επιστημονικά από το Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο. Ενώ δεν επιτρέπεται επαναχρησιμοποίηση για οποιαδήποτε πόσιμη χρήση.

A.1.4. ΔΙΕΘΝΗ ΚΡΙΤΗΡΙΑ ΓΙΑ ΤΗΝ ΕΠΑΝΑΧΡΗΣΙΜΟΠΟΙΗΣΗ ΤΩΝ ΑΣΤΙΚΩΝ ΛΥΜΑΤΩΝ ΣΤΗΝ ΓΕΩΡΓΙΑ

A.1.4.1. Το Διεθνές θεσμικό πλαίσιο για την επαναχρησιμοποίηση

Για την επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων στον κόσμο δεν υπάρχει μια κοινή ρύθμιση, αλλά υπάρχουν διεθνείς βέλτιστες πρακτικές και κατευθυντήριες γραμμές ή κριτήρια, διότι οι κλιματικές, γεωλογικές, γεωγραφικές συνθήκες, καθώς και οι οικονομικές, κοινωνικές και πολιτικές είναι διαφορετικές, σε κάθε χώρα. Για τους λόγους αυτούς, ορισμένοι οργανισμοί και χώρες, έχουν θεσπίσει πρότυπα επαναχρησιμοποίησης, όπως τα πρότυπα του Παγκόσμιου Οργανισμού Υγείας (WHO), της Διεθνούς Οργάνωσης Τροφίμων και Γεωργίας (FAO), της Υπηρεσίας Προστασίας του Περιβάλλοντος των Η.Π.Α US-EPA, της πολιτείας της Καλιφόρνια, του Ισραήλ, της Γαλλίας, της Ιταλίας (EPA,2004), κ.λ.π. Οι περισσότερες από τις

αναπτυσσόμενες χώρες έχουν υιοθετήσει τα δικά τους πρότυπα στηριζόμενες στις προδιαγραφές των παραπάνω προτύπων τα οποία είναι πιο πλήρη (MEDAWARE, 2005). Μεταξύ των προτύπων που εφαρμόζονται διεθνώς, ενδιαφέρον παρουσιάζουν:

- Η Οδηγία του Παγκόσμιου Οργανισμού Υγείας (ΠΟΥ) η World Health Organization (WHO)
- Ο Κανονισμός της Πολιτείας Καλιφόρνια που υιοθετήθηκε από τις πολιτείες της «πράσινης ζώνης» των Η.Π.Α και θέτει τα αυστηρότερα κριτήρια και ακολουθείται από τις ανεπτυγμένες χώρες.
- Η Οδηγία της Υπηρεσίας Προστασίας του Περιβάλλοντος των Η.Π.Α (US EPA)

A.1.4.2. Ο Παγκόσμιος Οργανισμός Υγείας και το πλαίσιο των οδηγιών

Ο Παγκόσμιος Οργανισμός Υγείας (ΠΟΥ) – World Health Organization (WHO) είναι η αρχή που συντονίζει θέματα υγείας στο πλαίσιο των Ηνωμένων Εθνών. Είναι η υπεύθυνη αρχή για την προβολή θεμάτων που αφορούν την παγκόσμια υγεία, την οργάνωση του πλαισίου που αφορά θέματα υγείας, θέτει νόρμες και πρότυπα, παρέχει τεχνική υποστήριξη στις χώρες και ελέγχει και αποτιμά τις τάσεις σε θέματα υγείας (WHO,1989). Για την επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων, περιλαμβάνει τέσσερις κατηγορίες μέτρων που αφορούν α) την επεξεργασία των λυμάτων β) τον περιορισμό των τύπων των αρδευόμενων καλλιεργειών γ) την επιλογή μεθόδου άρδευσης δ) τον έλεγχο της ανθρώπινης έκθεσης στους παθογόνους μικροοργανισμούς.

Το 1989 ο WHO δημοσίευσε (WHO,1989), τις πρώτες κατευθυντήριες γραμμές (οδηγίες) που χρησιμοποιήθηκαν ευρέως, ενώ στην συνέχεια εκδόθηκαν νέες οδηγίες το 2006 (WHO, 2006), που παρέχουν όλες τις βασικές πληροφορίες σχετικά με τους κίνδυνους της υγείας, και την θέσπιση κανόνων, με στόχο την ποσοτικοποίηση του κινδύνου και την μείωση της ανάπτυξης των παθογόνων (Kamizoulis, 2006 ; Blumenthal et al., 2000). Τα κριτήρια που θέτει δεν είναι ιδιαίτερα αυστηρά και υφίστανται έντονη κριτική στις ανεπτυγμένες χώρες.

Κατά τον Παγκόσμιο Οργανισμό Υγείας, τρεις είναι οι κύριες προσεγγίσεις που καθορίζουν τα μικροβιολογικά δεδομένα και πρότυπα οι οποίες έχουν διαφορετικά αντικείμενα:

Η πρώτη προσέγγιση βασίζεται στην απουσία δεικτών κοπρανώδους προέλευσης στα λύματα, η οποία δεν είναι απαραίτητα συντηρητική ούτε δαπανηρή για την προστασία της δημόσιας υγείας. Η δεύτερη προσέγγιση βασίζεται στην ανάλυση κινδύνου με επιδημιολογικά δεδομένα και συμπληρώνεται από μικροβιολογικά δεδομένα ως προς τη μετάδοση των παθογόνων. Η τρίτη προσέγγιση χρησιμοποιεί ένα μοντέλο το οποίο βασίζεται στην ποσοτική ανάλυση κινδύνου για επιλεγμένους

παθογόνους, η οποία σε συνδυασμό με την δεύτερη προσέγγιση, παράγει ένα δυνατό εργαλείο που αποσκοπεί στη βελτίωση της νομοθεσίας. Είναι βέβαια πιο δαπανηρό από την πρώτη προσέγγιση, αλλά παρέχει ικανοποιητική προστασία για τη δημόσια υγεία (WHO,1989 ; Blumenthal et al.,2000). Οι χώρες είναι δύσκολο να υιοθετήσουν αυστηρά κριτήρια και πρότυπα που απαιτούν υψηλό βαθμό επεξεργασίας και κατά συνέπεια υπερβολικά κεφάλαια για επενδύσεις, μπορούν να επιλέξουν εναλλακτικές μεθόδους, που ταιριάζουν στις κλιματικές συνθήκες, να είναι οικονομικές, και με βάση τα πρότυπα που ορίζονται για την ποιότητα του επεξεργασμένου λύματος ώστε να χρησιμοποιηθούν για άρδευση (kamizoulis, 2008)

A.1.4.2.α. Οι οδηγίες του Παγκοσμίου Οργανισμού Υγείας (1989)

Οι οδηγίες που εκδόθηκαν το 1989 εστιάζονται κυρίως στις ανάγκες των αναπτυσσόμενων χωρών και καθορίζουν τη μικροβιολογική ποιότητα και τη μέθοδο επεξεργασίας που απαιτείται για να επιτευχθεί η ποιότητα. Η επεξεργασία στον αναπτυσσόμενο κόσμο, περιορίζεται στη χρήση των λιμνών σταθεροποίησης επειδή είναι φθηνότερη και απλούστερη και εξασφαλίζει την απομάκρυνση των παρασίτων που είναι ο πιο μολυσματικός παράγοντας. Τα κύρια χαρακτηριστικά των κριτηρίων αυτών, είναι:

- η προστασία του εκτεθειμένου πληθυσμού από υπερβολική μόλυνση (καταναλωτές, εργαζόμενοι σε γεωργικές εκμεταλλεύσεις, η πληθυσμοί που ζουν κοντά σε αρδευόμενες περιοχές).
- οι παθογόνοι δείκτες, όπως τα κοπρανώδη κολίμορφα και τα αυγά των εντερικών νηματωδών.
- οι νηματώδεις, παράσιτα που περιλαμβάνονται στις μολυσματικές ασθένειες των αναπτυσσόμενων χωρών, τα οποία είναι τα πιο ανθεκτικά στην επεξεργασία.
- Μέτρα καλής διαχείρισης (περιορισμός στις καλλιέργειες που αρδεύονται με λύματα, επιλογή μεθόδων άρδευσης για μεγαλύτερη προστασία και καλή προσωπική υγιεινή (MEDAWARE, 2005)

Επίσης, δίνεται ιδιαίτερη σημασία στην επιλογή του τύπου των αρδευόμενων καλλιεργειών και στον διαχωρισμό της άρδευσης σε δύο κατηγορίες:

- α) Στην “περιορισμένη άρδευση”, η οποία αφορά καλλιέργειες με προϊόντα που δεν τρώγονται ωμά (άρδευση δημητριακών, καλλιεργειών βιομηχανικών φυτών, φυτών που προορίζονται για ζωοτροφές, βοσκοτόπων και δένδρων) και
- β) Την “απεριόριστη άρδευση”, η οποία μπορεί να εφαρμοσθεί σε κάθε τύπο καλλιέργειας, (καλλιέργειες με προϊόντα που τρώγονται ωμά), αλλά ακόμη και για πότισμα γηπέδων, πάρκων, κ.λ.π.

Στον πίνακα 2 (παράρτημα) παρατίθενται οι οδηγίες του Παγκόσμιου Οργανισμού Υγείας (WHO) του 1989 για την χρήση των επεξεργασμένων λυμάτων στη γεωργία.

A.1.4.2.β. Οι αναθεωρημένες οδηγίες του Παγκόσμιου Οργανισμού Υγείας (2006)

Είναι μια συνδυασμένη προσέγγιση εμπειρικών επιδημιολογικών μελετών που συμπληρώνεται από μικροβιολογικές μελέτες για την μετάδοση των παθογόνων σε συνδυασμό με ένα πρότυπο που βασίζεται στην ποσοτική αξιολόγηση του κινδύνου για επιλεγμένα παθογόνα (Blumenthal et al.2000). Διαφέρουν στα παρακάτω:

- Στην προσέγγιση που βασίζεται στις απαραίτητες ενέργειες ώστε να εκτιμηθεί ο κίνδυνος που προέρχεται από παθογόνους ιούς, βακτήρια και πρωτόζωα.
- Στην προστασία της υγείας εκείνων που εργάζονται, ή εκτίθενται σε περιοχές που αρδεύτηκαν με λύματα (δηλ. περιορισμένη άρδευση), οι μειώσεις των παθογόνων θα επιτευχθούν μόνο με την επεξεργασία των λυμάτων.
- Στην προστασία της υγείας εκείνων που καταναλώνουν τρόφιμα από καλλιέργειες που αρδεύτηκαν με λύματα (δηλ. απεριόριστη άρδευση), οι απαραίτητες μειώσεις των παθογόνων μπορούν να επιτευχθούν με έναν κατάλληλο συνδυασμό επεξεργασίας λύματος (συνήθως στο επίπεδο που απαιτείται για την περιορισμένη άρδευση) και μετά την επεξεργασία με μέτρα ελέγχου υγιεινής και προστασίας.

Οι οδηγίες του 2006 είναι ουσιαστικά ένας κώδικας καλής πρακτικής διαχείρισης ώστε να εξασφαλιστεί ότι όταν χρησιμοποιείται το λύμα στη γεωργία (κυρίως για να αρδεύσει καλλιέργειες, συμπεριλαμβανομένης και της συγκομιδής των τροφίμων που μπορούν να καταναλωθούν χωρίς επεξεργασία), να χρησιμοποιείται ακίνδυνα και με ελάχιστους κινδύνους για την υγεία (post – treatment health protection control measures).

Στον πίνακα 3 (παράρτημα), παρουσιάζονται οι συνιστώμενες αναθεωρημένες οδηγίες του 2006 για μικροβιολογικά πρότυπα και οι κατευθυντήριες γραμμές για την χρήση των επεξεργασμένων λυμάτων στην γεωργία

A.1.4.3. Οι Οδηγίες της Υπηρεσίας Προστασίας του Περιβάλλοντος των Η.Π.Α.

Η Αρχή Προστασίας του Περιβάλλοντος (Environmental Protection Agency EPA) των Ηνωμένων Πολιτειών το 1992, ανέπτυξε μια ολοκληρωμένη τεχνική οδηγία για την επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων, οι οποία ανανεώθηκε το 2004 και περιλαμβάνει διεργασίες επεξεργασίας, ποιοτικά όρια στο ανακτημένο νερό, συχνότητα παρακολούθησης, αποστάσεις ασφαλείας και άλλα μέτρα ελέγχου

Στον πίνακα 4 (παράρτημα) παρουσιάζονται οι οδηγίες για γεωργική επαναχρησιμοποίηση των αστικών λυμάτων (USEPA/USAID, 1992)

A.1.4.4. Ο κανονισμός της Πολιτείας της Καλιφόρνια

Είναι ο αυστηρότερος κανονισμός για την επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων για άρδευση (Asano and Levine, 1996) και αναπτύχθηκε το 1918. Αυστηρά κριτήρια που

σε πολλές περιπτώσεις προϋποθέτουν τριτοβάθμια επεξεργασία. Βασική παράμετρος είναι η πιθανότητα της ανθρώπινης έκθεσης στα ανακυκλούμενα λύματα, επίσης καλύπτει τα όρια ελαχιστοποίησης των θεωρητικών κινδύνων που προκύπτουν, επιπλέον διακρίνεται σε περιορισμένη και απεριόριστη επαναχρησιμοποίηση. Θεωρείται ο πιο ολοκληρωμένος ως προς τα θέματα της δημόσιας υγείας. Το 2000 η Πολιτεία της Καλιφόρνια, αναθεώρησε τα κριτήρια τα οποία συνοψίζονται στον παρακάτω πίνακα (State of California , 2000).

Στον πίνακα 5 (παράρτημα) παρουσιάζονται τα κριτήρια για την ανακύκλωση του νερού του κανονισμού της Καλιφόρνια.

A.1.4.5. Οι οδηγίες του Οργανισμού Τροφίμων και Γεωργίας FAO για χρήση του νερού στην Γεωργία

Εκτός από τις βιολογικές παραμέτρους, οι κανονισμοί πρέπει να περιλαμβάνουν και τις χημικές παραμέτρους για την προστασία της ανθρώπινης υγείας και του περιβάλλοντος. Ο FAO (Food and Agriculture Organization), το 1985 ανέπτυξε έναν οδηγό για την αξιολόγηση της καταλληλότητας του νερού για άρδευση, σε αντίθεση με τις κατευθυντήριες γραμμές του WHO, που εστιάζονται κυρίως στην προστασία των ανθρώπων και γενικά της δημόσιας υγείας. Προσδιόρισε τις τιμές παραμέτρων του νερού άρδευσης στη χρήση με βάση περιορισμούς που σχετίζονται με 1) την αλατότητα, 2) το ποσοστό της διείσδυσης του νερού στο έδαφος, 3) την τοξικότητα κάποιων ιόντων. Οι κατευθυντήριες γραμμές του FAO πρέπει να θεωρούνται ενδεικτικές τιμές, ωστόσο θα καθορίσουν τις βέλτιστες πρακτικές διαχείρισης των αποβλήτων όσον αφορά την τεχνολογία επεξεργασίας και διάθεσης (Angin et al., 2005).

Στον πίνακα 6 (παράρτημα) παρουσιάζονται οι οδηγίες για την ποιότητα των υδάτων για άρδευση από τον FAO το 1985.

A.1.5. ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ ΑΣΤΙΚΩΝ ΛΥΜΑΤΩΝ, ΕΔΑΦΟΥΣ ΚΑΙ ΠΑΘΟΓΟΝΩΝ

A.1.5.1. ΤΑ ΑΣΤΙΚΑ ΛΥΜΑΤΑ

A.1.5.1.1. Τα ποιοτικά Χαρακτηριστικά των Αστικών Λυμάτων

Αστικά λύματα είναι τα υγρά απόβλητα που απορρίπτονται από κατοικίες, επαγγελματικούς χώρους και άλλες παρόμοιες πηγές (Asano, 1998 ; European Commission). Τα αστικά λύματα περιέχουν διάφορους τύπους ρύπων που βρίσκονται σε αιωρούμενη ή κολλοειδή ή διαλυτή μορφή. Τα ποιοτικά χαρακτηριστικά των αστικών λυμάτων μπορούν να διακριθούν σε φυσικά, χημικά, βιοχημικά και μικροβιολογικά. Το επίπεδο συγκέντρωσης του οργανικού φορτίου, δηλαδή η ισχύς των λυμάτων, καθώς και άλλα συστατικά που περιέχονται στα λύματα, παίζουν ρόλο κατά την επεξεργασία. Συνεπώς η διαχείριση των

παραγομένων αστικών λυμάτων και η διασφάλιση αποδεκτής ποιότητας για το περιβάλλον είναι επιβεβλημένη.

A.1.5.1.2. Τα επίπεδα επεξεργασίας των αστικών λυμάτων

α. Η προεπεξεργασία η προκαταρκτική επεξεργασία (preliminary treatment η pretreatment)

Προκαταρκτική: η Απομάκρυνση των χονδροειδών συστατικών των λυμάτων, και του λίπους τα οποία μπορεί να προκαλέσουν λειτουργικά προβλήματα η προβλήματα συντήρησης στις διαδικασίες επεξεργασίας (Crites and Tchobanoglous, 1998). Στόχος είναι η αφαίρεση ευμεγέθους αιωρούμενου υλικού (εσχαρισμός), η αφαίρεση άμμου (αμμοσυλλογή) καθώς και διάφορα άλλα συστατικά, όπως λίπη και έλαια (λιποσυλλογή). Στην προκαταρκτική επεξεργασία, με την εσχάρωση (Metcalf and Eddy, 2003), αφαιρούνται τα μεγάλα χονδροειδή κομμάτια των συστατικών.

β. Πρωτοβάθμια επεξεργασία (primary treatment)

Πρωτοβάθμια: η Απομάκρυνση ενός τμήματος των αιωρούμενων στερεών και της οργανικής ύλης από τα λύματα (Crites and Tchobanoglous, 1998)

Προχωρημένη πρωτοβάθμια: η Ενισχυμένη απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών και της οργανικής ύλης από τα λύματα. Τυπικά επιτυγχάνεται με χημική προσθήκη ή διήθηση (Crites and Tchobanoglous, 1998) Στην πρωτοβάθμια επεξεργασία, συνήθως γίνεται καθίζηση για την αφαίρεση των υλικών που καθιζάνουν, ενώ στην προχωρημένη πρωτοβάθμια επεξεργασία, προστίθενται χημικές ουσίες για να ενισχύσουν την απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών και σε μικρότερο βαθμό, των διαλυμένων στερεών (Crites and Tchobanoglous, 1998). Κατά την πρωτοβάθμια επεξεργασία στόχος είναι μέσω καθίζησης να μειωθούν τα καθιζάνοντα στερεά, καθώς και τα έλαια, τα λίπη, η άμμος. Αυτό επιτρέπει στα λύματα τον διαχωρισμό της στερεάς και υγρής φάσης αφαιρώντας τα οργανικά στερεά, καθώς και άλλα λάδια και λίπη (Shalinee et al., 2014). Η πρωτοβάθμια επεξεργασία είναι η ελάχιστη που απαιτείται πριν τα υγρά απόβλητα διατεθούν για αρδευτικούς σκοπούς.

γ. Δευτεροβάθμια επεξεργασία (secondary treatment)

Δευτεροβάθμια: Η Απομάκρυνση της βιοαποδομήσιμης οργανικής ύλης [διάλυμα ή εναιώρημα) και αιωρούμενων στερεών. Η Απολύμανση επίσης τυπικά περιλαμβάνεται στον ορισμό της συμβατικής δευτεροβάθμιας επεξεργασίας (Crites and Tchobanoglous, 1998)

Δευτεροβάθμια με απομάκρυνση των θρεπτικών συστατικών: η Απομάκρυνση των βιοαποικοδομήσιμων οργανικών, αιωρούμενων στερεών και των θρεπτικών συστατικών (άζωτο, φωσφόρο, ή και τα δύο άζωτο και φωσφόρο) (Crites and Tchobanoglous, 1998)

Μετά την πρωτοβάθμια επεξεργασία, στο επόμενο στάδιο τα αιωρούμενα στερεά αποσυντίθεται και μειώνεται το μικροβιακό φορτίο. Κατά την δευτεροβάθμια επεξεργασία λαμβάνει χώρα βιοδιάσπαση της κολλοειδούς οργανικής ύλης με την χρήση αερόβιων μικροοργανισμών, κυρίως βακτηρίων, που μεταβολίζουν την οργανική ουσία. Στην δευτεροβάθμια επεξεργασία, χρησιμοποιούνται βιολογικές και χημικές διεργασίες για την απομάκρυνση της οργανικής ύλης. Στην προχωρημένη επεξεργασία χρησιμοποιούνται συνδυασμοί των διαδικασιών για την απομάκρυνση υπολειμμάτων των αιωρούμενων στερεών και άλλα συστατικά που δεν μειώνονται κατά τη δευτεροβάθμια επεξεργασία (Crites and Tchobanoglous, 1998). Με την δευτεροβάθμια επεξεργασία επέρχεται απομάκρυνση του οργανικού φορτίου περίπου κατά 90 % (Yahya, 1994).

Ελάχιστα πρότυπα για δευτεροβάθμια επεξεργασία των αστικών λυμάτων και απόρριψη στους αποδέκτες είναι: BOD₅: 30 mg/ μέσος όρος για 30 ημέρες, 45 mg/l μέσος όρος για 7 ημέρες, Ολικά αιωρούμενα στερεά: 30 mg/l μέσος όρος για 30 ημέρες, 45 mg/l μέσος όρος για 7 ημέρες, pH: Εντός του εύρους από 6.0 έως 9.0 (Crites and Tchobanoglous, 1998 ; U.S. EPA {1997b})

δ. Τριτοβάθμια επεξεργασία (tertiary treatment) ή προχωρημένη επεξεργασία (advanced treatment)

Τριτοβάθμια: η Απομάκρυνση των υπολειπόμενων αιωρούμενων στερεών (μετά τη δευτεροβάθμια επεξεργασία), συνήθως διήθηση από κοκκώδες μέσο ή μικροκόσκινα (microscreens). Η Απολύμανση επίσης, είναι τυπικά ένα τμήμα της τριτοβάθμιας επεξεργασίας. Η Απομάκρυνση των θρεπτικών συστατικών επίσης, συχνά περιλαμβάνεται σε αυτόν τον ορισμό (Crites and Tchobanoglous, 1998)

Προχωρημένη τριτοβάθμια: η Απομάκρυνση των διαλυμένων και αιωρούμενων στερεών που απομένουν μετά την κανονική βιολογική επεξεργασία, όταν απαιτείται για διάφορες εφαρμογές επαναχρησιμοποίησης νερού (Crites and Tchobanoglous, 1998). Η Τριτοβάθμια επεξεργασία αναφέρεται ως προηγμένη επεξεργασία των λυμάτων και ακολουθεί την δευτεροβάθμια επεξεργασία και βοηθά στην αφαίρεση των θρεπτικών συστατικών και των παθογόνων μικροοργανισμών, όπως τα κοπρανώδη κολοβακτηρίδια, οι στρεπτόκοκκοι, η Salmonella sp. και οι εντερικοί ιοί που δεν απομακρύνονται από τις προηγούμενες επεξεργασίες (Yahya, 1994).

A.1.5.1.3. Τεχνικές απαιτήσεις για την επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων

Δύο βασικοί παράγοντες κατά την επεξεργασία, πρέπει να λαμβάνονται υπόψη, η μικροβιολογική και η χημική σύσταση των λυμάτων. Επομένως κατά την επεξεργασία οι παράγοντες αυτοί πρέπει να μην ξεπερνούν τα επιτρεπτά όρια. Άρα κατά τον σχεδιασμό της επεξεργασίας των λυμάτων για επαναχρησιμοποίηση, η πιο σημαντική παράμετρος είναι η επιλογή της σωστής τεχνολογίας. Η επεξεργασία που τελικά επιλέγεται αποτελείται συνήθως από πρωτοβάθμια και δευτεροβάθμια (βιολογική) επεξεργασία, με τελικό στάδιο πριν την διάθεση, την εφαρμογή κάποιας διεργασίας απολύμανσης (Lazarova, 2003). Στις αναθεωρημένες οδηγίες για τη γεωργία, περιλαμβάνεται και η χρήση λιμνών σταθεροποίησης των λυμάτων (WSP). Οποιοδήποτε πρόγραμμα επεξεργασίας των λυμάτων πρέπει πρώτα να επικεντρωθεί στους παθογόνους, ώστε να καταστούν αβλαβή τα λύματα. (WHO, 1989). Στον πίνακα 9 (παράρτημα), φαίνεται η ποιοτική σύγκριση διαφόρων συστημάτων επεξεργασίας των υγρών αστικών αποβλήτων (Arthur, 1983).

A.1.5.2. ΤΟ ΕΔΑΦΙΚΟ ΣΥΣΤΗΜΑ

A.1.5.2.1. Γενικά χαρακτηριστικά του εδάφους

Η φυσική δομή του εδάφους αποτελεί ένα δίκτυο από πόρους, οι οποίοι εκτός από το νερό επιτρέπουν την είσοδο του αέρα στο εσωτερικό του. Όλα τα εδάφη έχουν ένα προφίλ, με τον όρο "ορίζοντας". Ο ορίζοντας A, είναι το ανώτερο στρώμα, ο ορίζοντας B περιέχει λεπτά σωματίδια και διαλυτά συστατικά που ξεπλένονται από το παραπάνω στρώμα, ενώ ο ορίζοντας C πρακτικά δεν επηρεάζεται από τις καιρικές συνθήκες. Ο ορίζοντας A, είναι ο πιο σημαντικός για τις γεωργικές δραστηριότητες, περιέχει σημαντικές ποσότητες οργανικής ουσίας και μέταλλα. Το ποσοστό της οργανικής ουσίας του εδάφους συνίσταται από ατελώς αποσυντιθέμενους φυτικούς ιστούς, το γνωστό 'χούμο'.

A.1.5.2.2. Η Οργανική ουσία του εδάφους

Η Οργανική ουσία του εδάφους (*Soil organic matter*), είναι τα νεκρά οργανικά μέρη του εδάφους που προέρχονται αποκλειστικά από μη σηπόμενα υπολείμματα φυτών και ζώων. Κατά την αποσύνθεση της οργανικής ύλης από τους μικροοργανισμούς, το μεγαλύτερο μέρος του άνθρακα εμπλέκεται ως διοξείδιο του άνθρακα, ενώ μια μικρή αναλογία αυτού, μεταβάλλεται βιοχημικά και παραμένει στο έδαφος σαν οργανική ουσία. Η οργανική ουσία παρέχει στο έδαφος πολλές επιθυμητές βιοχημικές, χημικές και φυσικές ιδιότητες. Το ποσό της οργανικής ουσίας αντιπροσωπεύει το 5% του συνολικού όγκου του εδάφους.

A.1.5.2.3. Η μικροχλωρίδα του εδάφους

Για την μικροχλωρίδα του εδάφους, χρησιμοποιούνται δύο γενικοί όροι: αυτόχθονοι και αλλόχθονοι μικροοργανισμοί. Οι αυτόχθονοι βρίσκονται πάντοτε στο έδαφος, ανεξαρτήτως θρεπτικής κατάστασης. Αντίθετα, οι αλλόχθονοι

εξαρτώνται από την περιοδική αύξηση της θρεπτικής κατάστασης του εδάφους. Όπου οι αυξήσεις της αυτόχθονης μικροχλωρίδας είναι μικρές, τότε σημαίνει ύπαρξη θρεπτικών στοιχείων, που βοηθούν στη γρήγορη ανάπτυξη της αλλόχθονης μικροχλωρίδας (Varnam and Evans, 2000).

Οι παράγοντες που επηρεάζουν το χρόνο επιβίωσης των εντερικών βακτηρίων στο έδαφος πηγή: Shuval *et al.* (1986a) όπως υιοθετήθηκε από Gerba *et al.* (1975).

Εδαφικοί παράγοντες	Επίδραση στην επιβίωση των βακτηρίων
ανταγωνισμός από τη μικροχλωρίδα του εδάφους	Αυξημένος χρόνος επιβίωσης σε αποστειρωμένο έδαφος
Περιεκτικότητα σε υγρασία	Μεγαλύτερος χρόνος επιβίωσης σε υγρά εδάφη και σε περιόδους υψηλής βροχόπτωσης
υδατοϊκανότητα	Ο χρόνος της επιβίωσης είναι μικρότερος σε αμμώδη εδάφη από ό, τι σε εδάφη με μεγαλύτερη ικανότητα συγκράτησης νερού
Οργανική ουσία	Αυξημένη επιβίωση και πιθανή αναγέννηση, όταν υπάρχουν επαρκείς ποσότητες οργανικής ύλης
pH	Μικρότερος χρόνος επιβίωσης σε όξινα εδάφη (pH 3-5) από ό, τι σε αλκαλικά εδάφη
Ηλιακό φως	Μικρότερος χρόνος επιβίωσης στην επιφάνεια του εδάφους
Θερμοκρασία	Μεγαλύτερη επιβίωση σε χαμηλές θερμοκρασίες. Μεγαλύτερη επιβίωση το χειμώνα παρά το καλοκαίρι

A.1.5.3. ΟΙ ΠΑΘΟΓΟΝΟΙ ΜΙΚΡΟΟΡΓΑΝΙΣΜΟΙ

A.1.5.3.1. Γενική περιγραφή των βακτηρίων

Τα βακτήρια είναι τα πιο κοινά των παθογόνων μικροοργανισμών που βρέθηκαν στα λύματα. Είναι μονοκύτταροι οργανισμοί πολύ μικρού μεγέθους, ορατοί μόνο με το μικροσκόπιο. Τα πιο κοινά σχήματα των βακτηρίων είναι: Μορφής ραβδιού και ονομάζονται ραβδιά ή βάκιλοι. Σφαιρικά κύτταρα ή μορφής κόκκου και ονομάζονται κόκκοι. Ράβδοι μορφής σπειροειδούς και ονομάζονται σπειρόμορφα (Spirilla). Ακτινομήκυτες, σχηματίζουν λεπτές, νηματοειδείς υφές.

A.1.5.3.2. τα παθογόνα βακτήρια

Είναι βακτήρια που μπορούν να αναπαραχθούν γρήγορα και παράγουν πολλές τοξίνες, ισχυρές χημικές ουσίες, που βλάπτουν ειδικά κύτταρα στον ιστό που έχουν εισβάλει. Όταν μολυσματικά βακτήρια εισέλθουν στο ανθρώπινο σώμα, μπορούν να προκαλέσουν νόσο. Με αυτό τον τρόπο προκαλείται στους ανθρώπους η ασθένεια. Οι πιο κοινές ασθένειες που προκαλούν τα παθογόνα βακτήρια των

λυμάτων είναι οι γαστρεντερικές λοιμώξεις. Αυτές οι λοιμώξεις περιλαμβάνουν διάρροια, η χολέρα π.χ. προκαλείται από το *Vibrio cholerae*, η σαλμονέλωση που προκαλείται από τα είδη *Salmonella*, και η δυσεντερία από διάφορα είδη *Shigella*. Ο τυφοειδής πυρετός, η αιτία της νόσου από τη *salmonella typhi* και έχει εντοπιστεί σε τρόφιμα που αρδεύονται με λύματα (Bryan, 1977). Τα ανθρώπινα κόπρανα περιέχουν έως 10^{12} /g βακτήρια, τα περισσότερα από αυτά δεν είναι παθογόνα. Ένα μολυσμένο άτομο μπορεί να εκκρίνει μεγάλο αριθμό παθογόνων βακτηρίων στα κόπρανα του. Αυτά τα παθογόνα μεταδίδονται μέσω του μολυσμένου νερού και των τροφίμων καθώς και με άμεση επαφή από ένα μολυσμένο άτομο (Wilson και Fujioka 1995 ; Fliermans, 1996 ; Neuman et al., 1997). Τα παθογόνα βακτήρια λόγω του αριθμού και της φύσης τους δεν συνιστώνται για εξετάσεις ρουτίνας. Για τον λόγο αυτό έχουν αξιολογηθεί μικροοργανισμοί δείκτες, των οποίων η παρουσία σε ένα ποσοστό και πάνω δείχνουν τον βαθμό ρύπανσης και επικινδυνότητας.

Η μολυσματική δόση μερικών μικροοργανισμών (U.S.EPA (1992)

Μικροοργανισμοί	μολυσματική δόση (cfu/ml)
<i>E.coli</i> (εντεροπαθογόνος)	10^6 - 10^{10}
<i>Clostridium perfringens</i>	1×10^{10}
<i>Salmonella typhi</i>	10^4 - 10^7
<i>Vibrio cholerae</i>	10^3 - 10^7
<i>Shigella flexneri</i> 2A	180
<i>Entamoeba histolytica</i>	20
<i>Shigella dysenteriae</i>	10
<i>Giardia lamblia</i>	<10
<i>Ascaris lumbricoides</i>	1-10
ιοί	1-10

A.1.5.3.4. Οι παθογόνοι μικροοργανισμοί των αστικών λυμάτων

Τα ακατέργαστα λύματα περιέχουν παθογόνους που αποβάλλονται από τους ανθρώπους και τα ζώα. Ο κύριος όγκος των λυμάτων αποτελείται από οικιακές εκροές και για το λόγο αυτό οι μικροοργανισμοί και τα παράσιτα που βρίσκονται μέσα στον εντερικό σωλήνα των ανθρώπων μεταφέρονται και στα απόβλητα. Συνέπεια αυτού είναι η πιθανή διάδοση διαφόρων μολυσματικών ασθενειών. (Crook, 1985), (Haack et al., 2009). Με την διαδικασία της επεξεργασίας των λυμάτων, ένα μεγάλο ποσοστό των μικροοργανισμών απενεργοποιείται, περίπου το 50-90% των βακτηρίων, το 50-90% των αυγών των ελμίνθων αλλά καμία από τις κύστες των πρωτόζωων (Gerba and Goyal, 1985). Οι κυριότεροι παθογόνοι που κατά κανόνα είναι παρόντες στα αστικά λύματα καθώς και οι ασθένειες που είναι δυνατόν να προκαλέσουν, συνοψίζονται στον πίνακα 10 (παράρτημα), ενώ στον πίνακα 11 (παράρτημα) φαίνονται οι παθογόνοι που ανιχνεύτηκαν στα μη επεξεργασμένα υγρά αστικά απόβλητα και η μολυσματική τους δύναμη.

A.1.5.3.5. Οι μικροοργανισμοί δείκτες στα αστικά λύματα

Οι δείκτες μικροοργανισμοί των αστικών λυμάτων, ομαδοποιούνται ως παρακάτω:

I. Τα βακτήρια: Τα κολίμαρφα βακτήρια (ολικά και κοπρανώδη) (Total Coliforms και fecal coliforms): Η ομάδα των coliforms περιλαμβάνει κυρίως είδη από τα γένη Citrobacter, Enterobacter, Escherichia και Klebsiella, περιλαμβάνει επίσης τα Faecal coliforms (κολοβακτηρίδια των κοπράνων) με κύριο εκπρόσωπο το είδος Escherichia coli, το οποίο είναι ένας ικανοποιητικός δείκτης για την ύπαρξη κοπράνων ή λυμάτων. H Escherichia Coli: Το βακτήριο e.coli ανήκει στην οικογένεια Enterobacteriaceae. Είναι κυρίως μικροαερόφιλος μικροοργανισμός. Ευρίσκεται στον εντερικό σωλήνα του ανθρώπου και των ζώων. Στα απεκκρίματα πολλές φορές ξεπερνά το 1×10^9 cfu/g. Για την επιβίωσή της στο έδαφος ή τη λάσπη υπάρχουν πολύ λίγες πληροφορίες. Φαίνεται όμως ότι στη λάσπη μπορεί να ζήσει για περισσότερο από 11 εβδομάδες (Burrows and Rankin, 1970). Ο χρόνος επιβίωσης όμως στο έδαφος κυμαίνεται από 7-8 ημέρες έως λίγες εβδομάδες (Linton and Hinton, 1984). Οι κοπρανώδεις στρεπτόκοκκοι (Faecal streptococci): Η ομάδα αυτή περιλαμβάνει είδη που βρίσκονται κυρίως στα ζώα όπως (streptococcus bovis και streptococcus equinus), άλλα είδη ευρέως διαδεδομένα όπως (S. Faecalis και S. Faecium τα οποία υπάρχουν στον άνθρωπο και τα ζώα) και ο τυπικός εκπρόσωπος S. Faecalis, που βρίσκονται παντού, σε μολυσμένο και μη μολυσμένο περιβάλλον. Τα θειοαναγωγικά κλωστρίδια (Clostridium Perfringens) Αυτό το βακτήριο είναι αποκλειστικά κοπρανώδους προέλευσης, σποριογόνο, αναερόβιο, τα σπόρια που σχηματίζει επιβιώνουν για πολύ μεγάλο χρονικό διάστημα. Αυτή η μακρόχρονη επιβίωση μπορεί να θεωρηθεί μειονέκτημα, για φυσιολογικές συνθήκες. H Σαλμονέλλα (Salmonella spp.): Το γένος Salmonella ανήκει στην οικογένεια Enterobacteriaceae, είναι σχετικά ανθεκτικός μικροοργανισμός και μπορεί να ζήσει σαπροφυτικά σε ξενιστή σε πολύ σκληρές περιβαλλοντικές συνθήκες, για πολλούς μήνες (Hinton and Bale, 1991) Πρόσφατα αποτελέσματα δείχνουν ότι τα κύτταρα της σαλμονέλλα μπορούν να παραμείνουν στο έδαφος για μεγάλο χρονικό διάστημα (Turpin et al., 1993).

II. Οι ιοί: Τα ανεπεξέργαστα λύματα μπορεί να περιέχουν μια σειρά από ιούς που είναι παθογόνοι για τον άνθρωπο. Στην απλούστερη μορφή του, ένας ιός είναι μια κάψουλα που περιέχει γενετικό υλικό - DNA ή RNA Οι ιοί είναι πιο μολυσματικοί, πιο ανθεκτικοί σε διαδικασίες επεξεργασίας και απαιτούν μικρότερες δόσεις για να προκαλέσουν μόλυνση από τα περισσότερα άλλα παθογόνα. Μπαίνουν στο περιβάλλον μέσω της κοπρανώδους μόλυνσης από μολυσμένους ξενιστές. Οι πιο συχνά απαντώμενοι στα λύματα είναι οι εντεροϊοί.

III. Τα πρωτόζωα: Είναι μονοκύτταροι οργανισμοί και μπορούν να ζήσουν εντός του ανθρώπινου σώματος ως ένα παράσιτο και μεταδίδεται από περιττώματα μολυσμένων τροφίμων και νερού. Το πιο σημαντικό από αυτά είναι το πρωτόζωο

Entamoeba histolytica, το οποίο είναι υπεύθυνο για την αμοιβαδική δυσεντερία και αμοιβαδική ηπατίτιδα, η *Giardia intestinalis* και το *Cryptosporidium parvum*.

IV. Οι Έλμινθες (σκώληκες): Οι Έλμινθες είναι παράσιτα που εντοπίστηκαν στα υγρά απόβλητα περιλαμβάνουν το στρογγυλό σκουλήκι (*Ascaris lumbricoides*), το σκουλήκι (*Ancylostoma* του (δωδεκαδακτύλου) σαν γάντζο, και το σκουλήκι (*Trichuris trichura*) σαν μαστίγιο. Είναι κοινά εντερικά παράσιτα τα οποία, όπως και τα εντερικά παθογόνα πρωτόζωα, συνήθως μεταδίδονται από τα κόπρανα. Οι Έλμινθες, έχουν πολύπλοκο κύκλο ζωής, είναι πολυ-κύτταρα παρασιτικά σκουλήκια (νηματώδη-ασκαρίδες), τρηματώδη (τρηματώδεις σκώληκες), και κεστώδη (ταινία). (WHO 1989).

A.1.5.3.6. Η επιβίωση των μικροοργανισμών στο έδαφος

Οι παθογόνοι μπορούν να επιβιώσουν στο έδαφος και ενδεχομένως να θέσουν σε κίνδυνο τη δημόσια υγεία (Travis et al., 2010). Έχει αποδειχθεί ότι οι μικροοργανισμοί έχουν ένα ευρύ φάσμα χρόνου επιβίωσης στα εδάφη, στις επιφάνειες των καλλιεργειών, στο γλυκό νερό και στις αποχετεύσεις, ανάλογα με τις περιβαλλοντικές συνθήκες (Feachem et al., 1983). Στις περισσότερες περιπτώσεις, η επιβίωση των παθογόνων βακτηρίων στο έδαφος είναι μικρότερη από 2-3 μήνες (Gerba Charles P. et al. 1975). Ακόμη, μετά από 10 χρόνια άρδευσης με επεξεργασμένα λύματα ανιχνεύτηκαν στο έδαφος εντερικά βακτήρια (Hidri et al, 2013 ; Hentati et al, 2013) Κατά τους (Hentati, et al, 2013) τα κολίμορφα βακτήρια ήταν υψηλότερα σε εδάφη που αρδεύονταν για 15-20 έτη με επεξεργασμένα λύματα. Μικρή αδρανοποίηση των παθογόνων προκαλείται σε εύρος θερμοκρασίας μεταξύ 4 και 8°C, όπως επίσης η υπεριώδης ακτινοβολία αδρανοποιεί τους μικροοργανισμούς προκαλώντας βλάβη στο νουκλεϊκό οξύ. Μεταξύ θερμοκρασίας και χρόνου επιβίωσης των εντερικών παθογόνων, θα μπορούσε κανείς να πει ότι η σχέση είναι αντιστρόφως ανάλογη, δηλαδή όσο χαμηλότερη είναι η θερμοκρασία, τόσο μεγαλύτερη είναι η επιβίωση των εντερικών παθογόνων. Η θερμοκρασία είναι ίσως ο πιο σημαντικός παράγοντας που επηρεάζει την αδρανοποίηση των βακτηρίων στο περιβάλλον (Bitton, 1980) και επίσης επηρεάζει την παραμονή τους στο έδαφος.

Ο χρόνος επιβίωσης(20-30°C) μερικών παθογόνων στη λάσπη, στα λύματα, στο νερό, στο έδαφος και στις καλλιέργειες, φαίνεται στον πίνακα 12 (παράρτημα)

A.2. ΔΙΕΘΝΗΣ ΑΝΑΣΚΟΠΙΣΗ ΓΙΑ ΤΗΝ ΑΡΔΕΥΣΗ ΜΕ ΑΣΤΙΚΑ ΛΥΜΑΤΑ

A.2.1. ΟΙ ΜΙΚΡΟΟΡΓΑΝΙΣΜΟΙ ΚΑΙ ΤΟ ΕΔΑΦΟΣ ΜΕΤΑ ΤΗΝ ΑΡΔΕΥΣΗ

A.2.1.1. Οι παράγοντες που επιδρούν στην κίνηση των μικροοργανισμών στο έδαφος

Οι μικροοργανισμοί ακολουθούν την κίνηση του νερού μέσα στο έδαφος ανάμεσα από τους πόρους του εδάφους. Το νερό κινείται με δύο τρόπους, οριζόντια και κάθετα. Στην κάθετη κίνηση του νερού και κατά συνέπεια των μικροοργανισμών, οι παράγοντες που τους επηρεάζουν είναι οι παρακάτω: Ο τύπος του εδάφους, η περιεκτικότητα σε νερό του εδάφους και η ροή του νερού στο έδαφος, επίσης το pH του εδάφους, η φυτική κάλυψη, η θερμοκρασία, η κινητικότητα των μικροοργανισμών, η χλωρίδα του εδάφους, οι επιφανειακές ιδιότητες των μικροοργανισμών. Στην οριζόντια κίνηση του νερού και κατά συνέπεια των μικροοργανισμών η οποία συμβαίνει όταν υπάρχει αδιαπέραστο στρώμα στο υπόστρωμα του εδάφους ή στην περίπτωση που το έδαφος είναι κορεσμένο, οπότε η επιπλέον ποσότητα του νερού μπορεί να παραμείνει στην επιφάνεια και να δημιουργήσει στρώμα νερού. Στην περίπτωση αυτή οι σημαντικότεροι παράγοντες που επηρεάζουν είναι οι παρακάτω: Η βροχόπτωση και η πυκνότητα βροχόπτωσης, η τοπογραφία του εδάφους και η ύπαρξη κάποιας πηγής μόλυνσης σε κοντινό σημείο, οι Γεωργικές πρακτικές, ο καιρός και η εποχή εφαρμογής των αποβλήτων, και ο τύπος των αποβλήτων (Mawdsley et al. 1995).

A.2.1.2. Η μετακίνηση των μικροοργανισμών στο έδαφος

Αναφέρεται ότι κατά την εφαρμογή των λυμάτων στο σύστημα έδαφος-φυτό, η διέλευση του λύματος μέσω του εδάφους, θεωρητικά μειώνει αρκετά τον αριθμό των μικροοργανισμών που φέρονται μέσω αυτού. Η πρακτική αυτή, φαίνεται ότι επιφέρει ουσιαστική εξάλειψη των μικροοργανισμών, μειώνοντας έτσι τις αρνητικές επιπτώσεις, για την δημόσια υγεία και την ελαχιστοποίηση των κινδύνων στο περιβάλλον (Campos et al., 2000) Στην περίπτωση που τα λύματα αποβάλλονται στο εδαφικό σύστημα, οι παθογόνοι μικροοργανισμοί απομακρύνονται με διήθηση, καθίζηση ή προσρόφηση. Τα βακτήρια μεταφέρονται με τη διαδικασία της φυσικής στράγγισης (διήθηση), για το λόγο αυτό θα έπρεπε κανονικά η απομάκρυνσή τους να είναι αντιστρόφως ανάλογη του μεγέθους των εδαφικών σωματιδίων. Ταυτόχρονα οι βακτηριακοί πληθυσμοί, επηρεάζονται στο έδαφος από αυτόχθονους και αλλόχθονους μικροβιακούς πληθυσμούς (Nagvenkar et al, 2009). Η στερεά φάση του εδάφους αποτελείται από οργανική ουσία, άμμο, ιλύ και άργιλο. Μεταξύ αυτών η οργανική ουσία και η άργιλος έχουν την μεγαλύτερη ικανότητα να κατακρατούν μικρόβια καθώς αυτά κινούνται και αυτό οφείλεται στην αρνητικό φορτίο της επιφάνειάς τους, η επίδραση αυτή είναι μεγαλύτερη στους ιούς (Paterson et al., 1993). Ο μηχανισμός αφαίρεσης των παθογόνων βακτηρίων που περιέχονται στα λύματα καθώς κινούνται μέσω του εδάφους κατά τη διάρκεια

της διήθησης, γίνεται με στράγγισμα, καθίζηση, προσρόφηση και επιτυγχάνεται σε μεγάλο βαθμό στην επιφάνεια του εδάφους. Τα βακτήρια κυμαίνονται σε μέγεθος 0,2 με 5 Wm. Η φυσική διήθηση πιστεύεται ότι είναι η κύρια διαδικασία, η οποία περιορίζει την κινητικότητα των βακτηρίων στο έδαφος (Gerba και Bitton 1984). Αρκετές μελέτες έχουν καταλήξει στο συμπέρασμα ότι η άρση των βακτηρίων με διήθηση μέσω του υγρού σε ένα σχετικά ομοιόμορφο έδαφος είναι αντιστρόφως ανάλογη προς το μέγεθος των σωματιδίων του εδάφους. Μεμονωμένα κύτταρα βακτηρίων μπορεί επίσης να αλληλεπιδρούν για να σχηματίσουν γέφυρες στους πόρους , εμποδίζοντας την περαιτέρω κίνηση κατά την κατεύθυνση της ροής (Gerba και Bitton 1984). Η προσρόφηση είναι μία σημαντική διεργασία που περιορίζει την κίνηση των μικρότερων μικροοργανισμών. Ωστόσο, είναι δύσκολο να διαχωριστούν οι διαδικασίες της διήθησης και προσρόφησης (Reddy et al., 1981). Τα βακτήρια τα οποία αποτίθενται στην επιφάνεια του εδάφους, μπορεί να δράσουν ως φίλτρο παγίδευσης των περισσότερων βακτηρίων (Corapcioglu and Haridas 1984). Τα βακτήρια σχήματος ραβδιού δεν μπορούν να περάσουν από πόρους διαμέτρου μικρότερης του 1-1.5 μm, με κίνηση ενεργή η παθητική ως εκ τούτου η μεγαλύτερη μικροβιακή κίνηση συμβαίνει σε εδάφη με τραχιά δομή που έχουν μεγαλύτερους πόρους και όχι σε εδάφη με λεπτή δομή (Bitton et al. 1974 ; Tan et al. 1991 ; Huysman and Verstraetae,1993a). Είναι επίσης σημαντικό να σημειωθεί ότι τα βακτηριακά κύτταρα τείνουν να συσσωματώνονται και σχηματίζουν κροκίδες και συσσωματώματα τα οποία είναι περισσότερο επιρρεπή στην διήθηση (Abu-Ashour et al., 1998). Στην πραγματικότητα, τα βακτήρια σπάνια υπάρχουν σε διάλυμα ως ένα ενιαίο σωματίδιο (McDowell and Boyer et al., 1986). Οι μεγαλύτεροι μικροοργανισμοί, όπως βακτήρια και πρωτόζωα επηρεάζονται περισσότερο από το φαινόμενο της διήθησης και καθίζησης. Το μέγεθος των πόρων του εδάφους επηρεάζει κυρίως τα βακτήρια και τα πρωτόζωα και όχι τους ιούς, λόγω του μεγέθους τους (Goyal and Gerba, 1979)

A.2.1.3. Τα παθογόνα βακτήρια και ο τύπος του εδάφους

Η μεταφορά των παθογόνων μέσω του εδάφους, εξαρτάται σημαντικά από τον τύπο του εδάφους. Στο συμπέρασμα αυτό κατέληξαν ο (Patni et al. 1984 ; Jamieson et al., 2002) οι οποίοι εξέτασαν διαφορετικούς τύπους εδάφους όπου έχει εφαρμοστεί λίπανση από ζωικά απόβλητα. Η επιμόλυνση είναι πολύ μεγαλύτερη σε εδάφη με τραχιά δομή εν αντιθέσει με εκείνα των οποίων η δομή είναι πιο λεπτή. Η προσρόφηση είναι πιο αποτελεσματική με την αύξηση της περιεκτικότητας σε άργιλο και οργανικό κλάσμα. Η άργιλος ενισχύει την προσρόφηση στα εδάφη, ωστόσο, τα μικρά σωματίδια της αργίλου αυξάνουν την καταπόνηση των βακτηρίων, κυρίως στην επιφάνεια του εδάφους (Oron, G. et al,2001). Οι παθογόνοι μικροοργανισμοί μπορεί να επεκταθούν στο χαμηλότερο προφίλ του εδάφους (60 cm), ενώ ο βακτηριακός πληθυσμός είναι υψηλότερος σε αμμώδη - αργιλώδη εδάφη, τα οποία έχουν μεγαλύτερη ικανότητα να συγκρατούν υγρασία και θρεπτικά

συστατικά (Hentati et al., 2013). Σε εδάφη (αμμώδη, μάργες και κίτρινη ασβεστώδη λάσπη (sand, loam and loess), που αρδεύτηκαν με ανεπεξέργαστο και επεξεργασμένο λύμα, φαίνεται ότι η άρδευση με επεξεργασμένο λύμα είναι πιο αποτελεσματική, χωρίς αρνητικές επιπτώσεις στο έδαφος ή στην ανάπτυξη των φυτών. Ενώ, η άρδευση με ανεπεξέργαστο λύμα αλλάξε σημαντικά τις ιδιότητες του εδάφους και επηρέασε την κυκλοφορία του νερού στο έδαφος και τη μεταφορά των ρύπων στην ζώνη διηθήσεως (vadose zone) (Travis et al., 2010) Η επίδραση του τύπου του εδάφους στους παθογόνους καθώς και του βάθους μεταφοράς μελετήθηκε σε εδάφη (αμμώδες, αμμοπηλώδες και αργιλοπηλώδες) με την χρήση στήλης αδιατάραχτου εδάφους. Το ποσοστό απομάκρυνσης ήταν σε όλα τα εδάφη >99,99% σε βάθος 25 cm. Στο αμμώδες και αμμοπηλώδες έδαφος ήταν υψηλότερη η προσάρτηση/προσκόλληση των μικροοργανισμών η και θάνατος (die-off), αυτό αποδόθηκε στις ακόρεστες συνθήκες ροής και στη χαμηλότερη περιεκτικότητα νερού στα χονδρόκοκκα εδάφη (Morales et al., 2014). Η συγκέντρωση των βακτηρίων κατά τη διάρκεια της διήθησης των λυμάτων, μεταβάλλεται κατά μήκος της διατομής του εδάφους. Αφενός, λόγω των πολλών μεταβλητών (φυσικές, χημικές και δομικές ιδιότητες) που ισχύουν στα στρώματα του εδάφους και στα βακτήρια, και αφετέρου, λόγω των διαφόρων αλληλεπιδράσεων μεταξύ των σωματιδίων του εδάφους και των κυττάρων των βακτηρίων (Nola et al., 2006). Σε πειράματα σε δύο διαφορετικά εδάφη τα ολικά κολίμορφα συγκρατήθηκαν σε ποσοστό που κυμαίνεται (από 69,22 % έως 99,95 % και 96,98 έως 99,89 %) σε σχέση με την αρχική συγκέντρωσή τους. Οι σταφυλόκοκκοι επίσης, συγκρατήθηκαν κατά 99,99 % και στα δύο εδάφη, σε σχέση με την αρχική συγκέντρωσή τους. Συνολικά η συγκέντρωση των ολικών κολίμορφων φαίνεται να είναι μεγαλύτερη στο βαθύτερο στρώμα του εδάφους σε σχέση με το επάνω στρώμα (Nola et al., 2006). Κατά τους (Broszat, et al., 2014) η άρδευση με ανεπεξέργαστα λύματα απελευθερώνει οργανικές ενώσεις και άλλα θρεπτικά συστατικά στο έδαφος. Περισσότερα θρεπτικά συστατικά και υψηλότερη υγρασία καθ'όλη τη χρονιά παρέχουν καλύτερες συνθήκες ανάπτυξης σε αυτόχθονα βακτήρια, ενδεχομένως και για τα βακτήρια που προέρχονται από τα λύματα, με συνέπεια να αλλάξει η σύνθεση στις βακτηριακές κοινότητες του εδάφους. Επιπλέον, η αύξηση της παροχής νερού από την άρδευση των λυμάτων στην εποχή της ξηρασίας φαίνεται να παρέχει καλύτερες συνθήκες για τον πολλαπλασιασμό των βακτηρίων. Αυτό θα μπορούσε επίσης να αυξήσει το ποσοστό επιβίωσης των βακτηρίων που προέρχονται από τα λύματα. Έχει αναφερθεί ότι η παρουσία των ελαίων και των επιφανειοδραστικών ουσιών στα εδάφη μπορεί να επηρεάσει την ανάπτυξη ή /και την επιβίωση των βακτηρίων με διαφορετικούς τρόπους. Οι μικροοργανισμοί του εδάφους συμβάλλουν στην αποικοδόμηση των ελαίων που φέρονται με τα αστικά λύματα και οι επιφανειοδραστικές ουσίες στην απομάκρυνση των ενώσεων αυτών, από το έδαφος. Για παράδειγμα, τα έλαια μπορούν να αποικοδομούνται εύκολα σε χαμηλές συγκεντρώσεις, ενώ ορισμένα λιπαρά οξέα που προκύπτουν μπορούν να

αναστέλλουν τη βακτηριακή ανάπτυξη (Chipasa and Mędrzycka, 2006). Κάποιες επιφανειοδραστικές ουσίες μπορεί να είναι πιο αργές με συνέπεια την υποβάθμιση των εδαφών, που μπορεί να οδηγήσει σε συσσώρευση ορισμένων ανθεκτικών υλικών. Παρ' όλα αυτά, τα λίπη και έλαια συσσωρεύονται στο έδαφος και οι συγκεντρώσεις τους συσχετίζονται με την αύξηση της υδροφοβίας (Sjostrom et al., 2008). Ένας κίνδυνος για τα βακτήρια του εδάφους, μπορεί να απορρέει από το γεγονός ότι η άρδευση με αστικά λύματα μπορεί να αυξήσει την αντίσταση στα αντιβιοτικά (AR). Τα αστικά λύματα έχουν αναγνωριστεί ως σημαντικές πηγές για αντιβιοτικά και άλλες ενώσεις που συχνά ανιχνεύονται σε λύματα, λόγω των ανθρωπογενών πρακτικών. Σε αρκετές μελέτες, φαίνεται η τάση εμπλουτισμού των εδαφών με ανθεκτικά στα αντιβιοτικά βακτηρία (ARB) μετά από γονιδιακό έλεγχο, αλλά δεν φαίνεται να επηρεάζονται τα επίπεδα της βιοκοινότητας του εδάφους (Gatica and Cytryn., 2013):

Επίσης σε διαφορετικές συνθήκες ιοντικής ισχύος (IS) (σε σύστημα ροής με τεχνητούς μακροπόρους) η επίδραση στην μεταφορά της *E. coli* D21g ήταν μεγάλη, ειδικά κάτω από συνθήκες υψηλής IS. Ενώ η ασυνέχεια των μακροπόρων, (δηλ. η χονδρόκοκκη άμμος που διακόπτεται από ψιλόκοκκη άμμο) επηρέασε την μεταφορά της. Ειδικά σε συνθήκες χαμηλή IS, παρατηρήθηκε πιο εκτεταμένη μετακίνηση και σε μικρότερο χρόνο σε σχέση με έναν δείκτη (tracer Br), πιθανόν ως αποτέλεσμα του αποκλεισμού λόγω μεγέθους (Wang et al., 2013). Για την παρακολούθηση των δεικτών των κοπρανωδών βακτηρίων στους πόρους του εδάφους και γενικά για την τύχη των βακτηρίων και την μεταφορά τους στην vadose ζώνη μετά την είσοδο των λυμάτων στο έδαφος, φαίνεται ότι τόσο οι συγκεντρώσεις για τα ολικά κολίμορφα όσο της *E. coli* και γενικά των κοπρανωδών βακτηρίων, μειώθηκαν έως και 3-log (δηλαδή 1000 φορές) σε σύγκριση με τις αρχικές τους συγκεντρώσεις (Cey, 2013). Η αποτελεσματικότητα της απομάκρυνσης των παθογόνων βακτηρίων φάνηκε επίσης, να εξαρτάται κυρίως από το βάθος του εδάφους. Η μείωση για τα ολικά κολίμορφα ήταν 2,35 log , για τα κοπρανώδη κολίμορφα 2,47 log και για τους εντερόκοκκους 2.11 log . Επίσης η επίδραση της θερμοκρασίας κατά την έξοδο μετά την διαδικασία διήθησης παίζει σημαντικό ρόλο (Bali et al., 2011). Μια θετική γραμμική συσχέτιση υπάρχει μεταξύ της *E. coli* και του TSS φορτίου, που δείχνει ότι οι δύο παράμετροι κατά την διαδικασία μεταφοράς των βακτηρίων συνδέονται με τη μεταφορά των ιζημάτων. Οι συγκεντρώσεις στα Κοπρανώδη κολίμορφα, *Escherichia coli* και στα ολικά αιωρούμενα στερεά (TSS), ήταν μεγαλύτερες την χρονιά με την υψηλότερη ετήσια βροχόπτωση (Sinclair et al., 2009). Σχετικά επίσης με τη μεταφορά και την τύχη των βακτηρίων της (*Escherichia coli* L.), σε μία στήλη εδάφους υπό κορεσμένες συνθήκες (λάσπη), χρησιμοποιήθηκε διάλυμα προσομοιωμένο σε συγκέντρωση βακτηρίων 10^5 cfu/l κατά το πρότυπο της δευτεροβάθμιας επεξεργασίας των λυμάτων. Η επαναφόρτιση έγινε σε δύο φάσεις (πρώτον για 288 ώρες και δεύτερον για 528 ώρες) με 264 ώρες ξήρανσης ανάμεσα. Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι δεν υπήρχε

ανίχνευση της *E. coli* L., ενώ η ηλεκτρική αγωγιμότητα, το ολικό άζωτο, ο υπερμαγγανικός δείκτης στο τέλος ήταν ο ίδιος μεταξύ της εισροής και εκροής. Η συγκέντρωση της *E. coli* L. στην στερεά φάση μειώθηκε κατά μήκος της στήλης (Lian, Luo, Jin, 2013). Τα βακτήρια είναι σπάνια ελεύθερα στην υγρή φάση του εδάφους, επειδή τα περισσότερα κύτταρα προσκολλώνται στα σωματίδια της αργίλου (Reddy et al., 1981). Όπως θα αναμενόταν, σε λεπτόκοκκα εδάφη, όπως με άργιλο και ιλύ, το στράγγισμα των κυττάρων των βακτηρίων είναι πιο αποτελεσματικό λόγω μικρότερων σε μέγεθος πόρων (Canter και Knox, 1988). Αρκετές μελέτες έχουν καταλήξει στο συμπέρασμα ότι η άρση βακτηρίων με διήθηση μέσω του υγρού σε ένα σχετικά ομοιόμορφο έδαφος είναι αντιστρόφως ανάλογη προς το μέγεθος των σωματιδίων του εδάφους (Gerba and Bitton, 1984).

Βιολογικές δοκιμές επίσης έδειξαν ότι για τους γαιοσκώληκες το καλύτερο περιβάλλον είναι σε εδάφη που δεν αρδεύονται με λύματα, ενώ σταδιακά αποφεύγουν τα εδάφη αυτά από την επιφάνεια (20 cm) προς το βάθος (60 cm) κατά μήκος της διατομής τους. Η ίδια συμπεριφορά παρατηρήθηκε για τα springtails, αλλά αυτά φαίνεται να είναι λιγότερο ευαίσθητα από τους γαιοσκώληκες. Αυτό επιβεβαιώνει ότι το ενδιαίτημα αυτών οργανισμών αποικοδομείται από την μακροχρόνια άρδευση με λύματα (Hentati et al, 2013).

A.2.2. Η ΕΠΙΔΡΑΣΗ ΤΗΣ ΑΡΔΕΥΣΗΣ ΜΕ ΑΣΤΙΚΑ ΛΥΜΑΤΑ ΣΤΟ ΕΔΑΦΟΣ

A.2.2.1. Η επίδραση στην φυσικοχημική σύσταση του εδάφους από την άρδευση με αστικά λύματα

Τα λύματα όταν εφαρμοστούν στο έδαφος ακολουθούν την κίνηση του νερού. Η κίνηση του νερού μέσω του εδάφους εξαρτάται από τον τύπο και την κατανομή των πόρων, την ποσότητα όπως και την συχνότητα εφαρμογής του. Το μέγεθος των πόρων και η κατανομή τους, έχουν άμεση σχέση με την διάταξη των σωματιδίων του εδάφους και καθορίζουν την δομή του εδάφους (Brewer, 1976). Η χρήση των λυμάτων για άρδευση στην Γεωργία, είναι μια διαδεδομένη πρακτική, αν και μπορεί να συσσωρεύονται στα εδάφη ρύποι οι οποίοι μπορεί να προκαλέσουν ένα δυνητικό κίνδυνο για την ποιότητα του εδάφους και την παραγωγικότητα σε μακροπρόθεσμη βάση (Friedel et al., 2000). Οι απόψεις όσον αφορά την επίδραση των λυμάτων στις ιδιότητες του εδάφους, διίστανται. Η άρδευση με αστικά λύματα μπορεί να αλλάξει τις φυσικές, χημικές ή βιολογικές ιδιότητες του εδάφους. Οι ιδιότητες του εδάφους διαδραματίζουν σημαντικό ρόλο στη μετατροπή των θρεπτικών συστατικών μετά την εφαρμογή των λυμάτων, όπως διαπιστώθηκε όταν η εφαρμογή έγινε σε δύο διαφορετικά εδάφη (Magesan et al., 1999). Υπό τις κατάλληλες συνθήκες, μπορεί να έχει θετικές επιπτώσεις, όχι μόνο στην ποιότητα του εδάφους π.χ. η οργανική ουσία του εδάφους επηρεάζεται θετικά, αλλά και σε κοινωνικό επίπεδο, με συνέπεια τη διατήρηση της αρδευόμενης γεωργίας στις περιοχές όπου τα υπόγεια ύδατα έχουν υποστεί ρύπανση (Hidri et al., 2013).

Κατά τους (Galavi, et al. 2010 ; Wagner, 2006) παρατηρήθηκε σημαντική αύξηση σε όλες τις παραμέτρους του εδάφους (N, P, K, Ca, Na, Mg, SAR, EC, OC%) ($p \leq 0.05$). Η οργανική ουσία αυξήθηκε μόνο στο επάνω στρώμα ανάλογα με την ποσότητα άρδευσης. Αυτή η επίδραση μπορεί να αποδοθεί είτε άμεσα μέσω της προσθήκης των θρεπτικών ουσιών και των οργανικών ενώσεων στο έδαφος είτε έμμεσα μέσω της ενίσχυσης της διαλυτότητας των θρεπτικών ουσιών του εδάφους. Ενω μειώθηκε το pH και αυξήθηκε η αλατότητα του εδάφους, ο φώσφορος (P), το κάλιο (K), ο σίδηρος (Fe), και το μαγγάνιο (Mn). Ο ψευδάργυρος (Zn) και ο χαλκός (Cu) δεν επηρεάστηκαν σημαντικά (Munir et al., 2003). Επίσης προκαλεί αύξηση των μακρο- και μικρο- στοιχείων σε έδαφος (clay loam (CL)), πολλές φορές σε κρίσιμα επίπεδα, εκτός από τον P, τον Zn και το Cd των οποίων οι συγκεντρώσεις ποικίλουν (Kalavrouziotis et al., 2008). Επομένως μπορεί να συναχθεί το συμπέρασμα ότι το δευτεροβάθμιας επεξεργασίας, λύμα μπορεί να βελτιώσει τις παραμέτρους της γονιμότητας, αλλά με αποδοτικότερη επεξεργασία μπορεί να μειωθεί η περιεκτικότητα σε άλατα. Επιπλέον, η σωστή διαχείριση της άρδευσης και ο περιοδικός έλεγχος των παραμέτρων της ποιότητας του εδάφους μπορεί να ελαχιστοποιήσει τις δυσμενείς επιδράσεις στο έδαφος

Κατά τους (Hidri et al.2013), το pH, η οργανική ουσία και η Ικανότητα Ανταλλαγής Κατιόντων δεν επηρεάστηκαν, μετά από στάγδην άρδευση με επεξεργασμένα λύματα. Το μεγαλύτερο ενδιαφέρον υπάρχει στην περίπτωση της αύξησης της EC στο επιφανειακό στρώμα με την υπόγεια άρδευση διότι μπορεί να αναστείλει την ανάπτυξη των φυτών. Διότι κατά την χρήση υπόγεια άρδευσης αυξήθηκε η ηλεκτρική αγωγιμότητα (EC), το Na^+ και το Mg^{++} στο ανώτερο στρώμα του εδάφους (0–15 cm), το K^+ είναι ιδιαίτερα αυξημένο στα πρώτα 0-30 cm. Ενω η EC, το Ca^{++} και το Mg^{++} στο στρώμα (15-60 cm) είναι χαμηλότερα και στις δύο περιπτώσεις άρδευσης (επιφανειακή και υπεδάφια) (Heidarour et al., 2007). Επίσης η χρήση των επεξεργασμένων λυμάτων αυξάνει το ανταλλάξιμο κάλιο, μαγνήσιο και φώσφορο σημαντικά στο ανώτερο στρώμα του εδάφους (0-25), το ασβέστιο αυξάνει μέχρι βάθους 50 cm. Η περιεκτικότητα σε νάτριο αυξήθηκε σε όλα τα βάθη, εκτός από το βάθος 100-150 cm, ενώ δεν επηρεάστηκε σημαντικά η περιεκτικότητα του αζώτου στο έδαφος (Majed and Shahnaz,1999). Σε ένα κακώς αποστραγγισμένο έδαφος περίπου το μισό από το συνολικό $\text{PO}_4\text{-P}$ απορροφήθηκε στα ανώτερα 91 εκατ. του εδάφους ενώ το άλλο μισό απορροφήθηκε από το παρακάτω έδαφος. Το εισερχόμενο N μειώθηκε, πιθανώς από την αεριοποίηση. Το συνολικό Ca, Mg, και K δεν άλλαξε σημαντικά αλλά το Na αυξήθηκε ελαφρώς. Οι αλλαγές στα φυσικά χαρακτηριστικά των εδαφών ήταν μικρές (Everett, 2007).

Η μακροπρόθεσμη άρδευση με λύματα στο έδαφος, από την μια πλευρά επιφέρει αύξηση της αλατότητας και μείωση του pH καθώς και αύξηση στα βαριά μέταλλα του εδάφους και από την άλλη αύξηση της περιεκτικότητας στα θρεπτικά συστατικά. Όπως αύξηση της οργανικής ουσίας, του N, και στις συγκεντρώσεις

σημαντικών κατιόντων (Angin et al., 2005). Ακόμη προκαλεί αύξηση στα ανταλλάξιμα στοιχεία σε όλα τα εδάφη, ενώ τα βαριά μέταλλα συγκεντρώνονται στον επιφανειακό ορίζοντα (Jian Xua, 2006). Μετά από 4 χρόνια εφαρμογής στο έδαφος με επεξεργασμένα λύματα παρατηρήθηκε, μια σημαντική μείωση του pH ενώ υπήρξε σημαντική αύξηση της οργανικής ουσίας (OM), της απορρόφησης νατρίου (SAR) και της ηλεκτρικής αγωγιμότητας (EC) (Bedbabis, Saida, et al., 2014). Ακόμη μετά από 3, 8 και 20 χρόνια άρδευσης με λύματα επίσης μειώθηκε το pH στο έδαφος μέχρι και βάθος 140 cm, ιδιαίτερα αυτό που αρδεύτηκε για 20 χρόνια. Ενώ η ηλεκτρική αγωγιμότητα (EC) αυξήθηκε σε όλα τα εδάφη. Επίσης στο επιφανειακό στρώμα έως 10 cm, αυξήθηκε η περιεκτικότητα της οργανικής ουσίας (OM), του ολικού άνθρακα (TC) και του ολικού αζώτου (TN) (Jian Xua, 2006). Μετά από 80 χρόνια άρδευσης με λύματα, η περιεκτικότητα σε άνθρακα (TOC) αυξήθηκε 2.5-φορές. Ωστόσο, αυξήθηκε η δραστηριότητα της μικροβιακής βιομάζας, λόγω μεγαλύτερης ποσότητας οργανικής ουσίας, ενώ τα είδη των μικροοργανισμών άλλαξαν επειδή αυξήθηκε η ικανότητα απονιτροποίησης (Friedel, 2000).

Η μακροχρόνια άρδευση των άνυδρων (loess) εδαφών με ανεπεξέργαστα λύματα μπορεί να οδηγήσει σε συσσώρευση αλάτων, ενώ οι επιφανειοδραστικές ουσίες και το βόριο στο έδαφος, προκαλούν αλλαγές στις ιδιότητες του εδάφους και τοξικότητα στα φυτά (Gross et al., 2005). Επίσης η μακροχρόνια άρδευση με ανεπεξέργαστα λύματα έχει αρνητικές συνέπειες στην διείσδυση του νερού στο έδαφος. Απεδείχθη ότι τα ανεπεξέργαστα λύματα αύξησαν σημαντικά την υδροφοβικότητα σε αμμώδη και αργιλώδη εδάφη, όπως προσδιορίστηκε από το χρόνο διείσδυσης των σταγονιδίων του νερού. Ενώ καμία σημαντική αλλαγή δεν παρατηρήθηκε για το loess έδαφος. Η παρατηρούμενη υδροφοβικότητα συσχετίστηκε με τα αυξημένα έλαια και λίπη και τις συγκεντρώσεις επιφανειοδραστικών ουσιών στο έδαφος. Τα έλαια και λίπη και οι επιφανειοδραστικές ουσίες τροποποιούν τις επιφανειακές ιδιότητες των κόκκων του εδάφους όπως των κόκκων άμμου, με σημαντικές επιπτώσεις στην ανάπτυξη των επιστρώσεων εδάφους με τη μεταφορά και τη συσσώρευση του κολλοειδούς υλικού στο έδαφος. Οι Travis et al., (2010), έδειξαν ότι η άρδευση με ανεπεξέργαστο λύμα οδηγεί σε αύξηση της υδροφοβικότητας και του SAR σε ορισμένα εδάφη. Η μακροχρόνια χρήση των ανεπεξέργαστων λυμάτων οδηγεί σε έντονα αρνητικές επιπτώσεις ειδικά ως προς την διείσδυση του νερού στο έδαφος. Οι επιφανειοδραστικές ουσίες και τα έλαια, οι οποίες είναι τυπικές ενώσεις στα λύματα, μειώνουν το ζ-δυναμικό στο αμμώδες έδαφος και συσσωρεύονται στο έδαφος επίσης συσχετίστηκαν με αυξημένη υδροφοβικότητα (Travis et al., 2010). Για να προσδιορισθούν οι μεταβολές στις ιδιότητες της επιφάνειας των σωματιδίων του εδάφους, ως αποτέλεσμα της άρδευσης με λύματα, μετρήθηκε το (ζ)-δυναμικό των εδαφών. Σημαντική αλλαγή στο ζ-δυναμικό (λιγότερο αρνητική) παρατηρήθηκε στα αμμώδη εδάφη που αρδεύτηκαν με ανεπεξέργαστα λύματα, ενώ δεν

παρατηρήθηκε διαφορά στα loam ή loess έδαφη. Τα εδάφη που αρδεύονται με νερό ή επεξεργασμένο λύμα δεν παρουσίασαν καμία αύξηση στην υδροφοβικότητα (Travis et al., 2010) Οι Οργανικές ενώσεις πιθανά να συνεισφέρουν στην ανάπτυξη της υδροφοβικότητας του εδάφους (Chen et al., 2003 ; Der, et al., 2005 ; Mainwaring et al.,2004). Επίσης, ως αποτέλεσμα της άρδευσης με λύματα η μέτρηση του ζ-δυναμικό (ζ-potential), μπορεί να δείξει τις πιθανές αλλαγές στις φυσικές ιδιότητες του εδάφους. Το ζ-δυναμικό είναι η μέτρηση του ηλεκτρικού δυναμικού σε ένα διπλό στρώμα στερεού/υγρού της μεταξύ τους επαφής σε κεκλιμένο επίπεδο (Elimelech et al., 2000 ; Zhuang and Yu, 2002).

Η περίσσεια επίσης, νατρίου μπορεί να είναι επιζήμια για το δομή έδαφος και μπορεί να μειώσει σημαντικά την ικανότητα των εδαφών να μεταφέρει νερό (Mace and Amrhein, 2001). Η SAR του εδάφους αυξήθηκε σε βάθος 100 cm (18.46 ± 2.56 σε αρδευόμενα εδάφη σε σύγκριση με μη αρδευόμενα ($2,94 \pm 0,79$) (Adhikari et al., 2014). Η άρδευση με λύματα μπορεί επίσης να επηρεάσει τις φυσικές ιδιότητες, συμπεριλαμβανομένης της φαινομενικής πυκνότητας, το πορώδες, τη διατήρηση της υγρασίας του εδάφους και την υδραυλική αγωγιμότητα (K_s). Μελέτες αναφέρουν χαμηλότερες τιμές του K_s και μεταβολή στο πορώδες, σε αρδευόμενα εδάφη με λύματα σε σχέση με μη αρδευόμενα (Adhikari et al., 2012-a). Η ποιότητα των αστικών λυμάτων, ανάλογα με την πηγή, μπορεί να διαφέρει σημαντικά, συνεπώς η επίδραση τους στο έδαφος επίσης να διαφέρει. Τα λύματα π.χ. που προέρχονται από πλυντήριο ρούχων ή πλυντήριο πιάτων έχει αναφερθεί ότι περιέχουν 7 φορές περισσότερο νάτριο από ό, τι τα λύματα της κουζίνας ή του μπάνιου (Friedler, 2004) με συνέπεια την αύξηση της τιμής SAR. Το SAR του εδάφους πάνω από 13 αναφέρεται ως προβληματικό, ενώ έχει αναφερθεί ότι SAR γύρω στο 5 έχει δυσμενείς επιπτώσεις στη δομή του εδάφους (Carrow και Duncan, 1998) (Mace and Amrhein, 2001). Αρκετά υψηλή τιμή SAR έχει αναφερθεί για αμμώδες έδαφος μετά από άρδευση με ανεπεξέργαστο λύμα ($SAR=1,8$), ενώ σε πειράματα οι μάργες και τα loess εδάφη περιείχαν μεγαλύτερη περιεκτικότητα από τα αμμώδη εδάφη σε Ca, Mg και Na, επομένως μεγαλύτερο SAR (Travis M. J., et al. 2010). Τα βαριά μέταλλα μπορεί επίσης να συσσωρευτούν στην ανώτερη ζώνη του εδάφους, μετα απο μακροχρόνια (3, 8, και 20 ετη), άρδευση με αστικά λυμάτα (Xua Jian et al., 2010). Τα συστήματα άρδευσης δεν επηρεάζουν σημαντικά τα βαρέα μέταλλα του έδαφους, ενώ η συγκέντρωση των Pb, Mn, Ni και Co στο έδαφος αυξήθηκε σημαντικά μετά από άρδευση με αστικά λύματα, ενώ μειώνεται με το βάθος του εδάφους (Kourai et al., 2006)

Οι παράμετροι ποιότητας του ανακυκλωμένου νερού και η σημασία τους παρατίθενται στον πίνακα 9 (παράρτημα)

A.2.2.2. Η υδραυλική αγωγιμότητα (Ks) μετά την άρδευση με αστικά λύματα

Η υδραυλική αγωγιμότητα δεν επηρεάστηκε σημαντικά από την εφαρμογή λυμάτων δευτεροβάθμιας επεξεργασίας σε εδάφη διαφόρων τύπων, όταν ήταν χαμηλό το οργανικό φορτίο. Στην περίπτωση όμως που το οργανικό φορτίο ήταν βαρύ, επηρεάστηκαν οι υδραυλικές ιδιότητες των εδαφών (Levy, 1999). Η υδραυλική αγωγιμότητα του επιφανειακού εδάφους μειώνεται, εξαιτίας της άρδευσης με λύματα (Mollahoseini, 2013) επίσης οι (Cook et al., 1994 ; Lado et al., 2009) ανέφεραν μείωση της υδραυλικής αγωγιμότητας στο έδαφος, λόγω της άρδευσης με λύματα. Η μείωση υδραυλικής αγωγιμότητας του εδάφους όχι μόνο επηρεάζει την διείσδυση του νερού μέσα από το προφίλ του εδάφους, αλλά μπορεί επίσης να επηρεάζει την κίνηση του νερού (Corpola et al., 2004). Τα αιωρούμενα στερεά που περιέχονται στα λύματα μπορεί να συσσωρεύονται και να εμποδίζουν την κίνηση του νερού στους πόρους του εδάφους, οδηγώντας έτσι σε μια απότομη μείωση της υδραυλικής αγωγιμότητας (Vinters, 1983). Η έμφραξη των πόρων συμβαίνει κυρίως στο ανώτερο στρώμα του εδάφους (Siegrist, 1987). Ενώ η υδραυλική αγωγιμότητα στον κορεσμό (KS), ήταν σημαντικά υψηλότερη σε δύο διαφορετικά εδάφη (mesquite canopies και intercanopy (Adhikari et al., 2014)

Οι (Paradopoulos et al, 1995b), διαπίστωσαν βελτίωση των φυσικών και υδραυλικών ιδιοτήτων του εδάφους. Αντίθετα οι Barrington and jutras, 1983, διαπίστωσαν κακή επίδραση στις υδραυλικές ιδιότητες του εδάφους

A.2.2.3. Το Άζωτο στο έδαφος μετά την άρδευση με αστικά λύματα

Στα απόβλητα το άζωτο κυμαίνεται από 20- 100 mg/l ανάλογα με τις διατροφικές συνήθειες των ανθρώπων της περιοχής. Ένα από τα πιθανά προβλήματα σχετικά με την άρδευση με λύματα είναι πιθανότητα ρύπανσης των υπόγειων υδάτων. (Pettygrove and Asano, 1985). Το άζωτο περιέχεται σε τρεις μορφές: οργανικό, αμμωνιακό και νιτρικό άζωτο, των οποίων η σχετική αναλογία μεταβάλλεται, ανάλογα με το είδος και την επεξεργασία των λυμάτων. Η βασική μορφή είναι η αμμωνιακή σε συγκεντρώσεις 5-40 mg/l αζώτου. Όλες οι μορφές είναι εύκολα μετατρέψιμες σε αμμωνιακά με την δράση των μικροοργανισμών στο νερό ή στο έδαφος. Οι συγκεντρώσεις των νιτρικών κυμαίνονται από 0-30 mg/l αζώτου. Μέρος του αμμωνιακού αζώτου μετατρέπεται σε νιτρικό με την διεργασία της νιτροποίησης από τα νιτροβακτήρια στην περίπτωση που γίνεται αναερόβια επεξεργασία. Όταν το νερό εφαρμόζεται με αργούς ρυθμούς, τότε σε όλα τα εδάφη εκτός από τα πολύ αμμώδη η ικανότητα προσρόφησης των αμμωνιακών ιόντων, είναι ικανή να συγκρατήσει όλο το αμμώνιο. Η ορυκτή άργιλος στα αργιλώδη εδάφη έχει την ικανότητα να δεσμεύει τα αμμωνιακά ιόντα, τα οποία δεν ανταλλάσσονται εύκολα από τα κατιόντα του εδαφικού διαλύματος, όπως ασβέστιο, μαγνήσιο ή το νάτριο. Τα αμμωνιακά ιόντα είναι δυνατόν να προσροφηθούν από τα αρνητικά φορτισμένα κολλοειδή της αργίλου και της οργανικής ουσίας του εδάφους.

Αθροιστική συσσώρευση των προσροφημένων αμμωνιακών δεν συμβαίνει συνήθως, η συγκράτηση είναι προσωρινή διότι τα αμμωνιακά οξειδώνονται από τα νιτροβακτήρια και γίνονται ευκίνητα και απομακρύνονται με το νερό. Σε ΡΗ του εδάφους μεγαλύτερο από 7, ένα μέρος του αμμωνιακού αζώτου των αποβλήτων, μπορεί να χαθεί ως αέριο (αμμωνία NH_3) (Bali et al., 2011) Κατά την έκπλυση του εδάφους τα νιτρικά των λυμάτων ξεπλένονται και μπορεί να μεταφερθούν στα υπόγεια νερά. Για τον λόγο αυτό σε περιοχές που χρησιμοποιούνται λύματα για άρδευση πρέπει να διερευνάται η παρουσία νιτρικών και αζώτου στα υπόγεια και επιφανειακά νερά (Αντωνοπουλος 1992,1993)

A.2.2.4. Ο φωσφόρος στο έδαφος μετά την άρδευση με αστικά λύματα

Τα φωσφορικά που προστίθενται στο έδαφος, προσλαμβάνονται από τα φυτά η το έδαφος, ενώ ένα μικρό μέρος δεν προσροφάται περίπου 3% και μεταφέρεται στα νερά στράγγισης. Κατά την άρδευση με αστικά λύματα τα οποία περιέχουν φωσφόρο, θα πρέπει να δοθεί προσοχή ώστε ο εφοδιασμός του συστήματος έδαφος – φυτό να μην είναι μεγαλύτερος από την ικανότητα του συστήματος να συγκρατήσει το στοιχείο αυτό. Τριετής έρευνα στην Θεσ/νικη για άρδευση ζαχαροτεύτλων με αστικά λύματα, έδειξε ότι τα λύματα προσέθεσαν στο έδαφος ποσότητες αζώτου, φώσφορου και καλίου που κυμαίνονταν από 20.5-30.5, 4.5-6.8, και 11.7-13.5 kg/στρέμμα και αρδευτική περίοδο, αντίστοιχα (Πανώρας, κ.α. 1998α,β, 1999α,β).

A.2.2.5. Τα βαρέα μέταλλα στο έδαφος μετά την άρδευση με αστικά λύματα

Τα αστικά λύματα περιέχουν ιχνοστοιχεία τα οποία μεταφέρονται στο έδαφος και στα φυτά. Στην κατηγορία των ιχνοστοιχείων ανήκουν επίσης τα βαρέα μέταλλα, η ύπαρξη των οποίων πάνω από κάποιες συγκεντρώσεις (πυκνότητα 4 gr/cm^3), μπορεί να προκαλέσει σοβαρά προβλήματα μέσω των φυτών στην τροφική αλυσίδα. Ιδιαίτερα το κάδμιο το σελήνιο και ο υδράργυρος. Αυτό το πρόβλημα είναι περισσότερο αυξημένο στα όξινα εδάφη ($\text{pH} < 6$) σε αντίθεση με τα αλκαλικά ($\text{pH} > 7$) (Πανώρας, 1999) Οι συγκεντρώσεις των βαρέων μετάλλων είναι ακόμη σχετικά χαμηλές στις αναπτυσσόμενες χώρες διότι δεν προέκυψαν σημαντικά προβλήματα μέχρι τώρα (Kramer and Post, EU). Γενικά η χρήση ανακυκλωμένων λυμάτων για άρδευση στην γεωργία δεν φαίνεται να επηρεάζει σημαντικά το έδαφος και τις καλλιέργειες με βαρέα μέταλλα, αλλά σημαντικό ρόλο παίζει ο χρόνος άρδευσης. Η άρδευση με δευτεροβάθμιας επεξεργασίας ανακυκλωμένα λύματα, δεν επηρέασε τα εδάφη ως προς την συσσώρευση με βαριά μέταλλα (Cd, χρώμιο, Cu, Το Ni, το Pb, και το Zn) μετα από 17 έτη. Μετα όμως απο μια διάρκεια μεταξύ 50 και 100 ετών τα επίπεδα των βαρέων μετάλλων (κυρίως Cd) στο εδαφος μπορεί να φθάσουν σε τιμές κατώτατων ορίων για να προκαλέσουν περιβαλλοντική ανησυχία (Smith et al., 1996) Κατά άλλους αυξήθηκε σημαντικά η συσσώρευση των Pb, Mn, Ni και Cu στο έδαφος, ενώ δεν υπήρξε καμία επίδραση στην αύξηση του Fe, Cd, Ni,

Cu και Zn κατά τη διάρκεια της καλλιεργητικής περιόδου. Η συσσώρευση των Pb , Mn, Ni , Co , Cu και Zn μειώνεται με το βάθος του εδάφους. Ο τρόπος άρδευσης δεν είχε σημαντική επίδραση στα βαρέα μέταλλα, ούτε στο ρυθμό διείσδυσης, στην πυκνότητα και το ολικό πορώδες του εδάφους (Abedi-Kouprai et al., 2006). Κατά την άρδευση ρυζιού με λύματα από διάφορες επεξεργασίες, δεν παρατηρήθηκε καμία δυσμενής επίδραση στην αύξηση και την παραγωγή του ρυζιού καθώς και την χημική του σύσταση, ούτε στις συγκεντρώσεις των βαρέων μετάλλων, όπως, Cu, As, Cd, Zn, Hg, and Pb,, είτε στο ρύζι είτε στο έδαφος. Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι το επεξεργασμένο λύμα μπορεί να χρησιμοποιηθεί ακίνδυνα ως εναλλακτική πηγή νερού για την άρδευση του ρυζιού, αν και θα απαιτηθεί συνεχής έλεγχος ώστε να καθορίσει τα μακροπρόθεσμα αποτελέσματα όσον αφορά την εδαφολογική μόλυνση και άλλες πιθανές ανησυχίες περί υγείας (Moon et al., 2007). Σημαντικό επίσης πρόβλημα είναι η συσσώρευση των βαρέων μετάλλων στην ιλύ κατά την επεξεργασία των λυμάτων, όπου τα βαρέα μέταλλα σχηματίζουν οξειδία ή υδροξειδία τα οποία κατακρημνίζονται κατά την φάση της καθίζησης. Για τον λόγο αυτό πρέπει να ελέγχεται η απόρριψη της ιλύος κατά την εφαρμογή της στα γεωργικά εδάφη.

A.2.2.6. Οι επιπτώσεις στο περιβάλλον

Κατά την επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων, εφόσον δεν γίνει η κατάλληλη επεξεργασία, υπάρχει μεγάλος κίνδυνος τα λύματα να επιδράσουν αρνητικά στο έδαφος, επειδή περιέχουν υψηλές συγκεντρώσεις αλάτων. Είναι γνωστό ότι η αλατότητα είναι η διαχωριστική γραμμή για να είναι το νερό μη κατάλληλο για άρδευση, διότι οι υψηλές συγκεντρώσεις αλάτων παρεμποδίζουν την πρόσληψη του νερού από τις καλλιέργειες. Επιπλέον, η υψηλή περιεκτικότητα σε νάτριο ιδιαίτερα σε αργιλώδη εδάφη μειώνει την διαπερατότητα στο νερό, το οποίο έχει ως αποτέλεσμα τον μη αερισμό του εδάφους με συνέπεια απώλειες στην απόδοση των καλλιεργειών (Kramer and Post, EU). Στον Λίβανο από την κακή διαχείριση των αστικών λυμάτων και κυρίως από την χρήση για σκοπούς άρδευσης μη επεξεργασμένων λυμάτων, προκλήθηκε αλάτωση των εδαφών. Στο Μαρόκο, επίσης μία καλλιεργήσιμη έκταση 40.000 εκταρίων παρουσιάζει υψηλές συγκεντρώσεις αλάτων λόγω της χρήσης μη επεξεργασμένων λυμάτων για άρδευση. Ενώ στην Κύπρο, από την επαναχρησιμοποίηση λυμάτων τα οποία έχουν επεξεργαστεί στον απαιτούμενο βαθμό, σύμφωνα με τα αυστηρά πρότυπα ποιότητας, δεν υπήρξαν αρνητικές επιπτώσεις ούτε στο περιβάλλον αλλά ούτε και στην ανθρώπινη υγεία. Ακόμη, έχει αναφερθεί ένας μεγάλος αριθμός περιπτώσεων μόλυνσης εξαιτίας της χρήσης πόσιμου νερού το οποίο είχε υψηλό μικροβιακό φορτίο ως αποτέλεσμα συνεχούς διάθεσης ανεπεξέργαστων λυμάτων στο έδαφος με αποτέλεσμα τη μόλυνση των υπογείων υδάτων.

A.2.3. ΟΙ ΥΓΕΙΟΝΟΜΙΚΟΙ ΚΙΝΔΥΝΟΙ

A.2.3.1. Ο κίνδυνος από τα αστικά λύματα

Οι βασικοί παράγοντες που ελέγχουν τον βαθμό του μικροβιακού κινδύνου είναι: α) η ικανότητα των παθογόνων να επιβιώνουν και να πολλαπλασιάζονται στο περιβάλλον, β) Η δόση που απαιτείται για τη μόλυνση γ) η παρουσία ή απουσία ενδιάμεσων ξενιστών και δ) η ευαισθησία του ατόμου στον κίνδυνο (με την συνεχή έκθεση μπορεί να έχουν δημιουργήσει ανοσία) (Kramer and Post, EU). Μολυσματική δόση, είναι το αποτέλεσμα μιας σειράς αλληλεπιδράσεων μεταξύ του μολυσματικού παράγοντα και του ξενιστή. Οι παράγοντες είναι: α) ο αριθμός των μικροοργανισμών που εισέρχεται στον ξενιστή (δόση), β) ο ελάχιστος αριθμός μικροοργανισμών που προκαλεί την μόλυνση (μολυσματική δόση) και γ) η ικανότητα του μικροοργανισμού να προκαλέσει ασθένεια (παθογένεια). Οι επιδημιολογικές μελέτες κατά την επαναχρησιμοποίηση με ανεπεξέργαστα λύματα, κατέληξαν στο συμπέρασμα ότι η διαβάθμιση του κινδύνου, είναι: υψηλός κίνδυνος με εντερικούς νηματώδεις, μέτριος κίνδυνος (μολύνσεις και διάρροιες), με βακτήρια, χαμηλός κίνδυνος (μολύνσεις και διάρροιες και ηπατίτιδα), με ιούς, υψηλός η ανύπαρκτος με τριματώδεις και κεστώδεις λοιμώξεις, σχιστοσωμίαση, κλωνορχίαση και ταινίαση, ανάλογα με τις τοπικές πρακτικές και συνθήκες (Khourgi , 1994). Κατάταξη των μικροοργανισμών ανάλογα με τον κίνδυνο που προκαλούν στην δημόσια υγεία, από την έκθεση στα λύματα,. Πηγή: Shuval et al., 1986

Υψηλού κινδύνου Μεγάλου βαθμού έκθεση	Ελμίνθες Ancylostoma, Ascaris, Trichuris και Taenia
Μεσαίου κινδύνου Χαμηλού βαθμού έκθεση Χαμηλού βαθμού έκθεση	Εντερικά βακτήρια Vibrio cholera (χολέρα), Salmonella typhosa (τυφοειδής πυρετός), Shigella (δυσεντερία) Πρωτόζωα αμοιβάδωση, λαβλίαση
Χαμηλού κινδύνου: Χαμηλού βαθμού έκθεση	Εντερικοί ιοί Ιογενής λοίμωξη και λοιμώδης ηπατίτιδα

A.2.3.2. Επιδημιολογικά στοιχεία

Το συνολικό κόστος στις ΗΠΑ, το οποίο προέρχεται από μολυσματικές ασθένειες σε ανθρώπους, που μολύνθηκαν από παράκτια νερά τα οποία μολύνθηκαν με λύματα (κολύμβηση και λούσιμο κ.λ.π.) είναι περίπου 12 δισεκατομμύρια δολάρια/ετος (Shuval Hillel, 2003). Στη Νέα Υόρκη, από 164 εργαζόμενους σε 14 εγκαταστάσεις

επεξεργασίας λυμάτων μετά από έλεγχο οι 72 εργάτες, ανέφεραν ότι είχαν επιπτώσεις στην υγεία μετά από αυξημένη έκθεση. Μετά από τη χρήση των λυμάτων για γεωργικούς σκοπούς, προκύπτουν σαφείς ενδείξεις για σαλμονέλωση όπως και πιθανές μολύνσεις από *Cryptosporidium* (Clark, 1987) Το 1978, από την εφαρμογή της επεξεργασίας της ιλύος είχαν δηλωθεί στο Κέντρο Ελέγχου και Πρόληψης Νοσημάτων (CDC) των Ηνωμένων Πολιτειών, 11.435 κρούσματα από τα οποία τα 32 με οξεία μόλυνση. Από τα κρούσματα αυτά προσδιορίστηκε ότι, τα 4 κρούσματα προερχόταν από *Shigella*, 4 από *Giardia lamblia*, 3 από παρβοϊό, 2 από σαλμονέλα, 2 από χημικές ουσίες και 1 έμβρυο από *Campylobacter jejuni*. Επίσης υπήρξαν 1.471 περιπτώσεις από την χρήση ανεπεξεργαστων λυμάτων για άρδευση στο έδαφος. Ακόμη κατά την εξέταση για κλινικά συμπτώματα, μεταξύ των εργαζομένων σε εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων, όπου τα επίπεδα των βακτηριακών ενδοτοξινών ήταν υψηλά, διαπιστώθηκε ότι τα συμπτώματα προκλήθηκαν από την έκθεση σε ενδοτοξίνες με αερομεταφορά (Kowal et al., 1981). Στο Μεξικό το 1991, συγκεντρώθηκαν στοιχεία από 10.489 άτομα κατά τη διάρκεια μιας έρευνας σε ξηρά εποχή καθώς και σε βροχερή εποχή. Μελετήθηκε η εποχιακή επίδραση κατά την αποθήκευση των λυμάτων, απο κίνδυνο μόλυνσης και διαρροϊκής ασθένειας απο το *Ascaris lumbricoides* κατα την επαναχρησιμοποίηση λυμάτων. Διαπιστώθηκε ότι η διατήρηση του λύματος σε μία δεξαμενή (10^5 FC /100 ml και $< \text{ή} = 1$ egg/l) δεν μειώνει σημαντικά τον κίνδυνο μόλυνσης διαρροϊκής ασθένειας απο *Ascaris*, αντίθετα μειώνεται σε βροχερή εποχή όταν η διατήρηση του λύματος σε δύο δεξαμενές σε σειρά (10^3 FC/100 ml., και κανένα ανιχνεύσιμο αυγό/l) (Blumenthal et al., 2001). Η λοίμωξη απο *ascaris lumbricoides* από διαρροϊκή νόσο είναι ισχυρότερη στην ξερή από ό, τι στη περίοδο βροχών, ως εκ τούτου όταν τα κοπρανώδη κολίμορφα είναι 10^5 /100 ml, και το *ascaris lumbricoides* είναι 1 αυγό/l, ο κίνδυνος δεν μειώνεται σημαντικά ενώ στην περίπτωση που περιέχονται 10^3 /100 ml κοπρανώδη κολίμορφα, και καθόλου ανιχνεύσιμα αυγά/l) μειώνεται. (Blumenthal et al., 2001).

Αξιολόγηση κινδύνου: Για να ποσοτικοποιηθεί ο κίνδυνος σε έναν πληθυσμό, πρέπει να εξεταστούν διάφοροι παράγοντες που όπως η συγκέντρωση των παθογόνων στο λύμα, η επεξεργασία του λύματος, η ποσότητα του λύματος που έρχεται σε επαφή με τη καλλιέργεια, και το ποσοστό καταστροφής (die-off) των παθογόνων στο περιβάλλον. Φαίνεται ότι παρά την διαφορετική κατανάλωση λαχανικών από διαφορετικές εθνικές ομάδες, γενικά όλες αντιμετώπισαν συγκρίσιμα επίπεδα κινδύνου. Συμπεραίνεται ότι η ανάλυση QMRA (ποσοτική ανάλυση) μπορεί να χρησιμοποιηθεί για να αξιολογήσει το επίπεδο κινδύνου που αντιμετωπίζουν όχι τόσο οι ομάδες μιας εθνικότητας, αλλά και αυτές με συμβατό ανοσοποιητικό σύστημα (Hamilton et al., 2006 b).

Τα αυγά των παρασιτικών σκωλήκων έχουν θεωρηθεί ο κύριος κίνδυνος για την υγεία κατά την επαναχρησιμοποίηση των αποβλήτων στη γεωργία και κατά την

επεξεργασία των λυμάτων (Jimenez, 2007.) Η δυνατότητα της μετάδοσης από από κατανάλωση βόειου κρέατος των σκωλήκων *Taenia saginata*, σαλμονέλας SP. και μυκήτων SP. σε ζώα που βόσκησαν σε λιβάδι που ποτίστηκε με ανεπεξέργαστο λύμα, είναι μεγάλη. ενώ ο κίνδυνος μειώνεται πολύ με λύματα επεξεργασμένα που ακολουθούν τις οδηγίες του Παγκόσμιου Οργανισμού Υγείας (WHO) (Shuval, 1991). Η αξιολόγηση του κινδύνου επίσης, έδειξε ότι ο ετήσιος κίνδυνος από εντερικούς ιούς και βακτηριακή μόλυνση σε περιπτώσεις όπου υπάρχουν ανεπαρκείς πόροι για επεξεργασία μέχρι (10^3 FC/100ml), θα μπορούσε να υιοθετηθεί μια πιο χαλαρή οδηγία σε 10^4 FC/100ml, αλλά πρέπει να συμπληρωθεί από άλλα μέτρα προστασίας για την δημόσια υγεία (Blumenthal et al., 2000).

Με βάση επιδημιολογικά στοιχεία από το Μεξικό, το σημερινό επίπεδο της οδηγίας του WHO πρέπει να διατηρηθεί για καλλιέργειες με βρώσιμο το υπόγειο τμήμα τους που καταναλίσκεται ωμό, η *E. coli* < ή = 1.000/ 100ml (Mara et al., 2007). Σε επιδημιολογικές μελέτες που πραγματοποιήθηκαν για μόλυνση από *Ascaris lumbricoides* με λύματα το ≤ 1 αυγό/l προστατεύει τους καταναλωτές, αλλά όχι τους εργαζομένους και ειδικά τα παιδιά τους. Στις περιπτώσεις αυτές και όταν τα λαχανικά συγκομίζονται και καταναλώνονται ωμά, απαιτείται μια αυστηρότερη οδηγία ≤ 0.5 αυγά / l (Blumenthal et al., 1996). Προκειμένου να ιεραρχηθούν οι κίνδυνοι, τον υψηλότερο κίνδυνο εμφάνισαν οι εργαζόμενοι που εκτέθηκαν σε αερολύματα. Ενώ ο μεγαλύτερος αριθμός λοίμωξης προέκυψε από λαχανικά που λιπάνθηκαν με ιλύ και τρώγονται ωμά (Westrell et al., 2004). Επομένως η μέθοδος άρδευσης παίζει σημαντικό ρόλο. Για παράδειγμα εάν ένας ενήλικας εκτεθεί σε άρδευση που γίνεται με ψεκασμό, πρέπει το όριο των να είναι $\leq 10^5$ faecal coliform/100 ml. Όταν όμως γίνεται άρδευση με κατάκλιση αυλακιών τότε τα όρια μειώνονται σε $\leq 10^3$ faecal coliform/100 ml. Αυτά τα όρια είναι πιο ασφαλή για τον αγρότη και όχι για τα παιδιά κάτω των 15 ετών που εκτίθενται. Στην περίπτωση αυτή και το όριο των νηματωδών αλλάζει από ≤ 1 αυγό/l σε ≤ 0.1 αυγό/l. Ενώ δεν υπάρχουν δεδομένα να αναθεωρήσουν και να στηρίξουν τα όρια για την προστασία των μολύνσεων από ιούς και των παρασιτικά πρωτόζωα (Blumenthal et al., 2000), (Jimenez, 2007).

A.2.3.3. Οι καλλιέργειες και τα παθογόνα

Οι καλλιέργειες μπορεί να μολυνθούν από το έδαφος ανά πάσα στιγμή κατά τη διάρκεια της καλλιεργητικής περιόδου και κατά την συγκομιδής τους. Οι ιοί και οι άλλοι παθογόνοι, όπως τα βακτήρια και τα παράσιτα (πρωτόζωα και ελμίνθες) που βρίσκονται στα λύματα που χρησιμοποιούνται για άρδευση, φαίνεται ότι δεν μεταφέρονται στα φρούτα και λαχανικά, εκτός αν έχουμε λύση της επιδερμίδας. Μελέτες έχουν αποδείξει ότι τα εδάφη που είναι μολυσμένα με ιούς, οι οποίοι είναι οι μικρότεροι σε μέγεθος μικροοργανισμοί, ανιχνεύθηκαν στα φύλλα των φυτών μόνον όταν καταστράφηκαν οι ρίζες του ή έσπασαν. Ενώ η μεταφορά του ιού που

απορροφήθηκε από την τραυματισμένη ρίζα, δεν φαίνεται να μεταφέρεται στα φρούτα ή η πιθανότητα είναι πολύ μικρή. Έτσι η πιθανότητα να μεταφερθούν οι παθογόνοι μέσω των ριζών στο εδώδιμο μέρος της καλλιέργειας είναι πολύ μικρή ή και ανύπαρκτη (Gerba and Goyal, 1985). Οι ιοί, διαπιστώθηκε ότι δεν μεταφέρονται δια του ριζικού συστήματος στους παραγόμενους καρπούς και τα φύλλα μιας καλλιέργειας που αρδεύτηκε με λύματα, τα οποία ως γνωστόν περιέχουν μεγάλες ποσότητες ιών (Oron G. 1996). Μετά από πολλές μελέτες διαπιστώθηκε ότι τα βακτήρια δεν μεταφέρονται μέσω του ριζικού συστήματος στους καρπούς και τα φύλλα μιας καλλιέργειας που ποτίστηκε με λύματα, εάν δεν έρθει σε επαφή το φυτό με το έδαφος. Για όλους τους συνδυασμούς καλλιεργειών και της ποιότητας των λυμάτων, η μεγαλύτερη μείωση επετεύχθη, όταν είχαν παρέλθει 14 ημέρες από την άρδευση με λύμα με ετήσιο κίνδυνο μόλυνσης $< \dot{\eta} = 10^{-4}$, δηλ., μια μόλυνση ή λιγότερο ανά 10.000 ανθρώπους το χρόνο (Hamilton et al., 2006a). Σε λαχανικά που συλλέχθηκαν και καταναλώθηκαν την επόμενη ημέρα μετά την τελευταία άρδευση, αναφέρεται ότι οι συγκεντρώσεις σαλμονέλας και του ιού της ηπατίτιδας είχαν διπλασιαστεί γεγονός που θα οδηγήσει σε ετήσιο κίνδυνο 1: 10,000. Ενώ αν περάσουν 14 ημέρες από τη συγκομιδή, οι παθογόνοι αυτοί αδρανοποιούνται (Stine et al., 2005). ενώ σε αγρότες και καταναλωτές μαρουλιού όπου χρησιμοποιήθηκαν διαφορετικές ποιότητες νερού για άρδευση, ενώ η συγκομιδή έγινε στον επιτρεπτό χρόνο και με κατάλληλο χειρισμό, αποδείχθηκε ότι ο σημαντικότερος κίνδυνος από μόλυνση του εδάφους, είναι από rotavirus και Ascaris (Seidu et al., 2008). Οι Hamilton et al., 2006 στην Αυστραλία υπολόγισαν την μέση ετήσια επικινδυνότητα από εντεροϊούς μετά από κατανάλωση νωπών λαχανικών τα οποία αρδεύτηκαν με λύματα που προέρχονταν από δευτεροβάθμια επεξεργασία χωρίς απολύμανση. Ο μέσος ετήσιος κίνδυνος μόλυνσης mean annual risk of infection ήταν πάντα μικρότερος για το αγγούρι απ' ότι για το μπρόκολο, το λάχανο, ή το μαρούλι. Μεταξύ των διαφόρων καλλιεργειών, τα ποσοστά μείωσης των ιών (viral decay rates), ο ετήσιος κίνδυνος μόλυνσης κυμάνθηκε από 10^3 σε 10^1 όταν σταμάτησε η άρδευση 1 ημέρα πριν από τη συγκομιδή, και από 10^9 σε 10^3 όταν σταμάτησε 2 εβδομάδες πριν.

A.2.3.4. Οι καλλιέργειες και η άρδευση με αστικά λύματα

Μετά από πολλές μελέτες διαπιστώθηκε ότι τα βακτήρια δεν μεταφέρονται μέσω του ριζικού συστήματος στους καρπούς και τα φύλλα μιας καλλιέργειας που ποτίστηκε με λύματα, εάν δεν έρθει σε επαφή το φυτό με το έδαφος (Cirelli et al., 2012 ; Orlofsky et al., 2016 ; Balkhair, 2016). Έτσι σε μελιτζάνες και ντομάτες που αρδεύτηκαν με αστικά λύματα, με επιφανειακή και υπόγεια άρδευση, δεν υπήρξε κοπρανώδης επιμόλυνση με *Escherichia coli*, κοπρανώδη κολίμορφα και κοπρανώδεις στρεπτόκοκκους ούτε όμως και με σαλμονέλα ή αυγά ελμίνθων, ενώ η *E. coli* στο νερό άρδευσης ήταν πάνω από τις αυστηρές προδιαγραφές της Ιταλικής νομοθεσίας (50 CFU/100mL). Επιπλέον η απόδοση στην παραγωγή των λαχανικών

ήταν αυξημένη κατά 20%. Ειδικότερα, με την χρήση της υπόγειας στάγδην άρδευσης αυξήθηκε η εμπορεύσιμη απόδοση της ντομάτας (Cirelli et al., 2012). Ακόμη, φυτά ντομάτας και φρούτων, που αρδεύτηκαν με επεξεργασμένα και ανεπεξέργαστα λύματα δεν επηρεάστηκαν ($P > 0,05$) από τους περιττωματικούς μικροβιακούς πληθυσμούς (*E. coli* και κοπρανώδη κολίμορφα) (Gatta et al., 2015). Σε φυτά ντομάτας που ποτίστηκαν με επεξεργασμένα λύματα τα ολικά κολίμορφα βακτήρια, η *E. coli* και οι εντερόκοκκοι ήταν λιγότερο από 1 MPN/g ξηρού φυτού, ενώ τα λύματα δευτεροβάθμιας επεξεργασίας περιείχαν από 2 έως 5 log μονάδες αυτών των παθογόνων. Επίσης παρατηρήθηκε σημαντική μείωση στο έδαφος, μετά από 10 ημέρες από την τελευταία άρδευση (λιγότερο από 1 MPN *E. coli* /g ξηρού εδάφους, ολικά κολίμορφα βακτήρια ~ 1 - 19.23 MPN/g ξηρού εδάφους) (Halalshah et al., 2008). Οι ντομάτες οι οποίες αρδεύτηκαν σε πραγματικές συνθήκες με επεξεργασμένα αστικά λύματα, με χρήση στάγδην άρδευσης και υπεδάφιας, έδειξαν μια πολύ μικρή μικροβιακή μόλυνση στους καρπούς (έως 40 MPN/100 mL *Escherichia coli* και περιττωματικούς στρεπτόκοκκους). Αντίθετα, στην επιφάνεια του εδάφους η μικροβιακή μόλυνση ήταν αυξημένη (*Escherichia coli* 3×10^3 mL MPN/100 και περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι 1.2×10^3 MPN/100 mL) (Aiello et al., 2007).

Επίσης ελέγχθηκε η επίδραση της άρδευσης με νερό μολυσμένο με εντερικά βακτήρια και ιούς, στο μικροβιολογικό φορτίο στην επιφάνεια πεπονιών, μαρουλιού iceberg και πιπεριών. Ο κίνδυνος μόλυνσης βρέθηκε να είναι μεταβλητός ανάλογα με τον τύπο συγκομιδής, την μέθοδο άρδευσης και των ημερών που παρεμβλήθηκαν μεταξύ της τελευταίας άρδευσης και της συγκομιδής. Το χειρότερο σενάριο είναι στην περίπτωση κατά την οποία τα προϊόντα συγκομίζονται και καταναλώνονται την ημέρα μετά από την τελευταία άρδευση. Εφόσον όμως, παρήλθαν 14 ημέρες από τη συγκομιδή, οι παθογόνοι αδρανοποιήθηκαν (Stine et al., 2005). Αντίθετα, μαρούλια τα οποία αρδεύτηκαν με λύματα τα οποία απολυμάνθηκαν με την επίδραση της ηλιακής ακτινοβολίας για 5 ώρες και τα οποία συλλέχθηκαν 24 ώρες μετά το πότισμα, δεν ανιχνεύτηκε *E. coli* στα περισσότερα δείγματα, ενώ εκείνα που αρδεύτηκαν με ανεπεξέργαστο λύμα ήταν μολυσμένα (Bichai F., 2012). Καθώς επίσης σε μαρούλι που ποτίστηκε με ψεκασμό με λύματα δευτεροβάθμιας επεξεργασίας, το ποσοστό των εντεροϊών σε σχέση με το νερό άρδευσης ήταν πολύ μικρότερο (Pettersson et al., 2001) Σε ορυζώνα, προκειμένου να αξιολογηθεί ο κίνδυνος της υγείας ανθρώπων μετά από άρδευση με επεξεργασμένα λύματα, ποσοτικοποιήθηκε ο μικροβιακός κίνδυνος, σε σχέση με την έκθεση τους στην *E. coli*. Οι τιμές κινδύνου για την *E. coli* κυμάνθηκαν από $10^{(-4)}$ ως $10^{(-8)}$. Η γεωργική δραστηριότητα ήταν ασφαλέστερη μετά από 1-2 ημέρες, αφότου ποτίστηκε ο ορυζώνας με το λύμα. Το νερό άρδευσης που απολυμάνθηκε με UV παρουσίασε χαμηλότερο κίνδυνο (An YJ et al., 2007). Επίσης σε λιμνάζοντα νερά μιας ριζοφυτείας στην Κορέα που αρδεύτηκε με λύματα και μετρήθηκαν οι δείκτες των ολικών κολίμορφων (TC), των κοπρανωδών κολίμορφων

(FC) και της *E.coli*, διαπιστώθηκε ότι οι συγκεντρώσεις τους αυξήθηκαν σημαντικά αμέσως μετά την άρδευση, αλλά μειώθηκαν κατά 24% σε 24 ώρες. Αυτό κάνει απαγορευτικές τις γεωργικές εργασίες για δύο ημέρες μετά την άρδευση. Η παρακολούθηση της πειραματικής ριζοφυτείας έδειξε ότι η συγκέντρωση των δεικτών μικροοργανισμών κυμάνθηκε από 10^2 σε 10^5 MPN/100 ml (Jung et al., 2007). Ακόμη, σε πειράματα ριζοφυτείας, που χρησιμοποίησαν τέσσερις διαφορετικές κατηγορίες επεξεργασίας λυμάτων, η άρδευση δεν προκάλεσε καμία μεταβολή στην απόδοση και την ανάπτυξη τους. Η χημική σύνθεση του ρυζιού ήταν σε φυσιολογικά επίπεδα ενώ δεν παρατηρήθηκαν συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων Cu, As, Cd, Zn, Hg, και Pb,, στο ρύζι ούτε στο έδαφος.(Kang et al., 2007).

Σε πειράματα που έγιναν στην Νότια Βραζιλία σε δείγματα λαχανικών για 18 μήνες, όπως μαρούλια, λάχανα, σπανάκι και πράσινες πιπεριές, τα οποία αρδεύτηκαν με λύματα διαφόρων ποιοτήτων (επεξεργασίας), συμπεραίνεται ότι αν η άρδευση γίνεται σύμφωνα με τις οδηγίες του ΠΟΥ (WHO), τα λαχανικά είναι αποδεκτά για κατανάλωση. Οι αναλύσεις έγιναν σύμφωνα με την τεχνική ποσοτικής ανάλυσης κινδύνου (quantitative microbial risk analysis (QMRA) και εξετάστηκαν ως προς την *E. coli* ανά gr του λαχανικού που αρδεύτηκε, σε σχέση με την *E. coli* ανά 100 ml του νερού άρδευσης (Bastos et al., 2008). Σε φυτά τομάτας εγχύθηκε με υπόγεια στάγδην άρδευση, ο ιός της πολιομυελίτιδας του οποίου η συγκέντρωση στα λύματα ήταν υψηλή. Η διείδυση του μέσω των ριζών, ήταν πολύ περιορισμένη, ενώ δεν ανιχνεύθηκαν ιοί στα φύλλα και τους καρπούς (Oron, 1996). Χρησιμοποιήθηκε η ποσοτική μικροβιακή εκτίμηση (QMRA), για ροτοϊούς, αδενοϊούς, αιμορραγική *E. coli*, σαλμονέλα, Giardia και Cryptosporidium, προκειμένου να ιεραρχηθεί ο κίνδυνος από τους παθογόνους αυτούς. Ο υψηλότερος κίνδυνος για την υγεία εκτιμήθηκε από την έκθεση των εργαζομένων στα αερολύματα κατά την απομάκρυνση του νερού της λάσπης. Ενώ ο μεγαλύτερος αριθμός μολύνσεων προέκυψε μέσω των λαχανικών που λιπαίνονται με τη λάσπη και καταναλώνονται χωρίς καμία επεξεργασία (Westrell et al., 2004). Σύμφωνα με την διεθνή βιβλιογραφία δεν παρατηρήθηκαν ανεπιθύμητες παρενέργειες στα φυτά, όπως μόλυνση από βακτήρια και ιούς, ή βαρέα μέταλλα στο έδαφος και στα φυτά, ούτε και η αλατότητα στο έδαφος (Kiziloglu, 2008). Από την άλλη πλευρά, η σωστή διαχείριση της άρδευσης με χαμηλές ποσότητες καθημερινά, με το σύστημα στάγδην άρδευση (υπέργεια ή υπόγεια) μπορεί να αποτρέψει τη ρύπανση του υδροφόρου ορίζοντα από κοπρανώδη βακτήρια στα βαθύτερα στρώματα του εδάφους (Palese, 2009).

Στον πίνακα 13 (παράρτημα) φαίνεται ο μέσος κίνδυνος μόλυνσης από την κατανάλωση μαρουλιού που αρδεύτηκε με λύματα, με απεριόριστη άρδευση. (εκτίμηση από 10.000 - trial Monte Carlo simulations *)

Επίσης στον πίνακα 14 (παράρτημα) φαίνεται ο μέσος κίνδυνος λοίμωξης από κατανάλωση κρεμμυδιών που αρδεύτηκαν με λύματα με απεριόριστη άρδευση. (εκτίμηση με 10,000- trial Monte Carlo simulation)

A.2.3.4.α. Η έκθεση κατά την άρδευση

Με την χρήση του λύματος για άρδευση, το κοινό μπορεί να εκτεθεί με την άμεση επαφή των ανθρώπων σε αυτά ή με εκείνους που μπορεί να εκτίθενται σε αερολύματα κατά τη διάρκεια της άρδευσης καθώς επίσης και μέσω της επαφής με την περιοχή που ποτίστηκε ή με την κατανάλωση της συγκομιδής σε καλλιέργειες που ποτίστηκαν με λύματα. Οι ομάδες αυτές του πληθυσμού οι οποίες βρίσκονται σε κίνδυνο, είναι: οι εργάτες στον αγρό και οι οικογένειες τους, οι χειριστές των καλλιεργειών, οι καταναλωτές των καλλιεργειών, και των προϊόντων που προέρχονται από ζώα που η διατροφή τους προέρχεται από καλλιέργειες που αρδεύτηκαν με λύματα (κρέας και γάλα) και οι άνθρωποι που ζουν κοντά σε περιοχές που αρδεύονται με λύματα (MEDAWARE, 2005). Οι οδηγίες του WHO, του 1989 και 2006, προσφέρουν εφικτές λύσεις στη διαχείριση και ελαχιστοποίηση των κινδύνων. Η εφαρμογή τους όμως πρέπει να γίνει παράλληλα με άλλα μέτρα όπως: υγειονομική αγωγή, προώθηση των κανόνων υγιεινής, παροχή επαρκούς και κατάλληλου πόσιμου νερού και άλλα μέτρα που αφορούν την υγιεινή των ανθρώπων (Carr et al., 2004). Έχουν ως ουσιαστικό στόχο την μικροβιακή ποιότητα ώστε να αποτρέψουν τις μολυσματικές ασθένειες του νερού (Sobsey and Bartram, 2003)

A.2.3.4.β. Η επιλογή της μεθόδου άρδευσης

Οι μέθοδοι άρδευσης παίζουν σημαντικό ρόλο όταν η άρδευση γίνεται με λύματα, διότι πρέπει να λαμβάνονται υπόψη και άλλοι παράγοντες, όπως η ελαχιστοποίηση και αποφυγή των κινδύνων που σχετίζονται με την ανθρώπινη υγεία (Πανώρας, 1999). Στην περίπτωση που η άρδευση γίνεται με ψεκασμό, οι κίνδυνοι για την υγεία είναι μεγαλύτεροι, διότι διανέμεται η μόλυνση στην επιφάνεια των καλλιεργειών και εκθέτει τις ομάδες του πληθυσμού που βρίσκονται σε κοντινή απόσταση σε αερολύματα που περιέχουν βακτήρια και ιούς Αυτή η τεχνική θα πρέπει να αποφεύγεται όπου είναι δυνατόν, και αν χρησιμοποιείται, πρέπει να εφαρμόζονται τα αυστηρότερα πρότυπα που ισχύουν για τα λύματα. Η άρδευση με κατάκλυση και η άρδευση με αυλάκια εκθέτει τους εργαζόμενους στο αγρό σε μεγάλο κίνδυνο, ειδικά αν η εργασία γίνεται με το χέρι και χωρίς προστασία. Ενώ η στάγδην άρδευση παρέχει μεγαλύτερο βαθμό προστασίας καθώς περιορίζεται η έκθεση των εργαζομένων στα λύματα, ενώ ακόμη μεγαλύτερη προστασία παρέχει η υπόγεια άρδευση, εφόσον διασφαλιστεί η καλή λειτουργία των σταλαχτών. Τον υψηλότερο κίνδυνο εμφάνισαν οι εργαζόμενοι που εκτέθηκαν σε αερολύματα (Westrell et al., 2004). Επίσης, μια περίοδος (1-2 εβδομάδων) χωρίς άρδευση πριν

τη συγκομιδή μπορεί να βελτιώσει τα επίπεδα της ποιότητας των αρδευόμενων καλλιεργειών από βακτήρια και ιούς (Βάργκας κ.ά.. 1996). Η αντικατάσταση από την άλλη πλευρά, των επεξεργασμένων λυμάτων με νερό για μια εβδομάδα πριν από τη συγκομιδή δεν είναι ένας αξιόπιστος τρόπος ως προς την βελτίωση της ποιότητας των καλλιεργειών διότι υπάρχει κίνδυνος από μια εκ νέου μόλυνση από το έδαφος. Θα μπορούσε επίσης, να επιτραπεί η χρήση χαμηλότερης ποιότητας λυμάτων για άρδευση σε καλλιέργειες που προορίζονται για ζωοτροφές που δεν συγκομίζονται ωπές, πριν τη συγκομιδή (Kramer and Post, EU).

Γενικά, οι μέθοδοι που χρησιμοποιούνται για την άρδευση των καλλιεργειών διακρίνονται : επιφανειακή άρδευση, με καταιονισμό , με τοπική άρδευση (κυρίως στάγδην άρδευση) και την υπάρδευση η υπόγεια (F.A.O. 1980), (Πανώρας, 1991), (Τερζίδης και Παπαζαφειρίου 1998).

επιφανειακή άρδευση: Στην επιφανειακή άρδευση με κατάκλιση η με λωρίδες, υπάρχει σημαντική πιθανότητα της έκθεσης τόσο των αγροτών όσο και των καταναλωτών στον κίνδυνο μόλυνσης, διότι οι δύο παραπάνω μέθοδοι δεν προσφέρουν ικανοποιητική προστασία. Κατά την άρδευση αυτή δεν μπορεί να εξασφαλιστεί πλήρης προστασία των αγροτών και καταναλωτών χωρίς πρόσθετα μέτρα. Η αποτελεσματικότητα των επιφανειακών μεθόδων άρδευσης δεν επηρεάζεται πολύ από την ποιότητα του νερού ωστόσο όμως ο κίνδυνος για την υγεία των καταναλωτών γεωργικών προϊόντων και των αγροτών είναι μεγάλος (Πανώρας, 1999).

Άρδευση με καταιονισμό: Η άρδευση με καταιονισμό είναι αποδοτικότερη των επιφανειακών αρδεύσεων και επηρεάζονται από την ποιότητα του νερού, αλλά μπορεί να μολύνει τόσο τις καλλιέργειες όσο και τους αγρότες, ενώ οι παθογόνοι μικροοργανισμοί που περιέχονται στα λύματα μπορεί να μεταφερθούν με τον άνεμο και να δημιουργήσουν κίνδυνο στην υγεία των κατοίκων των κοντινών περιοχών.

Με τοπική άρδευση: (στάγδην άρδευση) και υπάρδευση η υπόγεια

Τα συστήματα τοπικής άρδευσης θεωρούνται ιδανικά για την άρδευση με λύματα επειδή αποτελούν κλειστά συστήματα και δεν εκθέτουν σε κίνδυνο τους αγρότες, επίσης δεν προκαλούν διασπορά των λυμάτων με τον άνεμο, δεν δημιουργούν απώλειες απορροής σε γειτονικές περιοχές η ακόμη και κίνδυνο ρύπανσης των υπογείων υδάτων από βαθιά διήθηση των αποβλήτων όπως συμβαίνει στις επιφανειακές μεθόδους (Capra and Scicolone, 2007).

A.2.3.4.γ. Προβλήματα στους σταλακτήρες

Τα συστήματα τοπικής άρδευσης είναι ακριβά και απαιτούν υψηλής ποιότητας επεξεργασμένα λύματα. Ανεξάρτητα από τον βαθμό επεξεργασίας στα συστήματα

άρδευσης με σταγόνες τα απόβλητα διέρχονται και από σύστημα φίλτρων (χαλικόφιλτρα, φίλτρα σίτας κ.α.) (Massoud et al., 1995) διότι παρουσιάζονται κίνδυνοι έμφραξης από φυσικά, χημικά και βιολογικά αίτια. Η ύπαρξη στερεών στοιχείων στα υγρά αστικά λύματα όπως και η ανάπτυξη μικροοργανισμών στους σταλάκτες μπορεί να δημιουργήσουν προβλήματα. Απαιτείται επομένως, συχνό καθαρίσμο (papadopoulos and Stylianou, 1988). Οι (Oron et al., 1991), συστήνουν φίλτρα με ανοίγματα μεγαλύτερα από 0.125 mm για να αποφευχθούν πιθανές εμφράξεις. Επιπλέον η συνδυασμένη χρήση χαλικόφιλτρων, φίλτρων σίτας και treflan ως ριζοαπωθητικού, σε υπόγειους σταλάκτες συμβάλει στην αποφυγή εμφραξης των σταλακτήρων (Parayannopoulou et al., 1998). Τα ακροφύσια (σταλάκτες) με (vortex) είναι πιο ευαίσθητα στην απόφραξη από εκείνα με λαβύρινθο, ενώ δεν παρατηρήθηκε σημαντική διαφορά μεταξύ του ίδιου είδους ακροφύσιων είτε τοποθετείται αυτό στο έδαφος ή στο υπέδαφος. Η περιεκτικότητα των λυμάτων σε TSS μεγαλύτερη από 50 mg/l, δεν επιτρέπει να επιτευχθεί η βέλτιστη ομοιομορφία κατά την εκροή (Carra and Scicolone, 2007). Επίσης επειδή στα αστικά λύματα η περιεκτικότητα σε ασβέστιο είναι υψηλή, υπάρχει ο κίνδυνος εμφραξης των σταλακτήρων από την καθίζηση του ασβεστίου, στην περίπτωση αυτή πρέπει να ελέγχεται ο δείκτης LSI (Πανώρας κ.α. 1992), (Nakayama and Bucks, 1985). Η άρδευση με μικροεκτοξευτήρες (bubbler) είναι μια τεχνική που αναπτύχθηκε για να αποφευχθούν οι εμφράξεις των σταλακτήρων, πρέπει όμως η παροχή των οπών εξόδου να είναι τόση ώστε να μην δημιουργούνται προβλήματα απορροής των υγρών αποβλήτων (Πανώρας κ.α. 1999). Ο έλεγχος της ανάπτυξης των διαφόρων μικροοργανισμών επιτυγχάνεται με την εφαρμογή κατά την διάρκεια της άρδευσης είτε διακοπτόμενα (Ayers and Westcot, 1985).

A.2.3.5. Τα μέτρα προστασίας και υγιεινής

Για την προστασία της δημόσιας υγείας από την χρήση των λυμάτων στη γεωργία πρέπει να εξεταστούν μια σειρά μέτρων, τα οποία αφορούν στον περιορισμό της καλλιέργειας, στην τεχνική της άρδευσης, στην ελεγχόμενη έκθεση του ανθρώπου και στην επεξεργασία των λυμάτων (Blumenthal et al., 2000).

Μια σειρά από πρόσθετα μέτρα ώστε να μειώσουν τον κίνδυνο κυρίως έναντι των παθογόνων, συνοψίζονται παρακάτω: (Kamizoulis, 2008)

➤ κατά την χρήση των λυμάτων στον αγρό:

- χρήση κατάλληλων υποδημάτων, (η έκθεση π.χ. των εργαζομένων στον αγρό από μόλυνση με αγκυλόστομα μπορεί να μειωθεί αν οι εργαζόμενοι χρησιμοποιούν κατάλληλα υποδήματα).
- προστατευτική ενδυμασία για τη μείωση λοίμωξης από παράσιτα η εντερική λοίμωξη.
- χρήση γαντιών (ιδίως χειριστές των καλλιεργειών).

- εκπαίδευση σε θέματα υγείας.
- προσωπική υγιεινή (αυξημένα επίπεδα υγιεινής)
- ανοσοποίηση κατά του τυφοειδούς πυρετού και ηπατίτιδας Α και Β. Η ανοσοποίηση, είναι ένα άλλο προληπτικό μέτρο, η οποία μπορεί να είναι εφικτή εναντίον ορισμένων ασθενειών (για παράδειγμα, ο τυφοειδής πυρετός και ηπατίτιδα Α), αλλά όχι εναντίον άλλων όπως (λοιμώξεις από ελμίνθες και διαρροϊκές ασθένειες).
- Επαρκή θεραπευτικά μέτρα για την υγεία, όπως ιατρικό υλικό για τη θεραπεία της διάρροιας, της αμοιβάδωσης και των λοιμώξεων από νηματούδεις.
- Παροχή επαρκούς ιατρικού υλικού για την θεραπεία των διαρροϊκών ασθενειών.
- Οι παθογόνοι μικροοργανισμοί στον αγρό ή την καλλιέργεια υφίστανται μια μείωση (Die-off) η οποία επέρχεται από την επίδραση της ηλιακής ακτινοβολίας (UV ακτινοβολίας), την ξήρανση, την θερμοκρασία, καθώς επίσης και με την αρπαγή των παθογόνων από άλλους μικροοργανισμούς
- Από την εφαρμογή των λυμάτων μέχρι και την συγκομιδή, πρέπει να υπάρχει επαρκής επιτρεπτός χρόνος, ώστε να διευκολυνθεί η μείωση των παθογόνων (die-off) στις καλλιέργειες
- Η εφαρμογή των τεχνικών άρδευσης παίζει σημαντικό ρόλο διότι υπάρχουν τεχνικές που εμποδίζουν την μόλυνση της καλλιέργειας όπως η τοπική ή η στάγδην άρδευση.
- Οι καλλιέργειες που δεν τρώγονται ή τρώγονται μόνο μετά από μαγείρεμα είναι λιγότερο επικίνδυνες για την δημόσια υγεία.
 - Από πλευράς πολιτείας: η περίπτωση του περιορισμού άρδευσης των καλλιεργειών, είναι επίσης ένα σημαντικό μέτρο και είναι εφικτή σε περιπτώσεις όπως:
 - όταν η κοινωνία είναι νομοταγής ή η επιβολή του νόμου είναι ισχυρή
 - όταν ένας δημόσιος οργανισμός ελέγχει, ο οποίος έχει την νομική εξουσία να απαιτεί τον περιορισμό της άρδευσης, την κατανομή των λυμάτων και του ανακυκλωμένου νερού,
 - όταν ένα αρδευτικό έργο έχει ισχυρή Κεντρική διαχείριση,
 - όπου υπάρχει επαρκής ζήτηση για τις καλλιέργειες και επιτρέπονται καλλιέργειες με περιορισμένη άρδευση, και
 - όπου υπάρχει λίγη πίεση της αγοράς για τις περιορισμένες καλλιέργειες
 - η παρακολούθηση και ο έλεγχος επίσης, συμβάλλουν σημαντικά.
 - Σε σχέση με τον καταναλωτή: η προστασία των καταναλωτών μπορεί να επιτευχθεί με:

Μαγείρεμα των λαχανικών, του κρέατος και βράσιμο του γάλακτος, υψηλές προδιαγραφές προσωπικής και υγιεινής των τροφίμων, εκστρατείες εκπαίδευσης περί υγιεινής, διακοπή εφαρμογής των αποβλήτων, τουλάχιστον δύο εβδομάδες πριν από την βοσκή των βοοειδών, διακοπή της άρδευσης των οπωροφόρων

δένδρων δύο εβδομάδες πριν γίνει η συλλογή των καρπών και να μην μαζεύουν τα φρούτα από το έδαφος. Παροχή πληροφοριών σχετικά με την τοποθεσία αρδευόμενων περιοχών με λύματα και επίσης τοποθέτηση προειδοποιητικών πινακίδων κατά μήκος των περιοχών.

ΠΕΙΡΑΜΑΤΙΚΟ ΜΕΡΟΣ

Β. ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

Β.1. ΠΕΙΡΑΜΑ ΣΤΟΝ ΒΙΟΛΟΓΙΚΟ ΣΤΑΘΜΟ ΚΕΡΑΤΕΑΣ

Β.1.1. Κλιματολογικές συνθήκες περιοχής Κερατέας

Το πείραμα διεξήχθη στις εγκαταστάσεις Επεξεργασίας Λυμάτων του Δήμου Κερατέας ΕΕΛ, ο οποίος λειτουργεί από το 1993. Η Κερατέα είναι πόλη της Αττικής, που ανήκει διοικητικά στον Δήμο Λαυρεωτικής, με πληθυσμό 7450 κατοίκους. Βρίσκεται στα νότια της Αττικής, σε υψόμετρο 190 μέτρων. Απέχει 40 χιλιόμετρα από την Αθήνα και 16 χιλιόμετρα από το Λαύριο. Επίσης απέχει περίπου οκτώ χιλιόμετρα από τις ανατολικές ακτές της Αττικής. Η Κερατέα ανήκει στην Λαυρεωτική χερσόνησο η οποία αποτελεί το ΝΑ άκρο της Αττικής. Το κλίμα της Αττικής είναι μεσογειακό με κύριο χαρακτηριστικό το ξηρό και θερμό καλοκαίρι και τον ήπιο και βροχερό χειμώνα. Η μέση ετήσια θερμοκρασία του αέρα κυμαίνεται από 16,5 °C μέχρι 19 °C περίπου. Ψυχρότερος μήνας είναι ο Ιανουάριος, ενώ οι μήνες Ιούλιος η Αύγουστος είναι οι θερμότεροι μήνες του έτους. Η μέση ετήσια βροχόπτωση είναι κατά μέσο όρο 400 mm ενώ κατά την διάρκεια του έτους οι βροχερές περίοδοι είναι από τον Οκτώβριο έως τον Απρίλιο, με μέγιστο τον Δεκέμβριο η Ιανουάριο. Η σχεδόν ξηρή περίοδος διαρκεί από τον Μάιο ως τον Σεπτέμβριο με ελάχιστο τον Ιούλιο η Αύγουστο. Η μέση σχετική υγρασία του αέρα κυμαίνεται από 61-64% , με μέγιστο τον Δεκέμβριο η Ιανουάριο και ελάχιστο τον Ιούλιο η Αύγουστο (Καρράς, Κ.Α., 1989). Το κλίμα της Λαυρεωτικής είναι θερμομεσογειακό με κύρια χαρακτηριστικά τις χαμηλές βροχοπτώσεις, την μεγάλη εξάτμιση και υγρασία, τους ισχυρούς ανέμους Β-ΒΑ και την μικρή πιθανότητα παγετού. Σύμφωνα με το κλιματικό διάγραμμα του Emburger, η περιοχή αυτή ανήκει στον ημιξηρο βιοκλιματικό όροφο του μεσογειακού κλίματος με θερμό χειμώνα ($m > 7$ °C), με έντονα ξηροθερμικό μεσογειακό χαρακτήρα, δηλ. με μεγάλη ξηρή περίοδο.

Ειδικότερα, την εποχή που διεξήχθη το πείραμα η μέση βροχόπτωση της περιοχής μελέτης ήταν 419,1 mm και η θερμοκρασία και 17,6 °C αντίστοιχα. Τις ημέρες που ελήφθησαν οι μετρήσεις ο καιρός ήταν ξηρός με εξαίρεση κάποιες υγρές μέρες, ενώ η θερμοκρασία κυμάνθηκε από 12°C - 18°C. Για τις ανάγκες του πειράματος διαμορφώθηκε χώρος, ο οποίος βρίσκεται μέσα στον περιβάλλοντα χώρο του βιολογικού σταθμού Κερατέας.

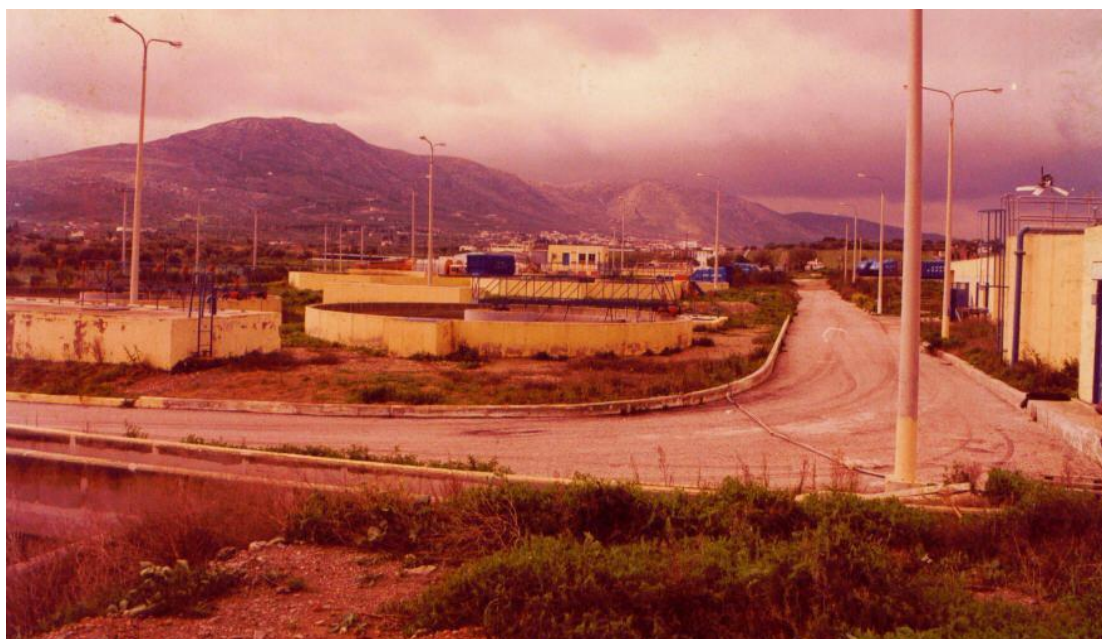


B.1.2. Περιγραφή της Εγκατάστασης Επεξεργασίας Λυμάτων (ΕΕΛ) Κερατέας

Η εγκατάσταση κατασκευάστηκε το 1993 σε έκταση 15 στρεμμάτων περίπου, σε απόσταση 1,3 Km της Κερατέας και έχει δυναμικότητα να επεξεργάζεται λύματα ισοδύναμου πληθυσμού 12.900 κατοίκων με πρόβλεψη για επέκταση για 16.500 κατοίκους. Η μέθοδος επεξεργασίας είναι η μέθοδος του παρατεταμένου αερισμού με ταυτόχρονη απονιτροποίηση, ώστε να εξασφαλίζεται εκτός από την απομάκρυνση του οργανικού φορτίου (BOD_5) και η βιολογική απομάκρυνση του φωσφόρου. Τα αστικά λύματα που επεξεργάζεται είναι:

παροχή των εισερχομένων αστικών λυμάτων $3000 \text{ m}^3/\text{d}$, οργανικό φορτίο $735 \text{ Kg BOD}/\text{d}$, αιωρούμενα στερεά $927 \text{ Kg}/\text{d}$ και ολικό άζωτο $126\text{Kg}/\text{d}$.

Άποψη της Εγκατάστασης επεξεργασίας λυμάτων ΕΕΛ Κερατέας



Η συγκεκριμένη ΕΕΛ αποτελείται από 4 τμήματα:

Προεπεξεργασία αποτελείται από φρεάτιο άφιξης, εσχάρωση και αεριζόμενη αμμοσυλλογή και λιποσυλλογή.

Βιολογική επεξεργασία παρατεταμένου αερισμού με ενεργό ιλύ. Ο χρόνος παραμονής είναι των λυμάτων είναι 1 ημέρα και της λάσπης 20-25 ημέρες (λόγος τροφής προς μικρόβια 0,5-0,6). Η βιολογική αποσύνθεση της οργανικής ουσίας και της αμμωνίας, γίνεται από αερόβιους μικροοργανισμούς στους οποίους παρέχεται οξυγόνο από 4 ρότορες (επιφανειακούς αεριστήρες τύπου βούρτσας). Επιτυγχάνεται μείωση των οργανικών ουσιών και της αμμωνίας περίπου 95%. Κατόπιν τα υγρά οδηγούνται σε φρεάτιο διανομής με δύο δεξαμενές τελικής καθίζησης.

Τριτοβάθμια επεξεργασία. Γίνεται απολύμανση με υδατικό διάλυμα Cl_2 , χρόνο επαφής 20 min.

Επεξεργασία λάσπης. Μέρος της ενεργού ιλύος ανακυκλοφορεί ενώ η περίσσεια συμπυκνώνεται σε παχυντή (2-3%) στερεά και μείωση όγκου κατά 33% περίπου. Στην συνέχεια γίνεται προσθήκη πολυηλεκτρολύτη 50-100 mg/l και οδηγείται σε ταινιοφιλτρόπρεσες όπου ο όγκος της μειώνεται κατά το 1/7 του αρχικού.

Η ποιότητα εκροής είναι: $BOD_5 < 20$ mg/l, $SS < 30$ mg/l, $NH_3-N < 5$ mg/l, Total N < 10 mg/l



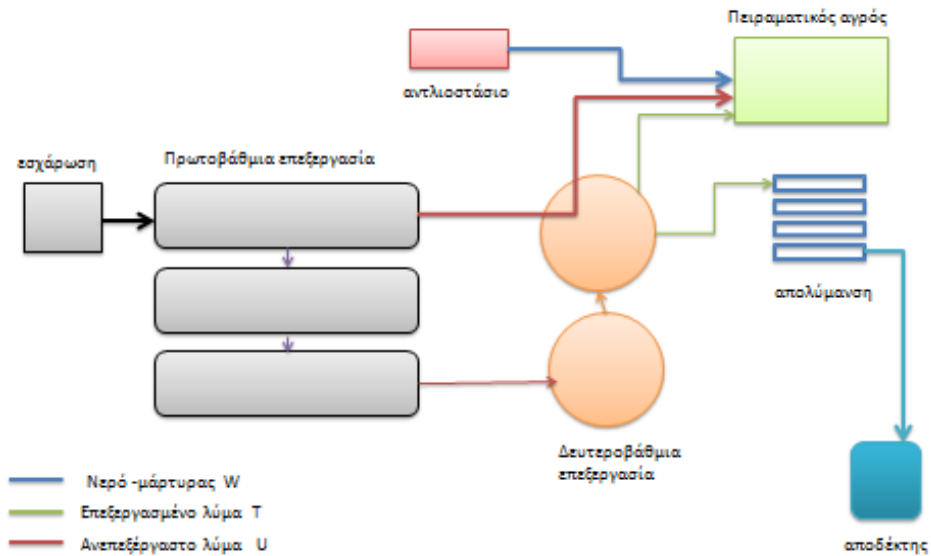
2015 Δεδομένα χάρτη Google/ Εικόνες από CNES / Astrium, Digital Globe

Εισερχόμενα φορτία (ΕΙΔΙΚΗ ΓΡΑΜΜΑΤΕΙΑ ΥΔΑΤΩΝ)

Δυναμικότητα κατασκευασμένης εγκατάστασης: 12.500 ι.κ. Συνολικό εισερχόμενο φορτίο στην Ε.Ε.Λ. (Kg BOD_5 /day): 445 (Ετήσιος Μέσος Όρος)- μέγιστο 990

Συνολική εισερχόμενη παροχή στην Ε.Ε.Λ. (m^3 /day):4000 με μέγιστο 4530

Διάγραμμα βιολογικού σταθμού Κερατέας



B.1.3. Πειραματικός σχεδιασμός

Για τις ανάγκες της παρούσας εργασίας, χρησιμοποιήθηκε επιφάνεια εδάφους εντός του σταθμού επεξεργασίας των λυμάτων, στην οποία σχεδιάστηκε ένα εξωτερικό πείραμα (outdoor), ώστε να υπάρχουν δεδομένα σε πραγματικές συνθήκες. Στην παραπάνω επιφάνεια, έκτασης 100 m² περίπου, έγινε καθαρισμός, αφαιρέθηκαν οι πέτρες και απομακρύνθηκε η υπάρχουσα βλάστηση, ενώ στη συνέχεια ακολούθησαν διαδοχικά φρεζαρίσματα.

Στον χώρο αυτό εγκαταστάθηκε σύστημα υπόγειας άρδευσης με μεμονωμένους σταλακτήρες. Για τον λόγο αυτό, ανοίχτηκαν οπές βάθους 10, 30 και 40 εκατοστών, προκειμένου να τοποθετηθούν οι σταλακτήρες στα αντίστοιχα βάθη. Ο αγρός χωρίστηκε σε τρία ίσα τμήματα: στο πρώτο τμήμα διοχετεύτηκαν ανεπεξέργαστα λύματα (U) μετά την εσχάρωση και αμμοσυλλογή και λιποσυλλογή, στο δεύτερο τμήμα διοχετεύτηκαν επεξεργασμένα λύματα (T) από δευτεροβάθμια επεξεργασία, ενώ στο τρίτο τμήμα διοχετεύτηκε νερό βρύσης (W), ως μάρτυρας. Χρησιμοποιήθηκαν τρεις επαναλήψεις για κάθε βάθος και κάθε μεταχείριση.

Ο πειραματικός αγρός με τους σωλήνες άρδευσης σε διαφορετικά βάθη



Η τοποθέτηση του σωλήνα (spaghetti) άρδευσης πριν την κάλυψη της σπής

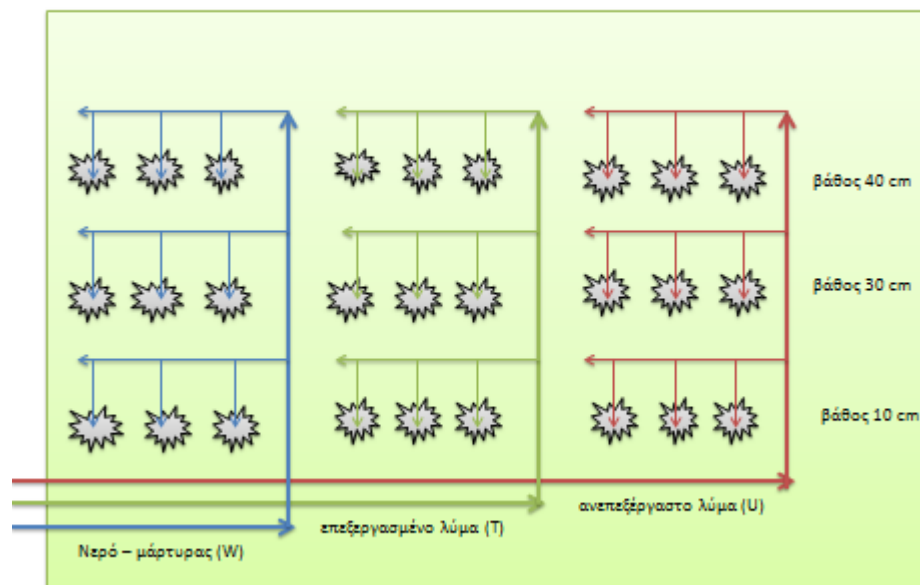


Χρησιμοποιήθηκαν αντλίες βυθού για τις δύο μεταχειρίσεις, δηλ. για το ανεπεξέργαστο και επεξεργασμένο λύμα, ενώ ο μάρτυρας (νερό βρύσης) συνδέθηκε απευθείας με την βρύση. Στην περίπτωση του ανεπεξέργαστου λύματος, για το φιλτράρισμα, χρησιμοποιήθηκε πλέγμα (σήτα) με πολύ λεπτές οπές, ώστε να μην βουλώνουν οι σταλλακτήρες. Για τον προγραμματισμό της άρδευσης, χρησιμοποιήθηκε προγραμματιστής αυτόματης άρδευσης. Υπολογίσαμε ότι για να φέρουμε το έδαφος στην υδατοϊκανότητά του (θ_{FC}), δηλ. στο 70-75% περίπου της υγρασίας κορεσμού, χρειάστηκε να αρδεύουμε με παροχή 3 l/h επί μία ώρα (Allen et al., 1998). Χρησιμοποιήθηκαν σταλλακτήρες της NETAFIM (tech flow junior CNL

dripper) με παροχή 3 l/h. Συνεπώς ο κάθε σταλακτήρας παρείχε 3 l/h του λύματος όπως και νερό βρύσης για κάθε μεταχείριση, ώστε η διαθέσιμη υγρασία του εδάφους να μην ξεπεράσει την τιμή 70-75% της υγρασίας κορεσμού, για την περίπτωση του χορτοτάπητα. Το σύστημα είχε οριστεί να είναι σε λειτουργία για 1 h, τρεις μέρες την εβδομάδα. Για την τροφοδοσία του λύματος χρησιμοποιήθηκαν πλαστικοί σωλήνες διαμέτρου $\varnothing 32$ και $\varnothing 16$. Στα σημεία της έκχυσης χρησιμοποιήθηκαν σωλήνες τύπου spaghetti ($\varnothing 6$) με μπέκ, οι οποίες τοποθετήθηκαν στα βάθη που προαναφέρθηκαν.

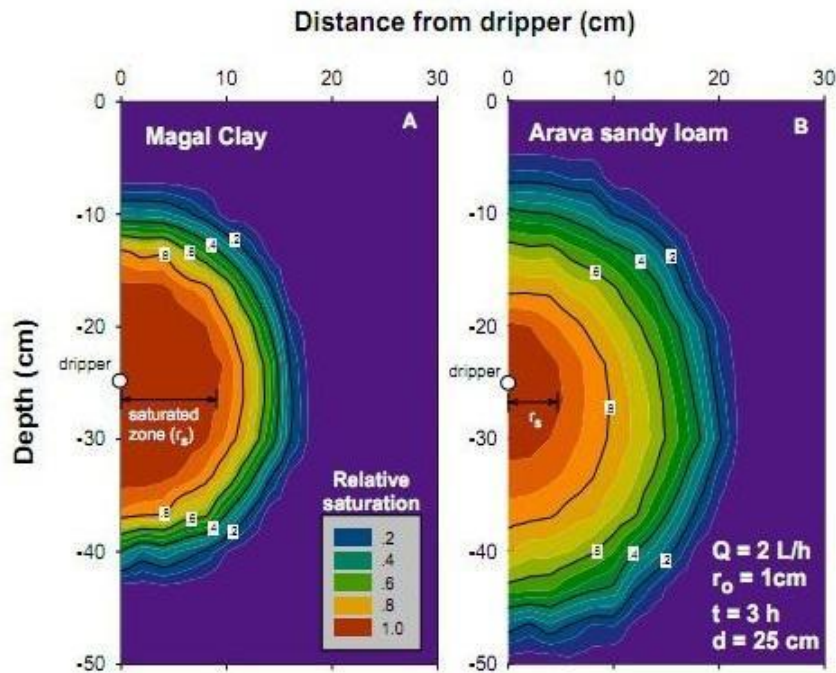
Στο παρακάτω σχεδιάγραμμα φαίνεται η όλη διάταξη του πειράματος

Σχηματική αναπαράσταση της άρδευσης στον αγρό



B.1.4. Δειγματοληψία στο αρδευόμενο εδαφικό τεμάχιο

Τα δείγματα του εδάφους συλλέχθηκαν 4 ώρες μετά την εφαρμογή της άρδευσης και ελήφθησαν από τα βάθη 10 cm, 30 cm και 40 cm, δηλ. στα βάθη που τοποθετήθηκαν οι σταλάκτες. Η στρώση του εδάφους μέχρι τα 40 cm ήταν ομοιογενής. Επίσης ελήφθησαν δείγματα και από το ανώτερο στρώμα του εδάφους στα αντίστοιχα βάθη. Κάθε δείγμα ελήφθη σε απόσταση 25 cm από το σταλάκτη του αντίστοιχου βάθους. Χρησιμοποιήθηκε δειγματολήπτης εδάφους από ανοξείδωτο ατσάλι. Τα δείγματα συλλέχθηκαν ασηπτικά σε πλαστικές σακούλες και μεταφέρθηκαν στο εργαστήριο σε ισοθερμικό δοχείο με πάγο. Λήφθηκαν επίσης δείγματα από όλα τα υγρά που χρησιμοποιήθηκαν για τις μεταχειρίσεις. Όλα τα δείγματα του εδάφους και των λυμάτων αναλύθηκαν στο εργαστήριο εντός 4 ωρών από τη συλλογή (McLain Jean E.T., et al 2011).



Η υγρασία του εδάφους (σχετικός κορεσμός), πρότυπο κατανομής για δύο εδάφη μετά από υπόγεια άρδευση (SDI) με χρήση αριθμητικού μοντέλου Q = παροχή ροής αρδεύσεως, ακτίνα r_0 = ακτίνα κοιλότητας, t = χρόνος, d = βάθος, r_s = ακτίνα κορεσμού (Alon and Lazarovitch, 2013).

Τα δείγματα εξετάστηκαν για τις παρακάτω ομάδες βακτηρίων: Ολικά κοιλίμορφα (*total coliforms*) και *E. coli*), περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι (*Fecal streptococci*). Επίσης, μετρήθηκαν και τα ολικά βακτήρια (*total bacteria*).

B.1 5. χημικές αναλύσεις του εδάφους

Μετά την αρχική προετοιμασία του επιφανειακού εδάφους στον αγρό (φρεζάρισμα, ομογενοποίηση, κοσκίνισμα) ελήφθησαν δείγματα από αυτό, για να προσδιοριστούν τα χημικά χαρακτηριστικά του. Τα δείγματα αεροξηράθηκαν λειοτριβήθηκαν σε γουδί από πορσελάνη και κοσκινίστηκαν με κόσκινο, ανοίγματος σπών 2mm. Στο κλάσμα του εδάφους που προέκυψε, (με διάμετρο κόκκων <2 mm) προσδιορίστηκαν οι ακόλουθες ιδιότητες:

1. Κοκκομερική σύσταση, μετά από διασπορά του δείγματος με calogon (μίγμα $(\text{NaPO}_3)_6$ και NaCO_3) σύμφωνα με την μέθοδο Βουγουσο (Βουγουσος, G.H., 1951).
2. Η τιμή του pH σε αιώρημα εδάφους –ύδατος με αναλογία 1:1 με pH-μετρο JENWAY 3310.
3. Το ποσοστό της οργανικής ουσίας με υγρή οξείδωση του δείγματος σύμφωνα με την μέθοδο Wakley-Black. (Nelson D.w. and L.E. Sommers, 1982)
4. Η Ικανότητα ανταλλαγής Κατιόντων (I.A.K.) με την μέθοδο του οξικού νατρίου (CH_3COONa) (Rhoades, J.D., 1982)

5. Το ποσοστό του ισοδύναμου ανθρακικού ασβεστίου (CaCO_3) με την μέθοδο Bernard (Nelson, R.E.,1982)
6. Η ηλεκτρική αγωγιμότητα σε πάστα κορεσμού με αγωγιμόμετρο Beckman RC1682.
7. Ο διαθέσιμος φώσφορος με την μέθοδο Olsen (Olsen, S.R.,and L.E. Sommers,1982)
8. Το ολικό άζωτο με την μέθοδο kjeldahl (Bremmer, J.M. and C.S. Mulvaney,1982)
9. Το ανταλλάξιμο κάλιο με την μέθοδο του οξικού αμμωνίου $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (Knudsen, D. et al, 1982)
10. Το ανταλλάξιμο νάτριο Na με την ίδια μέθοδο (Knudsen, D. et al, 1982)
11. Το ανταλλάξιμο ασβέστιο Ca με την ίδια μέθοδο (Knudsen, D. et al, 1982)
12. Το ανταλλάξιμο μαγνήσιο Mg με την ίδια μέθοδο (Knudsen, D. et al, 1982)

B.1.6. Μικροβιολογικές αναλύσεις του εδάφους

Για κάθε μεταχείριση λαμβάνονταν ασηπτικά δείγματα εδάφους, από το επιφανειακό στρώμα και από το αντίστοιχο βάθος, τα οποία τοποθετούνταν σε σακούλες rolybag και κατόπιν σε ισόθερμο δοχείο με παγοκύστες, ενώ την ίδια μέρα μεταφέρονταν και αναλύονταν στο μικροβιολογικό εργαστήριο. Στα δείγματα εδάφους για τις μικροβιολογικές αναλύσεις, γινόταν η παρακάτω προεργασία: 10 gr εδάφους αραιώνονταν σε 90 ml διαλύματος Ringer. Σε κάθε δείγμα γινόταν τρεις επαναλήψεις. Στην συνέχεια αναδευόταν πολύ καλά σε αναδευτήρα για 30 λεπτά και μετά γινόταν 6 διαδοχικές αραιώσεις. Για κάθε μέτρηση χρησιμοποιήθηκαν τα κατάλληλα υποστρώματα, σύμφωνα με τις διεθνείς αναφορές, για κάθε κατηγορία των δεικτών βακτηρίων. Ειδικότερα, χρησιμοποιήθηκαν τα παρακάτω υποστρώματα:

Για τα ολικά βακτήρια (total bacteria) χρησιμοποιήθηκε Nutrient agar, έγινε επίστρωση και επώαση στους 30°C για 48h. Στην συνέχεια γινόταν καταμέτρηση, στις σχηματιζόμενες αποικίες. Για τα *total coliforms* και την *E. coli* χρησιμοποιήθηκε το εκλεκτικό υπόστρωμα Chromocult agar (selective) στο οποίο έγινε με τον ίδιο τρόπο η επίστρωση και καταμέτρηση ενώ η επώαση έγινε στους 37°C για 24h. Η καταμέτρηση των των αποικιών των *total coliforms* και *E. Coli* γινόταν χωριστά, διότι σχηματίζουν διαφορετικού χρώματος αποικίες. Οι *total coliforms* σχηματίζουν ροζ-κόκκινες ενώ η *E. Coli* σχηματίζει μπλε-ιώδεις αποικίες. Για τους *Fecal streptococci* χρησιμοποιήθηκε υπόστρωμα Slanetz & Barkley agar στο οποίο επίσης έγινε επίστρωση και μετά από επώαση στους 37°C για 46h, στην συνέχεια γινόταν η καταμέτρηση των κεραμιδί αποικιών. Από τις μετρήσεις των τριών επαναλήψεων προσδιορίστηκε ο μέσος όρος.

Τα αποτελέσματα εκφράζονται ως ο λογάριθμος των σχηματιζόμενων αποικιών (colony forming units (cfu)) ανά ml υγρού δείγματος η ανά g ξηρού εδάφους

B.2. ΠΕΙΡΑΜΑ ΣΕ ΓΛΑΣΤΡΕΣ ΣΤΟ ΘΕΡΜΟΚΗΠΙΟ

B.2.1. Περιγραφή πειράματος

Σε Θερμοκήπιο του Γεωπονικού Πανεπιστημίου Αθηνών, σχεδιάστηκε και στήθηκε πείραμα, προκειμένου να γίνουν μετρήσεις σε προστατευμένο περιβάλλον (indoor).

B.2.2. Προετοιμασία του εδάφους

Από την επιφάνεια του εδάφους στο Σταθμό Επεξεργασίας Λυμάτων της Κερατέας, μετά τον καθαρισμό και τα διαδοχικά φρεζαρίσματα, συλλέχτηκε χώμα το οποίο προοριζόταν να χρησιμοποιηθεί για γλάστρες. Το φρεζαρισμένο επιφανειακό έδαφος, και μέχρι βάθους περίπου 20 cm, συγκεντρώθηκε, ομογενοποιήθηκε σε σωρούς, κοσκινίστηκε με επικλινές κόσκινο τετραγωνικών οπών, με διαστάσεις οπής 1,0 X 1,0 cm και αεροξηράνθηκε (Chen et al., 2000). Κατόπιν ζυγίστηκαν και τοποθετήθηκαν σε κάθε γλάστρα 13 kg εδάφους, εξασφαλίζοντας έτσι ίση ποσότητα σε όλες γλάστρες.

B.2.3. Πειραματικός σχεδιασμός

Το έδαφος από τον Βιολογικό σταθμό της Κερατέας, χρησιμοποιήθηκε για τις ανάγκες του πειράματος, στο θερμοκήπιο του Γεωπονικού Πανεπιστημίου Αθηνών (indoors). Για το πείραμα αυτό χρησιμοποιήθηκαν 36 γλάστρες. Κάθε γλάστρα, χωρητικότητας 11.8 λίτρων, γέμισε με 13 kg εδάφους. Με αυτοσχέδιο σύστημα το λύμα και νερό διοχετεύονταν στις γλάστρες, με υπεδάφια άρδευση. Υπήρχαν τρεις σειρές, στην πρώτη σειρά διοχετεύονταν ανεπεξέργαστο λύμα (untreated wastewater (U)), στην δεύτερη σειρά επεξεργασμένο λύμα (treated wastewater (T)) ενώ στην τρίτη σειρά νερό βρύσης ως μάρτυρας (control water (W)). Σε κάθε σειρά υπήρχαν 12 γλάστρες με 3 επαναλήψεις για κάθε επέμβαση. Σε κάθε γλάστρα, κάθε φορά που ποτίζονταν με τα παραπάνω υγρά, υπολογίσαμε ότι για να φέρουμε το έδαφος στην υδατοϊκανότητά του (θ_{FC}), δηλ. στο 70-75% περίπου της υγρασίας κορεσμού, χρειάστηκε να αρδεύουμε με παροχή 3 l/h επί μία ώρα (Allen et al., 1998). Χρησιμοποιήθηκαν οι ίδιοι σταλακτήρες, όπως και στον αγρό, (NETAFIM (tech flow junior CNL dripper) με παροχή 3 l/h. Συνεπώς ο κάθε σταλακτήρας παρείχε 3 l/h του λύματος όπως και νερό βρύσης, ώστε η διαθέσιμη υγρασία του περιεχομένου εδάφους να μην ξεπεράσει την τιμή 70-75% της υγρασίας κορεσμού. Το σύστημα είχε οριστεί να είναι σε λειτουργία για 1 h, τρεις μέρες την εβδομάδα. Για την τροφοδοσία του λύματος χρησιμοποιήθηκαν πλαστικοί σωλήνες διαμέτρου \varnothing 32, και τύπου spaghetti (\varnothing 6). Στους σωλήνες spaghetti τοποθετήθηκαν οι σταλλάκτες οι οποίοι διοχέτευαν το λύμα υπεδάφως στα 10 cm και 20 cm. Στην περίπτωση του ανεπεξέργαστου λύματος, προκειμένου

να μην βουλώσουν οι σταλακτήρες, χρησιμοποιήθηκε μια πολύ λεπτή σήτα. Επίσης χρησιμοποιήθηκαν δύο διαφορετικοί τύποι εδάφους (α)(sandy loam) και (β) (loamy sand). Κάθε μεταχείριση γινόταν σε τρεις επαναλήψεις. Το έδαφος (β) είναι το ίδιο έδαφος με το έδαφος (α), αναμεμιγμένο με άμμο σε ποσοστό 25%, ώστε να γίνει πιο περατό στα υγρά διαβροχής. Από τις 36 γλάστρες οι 18 γέμισαν με έδαφος (α) και οι υπόλοιπες 18 με έδαφος (β).

Η διάταξη των γλαστρών ήταν η εξής: Σε κάθε σειρά τοποθετήθηκαν 6 γλάστρες με έδαφος (α) και 6 γλάστρες με έδαφος (β), στις τρεις από αυτές ο σταλακτήρας τοποθετήθηκε σε βάθος 10 cm, ενώ στις άλλες τρεις σε βάθος 20 cm, όπως το παρακάτω σχήμα.

Χρησιμοποιήθηκε αστικό λύμα από τον Σταθμό Επεξεργασίας Λυμάτων της Λυκόβρυσης, το οποίο μεταφερόταν σε δοχεία στο Γεωπονικό Πανεπιστήμιο, την ίδια ημέρα πριν από κάθε πότισμα. Το πείραμα διήρκεσε τρεις μήνες για την χειμερινή περίοδο και τρεις για την θερινή περίοδο.

Σχηματική παράσταση γλαστρών



B.2.4. ΜΙΚΡΟΒΙΟΛΟΓΙΚΕΣ ΑΝΑΛΥΣΕΙΣ

B.2.4.1. Δειγματοληψία

Τα δείγματα του εδάφους συλλέγονταν 4 μετά το πότισμα, και λαμβάνονταν από το επάνω στρώμα του περιεχομένου χώματος, ενώ πρώτα καθαρίζονταν ελαφρά η επιφάνεια. Τα δείγματα τοποθετούνταν ασηπτικά σε πλαστικές σακούλες polybag και μεταφερόταν μέσα σε ισόθερμα δοχεία με παγοκύστεις στο μικροβιολογικό εργαστήριο για ανάλυση την ίδια μέρα. Επίσης λαμβάνονταν δείγματα από το

ανεπεξέργαστο (U), το επεξεργασμένο λύμα (T) που χρησιμοποιούνταν κάθε φορά για το πότισμα, καθώς επίσης και από το νερό βρύσης (μάρτυρας).

Τα δείγματα εξετάστηκαν για τις παρακάτω ομάδες βακτηρίων:

Ολικά κολίμορφα (*total coliforms*), (*E. coli*), περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι (*Fecal streptococci*) και θειοαναγωγικά κλωστρίδια (*sulfur reducing bacteria*). Επίσης, μετρήθηκαν και τα ολικά βακτήρια (*total bacteria*).

B.2.4.2. Μικροβιολογικές αναλύσεις εδαφικών δειγμάτων

Από κάθε μεταχείριση λήφθηκαν τρία δείγματα, τα οποία αναλύθηκαν την ίδια μέρα στο εργαστήριο με την παρακάτω διαδικασία: ζυγίστηκαν 10 g εδάφους τα οποία αραιώθηκαν σε 90 ml διαλύματος Ringer, αναδεύτηκαν πολύ καλά σε αναδευτήρα για 30 λεπτά και στην συνέχεια έγιναν 6 διαδοχικές αραιώσεις. Έγιναν τρεις επαναλήψεις για κάθε δείγμα. Στις εξεταζόμενες ομάδες δεικτών βακτηρίων, χρησιμοποιήθηκαν τα κατάλληλα υποστρώματα σύμφωνα με τις διεθνείς αναφορές. Ειδικότερα χρησιμοποιήθηκαν τα παρακάτω υποστρώματα:

Για τα ολικά βακτήρια (*total bacteria*), χρησιμοποιήθηκε nutrient agar και η επώαση έγινε στους 30°C για 48h. Για τα *total coliforms* and *E. Coli*, χρησιμοποιήθηκε το Chromocult agar (selective) και η επώαση έγινε στους 37°C για 24h. Επίσης, για τους *Fecal streptococci*, χρησιμοποιήθηκε Slanetz & Barkley agar και η επώαση έγινε στους 37°C για 46h. Ενώ για τα κλωστρίδια (*Clostridia*) χρησιμοποιήθηκε clostridium Perfringens agar (TSC) (selective), και η επώαση έγινε στους 37°C σε αναερόβιες συνθήκες για 24h. Καταμετρήθηκαν οι αποικίες μαύρου χρώματος. Για όλες τις ομάδες χρησιμοποιήθηκε η μέθοδος της επίστρωσης, όπου γινόταν η καταμέτρηση των σχηματιζόμενων αποικιών. Στην περίπτωση των *total coliforms* and *E. Coli*, σχηματιζόταν δύο είδη αποικιών ροζ-κόκκινες και μπλε-ιώδεις. Οι *Fecal coliforms* σχηματίζουν ροζ-κόκκινες αποικίες ενώ η *E. Coli* σχηματίζει γκρι-μαύρες. Οι μετρήσεις έγιναν μετά τον χρόνο επώασης, και το αποτέλεσμα ήταν ο μέσος όρος των τριών επαναλήψεων.

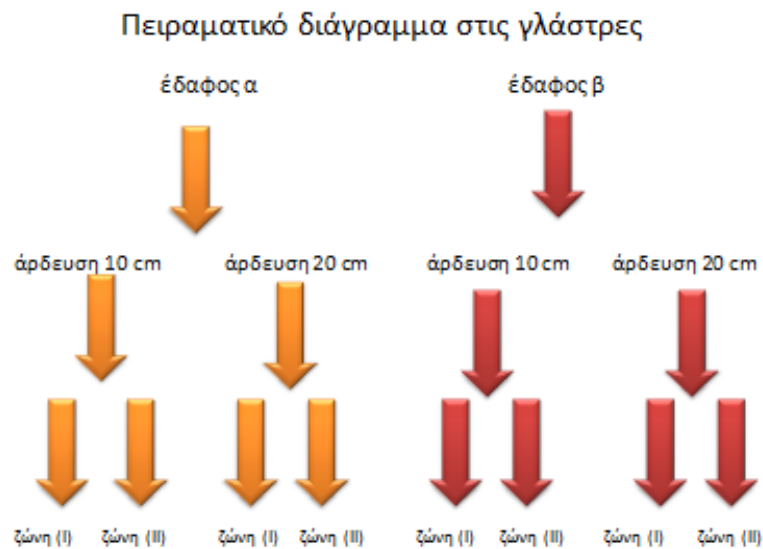
B.2.4.3. Μικροβιολογικές αναλύσεις λυμάτων

Ταυτόχρονα με τα δείγματα του εδάφους λαμβάνονταν και δείγματα των λυμάτων, τα οποία την ίδια μέρα αναλύονταν στο εργαστήριο για τις αντίστοιχες ομάδες βακτηρίων. Η διαδικασία ανάλυσης ήταν ακριβώς η ίδια, με την διαφορά ότι για την αραιώση, προσθέτονταν 10 ml λύματος σε 90 ml διαλύματος Ringer και στην συνέχεια 6 διαδοχικές αραιώσεις. Το ίδιο έγινε και με το νερό της βρύσης (μάρτυρα). Τα αποτελέσματα εκφράζονται ως ο λογάριθμος των σχηματιζόμενων αποικιών (colony forming units (cfu)) ανά ml υγρού δείγματος ή ανά g ξηρού εδάφους.

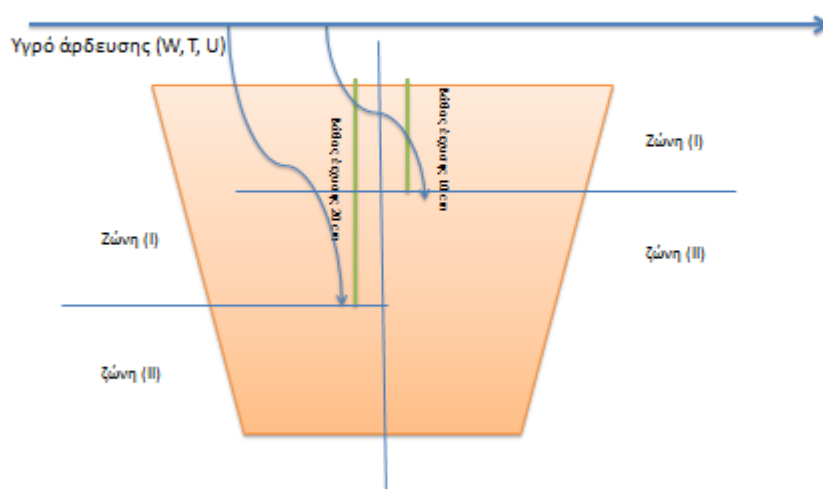
Β.2.5. ΧΗΜΙΚΕΣ ΑΝΑΛΥΣΕΙΣ ΕΔΑΦΙΚΩΝ ΔΕΙΓΜΑΤΩΝ ΣΤΙΣ ΓΛΑΣΤΡΕΣ

Β.2.5.1. Δειγματοληψία

Στο τέλος της πειραματικής διαδικασίας, το χώμα αφαιρέθηκε από κάθε γλάστρα με τρόπο ώστε να παραμείνει το σχήμα της γλάστρας. Στην συνέχεια χωρίστηκε σε δύο μέρη (ζώνες), στο σημείο ακριβώς που βρισκόταν ο κάθε σταλάκτης, (δηλ. 10 και 20 cm βάθος) και από το κάθε μέρος λήφθηκαν δείγματα. Το επάνω στρώμα χαρακτηρίστηκε ζώνη (I), ενώ το κάτω στρώμα ζώνη (II). Τα δείγματα από τις δύο ζώνες λήφθηκαν, προκειμένου να μελετηθεί η μεταβολή των παραμέτρων του εδάφους και η κατανομή τους, όταν προστίθεται το λύμα σε σχέση πάντα με τον μάρτυρα (έδαφος που ποτίστηκε με νερό). Στην συνέχεια τα δείγματα μεταφέρθηκαν σε εδαφολογικό εργαστήριο για ανάλυση.



Τομή γλάστρας με τα βάθη έκχυσης των υγρών 10, 20 cm



B.2.5.2. Προσδιορισμός της υδατοϊκανότητας του εδάφους

Δύο γλάστρες 11.8 λίτρων, με 13 kg από το αεροξηραμένο έδαφος που χρησιμοποιήθηκε, τοποθετήθηκαν σε δύο δοχεία μεγαλύτερης διαμέτρου, στα οποία προσθέτονταν σταδιακά νερό, ώστε να φεύγει προς τα πάνω ο εγκλωβισμένος στους εδαφικούς πόρους αέρας και το έδαφος να φθάσει στον κορεσμό. Για να μην εξατμίζεται το νερό από την επιφάνεια των γλαστρών, το πείραμα έγινε στο χώρο του εργαστηρίου και οι γλάστρες σκεπάστηκαν με πλαστική μεμβράνη, στην οποία ανοίχτηκαν πολλές μικρές οπές. Το κορεσμένο έδαφος της πρώτης γλάστρας ζυγίστηκε και τοποθετήθηκε σε φούρνο στους 105° C για 48 ώρες και προσδιορίστηκε η περιεκτικότητά του σε υγρασία στον κορεσμό. Η δεύτερη γλάστρα αφέθηκε να στραγγίσει για 70 ώρες, ζυγίστηκε το χώμα της και τοποθετήθηκε σε φούρνο στους 105° C για 48 ώρες. Το ποσοστό υγρασίας που περιείχε το έδαφος αποτελεί την υδατοϊκανότητά του (Τζιμόπουλος, 1994).

B.2.6. Προσδιορισμός χημικών ιδιοτήτων του εδάφους

Για να διερευνηθεί η κατά βάθος μεταβολή της συγκέντρωσης των παραμέτρων, στο σημείο που τοποθετήθηκε ο σταλάκτης, το έδαφος κάθε γλάστρας χωρίστηκε σε δύο ζώνες, την άνω (I) και την κάτω (II), όπως προαναφέρθηκε. Πριν την έναρξη εφαρμογής των λυμάτων και ένα μήνα μετά την τελευταία εφαρμογή λήφθηκαν δείγματα από τις δύο ζώνες του εδάφους της γλάστρας. Τα δείγματα του εδάφους μεταφέρθηκαν σε πλαστικά σακουλάκια. Κατόπιν αεροξηράθηκαν, λειοτριβήθηκαν σε γουδί από πορσελάνη και κοσκινίστηκαν με κόσκινο, ανοίγματος οπών 2mm. Στο κλάσμα του εδάφους που προέκυψε, (με διάμετρο κόκκων <2 mm) προσδιορίστηκαν οι ακόλουθες ιδιότητες.

Όλοι οι προσδιορισμοί έγιναν σύμφωνα με το “Methods of soil analysis” (Page et al., 1982) με κάποιες προσαρμογές στις μεθόδους. Έγιναν οι παρακάτω προσδιορισμοί:

1. Κοκκομετρική σύσταση μετά από διασπορά του δείγματος με (Calgon) (μίγμα $(\text{NaPO}_3)_6$ και NaCO_3) σύμφωνα με την μέθοδο Βουγουσο, (Βουγουσος, 1951).
2. Η τιμή του pH σε αιώρημα εδάφους –ύδατος με αναλογία 1:1 με pH-μετρο JENWAY 3310.
3. Η ηλεκτρική αγωγιμότητα σε πάστα κορεσμού με αγωγιμόμετρο Beckman RC1682.
4. Ο διαθέσιμος φώσφορος με την μέθοδο Olsen (Olsen, S.R., and L.E. Sommers, 1982)
5. Το ανταλλάξιμο κάλιο με την μέθοδο του οξικού αμμωνίου $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (Knudsen, D. et al, 1982)
6. Το ανταλλάξιμο νάτριο Na με την ίδια μέθοδο (Knudsen, D. et al, 1982)
7. Το ολικό άζωτο με την μέθοδο kjeldahl (Bremmer, J.M. and C.S. Mulvaney, 1982)
8. Ο προσδιορισμός του αμμωνιακού αζώτου ($\text{NH}_4\text{-N}$) με τη μέθοδο της ινδοφαινόλης (indophenol blue method)
9. Ο προσδιορισμός του αζώτου των νιτρικών ($\text{NO}_3\text{-N}$) με την μέθοδο του καδμίου
10. Το ποσοστό της οργανικής ουσίας με υγρή οξείδωση του δείγματος σύμφωνα με την μέθοδο Wakley-Black. (Nelson D.w. and L.E. Sommers, 1982)
11. Το ποσοστό του ισοδύναμου ανθρακικού ασβεστίου (CaCO_3) με την μέθοδο Bernard (Nelson, R.E., 1982)
12. Ο προσδιορισμός Χημικά απαιτούμενου οξυγόνου (Chemical Oxygen Demand, COD).
13. Η Ικανότητα ανταλλαγής Κατιόντων (I.A.K.) με την μέθοδο του οξικού νατρίου (CH_3COONa) (Rhoades, J.D., 1982)
14. Το ανταλλάξιμο ασβέστιο Ca με την ίδια μέθοδο (Knudsen, D. et al, 1982)
15. Το ανταλλάξιμο μαγνήσιο Mg με την ίδια μέθοδο (Knudsen, D. et al, 1982)

Οι παραπάνω μέθοδοι αναλυτικά έχουν ως εξής:

B.2.6.1. Μέτρηση του pH

Το pH μετρήθηκε σε υδατικό αιώρημα εδάφους-νερού σε αναλογία **1 : 1** ύστερα από ανάδευση και εξισορρόπηση επί μία ώρα (Mc Lean, 1982). Η μέτρηση έγινε με pH-μετρο JENWAY 3310.

B.2.6.2. Μέτρηση ηλεκτρικής αγωγιμότητας

Η μέτρηση της ηλεκτρικής αγωγιμότητας (ολικής αλατότητας) έγινε σε πάστα κορεσμού με αγωγιμόμετρο Beckman RC1682.

B.2.6.3. Διαθέσιμος εδαφικός φώσφορος

Ο ολικός εδαφικός φώσφορος είναι μικρής σημασίας, διότι το μεγαλύτερο μέρος του είναι αδιάλυτο ή δεσμευμένο και μη αφομοιώσιμο από τα φυτά. Μεγαλύτερη σημασία για την γεωργία έχει ο αφομοιώσιμος εδαφικός φώσφορος. Η μέθοδος προσδιορισμού που χρησιμοποιήθηκε στο πείραμα είναι η μέθοδος Olsen (Olsen and Sommers, 1982), η οποία κρίνεται ικανοποιητική για ασβεστούχα εδάφη (ελαφρώς όξινα έως αλκαλικά) και με χαμηλή περιεκτικότητα σε διαθέσιμο φώσφορο, όπως συμβαίνει στα περισσότερα ελληνικά εδάφη. Σύμφωνα με την μέθοδο: ο φωσφόρος εκχειλίζεται από το έδαφος (παρουσία ενεργού άνθρακα ελεύθερου φωσφόρου), με μηχανική ανακίνηση για 30 περίπου λεπτά, με διάλυμα 0.5 M NaHCO_3 , $\text{pH}=8.5$. Το διάλυμα διηθείται με την χρήση σκληρού ηθμού. Στο διάλυμα αυτό εκχυλίζονται κυρίως οι ευδιάλυτες και οι υπό διαλυτή μορφή ενώσεις φωσφόρου και τα ανταλλάξιμα φωσφορικά ανιόντα. Η ανάπτυξη χρώματος γίνεται με την προσθήκη συγκεκριμένης ποσότητας διαλύματος που περιέχει μολυβδαινικό αμμώνιο, αντιμονιλοτρυγικό κάλιο και πυκνό θειικό οξύ και την προσθήκη διαλύματος ασκορβικού οξέος. Στο εκχύλισμα αυτό γίνεται χρωματομετρικός προσδιορισμός σε μήκος κύματος 880 nm σε φασματοφωτόμετρο της AQUALITIC μετά από 10 λεπτά. Για την καμπύλη αναφοράς χρησιμοποιούνται γνωστής συγκέντρωσης διαλύματα φωσφόρου.

B.2.6.4. Ανταλλάξιμο Κάλιο και Νάτριο.

Το ανταλλάξιμο κάλιο με την μέθοδο του οξικού αμμωνίου ($\text{CH}_3\text{COONH}_4$) Το ανταλλάξιμο νάτριο Na με την ίδια μέθοδο (Knudsen, D. et al, 1982)

Το ανταλλάξιμο Κάλιο η Νάτριο είναι αυτό που βρίσκεται σε ελεύθερη μορφή ή μπορεί να ανταλλαχθεί από τις κολλοειδείς επιφάνειες με κατιόντα στα διαλύματα. Το ανταλλάξιμο κάλιο και νάτριο εκχυλίζεται με ουδέτερο διάλυμα NH_4OAc 1.0 N. Κατά την μέθοδο αυτή συγκεκριμένη ποσότητα αεροξηραμένου εδάφους αναδεύεται για 30 περίπου λεπτά με ουδέτερο διάλυμα NH_4OAc 1.0 N και μετά από διαδοχικές φυγοκεντρήσεις ανάγεται σε γνωστό όγκο (100 ml). Η μέτρηση γίνεται σε φλογοφωτόμετρο PFP-7 αντιστοιχία με γνωστά πρότυπα διαλύματα.

B.2.6.5. Προσδιορισμός ολικού αζώτου κατά Macro-Kjeldahl

Ο προσδιορισμός έγινε με την χρήση της συσκευής Kjeldahl με σωληνες χώνευσης 100 ml και φιάλες συλλογής αποστάγματος 250 ml. Η βασική αρχή προσδιορισμού είναι η εξής: παρουσία θειικού οξέος H_2SO_4 και με καταλύτη (ταμπλέτες θειικού καλίου K_2SO_4 και σεληνίου Se) και κάτω από την θερμοκρασία βρασμού του θειικού

οξέος (340 ° C) το οργανικό άζωτο και η ελεύθερη αμμωνία μετατρέπονται σε αμμωνιακό άλας (NH₄SO₄) αφού προηγηθεί χώνευση του οργανικού υλικού. Μετα το τέλος της χώνευσης, προστίθεται αντιδραστήριο (NaOH 40%, 10 M) για την ανύψωση της τιμής του pH και ακολουθεί απόσταξη της παραγόμενης αμμωνίας. Η αποσταχθείσα αμμωνία κατακρατείται από διάλυμα βορικού οξέος. Η ποσότητα της αμμωνίας προσδιορίζεται με τιτλοδότηση παρουσία δεικτών (ερυθρο του μεθυλίου και πράσινη βρωμοκρεζόλη) με πρότυπο διάλυμα υδροχλωρίου (0.01 N) (Bremner and Mulvaney, 1982)

B.2.6.6. Προσδιορισμός του αμμωνιακού αζώτου (NH₄-N)

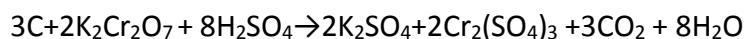
Ο χρωματομετρικός προσδιορισμός του αμμωνιακού αζώτου NH₄-N στο έδαφος έγινε με τη μέθοδο της ινδοφαινόλης (indophenol blue method)

B.2.6.7. Προσδιορισμός του αζώτου των νιτρικών (NO₃- N)

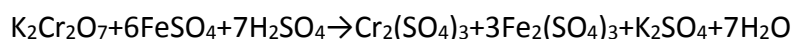
Ο προσδιορισμός του N των νιτρικών, έγινε με την μέθοδο του καδμίου

B.2.6.8. Προσδιορισμός Οργανικής ουσίας

Η Οργανική Ουσία προσδιορίστηκε με την τεχνική της υγρής οξειδωσης με διχρωμικό κάλιο, σύμφωνα με τη μέθοδο των Walkley-Black. Ο προσδιορισμός της οργανικής ουσίας βασίζεται στον προσδιορισμό του οργανικού άνθρακα που βρίσκεται στο έδαφος. Η μέθοδος στηρίζεται στην οξείδωση του άνθρακα με διχρωμικό κάλιο (K₂Cr₂O₇) παρουσία θειικού οξέος σύμφωνα με την αντίδραση:



Το διχρωμικό κάλιο προστίθεται σε περίσσεια, έτσι ώστε να φθάσει για την οξείδωση του οργανικού άνθρακα και να περισσέψει. Μετα την ολοκλήρωση της οξείδωσης, υπολογίζεται η περίσσεια του διχρωμικού καλίου, μέσω της αντίδρασης οξειδωαναγωγής με σίδηρο Fe²⁺ παρουσία δείκτη διφαινυλαμίνης. Η αντίδραση που λαμβάνει χώρα κατά την ογκομέτρηση του Cr₂O₇⁻² στο δείγμα από τον δισθενή σίδηρο (FeSO₄) είναι: (Nelson and Sommers,1982)



B.2.6.9. Ισοδύναμο Ανθρακικό Ασβέστιο

Για το Ισοδύναμο Ανθρακικό Ασβέστιο, έγινε η μέτρηση του εκλυόμενου CO₂ με ασβεστόμετρο Bernard (Allison and Moodie, 1965).

B.3. ΣΤΑΤΙΣΤΙΚΗ ΑΝΑΛΥΣΗ

Για να αξιολογηθούν οι διαφορές στις χημικές ιδιότητες του εδάφους καθώς και των μικροβιολογικών δεδομένων χρησιμοποιήθηκε η ανάλυση της διακύμανσης (ANOVA). Όλες οι στατιστικές αναλύσεις πραγματοποιήθηκαν για επίπεδο

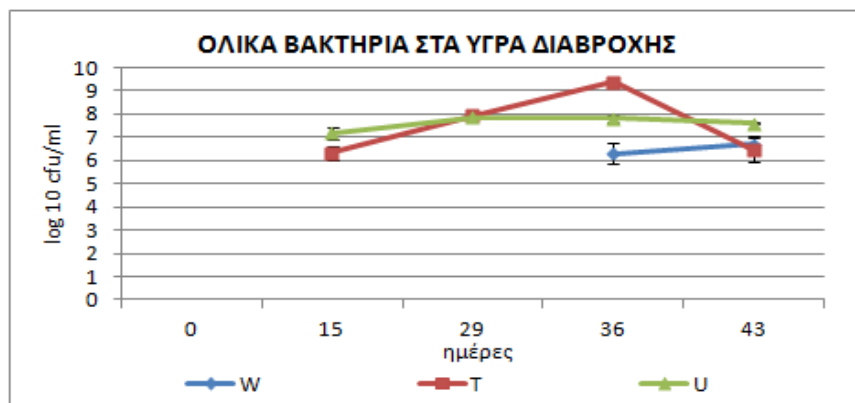
σημαντικότητας $p \leq 0,05$. Όταν προσδιορίστηκαν σημαντικές επιδράσεις ($P \leq 0,05$), με μέσο όρο πολλαπλών συγκρίσεων, εφαρμόστηκε η δοκιμή Tukey's test.
ΣΤΑΤΙΣΤΙΚΟ ΠΑΚΕΤΟ: SIGMA STAT

Γ. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

Γ.1. ΜΙΚΡΟΒΙΟΛΟΓΙΚΕΣ ΑΝΑΛΥΣΕΙΣ ΣΤΟΝ ΑΓΡΟ ΣΤΗΝ ΕΕΛ ΚΕΡΑΤΕΑΣ

Γ.1.1. Υγρά διαβροχής

Γ.1.1.1. Ολικά βακτήρια

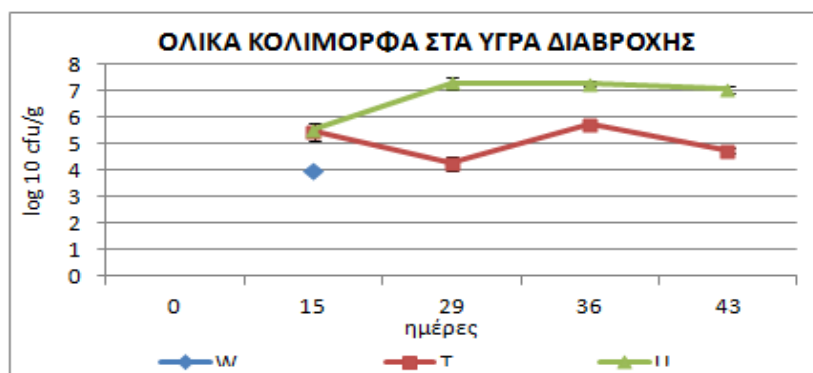


Διάγραμμα Γ.1.1.1.: υγρά διαβροχής στον αγρό. Αριθμός ολικών βακτηρίων ($\log_{10}\text{cfu/ml}$) στα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U), συναρτήσει του χρόνου (ημέρες). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών ($n=3$). ND: οι τιμές δεν προσδιορίστηκαν.

Παρατηρούμε ότι τα τρία υγρά διαβροχής δεν εμφανίζουν σημαντικές διαφορές (one way ANOVA, $p= 0,421$ δηλ. $p>0.05$) στον αριθμό των ολικών βακτηρίων, όταν συγκρίνονται οι μέσες τιμές που προκύπτουν από τις τέσσερις δειγματοληψίες που πραγματοποιήθηκαν.

Στην πραγματικότητα, το μικροβιακό φορτίο του νερού (W) ήταν μικρότερο από τα άλλα δύο υγρά διαβροχής και έτσι δεν προσδιορίστηκε στις αραιώσεις που πραγματοποιήθηκαν για τις δύο πρώτες δειγματοληψίες.

Γ.1.1.2. Ολικά κολίμορφα - *E. Coli*



Διάγραμμα Γ.1.1.2.α: υγρά διαβροχής στον αγρό. Αριθμός ολικών κολίμορφων ($\log_{10}\text{cfu/ml}$) στα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U), συναρτήσει του χρόνου (ημέρες). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών ($n=3$). ND: οι τιμές δεν προσδιορίστηκαν.

Παρατηρούμε ότι τα τρία υγρά διαβροχής εμφανίζουν σημαντικές διαφορές (one way ANOVA, $p=0,018$, $p<0.05$) στον αριθμό των total coliforms, όταν συγκρίνονται οι μέσες τιμές που προκύπτουν από τις τέσσερις δειγματοληψίες που πραγματοποιήθηκαν.

Ο αριθμός των ολικών κολίμορφων του νερού (W) ήταν πολύ μικρότερος από τα άλλα δύο υγρά διαβροχής και έτσι δεν προσδιορίστηκε στις αραιώσεις που πραγματοποιήθηκαν.

ΠΙΝΑΚΑΣ. Γ.1.1.2.β: υγρά διαβροχής στον αγρό. Αριθμός *E. Coli* ($\log_{10} \text{cfu} / \text{ml}$) στα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U), συναρτήσει του χρόνου (ημέρες).

		ΝΕΡΟ (W)	ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΜΕΝΟ ΛΥΜΑ (T)	ΑΝΕΠΕΞΕΡΓΑΣΤΟ ΛΥΜΑ (U)
ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΕΣ	ΗΜΕΡΕΣ			
1η	0	Δ.Ε.*	Δ.Ε.*	Δ.Ε.*
2η	15	N.D.(3)*	4 (0) ¹	4,634 (0,055)
3η	29	N.D.(3)*	N.D.(3)*	5,255 (0.100)
4η	36	N.D.(3)*	4,602 (0.301)	5,288 (0,079)
5η	43	N.D.(3)*	N.D.(3)*	5,229 (0,025)

*ND : οι τιμές δεν προσδιορίστηκαν. Οι αριθμοί στην παρένθεση απεικονίζουν την αραιώση στην οποία δεν προσδιορίστηκαν και Δ.Ε. δεν λήφθηκαν δείγματα.

¹ τιμές στην παρένθεση αντιπροσωπεύουν την τυπική απόκλιση.

Στον πίνακα Γ.1.1.2.β, παρατηρούμε ότι στα υγρά διαβροχής, η *E. coli* ($\log_{10} \text{cfu} / \text{l}$) (πίνακας Γ.1.1.2.β) ανιχνεύτηκε σε όλες τις δειγματοληψίες για το ανεπεξέργαστο λύμα (U) (μέσος όρος $5.1 \log_{10} \text{cfu} / \text{l}$), όπου ο αριθμός τους εμφανίζεται πιο αυξημένος σε σχέση με το επεξεργασμένο. Επίσης ανιχνεύτηκε σε κάποιες δειγματοληψίες του επεξεργασμένου λύματος (T) (μέσος όρος $4.3 \log_{10} \text{cfu} / \text{l}$), ενώ δεν ανιχνεύτηκε στο νερό (μάρτυρας W). Τα παραπάνω αποτελέσματα φαίνονται αναμενόμενα. Ο αριθμός της *E. coli* στο νερό (W) δεν προσδιορίστηκε στις αραιώσεις που πραγματοποιήθηκαν ίσως ήταν πολύ μικρότερος από τα άλλα δύο υγρά διαβροχής. Η συγκέντρωση της *E. coli* στο παραπάνω επεξεργασμένο λύμα (T) που χρησιμοποιήθηκε, φαίνεται αρκετά αυξημένη.

Γ.1.1.3. Περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι

ΠΙΝΑΚΑΣ. Γ.1.1.3.: υγρά διαβροχής στον αγρό. Αριθμός περιττωματικών στρεπτόκοκκων ($\log_{10} \text{cfu} / \text{ml}$) στα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U), συναρτήσει του χρόνου (ημέρες).

		ΝΕΡΟ (W)	ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΜΕΝΟ ΛΥΜΑ (T)	ΑΝΕΠΕΞΕΡΓΑΣΤΟ ΛΥΜΑ (U)
ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΕΣ	ΗΜΕΡΕΣ			
1 ^η	0	Δ.Ε.*	Δ.Ε.*	Δ.Ε.*
2 ^η	15	N.D.(3)*	3,3333 (0,5773) ¹	4,64142 (0,1871)
3 ^η	29	N.D.(2)*	2,4336 (0,7511)	5,52058 (0,0916)
4 ^η	36	N.D.(2)*	4,0791 (0)	5,44581 (0,0421)
5 ^η	43	N.D.(2)*	3,3010 (0,3010)	4,77031 (0,0262)

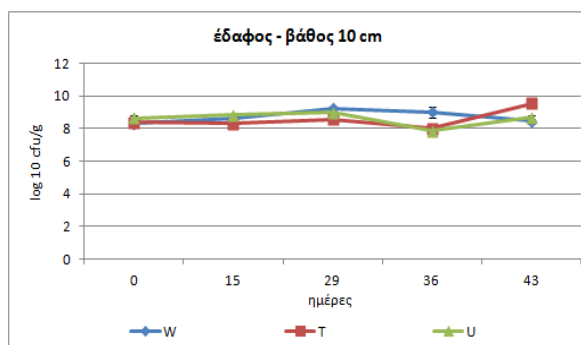
*ND : οι τιμές δεν προσδιορίστηκαν. Οι αριθμοί στην παρένθεση απεικονίζουν την αραιώση στην οποία δεν προσδιορίστηκαν και Δ.Ε. δεν λήφθηκαν δείγματα.

¹ τιμές στην παρένθεση αντιπροσωπεύουν την τυπική απόκλιση.

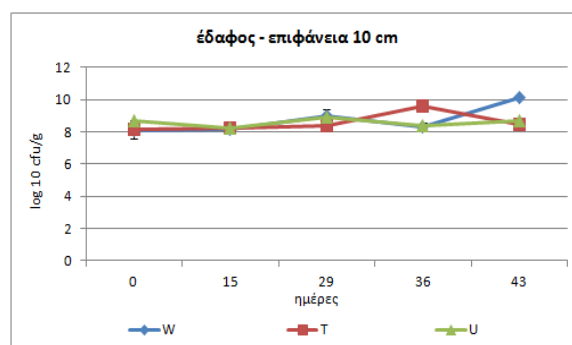
Στον πίνακα Γ.1.1.3., παρατηρούμε ότι οι περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι μετρήθηκαν στα υγρά διαβροχής (επεξεργασμένο λύμα και ανεπεξέργαστο). Ο αριθμός τους εμφανίζεται περισσότερο αυξημένος, στο ανεπεξέργαστο λύμα (U) (μέσος όρος 5.1 log₁₀ cfu /l) σε σχέση με το επεξεργασμένο λύμα (T) (μέσος όρος 3.3 log₁₀ cfu /l). Τα παραπάνω αποτελέσματα φαίνονται αναμενόμενα. Δεν μετρήθηκαν στο νερό (μάρτυρας W). Πιθανόν ο αριθμός των περιττωματικών στρεπτόκοκκων του νερού (W) να ήταν πολύ μικρότερος και έτσι δεν προσδιορίστηκε στις αραιώσεις που πραγματοποιήθηκαν.

Γ.1.2 Έδαφος στον αγρό στην ΕΕΛ Κερατέας

Γ.1.2.1. Ολικά βακτήρια



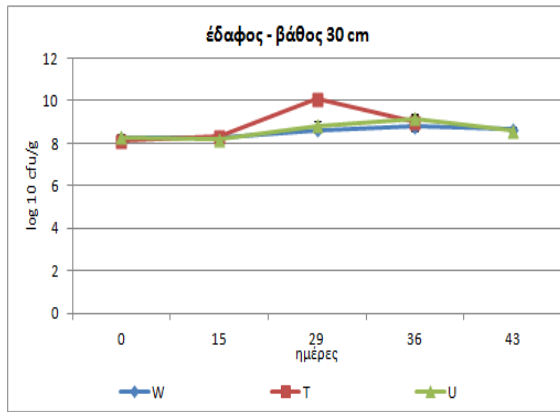
Διάγραμμα Γ.1.2.1.α: Αριθμός ολικών βακτηρίων ($\log_{10} \text{cfu/l}$) σε βάθος 10 cm στα τρία πειραματικά εδαφικά τεμάχια που διαβρέχονταν σε βάθος 10 cm με τα τρία διαφορετικά υγρά διαβροχής (W, T, U), συναρτήσει του χρόνου (ημέρες). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών ($n=3$).



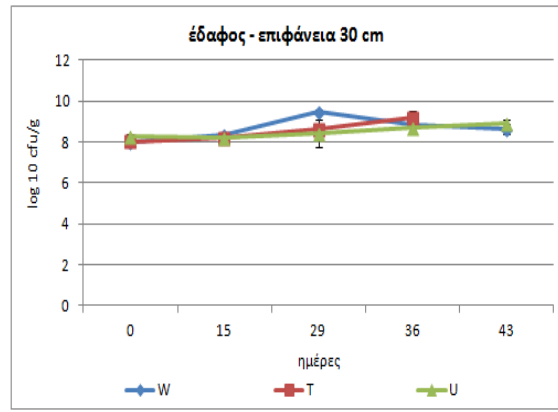
Διάγραμμα Γ.1.2.1.β: Αριθμός ολικών βακτηρίων ($\log_{10} \text{cfu/l}$) στην επιφάνεια των τριών πειραματικών εδαφικών τεμαχίων που διαβρέχονταν σε βάθος 10 cm με τα τρία διαφορετικά υγρά διαβροχής (W, T, U), συναρτήσει του χρόνου (ημέρες). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών ($n=3$).

Στα διαγράμματα Γ.1.2.1.α και Γ.1.2.1.β, παρατηρούμε ότι τα πειραματικά εδαφικά τεμάχια που διαβρέχονταν με τα τρία διαφορετικά υγρά διαβροχής (W, T, U) δεν διαφέρουν σημαντικά (one way ANOVA, $p>0,05$) ως προς τον αριθμό ολικών βακτηρίων όταν συγκρίνονται οι μέσες τιμές που προκύπτουν από τις πέντε δειγματοληψίες που πραγματοποιήθηκαν. Αυτό ισχύει τόσο για τα δείγματα που συλλέχθηκαν στο σημείο της διαβροχής, δηλαδή σε βάθος 10 cm (one way ANOVA, $p=0.867$), αλλά και για τα δείγματα που συλλέχθηκαν από την αντίστοιχη επιφάνεια (one way ANOVA, $p=0.884$).

Επίσης δεν παρατηρούνται σημαντικές διαφορές στον αριθμό ολικών βακτηρίων (t test: two sample assuming equal variances, $p>0,05$) μεταξύ του δείγματος που λαμβάνεται στο σημείο της διάβροχής, δηλαδή σε βάθος 10 cm, με το αντίστοιχο δείγμα που λαμβάνεται από την επιφάνεια. Συγκεκριμένα, όταν συγκρίθηκαν δείγματα από το βάθος έκχυσης ανεπεξέργαστου λύματος 10 cm, με εδαφικά δείγματα της αντίστοιχης επιφάνειας τα αποτελέσματα της στατιστικής ανάλυσης δεν έδειξαν σημαντικές διαφορές (t-test (normality failed) $p=0.910$, Mann-Whitney Rank Sum test $p=1.0$). Το ίδιο συνέβη και την περίπτωση του επεξεργασμένου λύματος (t-test $p=0.999$ (normality failed), Mann-Whitney Rank Sum test $p=1.0$), και στην περίπτωση του μάρτυρα (t-test $p=0.984$). Η στατιστική επεξεργασία επιβεβαιώνει το γεγονός ότι τα δείγματα του βάθους έκχυσης 10 cm και της αντίστοιχης επιφάνειας του εδάφους, με τις παραπάνω μεταχειρίσεις δεν διαφέρουν σημαντικά



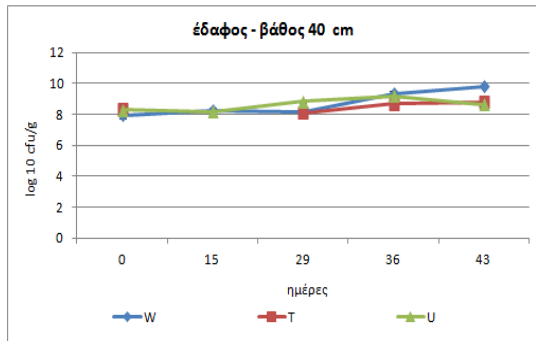
Διάγραμμα Γ.1.2.1.γ: Αριθμός ολικών βακτηρίων (log₁₀cfu /l) σε βάθος 30 cm στα τρία πειραματικά εδαφικά τεμάχια που διαβρέχονταν σε βάθος 30 cm με τα τρία διαφορετικά υγρά διαβροχής (W, T, U), συναρτήσει του χρόνου (ημέρες). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).



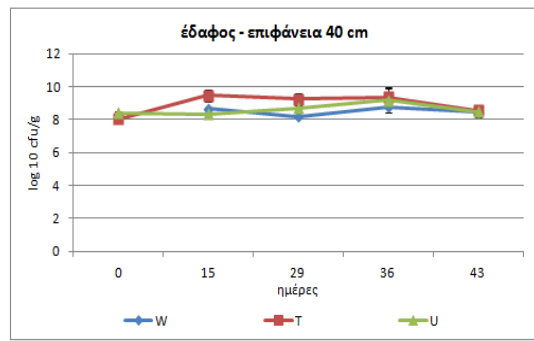
Διάγραμμα Γ.1.2.1.δ: Αριθμός ολικών βακτηρίων (log₁₀cfu /l) στην επιφάνεια των τριών πειραματικών εδαφικών τεμαχίων που διαβρέχονταν σε βάθος 30 cm με τα τρία διαφορετικά υγρά διαβροχής (W, T, U), συναρτήσει του χρόνου (ημέρες). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).

Στα διαγράμματα Γ.1.2.1.γ και Γ.1.2.1.δ, παρατηρούμε ότι τα πειραματικά εδαφικά τεμάχια που διαβρέχονταν με τα τρία διαφορετικά υγρά διαβροχής (W, T, U) δεν διαφέρουν σημαντικά (one way ANOVA, $p > 0,05$) ως προς τον αριθμό ολικών βακτηρίων όταν συγκρίνονται οι μέσες τιμές που προκύπτουν από τις πέντε δειγματοληψίες που πραγματοποιήθηκαν. Αυτό ισχύει τόσο για τα δείγματα που συλλέχθηκαν στο σημείο της διαβροχής, δηλαδή σε βάθος 30 cm (one way ANOVA, $p = 0.612$), αλλά και για τα δείγματα που συλλέχθηκαν από την αντίστοιχη επιφάνεια (one way ANOVA, $p = 0.817$).

Επίσης δεν παρατηρούνται σημαντικές διαφορές στον αριθμό ολικών βακτηρίων (t test: two sample assuming equal variances, $p > 0,05$) μεταξύ του δείγματος που λαμβάνεται στο σημείο της διαβροχής, δηλαδή σε βάθος 30 cm, με το αντίστοιχο δείγμα που λαμβάνεται από την επιφάνεια. Συγκεκριμένα, όταν συγκρίθηκαν δείγματα από το βάθος έκχυσης ανεπεξέργαστου λύματος 30 cm, με εδαφικά δείγματα της αντίστοιχης επιφάνειας τα αποτελέσματα της στατιστικής ανάλυσης δεν έδειξαν σημαντικές διαφορές (t-test $p = 0.672$). Το ίδιο συνέβη και την περίπτωση του επεξεργασμένου λύματος (t-test $p = 0.509$), και στην περίπτωση του μάρτυρα (t-test $p = 0.569$). Η στατιστική επεξεργασία επιβεβαιώνει το γεγονός ότι τα δείγματα του βάθους έκχυσης 30 cm και της αντίστοιχης επιφάνειας του εδάφους, με τις παραπάνω μεταχειρίσεις δεν διαφέρουν σημαντικά



Διάγραμμα Γ.1.2.1.ε: Αριθμός ολικών βακτηρίων (log₁₀cfu /l) σε βάθος 40 cm στα τρία πειραματικά εδαφικά τεμάχια που διαβρέχονταν σε βάθος 40 cm με τα τρία διαφορετικά υγρά διαβροχής (W, T, U), συναρτήσει του χρόνου (ημέρες). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).



Διάγραμμα Γ.1.2.1.στ.: Αριθμός ολικών βακτηρίων (log₁₀cfu /l) στην επιφάνεια των τριών πειραματικών εδαφικών τεμαχίων που διαβρέχονταν σε βάθος 30 cm με τα τρία διαφορετικά υγρά διαβροχής (W, T, U), συναρτήσει του χρόνου (ημέρες). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).

Στα διαγράμματα Γ.1.2.1.ε και Γ.1.2.1.στ, παρατηρούμε ότι τα πειραματικά εδαφικά τεμάχια που διαβρέχονταν με τα τρία διαφορετικά υγρά διαβροχής (W, T, U) δεν διαφέρουν σημαντικά (one way ANOVA, $p > 0,05$) ως προς τον αριθμό ολικών βακτηρίων όταν συγκρίνονται οι μέσες τιμές που προκύπτουν από τις πέντε δειγματοληψίες που πραγματοποιήθηκαν. Αυτό ισχύει τόσο για τα δείγματα που συλλέχθηκαν στο σημείο της διαβροχής, δηλαδή σε βάθος 40 cm (one way ANOVA, $p = 0,840$), αλλά και για τα δείγματα που συλλέχθηκαν από την αντίστοιχη επιφάνεια (one way ANOVA, $p = 0,624$).

Επίσης δεν παρατηρούνται σημαντικές διαφορές στον αριθμό ολικών βακτηρίων (t test: two sample assuming equal variances, $p > 0,05$) μεταξύ του δείγματος που λαμβάνεται στο σημείο της διαβροχής, δηλαδή σε βάθος 40 cm, με το αντίστοιχο δείγμα που λαμβάνεται από την επιφάνεια. Συγκεκριμένα, όταν συγκρίθηκαν δείγματα από το βάθος έκχυσης ανεπεξέργαστου λύματος 40 cm, με εδαφικά δείγματα της αντίστοιχης επιφάνειας τα αποτελέσματα της στατιστικής ανάλυσης δεν έδειξαν σημαντικές διαφορές (t-test $p = 0,818$). Το ίδιο συνέβη και την περίπτωση του επεξεργασμένου λύματος (t-test $p = 0,228$), και στην περίπτωση του μάρτυρα (t-test $p = 0,677$). Η στατιστική επεξεργασία επιβεβαιώνει το γεγονός ότι τα δείγματα του βάθους έκχυσης 40 cm και της αντίστοιχης επιφάνειας του εδάφους, με τις παραπάνω μεταχειρίσεις δεν διαφέρουν σημαντικά.

Επίσης, για τα ολικά βακτήρια, έγινε στατιστική επεξεργασία μεταξύ των δειγμάτων που λήφθηκαν από τα τρία βάθη έκχυσης του υγρού διαβροχής (10-30-40 cm) όπως επίσης και από την αντίστοιχη επιφάνεια, για κάθε μεταχείριση. Δεν διαφέρουν σημαντικά (one way ANOVA, $p > 0,05$). Συγκεκριμένα στην μεταχείριση που χρησιμοποιήθηκε ανεπεξέργαστο λύμα (U) $p = 0,999$, επεξεργασμένο λύμα (T)

$p=0,641$ και ο μάρτυρας (W) $p=0,820$. Ενώ στις αντίστοιχες επιφάνειες είναι $p=0,876$, $p=0,519$ και $p=0,858$.

Στατιστική ανάλυση για ολικά βακτήρια μεταξύ των τριών μεταχειρίσεων (μάρτυρας – επεξεργασμένο – ανεπεξέργαστο) σε δείγματα του εδάφους στο ίδιο βάθος και την επιφάνεια. One way ANOVA (W vs T vs U).

	Δοκιμή: one way ANOVA (W vs T vs U) $p<0.005$		
Βάθος εδάφους	10 cm	30 cm	40 cm
Βάθος (β)	$P=0.847$	$P=0.612$	$P=0.840$
Επιφάνεια (ϵ)	$P=0.884$	$P=0.817$	$P=0.624$

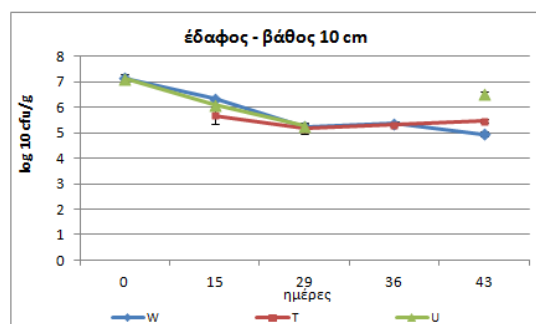
Στατιστική ανάλυση για ολικά βακτήρια σε δείγματα εδάφους, μεταξύ βάθους έκχυσης και επιφάνειας, για τις τρεις μεταχειρίσεις (W,T,U). T-test (βάθος - επιφάνεια).

	Δοκιμή: t-test (βάθος - επιφάνεια) $p<0.005$		
μεταχειρίσεις	10 cm	30 cm	40 cm
Μάρτυρας (W)	0.984	0.569	0.677
Επεξεργασμένο (T)	0.999 (normality failed) Mann-Whitney Rank sum test $p=1$		0.288
Ανεπεξέργαστο (U)	0.910 Mann-Whitney Rank Sum test $p=1$	0.672	0.818

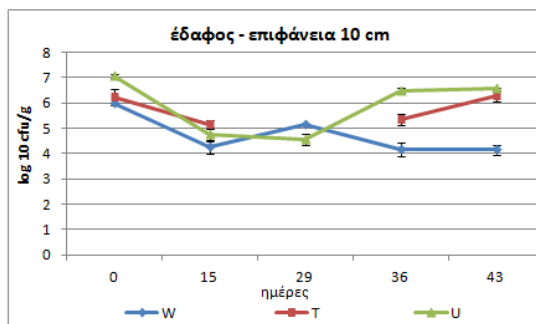
Στατιστική ανάλυση για ολικά βακτήρια σε δείγματα εδάφους, στα τρία βάθη (10-30-40 cm) στις τρεις μεταχειρίσεις (W,T,U) στο βάθος έκχυσης και στην επιφάνεια. One way ANOVA (10 vs 30 vs 40)

	Δοκιμή: One way ANOVA (10 vs 30 vs 40) $p<0,005$	
μεταχειρίσεις	βάθος	επιφάνεια
Μάρτυρας (W)	0.820	0.858
Επεξεργασμένο (T)	0.641	0.519
Ανεπεξέργαστο (U)	0.999	0.876

Γ.1.2.2. Ολικά κολίμορφα – *E. Coli*



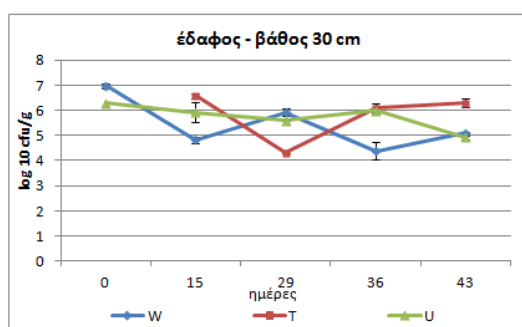
Διάγραμμα Γ.1.2.2.α.: Αριθμός total coliforms ($\log_{10} \text{cfu/l}$) σε βάθος 10 cm στα τρία πειραματικά εδαφικά τεμάχια που διαβρέχονταν σε βάθος 10 cm με τα τρία διαφορετικά υγρά διαβροχής (W, T, U), συναρτήσει του χρόνου (ημέρες). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών ($n=3$).



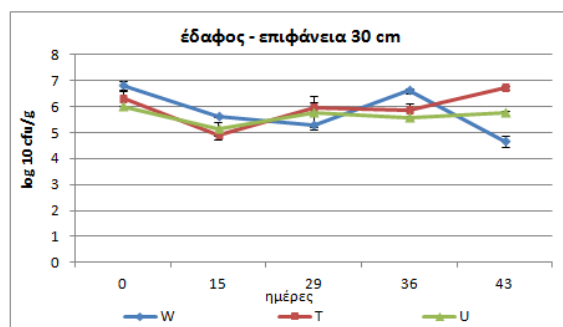
Διάγραμμα Γ.1.2.2.β.: Αριθμός total coliforms ($\log_{10} \text{cfu/l}$) στην επιφάνεια των τριών πειραματικών εδαφικών τεμαχίων που διαβρέχονταν σε βάθος 10 cm με τα τρία διαφορετικά υγρά διαβροχής (W, T, U), συναρτήσει του χρόνου (ημέρες). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών ($n=3$).

Στα διαγράμματα Γ.1.2.2.α και Γ.1.2.2.β, παρατηρούμε ότι τα πειραματικά εδαφικά τεμάχια που διαβρέχονταν με τα τρία διαφορετικά υγρά διαβροχής (W, T, U) δεν διαφέρουν σημαντικά (one way ANOVA, $p>0,05$) ως προς τον αριθμό total coliforms όταν συγκρίνονται οι μέσες τιμές που προκύπτουν από τις πέντε δειγματοληψίες που πραγματοποιήθηκαν. Αυτό ισχύει τόσο για τα δείγματα που συλλέχθηκαν στο σημείο της διαβροχής, δηλαδή σε βάθος 10 cm (one way ANOVA, $p=0.305$), αλλά και για τα δείγματα που συλλέχθηκαν από την αντίστοιχη επιφάνεια (one way ANOVA, $p=0.141$). Η στατιστική επεξεργασία επιβεβαιώνει το γεγονός ότι τα δείγματα του βάθους έκχυσης 10 cm και της αντίστοιχης επιφάνειας του εδάφους, με τις παραπάνω μεταχειρίσεις δεν διαφέρουν σημαντικά.

Επίσης δεν παρατηρούνται σημαντικές διαφορές στον αριθμό ολικών κολίμορφων (t test: two sample assuming equal variances, $p>0,05$) μεταξύ του δείγματος που λαμβάνεται στο σημείο της διαβροχής, δηλαδή σε βάθος 10 cm, με το αντίστοιχο δείγμα που λαμβάνεται από την επιφάνεια. Για την μεταχείριση που αφορά το ανεπεξέργαστο λύμα (t test: $p=0,621$), για το επεξεργασμένο λύμα (t test: $p=0,297$, equal variance test failed: Mann -Whitney Rank Sum test $p=0.686$), τον μάρτυρα είναι (t test: normality test failed, Mann -Whitney Rank Sum test $p=0.095$)



Διάγραμμα Γ.1.2.2.γ.: Αριθμός total coliforms (log₁₀cfu /l) σε βάθος 30 cm στα τρία πειραματικά εδαφικά τεμάχια που διαβρέχονταν σε βάθος 30 cm με τα τρία διαφορετικά υγρά διαβροχής (W, T, U), συναρτήσει του χρόνου (ημέρες). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).

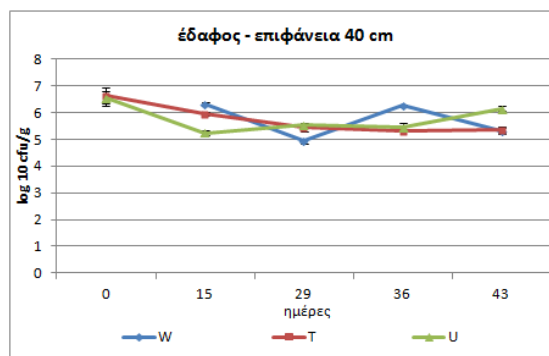
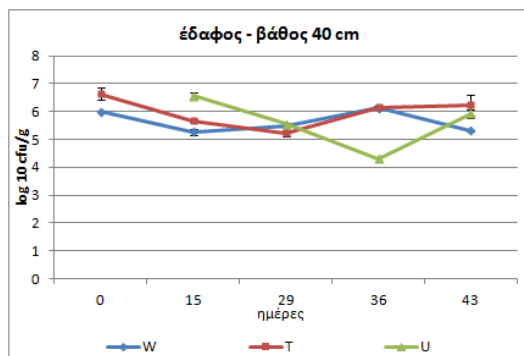


Διάγραμμα Γ.1.2.2.δ.: Αριθμός total coliforms (log₁₀cfu /l) στην επιφάνεια των τριών πειραματικών εδαφικών τεμάχιων που διαβρέχονταν σε βάθος 30 cm με τα τρία διαφορετικά υγρά διαβροχής (W, T, U), συναρτήσει του χρόνου (ημέρες). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).

Στα διαγράμματα Γ.1.2.2.γ και Γ.1.2.2.δ, παρατηρούμε ότι τα πειραματικά εδαφικά τεμάχια που διαβρέχονταν με τα τρία διαφορετικά υγρά διαβροχής (W, T, U) δεν διαφέρουν σημαντικά (one way ANOVA, $p>0,05$) ως προς τον αριθμό total coliforms όταν συγκρίνονται οι μέσες τιμές που προκύπτουν από τις πέντε δειγματοληψίες που πραγματοποιήθηκαν. Αυτό ισχύει τόσο για τα δείγματα που συλλέχθηκαν στο σημείο της διαβροχής, δηλαδή σε βάθος 30 cm (one way ANOVA, $p=0.786$), αλλά

και για τα δείγματα που συλλέχθηκαν από την αντίστοιχη επιφάνεια (one way ANOVA, $p=0.785$) .

Επίσης δεν παρατηρούνται σημαντικές διαφορές στον αριθμό ολικών κολιμορφων (t test: two sample assuming equal variances, $p>0,05$) μεταξύ του δείγματος που λαμβάνεται στο σημείο της διαβροχής, δηλαδή σε βάθος 30 cm, με το αντίστοιχο δείγμα που λαμβάνεται από την επιφάνεια . Για την μεταχείριση που αφορά το ανεπεξέργαστο λύμα (t test: $p=0,706$), για το επεξεργασμένο λύμα (t test: $p=0,833$), για τον μάρτυρα είναι (t test: $p=0.581$)



Διάγραμμα Γ.1.2.2.ε.: Αριθμός total coliforms (log₁₀cfu /l) σε βάθος 40 cm στα τρία πειραματικά εδαφικά τεμάχια που διαβρέχονταν σε βάθος 40 cm με τα τρία διαφορετικά υγρά διαβροχής (W, T, U), συναρτήσει του χρόνου (ημέρες). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).

Διάγραμμα Γ.1.2.2.στ.: Αριθμός total coliforms (log₁₀cfu /l) στην επιφάνεια των τριών πειραματικών εδαφικών τεμαχίων που διαβρέχονταν σε βάθος 40 cm με τα τρία διαφορετικά υγρά διαβροχής (W, T, U), συναρτήσει του χρόνου (ημέρες). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).

Στα διαγράμματα Γ.1.2.2.ε και Γ.1.2.2.στ, παρατηρούμε ότι τα πειραματικά εδαφικά τεμάχια που διαβρέχονταν με τα τρία διαφορετικά υγρά διαβροχής (W, T, U) δεν διαφέρουν σημαντικά (one way ANOVA, $p>0,05$) ως προς τον αριθμό total coliforms όταν συγκρίνονται οι μέσες τιμές που προκύπτουν από τις πέντε δειγματοληψίες που πραγματοποιήθηκαν. Αυτό ισχύει τόσο για τα δείγματα που συλλέχθηκαν στο σημείο της διαβροχής, δηλαδή σε βάθος 40 cm (one way ANOVA, $p=0.605$), αλλά και για τα δείγματα που συλλέχθηκαν από την αντίστοιχη επιφάνεια (one way ANOVA, $p=0.979$, (normality test failed) Kruskal-Wallis one way analysis of variance on Ranks $p=0.923$) .

Επίσης δεν παρατηρούνται σημαντικές διαφορές στον αριθμό ολικών κολιμορφων (t test: two sample assuming equal variances, $p>0,05$) μεταξύ του δείγματος που λαμβάνεται στο σημείο της διαβροχής, δηλαδή σε βάθος 40 cm, με το αντίστοιχο δείγμα που λαμβάνεται από την επιφάνεια . Για την μεταχείριση που αφορά το ανεπεξέργαστο λύμα (t test: $p=0,705$), για το επεξεργασμένο λύμα (t test: $p=0,504$), για τον μάρτυρα είναι (t test: $p=0.863$)

Επίσης για τα ολικά κολίμορφα, έγινε στατιστική επεξεργασία μεταξύ των δειγμάτων που λήφθηκαν από τα τρία βάθη έκχυσης του υγρού διαβροχής (10-30-40 cm) όπως επίσης και από την αντίστοιχη επιφάνεια, για κάθε μεταχείριση. Δεν διαφέρουν σημαντικά (one way ANOVA, $p > 0,05$). Συγκεκριμένα στην μεταχείριση που χρησιμοποιήθηκε ανεπεξέργαστο λύμα (U) $p = 0,462$, επεξεργασμένο λύμα (T) $p = 0,452$ και ο μάρτυρας (W) $p = 0,793$. Ενώ στις αντίστοιχες επιφάνειες είναι $p = 0,877$, $p = 0,843$ και $p = 0,130$.

Στατιστική ανάλυση για ολικά κολίμορφα μεταξύ των τριών μεταχειρίσεων (μάρτυρας – επεξεργασμένο – ανεπεξέργαστο) σε δείγματα του εδάφους στο ίδιο βάθος και την επιφάνεια. One way ANOVA (W vs T vs U).

	Δοκιμή: one way ANOVA (W vs T vs U) $p < 0.005$		
Βάθος εδάφους	10 cm	30 cm	40 cm
Βάθος (β)	0,305	0,786	0,605
Επιφάνεια (ϵ)	0,141	0,785	0,979 (normality failed) Kruskal-Wallis one way analysis of Variance on Ranks $p = 0.923$

Στατιστική ανάλυση για ολικά κολίμορφα σε δείγματα εδάφους, μεταξύ βάθους έκχυσης και επιφάνειας, για τα τρία βάθη στις τρεις μεταχειρίσεις (W,T,U). T-test (βάθος-επιφάνεια).

	Δοκιμή: t-test (βάθος - επιφάνεια) $p < 0.005$		
μεταχειρίσεις	10 cm	30 cm	40 cm
Μάρτυρας (W)	0.0899 (normality failed) Mann-Whitney rank sum test $p = 0.095$	0.581	0.863
Επεξεργασμένο (T)	0.297 equal variance test failed, Mann-Whitney Rank sum test $p = 0.686$	0.833	0.504
Ανεπεξέργαστο (U)	0.621	0.706	0.705

Στατιστική ανάλυση για ολικά κολίμορφα σε δείγματα εδάφους, στα τρία βάθη (10-20-30 cm) στις τρεις μεταχειρίσεις (W,T,U) στο βάθος έκχυσης και στην επιφάνεια. One way ANOVA (10 vs 20 vs 40)

	Δοκιμή: One way ANOVA (10 vs 30 vs 40) $p < 0,005$	
μεταχειρίσεις	βάθος	επιφάνεια
Μάρτυρας (W)	0.793	0.130
Επεξεργασμένο (T)	0.452	0.843
Ανεπεξέργαστο (U)	0.462	0.877

ESCHERICHIA COLI (E.coli)

ΠΙΝΑΚΑΣ. Γ.1.2.2.ζ. έδαφος στον αγρό. Αριθμός *E.coli* (log10cfu /ml) στο έδαφος, μετά από άρδευση με τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U), στα βάθη 10,30,40 cm καθώς και την αντίστοιχη επιφάνεια, συναρτήσει του χρόνου (ημέρες).

ημέρες	0	15	29	36	43
έδαφος	log10cfu /ml	log10cfu /ml	log10cfu /ml	log10cfu /ml	log10cfu /ml
Διαβροχή με W					
(10) ^α β	N.D.(5)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*
(10) ε ^β	N.D.(5)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*
(30) β	N.D.(5)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*
(30) ε	N.D.(5)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*
(40) β	N.D.(5)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*
(40) ε	N.D.(5)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*
Διαβροχή με T					
(10) β	N.D.(5)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*
(10) ε	N.D.(5)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*
(30) β	N.D.(5)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	4,3010 (0) ^γ
(30) ε	N.D.(5)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*
(40) β	N.D.(5)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*
(40) ε	N.D.(5)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*
Διαβροχή με U					
(10) β	N.D.(5)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	3,666 (0,577) ^γ
(10) ε	N.D.(5)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	4,200 (0,347)	3,333 (0,577)
(30) β	N.D.(5)*	4 (0)	N.D.(3)*	N.D.(3)*	3,333 (0,577)
(30) ε	N.D.(5)*	3,333 (0,577)	5,051 (0,057)	4,068 (0,924)	3,333 (0,577)
(40) β	N.D.(5)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*
(40) ε	N.D.(5)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*	N.D.(3)*

*ND : οι τιμές δεν προσδιορίστηκαν. Οι αριθμοί στην παρένθεση αντιπροσωπεύουν την αραίωση στην οποία δεν προσδιορίστηκαν.

U= ανεπεξέργαστο λύμα, T= επεξεργασμένο λύμα και W= αρδευτικό νερό

^α στις παρενθέσεις το βάθος έκχυσης του υγρού διαβροχής

^β β δείγμα από το βάθος έκχυσης και ε δείγμα από την επιφάνεια του αντίστοιχου βάθους

^γ οι τιμές στις παρενθέσεις αντιπροσωπεύουν τις τυπικές αποκλίσεις.

Στον πίνακα Γ.1.2.2.ζ. φαίνονται οι μετρήσεις των βακτηρίων *E.coli* στο έδαφος του αγρού, για τις μεταχειρίσεις (μάρτυρας (W), επεξεργασμένο λύμα (T), ανεπεξέργαστο λύμα (U)), στην διάρκεια της πειραματικής διαδικασίας. Το βακτήριο *E.coli*, φαίνεται ότι μετρήθηκε μόνο σε κάποια σημεία όπου έγινε η διαβροχή με ανεπεξέργαστο λύμα, ιδιαίτερα στην τελευταία δειγματοληψία στο βάθος και την αντίστοιχη επιφάνεια των 10 και 30 cm. Δεν υπήρξε όμως καμία μέτρηση στο βάθος και την επιφάνεια των 40 cm. Τα αποτελέσματα στα σημεία όπου έγινε διαβροχή με ανεπεξέργαστο λύμα (U) έδωσαν, (μέσος όρος 4 log10 cfu /l), ο αριθμός αυτός είναι μειωμένος κατά (1 log10 cfu/l) σε σχέση με το υγρό διαβροχής. Για το επεξεργασμένο λύμα (T) ανιχνεύτηκε μόνο σε μια μέτρηση (4.3

log₁₀ cfu /l), στο βάθος έκχυσης 30 cm. Το αποτέλεσμα αυτό, πιθανόν να οφείλεται σε λάθος. Δεν ανιχνεύτηκε σε κανένα δείγμα του εδάφους που αρδεύτηκε με νερό (W), (μάρτυρας).

Γ.1.2.3. Περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι

ΠΙΝΑΚΑΣ. Γ.1.2.3. έδαφος στον αγρό. Αριθμός περιττωματικών στρεπτόκοκκων (log₁₀ cfu /ml) στο έδαφος, μετά από άρδευση με τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U), στα βάθη 10,30,40 cm καθώς και την αντίστοιχη επιφάνεια, συναρτήσει του χρόνου (ημέρες).

ημέρες	0	15	29	36	43
έδαφος	log ₁₀ cfu /ml	log ₁₀ cfu /ml	log ₁₀ cfu /ml	log ₁₀ cfu /ml	log ₁₀ cfu /ml
Διαβροχή με W					
(10) ^α β	N.D.(5)*	N.D.(3)*	N.D.(2)*	N.D.(2)*	2,666 (0,577) ^γ
(10) ε ^β	N.D.(5)*	N.D.(3)*	N.D.(2)*	2,333 (0,577)	N.D.(2)*
(30) β	N.D.(5)*	N.D.(3)*	N.D.(2)*	2,333 (0,577)	N.D.(2)*
(30) ε	N.D.(5)*	N.D.(3)*	N.D.(2)*	2,333 (0,577)	2,4336 (0,751)
(40) β	N.D.(5)*	N.D.(3)*	N.D.(2)*	N.D.(2)*	N.D.(2)*
(40) ε	N.D.(5)*	N.D.(3)*	N.D.(2)*	N.D.(2)*	N.D.(2)*
Διαβροχή με T					
(10) β	N.D.(5)*	N.D.(3)*	2,666 (0,577)	N.D.(2)*	N.D.(2)*
(10) ε	N.D.(5)*	N.D.(3)*	2,333 (0,577)	3 (0)	2,333 (0,577)
(30) β	N.D.(5)*	N.D.(3)*	N.D.(2)*	2,666 (0,577)	2,433 (0,751)
(30) ε	N.D.(5)*	N.D.(3)*	3,401 (0,173)	N.D.(2)*	3,359 (0,101)
(40) β	N.D.(5)*	N.D.(3)*	N.D.(2)*	2,534 (0,924)	2,433 0,751)
(40) ε	N.D.(5)*	N.D.(3)*	N.D.(2)*	N.D.(2)*	N.D.(2)*
Διαβροχή με U					
(10) β	N.D.(5)*	4 (0,888)	4,085 (0,951)	4,878 (0,369)	4,693 (0,213)
(10) ε	N.D.(5)*	N.D.(3)*	2,615 (1,065)	4,560 (0,072)	5,019 (0,107)
(30) β	N.D.(5)*	4,852 (0,135)	3,259 (0,241)	2,926 (0,806)	2,767 (0,681)
(30) ε	N.D.(5)*	3,333 (0,577)	4,355 (0,021)	3,799 (0,173)	3,318 (0,275)
(40) β	N.D.(5)*	N.D.(3)*	N.D.(2)*	N.D.(2)*	3,200 (0,173)
(40) ε	N.D.(5)*	N.D.(3)*	N.D.(2)*	N.D.(2)*	2,492 (0,852)

*ND : οι τιμές δεν προσδιορίστηκαν. Οι αριθμοί στην παρένθεση απεικονίζουν την αραιώση στην οποία δεν προσδιορίστηκαν.

U= ανεπεξεργαστο λύμα, T= επεξεργασμένο λύμα και W= αρδευτικό νερό

^α στις παρενθέσεις το βάθος έκχυσης του υγρού διαβροχής

^β β δείγμα από το βάθος έκχυσης και ε δείγμα από την επιφάνεια του αντίστοιχου βάθους

^γ οι τιμές στις παρενθέσεις αντιπροσωπεύουν τις τυπικές αποκλίσεις.

Στον πίνακα Γ.1.2.3. φαίνονται οι μετρήσεις των περιττωματικών στρεπτόκοκκων του εδάφους στον αγρό. Ο αριθμός περιττωματικών στρεπτόκοκκων ανιχνεύτηκε σχεδόν σε όλες τις μεταχειρίσεις, κυρίως όμως στα δείγματα που λήφθηκαν μετά

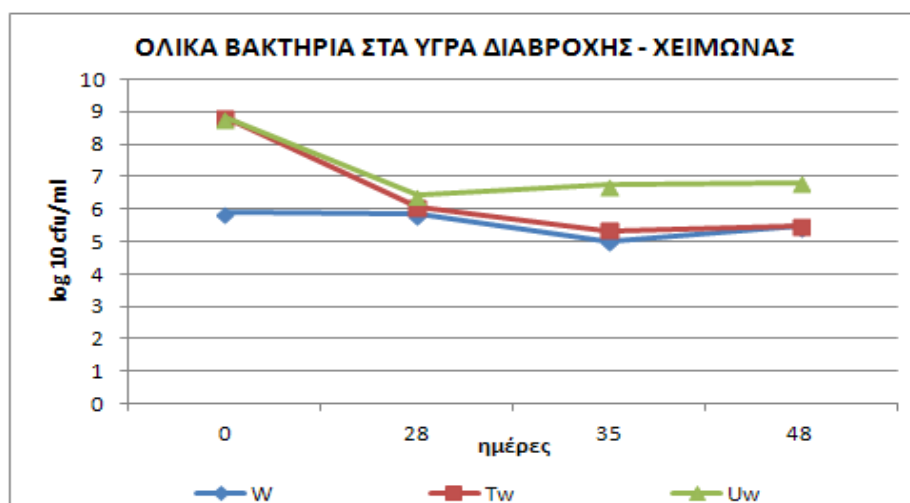
από διαβροχή με το ανεπεξέργαστο λύμα (U) (μέσος όρος 3.75 log₁₀ cfu/l), τόσο από αυτά που προέρχονται από το σημείο έκχυσης όσο και από την αντίστοιχη επιφάνεια. Στην περίπτωση διαβροχής με επεξεργασμένο λύμα (T), μετρήθηκαν μετά 29 ημέρες άρδευσης (μέσος όρος 2.65 log₁₀ cfu/l), τόσο στο σημείο έκχυσης όσο και στην επιφάνεια και σε μικρότερο αριθμό δειγμάτων. Ο αριθμός τους είναι πολύ μικρότερος. Επίσης μετρήθηκε σε μερικά δείγματα που προέρχονται από έδαφος που διαβρέχτηκε με τον μάρτυρα (W) μετά από 36 ημέρες άρδευσης (μέσος όρος 2.4 log₁₀ cfu /l).

Γ.2. ΜΙΚΡΟΒΙΟΛΟΓΙΚΕΣ ΑΝΑΛΥΣΕΙΣ ΣΤΟ ΘΕΡΜΟΚΗΠΙΟ

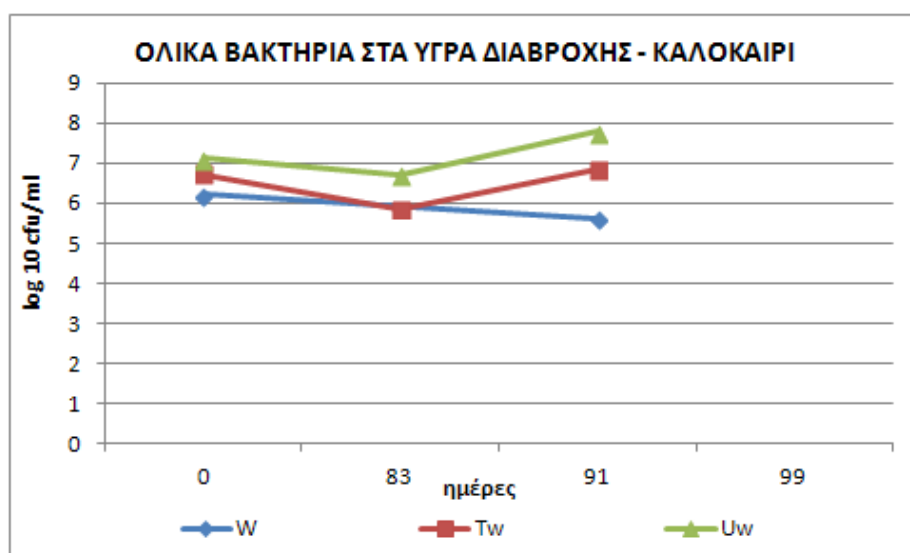
Γ.2.1. Υγρά διαβροχής

Γ.2.1.1 Ολικά βακτήρια

Κατά την διάρκεια των διαβροχών, μετρήθηκε ο αριθμός των ολικών βακτηρίων στα τρία υγρά διαβροχής τόσο κατά την χειμερινή όσο και κατά την θερινή περίοδο. Τα αποτελέσματα των μετρήσεων εμφανίζονται στα διαγράμματα Γ.2.1.1.α για την χειμερινή και Γ.2.1.1.β. για τη θερινή περίοδο.



Διάγραμμα Γ.2.1.1.α: υγρά διαβροχής (χειμερινή περίοδος). Αριθμός ολικών βακτηρίων (log₁₀cfu /ml) στα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U), συναρτήσει του χρόνου (ημέρες).



Διάγραμμα Γ.2.1.1.β.: υγρά διαβροχής (θερινή περίοδος). Αριθμός ολικών βακτηρίων (log₁₀cfu /ml) στα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U), συναρτήσει του χρόνου (ημέρες).

Όπως φαίνεται στα διαγράμματα Γ.2.1.1 α και Γ.2.1.1.β, τόσο κατά τη διάρκεια του χειμώνα, όσο και κατά την διάρκεια του καλοκαιριού δεν παρατηρήθηκαν σημαντικές διαφορές στον αριθμό των ολικών βακτηρίων μεταξύ των τριών υγρών διαβροχής (νερό σε σχέση με το επεξεργασμένο και ανεπεξέργαστο απόβλητο – one way ANOVA $p=0.192$ για τον χειμώνα και $p=0.099$ για το καλοκαίρι). Επίσης δεν παρατηρήθηκαν σημαντικές διαφορές μεταξύ των υγρών διαβροχής στις δύο χρονικές περιόδους (νερό, επεξεργασμένο και ανεπεξέργαστο απόβλητο μεταξύ χειμώνα και καλοκαίρι, t-test, $p=0.393$ για το νερό, $p=0.971$ για το επεξεργασμένο λύμα $p=0.995$ για το ανεπεξέργαστο λύμα).

Κατά τη διάρκεια του χειμώνα, δεν παρατηρήθηκαν σημαντικές διαφορές στον αριθμό των ολικών βακτηρίων μεταξύ των τριών υγρών διαβροχής (νερό επεξεργασμένο και ανεπεξέργαστο απόβλητο – one way ANOVA $p=0.077$). Κατά την διάρκεια του καλοκαιριού παρατηρήθηκαν σημαντικές διαφορές στον αριθμό των ολικών βακτηρίων, μόνο μεταξύ του νερού και του ανεπεξέργαστου αποβλήτου (one way ANOVA $p=0.024$, Tukey test $p=0.026$). Στον πίνακα που ακολουθεί παρουσιάζονται τα αποτελέσματα της στατιστικής ανάλυσης των συγκρίσεων των τριών υγρών σε κάθε διαβροχή ξεχωριστά. Παρατηρούμε ότι ενώ το ανεπεξέργαστο απόβλητο διαφέρει σημαντικά από το νερό σε όλες τις μετρήσεις που πραγματοποιήθηκαν, το επεξεργασμένο απόβλητο στα υγρά της 1^{ης} διαβροχής δεν είχε σημαντικές διαφορές από το ανεπεξέργαστο, ενώ το επεξεργασμένο απόβλητο, μόνο στις τρεις από τις έξι διαβροχές δεν είχε σημαντικές διαφορές από το νερό.

διαβροχή	δοκιμή		U vs W	U vs T	T vs W
χειμώνας					
1 ^η	One way ANOVA	0.016	0.022	>0.05	0.027
2 ^η					
3 ^η	One way ANOVA	<0.001	<0.001	0.005	0.008
4 ^η	One way ANOVA Normality failed		0.003	0.005	>0.05
5 ^η	One way ANOVA	<0.001	<0.001	<0.001	>0.05
καλοκαίρι					
1 ^η	One way ANOVA	0.022	0.029	0.04	>0.05
2 ^η	t-test			0.001	
3 ^η	One way ANOVA	<0.001	<0.001	0.002	<0.001

Πίνακας 1: Αποτελέσματα της σύγκρισης των τριών υγρών διαβροχής στις 2 χρονικές περιόδους

Γ.2.1.2. Ολικά κολίμορφα – E.coli

Επίσης, κατά την διάρκεια των διαβροχών μετρήθηκε ο αριθμός των ολικών κολίμορφων, καθώς και της *E. coli* στα τρία υγρά διαβροχής τόσο κατά την χειμερινή όσο και κατά την θερινή περίοδο. Τα αποτελέσματα των μετρήσεων εμφανίζονται στον πίνακα Γ.2.1.2.α για την χειμερινή και για τη θερινή περίοδο.

ΠΙΝΑΚΑΣ Γ.2.1.2.α. αριθμός ολικών κολίμορφων και *E. coli* (log 10 cfu/g) στα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U), συναρτήσει του χρόνου (ημέρες)

	Νερό (w)		Επεξεργασμένο (T)		Ανεπεξέργαστο (U)	
	Ολικά κολίμορφα	<i>E. coli</i>	Ολικά κολίμορφα	<i>E. coli</i>	Ολικά κολίμορφα	<i>E. coli</i>
ημέρες	ΧΕΙΜΩΝΑΣ					
0	3,7	N.D.*(2)	5,7	N.D.*(2)	5,9	4,9
13	Δ.Ε.	Δ.Ε.	Δ.Ε.	Δ.Ε.	Δ.Ε.	Δ.Ε.
28	N.D.*(1)	N.D.*(1)	2,3	N.D.*(1)	5,1	4,7
35	N.D.*(1)	N.D.*(1)	3	2	4,5	3,9
48	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	4,4	4
ημέρες	ΚΑΛΟΚΑΙΡΙ					
0	Δ.Ε.*	Δ.Ε.	Δ.Ε.	Δ.Ε.	Δ.Ε.	Δ.Ε.
70	Δ.Ε.	Δ.Ε.	Δ.Ε.	Δ.Ε.	Δ.Ε.	Δ.Ε.
83	N.D.*(1)	N.D.*(1)	3,55	N.D.*(1)	6,0	4,8
91	N.D.*(1)	N.D.*(1)	2,47	N.D.*(1)	5,2	5
99	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)

*Δ.Ε. δεν πραγματοποιήθηκαν μετρήσεις. *ND : οι τιμές δεν προσδιορίστηκαν. Οι αριθμοί στην παρένθεση αντιπροσωπεύουν την αραιώση στην οποία δεν προσδιορίστηκαν. U= ανεπεξέργαστο λύμα, T= επεξεργασμένο λύμα και W= αρδευτικό νερό

Τα αποτελέσματα των μετρήσεων που εμφανίζονται στον πίνακα Γ.2.1.2.α, δείχνουν σημαντικές διαφορές στον αριθμό των ολικών κολίμορφων, καθώς και της *E. coli* στα τρία υγρά διαβροχής τόσο κατά την χειμερινή όσο και κατά την θερινή περίοδο.

Ο αριθμός των ολικών κολίμορφων για το επεξεργασμένο (T) (μέσος όρος 3.5 και 3 log₁₀ cfu /l) αντίστοιχα για τον χειμώνα και για το καλοκαίρι, ενώ για το ανεπεξέργαστο λύμα (U), (μέσος όρος 5 και 5.6 log₁₀ cfu /l) αντίστοιχα, για τον χειμώνα και το καλοκαίρι. Η *E. coli*, μετρήθηκε μόνο στο ανεπεξέργαστο λύμα (U), (μέσος όρος 4.4 log₁₀ cfu /l) για τον χειμώνα και (μέσος όρος 4.9 log₁₀ cfu /l) για το καλοκαίρι, ενώ στο επεξεργασμένο δεν ανιχνεύτηκε, εκτός από μία μόνο μέτρηση στην προτελευταία δειγματοληψία δηλ. μετά 35 ημέρες (2 log₁₀ cfu /l), πιθανόν να οφείλεται σε λάθος. Το επεξεργασμένο λύμα (T) εμφανίζει μειωμένους αριθμούς ως προς τα ολικά κολίμορφα και την *E.coli* σε σχέση με το ανεπεξέργαστο. Τα ολικά κολίμορφα δεν μετρήθηκαν στο νερό (W), παρά μόνο στην πρώτη δειγματοληψία, ενώ δεν ανιχνεύτηκε η *E. coli*.

Γ.2.1.3 Περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι

Επίσης, μετρήθηκε ο αριθμός των περιττωματικών στρεπτόκοκκων όπως και των θειοαναγωγικών κλωστριδίων, στα τρία υγρά διαβροχής, τόσο κατά την χειμερινή όσο και κατά την θερινή περίοδο. Τα αποτελέσματα των μετρήσεων εμφανίζονται στους πίνακες Γ.2.1.3.α. και Γ.2.1.4.α. τόσο για την χειμερινή όσο και για τη θερινή περίοδο.

ΠΙΝΑΚΑΣ Γ.2.1.3.α. αριθμός περιττωματικών στρεπτόκοκκων (log 10 cfu/g) στα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U), συναρτήσει του χρόνου (ημέρες)

	Νερό (w)	Επεξεργασμένο (T)	Ανεπεξέργαστο (U)
ημέρες	ΧΕΙΜΩΝΑΣ		
0	N.D. *(1)	N.D. *(1)	3,8
13	Δ.Ε.	Δ.Ε.	Δ.Ε.
28	N.D. *(1)	N.D. *(1)	5,1
35	N.D. *(1)	2	5
48	N.D. *(1)	N.D. *(1)	5,1
ημέρες	ΚΑΛΟΚΑΙΡΙ		
0	Δ.Ε.*	Δ.Ε.	Δ.Ε.
70	Δ.Ε.	Δ.Ε.	Δ.Ε.
83	N.D. *(1)	N.D. *(1)	5,23
91	N.D. *(1)	N.D. *(1)	4,5
99	N.D. *(1)	N.D. *(1)	N.D. *(1)

*Δ.Ε. δεν πραγματοποιήθηκαν μετρήσεις. *ND : οι τιμές δεν προσδιορίστηκαν. Οι αριθμοί στην παρένθεση αντιπροσωπεύουν την αραιώση στην οποία δεν προσδιορίστηκαν. U= ανεπεξέργαστο λύμα, T= επεξεργασμένο λύμα και W= αρδευτικό νερό

Στον πίνακα Γ.2.1.3.α., φαίνεται ο αριθμός των περιττωματικών στρεπτόκοκκων στα υγρά διαβροχής, τόσο κατά την χειμερινή όσο και κατά την θερινή περίοδο. Τα παραπάνω βακτήρια μετρήθηκαν μόνο στο ανεπεξέργαστο λύμα (μέσος όρος 4.7 log 10 cfu/g) για τον χειμώνα και (μέσος όρος 4.9 log 10 cfu/g) για το καλοκαίρι, και σε μία μόνο μέτρηση στο επεξεργασμένο (μέσος όρος 2 log 10 cfu/g). Παρατηρούμε ότι στο ανεπεξέργαστο λύμα, ο αριθμός τους κατά την θερινή περίοδο είναι λίγο πιο αυξημένος σε σχέση με τον χειμώνα, ενώ στο επεξεργασμένο (μία μόνο μέτρηση), η οποία είναι πολύ μειωμένη σε σχέση με το ανεπεξέργαστο. Στο νερό δεν μετρήθηκαν σε καμία μέτρηση.

Γ.2.1.4. Θειοαναγωγικά κλωστρίδια

ΠΙΝΑΚΑΣ Γ.2.1.4.α. αριθμός θειοαναγωγικών κλωστριδίων (log 10 cfu/g) στα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U), συναρτήσει του χρόνου (ημέρες)

	Νερό (w)	Επεξεργασμένο (T)	Ανεπεξέργαστο (U)
ημέρες	ΧΕΙΜΩΝΑΣ		
0	N.D.*(2)	N.D.*(2)	3
13	Δ.Ε.*	Δ.Ε.	Δ.Ε.
28	N.D.*(1)	2	3,5
35	N.D.*(1)	ND.*(1)	2,8
48	N.D.*(1)	N.D.*(1)	3,6
ημέρες	ΚΑΛΟΚΑΙΡΙ		
0	Δ.Ε.*	Δ.Ε.	Δ.Ε.
70	Δ.Ε.	Δ.Ε.	Δ.Ε.
83	N.D.*(1)	N.D.*(1)	4,4
91	N.D.*(1)	N.D.*(1)	4,9
99	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)

*Δ.Ε. δεν πραγματοποιήθηκαν μετρήσεις. *ND : οι τιμές δεν προσδιορίστηκαν. Οι αριθμοί στην παρένθεση αντιπροσωπεύουν την αραίωση στην οποία δεν προσδιορίστηκαν.

U= ανεπεξέργαστο λύμα, T= επεξεργασμένο λύμα και W= αρδευτικό νερό

Στα αποτελέσματα των μετρήσεων που εμφανίζονται στον πίνακα Γ.2.1.4.α., φαίνεται ο αριθμός των θειοαναγωγικών κλωστριδίων, στα τρία υγρά διαβροχής, τόσο κατά την χειμερινή όσο και κατά την θερινή περίοδο. Τα παραπάνω βακτήρια μετρήθηκαν μόνο στο ανεπεξέργαστο λύμα (μέσος όρος 3.2 log 10 cfu/g) για τον χειμώνα και (μέσος όρος 4.65 log 10 cfu/g) για το καλοκαίρι, και σε μία μόνο μέτρηση στο επεξεργασμένο (μέσος όρος 2 log 10 cfu/g). Παρατηρούμε ότι στο ανεπεξέργαστο λύμα, ο αριθμός τους κατά την θερινή περίοδο είναι πιο αυξημένος σε σχέση με την χειμερινή. Στο επεξεργασμένο είναι πολύ μειωμένος σε σχέση με το ανεπεξέργαστο. Στο νερό δεν εμφανίστηκαν σε καμία μέτρηση. Δεν μετρήθηκαν επίσης, στην τελευταία μέτρηση όλων των υγρών διαβροχής (ανεπεξέργαστο, επεξεργασμένο, νερό), την θερινή περίοδο.

Γ.2.2. Έδαφος στις γλάστρες

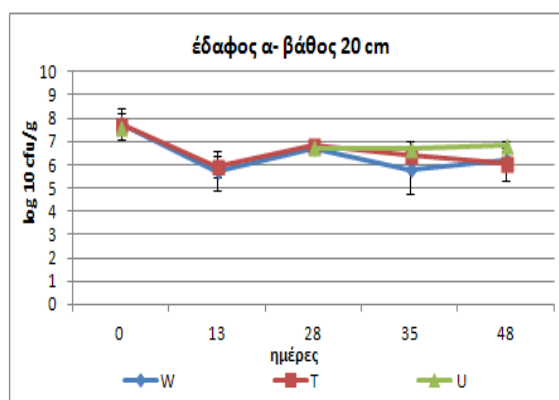
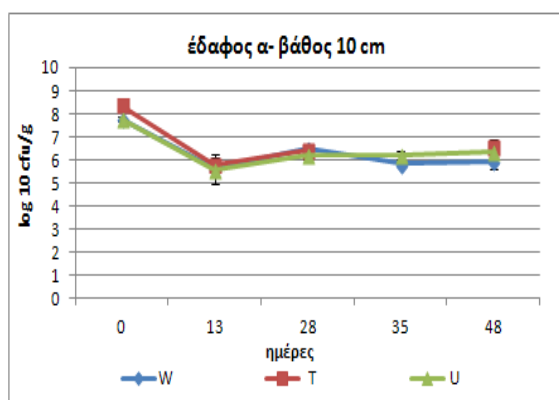
Γ.2.2.1. Ολικά βακτήρια

Για τις ανάγκες του πειράματος το οποίο διεξήχθη στο θερμοκήπιο του Γ.Π.Α., όπως αναφέρθηκε στο «Υλικά και Μέθοδοι», χρησιμοποιήθηκαν γλάστρες με δύο διαφορετικά εδάφη α (SL) και β (LS), των οποίων εξετάστηκαν οι ιδιότητες. Σε κάθε γλάστρα τοποθετήθηκαν 13 Kg από τα εδάφη αυτά, και εφαρμόστηκε υπόγεια άρδευση. Σε κάθε γλάστρα τοποθετήθηκαν σταλάκτες σε δύο διαφορετικά βάθη (10 και 20 cm). Οι γλάστρες ποτίζονταν με τα τρία υγρά διαβροχής, δηλ. νερό (W) μάρτυρας, επεξεργασμένο λύμα (T) και ανεπεξέργαστο λύμα (U). Τα εδαφικά

δείγματα λαμβάνονταν κάθε φορά από την επιφάνεια της κάθε γλάστρας μετά το πότισμα, με το αντίστοιχο υγρό διαβροχής. Στην συνέχεια μεταφέρονταν στο εργαστήριο, σε ισόθερμα δοχεία, όπως αναφέρθηκε, για τις μικροβιολογικές αναλύσεις. Τα αποτελέσματα κατα την χειμερινή και θερινή περίοδο απεικονίζονται στα παρακάτω διαγράμματα:

Γ.2.2.1.α. Τα ολικά βακτήρια στο έδαφος κατά την χειμερινή περίοδο:

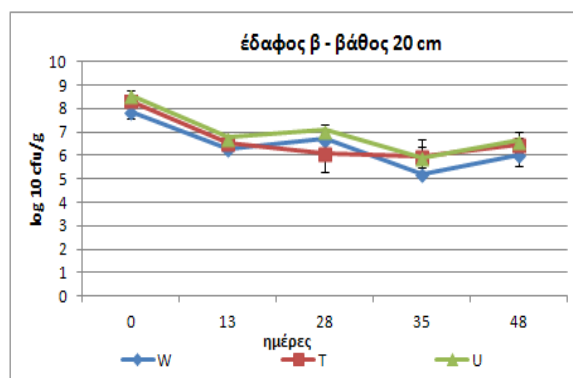
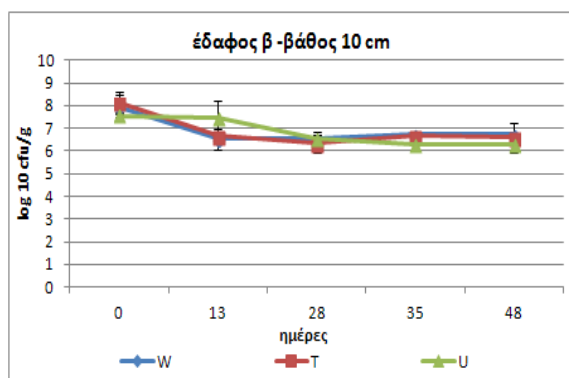
Διαγράμματα Γ,2.2.1.α και Γ.2.2.1.β: έδαφος α, σύγκριση στα δύο βάθη (χειμερινή περίοδος)



Διαγράμμαμα Γ.2.2.1.α: Αριθμός ολικών βακτηρίων (log₁₀cfu /g) στο έδαφος α που διαβρέχονταν σε βάθος 10 cm με τα τρία διαφορετικά υγρά διαβροχής (W, T, U), συναρτήσε του χρόνου (ημέρες). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).

Διαγράμμαμα Γ.2.2.1.β: Αριθμός ολικών βακτηρίων (log₁₀cfu /g) στο έδαφος α που διαβρέχονταν σε βάθος 20 cm με τα τρία διαφορετικά υγρά διαβροχής (W, T, U), συναρτήσε του χρόνου (ημέρες). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).

Διαγράμματα Γ.2.2.1.γ και Γ.2.2.1.δ: έδαφος β, σύγκριση στα δύο βάθη (χειμερινή περίοδος)

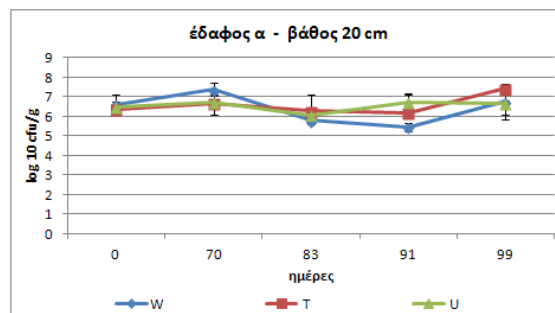
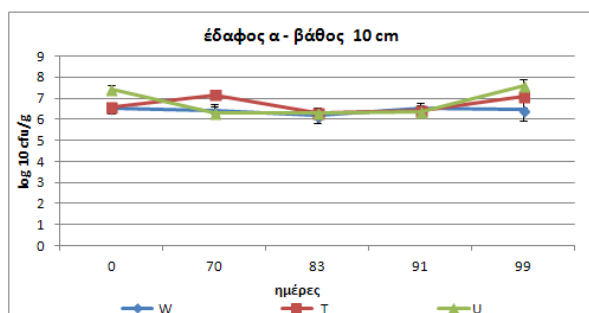


Διαγράμμαμα Γ.2.2.1.γ: Αριθμός ολικών βακτηρίων (log₁₀cfu /g) στο έδαφος β που διαβρέχονταν σε βάθος 10 cm με τα τρία διαφορετικά υγρά διαβροχής (W, T, U), συναρτήσε του χρόνου (ημέρες). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).

Διαγράμμαμα Γ.2.2.1.δ: Αριθμός ολικών βακτηρίων (log₁₀cfu /g) στο έδαφος β που διαβρέχονταν σε βάθος 20 cm με τα τρία διαφορετικά υγρά διαβροχής(W, T, U), συναρτήσε του χρόνου (ημέρες). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).

Γ.2.2.1.β. Τα ολικά βακτήρια στο έδαφος κατά την θερινή περίοδο:

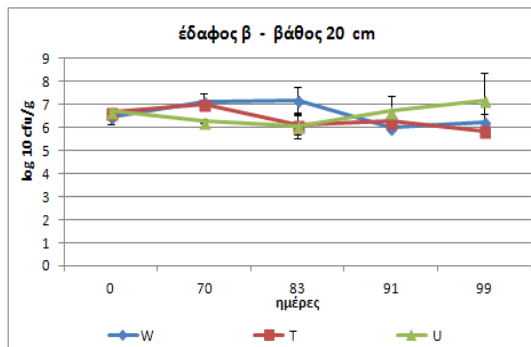
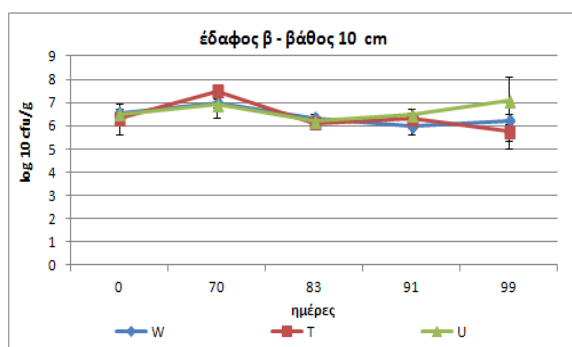
Διαγράμματα Γ.2.2.1.ε και Γ.2.2.1.στ: έδαφος α, σύγκριση σε δύο βάθη (θερινή περίοδος)



Διάγραμμα Γ.2.2.1.ε: Αριθμός ολικών βακτηρίων ($\log_{10} \text{cfu/l}$) στο έδαφος α που διαβρέχονταν σε βάθος 10 cm με τα τρία διαφορετικά υγρά διαβροχής (W, T, U), συναρτήσει του χρόνου t (days). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).

Διάγραμμα Γ.2.2.1.στ: Αριθμός ολικών βακτηρίων ($\log_{10} \text{cfu/l}$) στο έδαφος α που διαβρέχονταν σε βάθος 20 cm με τα τρία διαφορετικά υγρά διαβροχής (W, T, U), συναρτήσει του χρόνου t (days). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).

Διαγράμματα Γ.2.2.1.ζ και Γ.2.2.1.η: έδαφος β, σύγκριση σε δύο βάθη (θερινή περίοδος)



Διάγραμμα Γ.2.2.1.ζ: Αριθμός ολικών βακτηρίων ($\log_{10} \text{cfu/l}$) στο έδαφος β που διαβρέχονταν σε βάθος 10 cm με τα τρία διαφορετικά υγρά διαβροχής (W, TW, UW), συναρτήσει του χρόνου t (days). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).

Διάγραμμα Γ.2.2.1.η: Αριθμός ολικών βακτηρίων ($\log_{10} \text{cfu/l}$) στο έδαφος β που διαβρέχονταν σε βάθος 20 cm με τα τρία διαφορετικά υγρά διαβροχής (W, TW, UW), συναρτήσει του χρόνου t (days). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).

Τα ολικά βακτήρια στο έδαφος των γλαστρών μετά από την διαβροχή με τα τρία υγρά κατά την χειμερινή περίοδο:

Στα διαγράμματα Γ.2.2.1.α και Γ.2.2.1.β που αντιπροσωπεύουν τα δύο βάθη στο έδαφος α, όπως και τα διαγράμματα Γ.2.2.1.γ και Γ.2.2.1.δ για το έδαφος β με τα δυο βάθη, μπορούμε να σχολιάσουμε τα παρακάτω:

Δεν παρατηρήθηκαν σημαντικές διαφορές. Στο έδαφος α, δεν έχουμε σημαντική αύξηση των ολικών βακτηρίων (νερό σε σχέση με το επεξεργασμένο και ανεπεξέργαστο απόβλητο – one way ANOVA $p=0.762$ (normality failed) για το βάθος 10 cm και $p=0.582$ για το βάθος 20 cm). Επίσης στο έδαφος β (νερό σε σχέση με το επεξεργασμένο και ανεπεξέργαστο απόβλητο – one way ANOVA $p=0.989$ (normality failed) για το βάθος 10 cm και $p=0.655$ για το βάθος 20 cm), δεν παρατηρούνται σημαντικές διαφορές ($p>0.005$).

Από τα παραπάνω αποτελέσματα προκύπτει ότι δεν υπάρχουν στατιστικά σημαντικές διαφορές στον αριθμό των ολικών βακτηρίων σε όλες τις δειγματοληψίες των εδαφικών δειγμάτων των δύο εδαφών α και β, που δέχτηκαν τα τρία υγρά διαβροχής, στα δύο βάθη κατά την χειμερινή περίοδο.

Τα ολικά βακτήρια στο έδαφος των γλαστρών μετά από την διαβροχή με τα τρία υγρά κατά την θερινή περίοδο:

Στα διαγράμματα Γ.2.2.1.ε και Γ.2.2.1.στ που αντιπροσωπεύουν τα δύο βάθη στο έδαφος α, όπως και τα διαγράμματα Γ.2.2.1.ζ και Γ.2.2.1.η για το έδαφος β με τα δυο βάθη, μπορούμε να σχολιάσουμε τα παρακάτω:

Επίσης δεν παρατηρήθηκαν σημαντικές διαφορές. Παρατηρούμε ότι στο έδαφος α, δεν έχουμε σημαντική αύξηση των ολικών βακτηρίων (νερό σε σχέση με το επεξεργασμένο και ανεπεξέργαστο απόβλητο – one way ANOVA $p=0.398$ για το βάθος 10 cm και $p=0.882$ για το βάθος 20 cm), επίσης στο έδαφος β (νερό (W) σε σχέση με το επεξεργασμένο (T) και ανεπεξέργαστο απόβλητο (U) – one way ANOVA $p=0.689$ (normality failed) - (ANOVA on RANKS $P=0.482$) για το βάθος 10 cm και $p=0.729$ για το βάθος 20 cm) δεν υπάρχουν στατιστικά σημαντικές διαφορές ($p>0.005$)

Από τα παραπάνω στατιστικά αποτελέσματα προκύπτει ότι δεν υπάρχουν στατιστικά σημαντικές διαφορές στον αριθμό των ολικών βακτηρίων σε όλες τις δειγματοληψίες των εδαφικών δειγμάτων των δύο εδαφών α και β, που δέχτηκαν τα τρία υγρά διαβροχής, στα δύο βάθη κατά την θερινή περίοδο.

Τα ολικά βακτήρια στο ίδιο έδαφος, μεταξύ του βάθους έκχυσης 10 cm και του βάθους 20 cm, κατά την χειμερινή και θερινή περίοδο :

Όσον αφορά τις διαφορές του αριθμού των ολικών βακτηρίων μεταξύ του βάθους 10 και 20 cm στο ίδιο έδαφος, στην ίδια μεταχείριση (W,T,U), δεν υπάρχουν στατιστικά σημαντικές διαφορές, τόσο στα αποτελέσματα της χειμερινής περιόδου όσο και κατά την θερινή περίοδο.

Χρησιμοποιήθηκε το t-test στο ίδιο έδαφος μεταξύ του βάθους 10 και 20 cm και προκύπτουν τα παρακάτω:

Χειμερινή περίοδος: Στην περίπτωση που η διαβροχή έγινε με επεξεργασμένο λύμα (T) $P=0.792$ για το έδαφος α και $P=0.639$ (normality failed) για το έδαφος β, ενώ για διαβροχή με ανεπεξέργαστο λύμα (U) ($P=0.283$ (normality failed) για το έδαφος α και $P=0.765$ για το έδαφος β), σε σχέση με τον μάρτυρα αρδευτικό νερό (W) ($P=0.835$ και 0.384 αντίστοιχα). Θερινή περίοδος: Στην περίπτωση που η διαβροχή έγινε με επεξεργασμένο λύμα (T) ($P=0.69$ για το έδαφος α και $P=0.976$ (normality failed) και Mann-Whitney Rank Sum test $P=1$) για το έδαφος β), ενώ για διαβροχή με ανεπεξέργαστο λύμα (U) ($P=0.398$ για το έδαφος α και $P=0.868$ για το έδαφος β), σε σχέση με τον μάρτυρα αρδευτικό νερό (W) ($P=0.963$ equality of variance failed, & Mann-Whitney Rank Sum test $P=0.69$ για το έδαφος α και $P=0.564$ για το έδαφος β).

Τα ολικά βακτήρια μεταξύ των δύο εδαφών α και β στο βάθος έκχυσης 10 cm και στο βάθος 20 cm, κατά την χειμερινή και θερινή περίοδο :

Επίσης μελετήθηκαν οι διαφορές του αριθμού των ολικών βακτηρίων στο ίδιο βάθος μεταξύ των δύο εδαφών στην ίδια μεταχείριση (W,T,U) και προκύπτει ότι δεν υπάρχουν στατιστικά σημαντικές διαφορές, τόσο στα αποτελέσματα της χειμερινής περιόδου, όσο και κατά την θερινή περίοδο.

Τα ολικά βακτήρια μεταξύ των εδαφών α και β στο ίδιο βάθος έκχυσης κατά την χειμερινή και θερινή περίοδο :

Επίσης χρησιμοποιήθηκε το t-test για το ίδιο βάθος (10, 20 cm) μεταξύ των δύο εδαφών α και β και προκύπτουν τα παρακάτω:

Χειμερινή περίοδος: Στην περίπτωση που η διαβροχή έγινε με επεξεργασμένο λύμα (T) $P=0.871$ (normality failed) για τα 10 cm, και $P=0.927$ (normality failed) για τα 20 cm, ενώ η διαβροχή με ανεπεξέργαστο λύμα (U) $P=0.404$ (normality failed) για τα 10 cm και $P=0.938$ για τα 20 cm σε σχέση με τον μάρτυρα αρδευτικό νερό (W) όπου $P=0.835$ και 0.384 αντίστοιχα.

Θερινή περίοδος: Στην περίπτωση που η διαβροχή έγινε με επεξεργασμένο λύμα (T) Mann-Whitney Rank sum test $p=1$ για τα 10 cm, και $P=0.530$ για τα 20 cm ενώ η διαβροχή με ανεπεξέργαστο λύμα (U) $P=0.604$ (normality failed) για τα 10 cm και

P=0.792 για τα 20 cm σε σχέση με τον μάρτυρα αρδευτικό νερό (W) όπου P= 0.943 και 0.679 αντίστοιχα.

Πίνακας : Στατιστική ανάλυση μεταξύ των δειγματοληψιών στις δύο χρονικές περιόδους για τα ολικά βακτήρια. Δοκιμή: One way ANOVA- Holm-Sidak P<0.05

διαβροχή	Έδαφος α		Έδαφος β	
Συνολικές δειγματοληψίες	One way ANOVA-Tukey p<0.001			
χειμώνας	Άρδευση 10 cm	Άρδευση 20 cm	Άρδευση 10 cm	Άρδευση 20 cm
1 ^η vs 2 ^η vs 3 ^η vs 4 ^η vs 5 ^η	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
2 ^η vs 3 ^η vs 5 ^η	<0.05	>0.05	>0.05	>0.05
3 ^η vs 4 ^η vs 5 ^η	>0.05	>0.05	>0.05	<0.05
4 ^η vs 2 ^η	>0.05	>0.05	>0.05	<0.05
5 ^η vs 4 ^η	>0.05	>0.05	>0.05	<0.05
καλοκαίρι				
Συνολικές δειγματοληψίες	One way ANOVA-Tukey p<0.001			
1 ^η vs 2 ^η vs 3 ^η vs 4 ^η vs 5 ^η	>0.05	<0.05	<0.05	>0.05
1 ^η vs 2 ^η	>0,05	>0,05	<0,05	<0,05
3 ^η				
4 ^η				
5 ^η				

Στατιστική ανάλυση για ολικά βακτήρια του εδάφους α και του εδάφους β στις τρεις μεταχειρίσεις (W vs T vs U) στα δύο βάθη 10 και 20 cm (One Way of Variance ANOVA).

	Δοκιμή: One Way of Variance ANOVA για (W vs T vs U) p<0.05			
Βάθος έκχυσης	Έδαφος α		Έδαφος β	
	Χειμερινή περίοδος	Θερινή περίοδος	Χειμερινή περίοδος	Θερινή περίοδος
10 cm	0.762 (normality failed)	0.398	0.989 (normality failed)	ANOVA on Ranks p=0.482
20cm	0.582	0.882	0.655	0.729

Στατιστική ανάλυση για τα ολικά βακτήρια μεταξύ του βάθους έκχυσης 10 και 20 cm στο ίδιο έδαφος, στην ίδια μεταχείριση (t-test).

Δοκιμή: t-test για βάθος έκχυσης (10 cm vs 20 cm) $p < 0.005$				
μεταχειρίσεις	Έδαφος α		Έδαφος α	
	Χειμερινή περίοδος	Θερινή περίοδος	Χειμερινή περίοδος	Θερινή περίοδος
W	0.835	Mann_Whitney Rank Sum test $p=0.69$	0.384	0.564
T	0.792	0,69	0.693 (normality failed)	Mann-Whitney Rank sum test $p=1$
U	0.283 (normality failed)	0.398	0.765	0.868

Στατιστική ανάλυση t-test για τα ολικά βακτήρια, στο ίδιο βάθος μεταξύ των εδαφών α και β, στην ίδια μεταχείριση (t-test).

Δοκιμή: t-test (έδαφος α Vs έδαφος β) $p < 0.005$				
μεταχειρίσει ς	βάθος έκχυσης 10 cm		βάθος έκχυσης 20 cm	
	Χειμερινή περίοδος	Θερινή περίοδος	Χειμερινή περίοδος	Θερινή περίοδος
W	0.275 (normality failed)	0.943	0.975	0.679
T	0.871 (normality failed)	Mann-Whitney Rank sum test $p=1$	0.927 (normality failed)	0.530
U	0.404	0.604	0.938	0.792

Γ.2.2.2 Ολικά κολίμορφα – *E.coli*

Γ.2.2.2.α. κατά την χειμερινή περίοδο

Πίνακας Γ.2.2.2.α. αριθμός ολικών κολίμορφων και *E.coli* (log 10 cfu/g) στο έδαφος α και β κατά την χειμερινή περίοδο

	Ολικά κολίμορφα	<i>e. coli</i>	Ολικά κολίμορφα	<i>e. coli</i>	Ολικά κολίμορφα	<i>e. coli</i>	Ολικά κολίμορφα	<i>e. coli</i>	Ολικά κολίμορφα	<i>e. coli</i>
Ημέρες διαβροχής	0		13		28		35		48	
Βάθος 10 cm	Έδαφος α									
W		N.D.(2)			N.D.(1)		N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)
	N.D.(2)		2,33*	2,33	N.D.(1)					
T	N.D.(2)	N.D.(2)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)		N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)
U	N.D.(2)	N.D.(2)			N.D.(1)		N.D.(1)			
			2,25	2			1,66	N.D.(1)	1,33	N.D.(1)
Βάθος 20 cm	Έδαφος β									
W	N.D.(2)	N.D.(2)		N.D.(1)	N.D.(1)		N.D.(1)	N.D.(1)		
			2*						1,84	N.D.(1)
T	N.D.(2)	N.D.(2)		N.D.(1)	N.D.(1)		N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)
U					N.D.(1)		N.D.(1)	N.D.(1)		
	2,97*	N.D.(2)	2,34	N.D.(1)	1,63*				1,82	1,43
Βάθος 10 cm	Έδαφος β									
W	N.D.(2)	N.D.(2)		N.D.(1)	N.D.(1)		N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)
			2,26*							
T	N.D.(2)	N.D.(2)		N.D.(1)	N.D.(1)		N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)
U	N.D.(2)	N.D.(2)			N.D.(1)					
			1,33*							
			2,27*	N.D.(1)	1,83*		1,33	N.D.(1)	1,71	N.D.(1)
Βάθος 20 cm	Έδαφος β									
W	N.D.(2)	N.D.(2)		N.D.(1)	N.D.(1)		N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)
			1,49*							
T	N.D.(2)	N.D.(2)		N.D.(1)	N.D.(1)		N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)
U					N.D.(1)					
	5*	N.D.(2)	3,61	1,89	1,61*		2,96	2,06	2,64	2,1

*ND : οι τιμές δεν προσδιορίστηκαν. Οι αριθμοί στην παρένθεση αντιπροσωπεύουν την αραιώση στην οποία δεν προσδιορίστηκαν. U= ανεπεξεργαστο λύμα, T= επεξεργασμένο λύμα και W= αρδευτικό νερό, ° οι τιμές στις παρενθέσεις αντιπροσωπεύουν τις τυπικές αποκλίσεις

Γ.2.2.2.β. κατά την θερινή περίοδο

Πίνακας Γ.2.2.2.β. . ο αριθμός ολικών κολλίμορφων και *e.coli* (log 10 cfu/g) στο έδαφος α και β κατά την θερινή περίοδο.

	Ολικά κολίμορφα	<i>e. coli</i>	Ολικά κολίμορφα	<i>e. coli</i>	Ολικά κολίμορφα	<i>e. coli</i>	Ολικά κολίμορφα	<i>e. coli</i>	Ολικά κολίμορφα	<i>e. coli</i>
ημέρες διαβροχής	0		70		83		91		99	
Βάθος 10 cm	Εδαφος α									
W	1,82	Δ.Ε.*	2,10	1,76	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)
T	N.D.(1)	Δ.Ε.*	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)
U	1,49	Δ.Ε.*	N.D.(1)	N.D.(1)	1,43	1,43	3,17	3,02	2,28	2,18
Βάθος 20 cm	Εδαφος β									
W	N.D.(1)	Δ.Ε.*	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)
T	3,22	Δ.Ε.*	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)
U	1,76	Δ.Ε.*	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	3,00	2,04	1,56	1,43
Βάθος 10 cm	Έδαφος β									
W	N.D.(1)	Δ.Ε.*	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)
T	N.D.(1)	Δ.Ε.*	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)
U	N.D.(1)	Δ.Ε.*	N.D.(1)	N.D.(1)	3,43	3,13	3,77	2,79	N.D.(1)	N.D.(1)
Βάθος 20 cm	Έδαφος β									
W	2,67	Δ.Ε.*	N.D.(1)	N.D.(1)	2,79	N.D.(1)	1,81	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)
T	2,33	Δ.Ε.*	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)	N.D.(1)
U	1,85	Δ.Ε.*	2,10	1,76	2,10	1,96	3,52	3,40	2,26	2,08

*Δ.Ε. δεν πραγματοποιήθηκαν μετρήσεις. ND : οι τιμές δεν προσδιορίστηκαν. Οι αριθμοί στην παρένθεση αντιπροσωπεύουν την αραιώση στην οποία δεν προσδιορίστηκαν. U= ανεπεξέργαστο λύμα, T= επεξεργασμένο λύμα και W= αρδευτικό νερό

Στον πίνακα Γ.2.2.2.α όπου παρουσιάζεται ο αριθμός των ολικών κολλίμορφων βακτηρίων και της *E.coli*, την περίοδο του χειμώνα παρατηρείται ότι:

Ο αριθμός των ολικών κολλίμορφων κατά την διάρκεια του χειμώνα όσον αφορά την διαβροχή με το μάρτυρα και το επεξεργασμένο λύμα, δεν μετρήθηκε στις περισσότερες δειγματοληψίες εκτός της δεύτερης, δηλ. μετά από 13 ημέρες Στην περίπτωση όμως, που ποτίστηκαν με ανεπεξέργαστο λύμα, μετρήθηκαν σχεδόν σε όλα τα εδαφικά δείγματα των δύο εδαφών, για τα δύο βάθη (10 και 20 cm). Όσον αφορά την *E.coli*, επίσης μετρήθηκε μόνο στις γλάστρες που ποτίστηκαν με ανεπεξέργαστο λύμα, αλλά μόνο σε δύο δειγματοληψίες στο έδαφος α (μια στο

βάθος 10 cm και μια στο βάθος 20 cm) και στο έδαφος β μόνο στις γλάστρες που ποτίστηκαν με ανεπεξέργαστο λύμα, στο βάθος 20 cm και όχι στις υπόλοιπες. Κατά την θερινή περίοδο, ο αριθμός των ολικών κολίμορφων, πίνακας Γ.2.2.2.β., όταν η διαβροχή έγινε με νερό και επεξεργασμένο λύμα, μετρήθηκε σε μερικές μεμονωμένες περιπτώσεις, στην περίπτωση όμως που ποτίστηκε με ανεπεξέργαστο λύμα μετρήθηκε στις περισσότερες περιπτώσεις και στα δύο βάθη, κατά την διάρκεια όλων των δειγματοληψιών και στα δύο εδάφη α και β. Η *E.coli* την θερινή περίοδο εμφανίζεται σε όλες σχεδόν τις γλάστρες που ποτίστηκαν μόνο με ανεπεξέργαστο λύμα και ο αριθμός τους είναι πιο αυξημένος, σε σχέση με την χειμερινή περίοδο.

Ειδικότερα τα ολικά κολίμορφα, στο έδαφος α κατά την χειμερινή περίοδο, (πίνακας Γ.2.2.2.α.), μετρήθηκαν μόνο στην περίπτωση που η άρδευση έγινε με ανεπεξέργαστο λύμα (U), σχεδόν σε όλες τις μετρήσεις. Στα εδαφικά δείγματα που ποτίστηκαν με επεξεργασμένο λύμα και νερό, δεν μετρήθηκαν (μόνο σε μια μέτρηση μετά 13 ημέρες). Κατά την θερινή περίοδο, (πίνακας Γ.2.2.2.β.), τα ολικά κολίμορφα, μετρήθηκαν μόνο όταν ποτίστηκαν με ανεπεξέργαστο λύμα. Δεν μετρήθηκαν όταν χρησιμοποιήθηκε επεξεργασμένο και νερό. Στο έδαφος β (πίνακας Γ.2.2.2.α.), κατά την χειμερινή περίοδο, μετά την άρδευση ανεπεξέργαστο λύμα (U) τα ολικά κολίμορφα ανιχνεύτηκαν σε όλες τις μεταχειρίσεις. Κατά την θερινή περίοδο, (πίνακας Γ.2.2.2.β.), ο αριθμός των ολικών κολίμορφων μετρήθηκε στις περισσότερες μεταχειρίσεις με το ανεπεξέργαστο λύμα.

Η *E.coli* κατά την χειμερινή περίοδο, μετρήθηκε στις γλάστρες που ποτίστηκαν με ανεπεξέργαστο λύμα (U), στα δύο εδάφη α και β, και στα δύο βάθη. Συγκεκριμένα στο έδαφος α μία μέτρηση στα 10 cm ($2 \log_{10}$ cfu /l) και μία μέτρηση στα 20 cm ($1.43 \log_{10}$ cfu /l), ενώ στο έδαφος β ανιχνεύτηκε μόνο στο βάθος 20 cm (μέσος όρος $2 \log_{10}$ cfu /l). Δεν ανιχνεύτηκε στις γλάστρες που ποτίστηκαν με επεξεργασμένα λύματα (T). Υπήρξε μια μόνο μέτρηση και στο έδαφος που ποτίστηκε νερό (W), αλλά πιθανόν να οφείλεται σε λάθος. Κατά την θερινή περίοδο η *e.coli* εμφανίζεται σε όλες σχεδόν τις γλάστρες που ποτίστηκαν μόνο με ανεπεξέργαστο λύμα. Ειδικότερα για το έδαφος α (μέσος όρος $2,21 \log_{10}$ cfu /l) στα 10 cm , ενώ στα 20 cm (μέσος όρος $1.7 \log_{10}$ cfu /l). Στο έδαφος β στα 10 cm ($3 \log_{10}$ cfu /l) ενώ στα 20 cm ($2.3 \log_{10}$ cfu /l).

Γ.2.2.3 Περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι

Γ.2.2.3.α. κατά την χειμερινή περίοδο

Πίνακας Γ.2.2.3.α. αριθμός περιττωματικών στρεπτόκοκκων (log 10 cfu/g) στα δύο εδάφη, κατά την χειμερινή περίοδο.

Ημέρες διαβροχής	0	13	28	35	48
10 cm	Έδαφος α				
W	N.D.*(2)	N.D.*(1)	1,83	N.D.*(1)	N.D.*(1)
T	N.D.*(2)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)
U	N.D.*(2)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)
20 cm					
W	N.D.*(2)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	1,53	N.D.*(1)
T	N.D.*(2)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)
U	N.D.*(2)	1,33	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)
10 cm	Έδαφος β				
W	1,61	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)
T	N.D.*(2)	N.D.*(1)	1,96	N.D.*(1)	1,85
U	N.D.*(2)	N.D.*(1)	N.D.*(2)	1,43	1,85
20 cm					
W	N.D.*(2)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)
T	N.D.*(2)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)
U	N.D.*(2)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	2,64	1,33

*ND : οι τιμές δεν προσδιορίστηκαν. Οι αριθμοί στην παρένθεση αντιπροσωπεύουν την αραιώση στην οποία δεν προσδιορίστηκαν. U= ανεπεξέργαστο λύμα, T= επεξεργασμένο λύμα και W= αρδευτικό νερό. ^a οι τιμές στις παρενθέσεις αντιπροσωπεύουν τις τυπικές αποκλίσεις.

Γ.2.2.3.β. κατά την θερινή περίοδο

Πίνακας Γ.2.2.3.β. αριθμός περιττωματικών στρεπτόκοκκων (log 10 cfu/g) στα δύο εδάφη κατά την θερινή περίοδο

Ημέρες διαβροχής	0	70	83	91	99
10 cm	Έδαφος α				
W	1,61 (1,065) ^α	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)
T	1,33 (0,577)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)
U	N.D.*(1)	N.D.*(1)	1,43 (0,75)	2,05 (0,92)	1,87 (1,50)
20 cm					
W	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)
T	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)
U	N.D.*(1)	N.D.*(1)	1,89 (0,85)	1,53 (0,92)	N.D.*(1)
10 cm	Έδαφος β				
W	N.D.*(1)	N.D.*(1)	1,82 (0,75)	N.D.*(1)	N.D.*(1)
T	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)
U	N.D.*(1)	N.D.*(1)	2,54 (0,57)	1,33 (0,57)	N.D.*(1)
20 cm					
W	1,43 (0,75)	1,43 (0,75)	2,10 (1,91)	1,33 (0,57)	N.D.*(1)
T	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)
U	N.D.*(1)	N.D.*(1)	2,08(0,99)	2,85 (1,61)	1,82 (1,43)

*ND : οι τιμές δεν προσδιορίστηκαν. Οι αριθμοί στην παρένθεση αντιπροσωπεύουν την αραιώση στην οποία δεν προσδιορίστηκαν. U= ανεπεξέργαστο λύμα, T= επεξεργασμένο λύμα και W= αρδευτικό νερό

^α οι τιμές στις παρενθέσεις αντιπροσωπεύουν τις τυπικές αποκλίσεις.

Στους πίνακες Γ.2.2.3.α. και Γ.2.2.3.β., ο αριθμός των περιττωματικών στρεπτόκοκκων κατά την διάρκεια της χειμερινής περιόδου, μετρήθηκε σε πολύ λίγες μεταχειρίσεις, για το έδαφος α, ανιχνεύτηκαν σε μια μέτρηση μόνο για το ανεπεξέργαστο (1.33 log₁₀ cfu/g) στο βάθος 20 cm, ενώ ανιχνεύτηκαν και στον μάρτυρα (μετά από 28 ημέρες 1.83 log₁₀ cfu/g) πιθανόν λόγω κάποιας επιμόλυνσης. Για το έδαφος β εμφανίζονται σε περισσότερες μετρήσεις σε όλες τις μεταχειρίσεις αλλά όμως με μεγαλύτερη συχνότητα στην περίπτωση που οι γλάστρες ποτίστηκαν με ανεπεξέργαστο λύμα (μέσος όρος 1.64 log₁₀ cfu/g) στα 10 cm, και (μέσος όρος 2 log₁₀ cfu/g) στα 20 cm. Για το επεξεργασμένο (μέσος όρος 1.9

log₁₀ cfu/g) μόνο στα 10 cm. Στον μάρτυρα μετρήθηκε την πρώτη μέρα (1.61 log₁₀ cfu/g). Στην διάρκεια της θερινής περιόδου στο έδαφος α μετρήθηκε στο ανεπεξέργαστο (μέσος όρος 1.8 log₁₀ cfu/g) στα 10 cm, και στα 20 cm (μέσος όρος 1.7 log₁₀ cfu/g). Στο επεξεργασμένο και στον μάρτυρα μετρήθηκαν στην πρώτη μέτρηση (1.61 και 1.33 log₁₀ cfu/ αντίστοιχα. Ενώ στο έδαφος β μετρήθηκαν στο ανεπεξέργαστο στα δύο βάθη 10 και 20 cm (μέσος όρος 2 και 2.5 log₁₀ cfu/g) αντίστοιχα. Στην διάρκεια της θερινής περιόδου εμφανίζονται σε περισσότερες μετρήσεις σε όλες τις μεταχειρίσεις. Ο αριθμός τους όμως, εμφανίζεται με μεγαλύτερη συχνότητα στην περίπτωση που οι γλάστρες ποτίστηκαν με ανεπεξέργαστο λύμα.

Γ.2.2.4. Θειοαναγωγικά κλωστρίδια

Γ.2.2.4.α. κατά την χειμερινή περίοδο

Πίνακας Γ.2.2.4. α. αριθμός θειοαναγωγικών κλωστριδίων (log₁₀ cfu/g) στα δύο εδάφη, κατά την χειμερινή περίοδο.

Ημέρες διαβροχής	0	13	28	35	48
10 cm	Έδαφος α				
W	N.D.*(2)	2,12	1,66	1,56	N.D.*(1)
T	2,33	2,57	2,98	N.D.*(1)	1,53
U	2,33	2,47	1,33	1,66	2,20
20 cm					
W	N.D.*(2)	2,38	N.D.*(1)	1,49	1,56
T	1,66	2,56	2,20	2,54	1,82
U	N.D.*(2)	2,17	N.D.*(1)	N.D.*(1)	2,33
10 cm	Έδαφος β				
W	2,43	3,28	2	N.D.*(1)	2,05
T	2,43	2,04	2,39	1,66	1,92
U	2,33	3,26	1,49	2,25	1,92
20 cm					
W	N.D.*(2)	1,96	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)
T	2,33	2,73	2,10	2,02	1,76
U	2,43	3,26	N.D.*(1)	2,58	1,49

*ND : οι τιμές δεν προσδιορίστηκαν. Οι αριθμοί στην παρένθεση αντιπροσωπεύουν την αραιώση στην οποία δεν προσδιορίστηκαν. U= ανεπεξέργαστο λύμα, T= επεξεργασμένο λύμα και W= αρδευτικό νερό

^a οι τιμές στις παρενθέσεις αντιπροσωπεύουν τις τυπικές αποκλίσεις.

Γ.2.2.4.β. κατά την θερινή περίοδο

Πίνακας Γ.2.2.4. β. αριθμός θειοαναγωγικών κλωστριδίων (log 10 cfu/g) στα δύο εδάφη, κατά την θερινή περίοδο.

Ημέρες διαβροχής	0	70	83	91	99
10 cm	Έδαφος α				
W	N.D.*(1)	Δ.Ε.*	N.D.*(1)	2 (0)	N.D.*(1)
T	N.D.*(1)	Δ.Ε.*	1,92 (0.80)	1,33 (0.577)	N.D.*(1)
U	N.D.*(1)	Δ.Ε.*	1,76 (0.68)	N.D.*(1)	1,33 (0.577)
20 cm					
W	N.D.*(1)	Δ.Ε.*	N.D.*(1)	1,33 (0.577)	N.D.*(1)
T	1,66 (0.577)	Δ.Ε.*	1,76 (0.68)	1,33 (0.577)	N.D.*(1)
U	1,33 (0.577)	Δ.Ε.*	1,33 (0.57)	2,10 (0.173)	N.D.*(1)
10 cm	Έδαφος β				
W	N.D.*(1)	Δ.Ε.*	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)
T	N.D.*(1)	Δ.Ε.*	1,33 (0.577)	N.D.*(1)	N.D.*(1)
U	N.D.*(1)	Δ.Ε.*	1,33 (0.577)	1,53 (0.924)	N.D.*(1)
20 cm					
W	1,33 (0.577)	Δ.Ε.*	N.D.*(1)	N.D.*(1)	N.D.*(1)
T	1,33 (0.577)	Δ.Ε.*	1,33 (0.577)	N.D.*(1)	N.D.*(1)
U	N.D.*(1)	Δ.Ε.*	1,49 (0.85)	1,69 (1.20)	N.D.*(1)

*ND : οι τιμές δεν προσδιορίστηκαν. Οι αριθμοί στην παρένθεση αντιπροσωπεύουν την αραιώση στην οποία δεν προσδιορίστηκαν.

U= ανεπεξέργαστο λύμα, T= επεξεργασμένο λύμα και W= αρδευτικό νερό

^a οι τιμές στις παρενθέσεις αντιπροσωπεύουν τις τυπικές αποκλίσεις.

Στους πίνακες Γ.2.2.4. α. και Γ.2.2.4. β. ο αριθμός των θειοαναγωγικών κλωστριδίων τόσο κατά την διάρκεια του χειμώνα όσο και του καλοκαιριού, μετρήθηκε σε όλες σχεδόν τις μεταχειρίσεις στα δύο εδάφη και στα δυο βάθη. Στην διάρκεια όμως του καλοκαιριού εμφανίζονται σε μικρότερο αριθμό μετρήσεων. Πιο αναλυτικά κατά την χειμερινή περίοδο, οι μετρήσεις των θειοαναγωγικών κλωστριδίων έχουν ως εξής: άρδευση με ανεπεξέργαστο λύμα στα 10 cm ήταν (μέσος όρος 2 log 10 cfu/g) για έδαφος α και για το έδαφος β (μέσος όρος 2.25 log 10 cfu/g), ενώ στα 20 cm

(μέσος όρος 2.25 log₁₀ cfu/g) για έδαφος α και (μέσος όρος 2.44 log₁₀ cfu/g) για έδαφος β. Το έδαφος που αρδεύτηκε με επεξεργασμένο στα 10 cm (μέσος όρος 2.35 log₁₀ cfu/g) για έδαφος α και (μέσος όρος 2.1 log₁₀ cfu/g) για έδαφος β, ενώ στα 20 cm (μέσος όρος 2.1 log₁₀ cfu/g) για έδαφος α και (μέσος όρος 2.2 log₁₀ cfu/g) για έδαφος β. Στο μάρτυρα ήταν στα 10 cm (2 log₁₀ cfu/g) για έδαφος α και (μέσος όρος 2.25 log₁₀ cfu/g) για έδαφος β, ενώ στα 20 cm (μέσος όρος 2.25 log₁₀ cfu/g) για έδαφος α και (μέσος όρος 2.44 log₁₀ cfu/g) για έδαφος β.

Κατά την θερινή περίοδο, οι μετρήσεις φαίνονται παρακάτω: άρδευση με ανεπεξεργαστο λύμα στα 10 cm (μέσος όρος 1.55 log₁₀ cfu/g) στο έδαφος α και για το έδαφος β (μέσος όρος 1.43 log₁₀ cfu/g), ενώ στα 20 cm (μέσος όρος 1.6 log₁₀ cfu/g) για έδαφος α και (μέσος όρος 1.6 log₁₀ cfu/g) για έδαφος β. Το έδαφος που αρδεύτηκε με επεξεργασμένο στα 10 cm (μέσος όρος 1.65 log₁₀ cfu/g) για έδαφος α και (1.33 log₁₀ cfu/g) για έδαφος β, ενώ στα 20 cm (μέσος όρος 1.58 log₁₀ cfu/g) για έδαφος α και (μέσος όρος 1.33 log₁₀ cfu/g) για έδαφος β. Στο μάρτυρα ήταν στα 10 cm (2 log₁₀ cfu/g) για έδαφος α, στο έδαφος β δεν ανιχνεύτηκε, ενώ στα 20 cm (1.33 log₁₀ cfu/g) για έδαφος α και (1.33 log₁₀ cfu/g) για έδαφος β.

Γ.3. ΑΝΑΛΥΣΕΙΣ ΕΔΑΦΙΚΩΝ ΔΕΙΓΜΑΤΩΝ ΚΑΙ ΛΥΜΑΤΟΣ

Γ. 3.1. Χημικές αναλύσεις για τον πειραματικό αγρό Κερατέας

Γ.3.1.1. Χαρακτηριστικά του λύματος του ΕΕΛ Κερατέας

Κατά την διάρκεια της πειραματικής διαδικασίας τα χαρακτηριστικά του λύματος, ήταν τα κάτωθι:

BOD₅: στο αρχικό λύμα (πριν την επεξεργασία) μεταξύ 550-640mg/l, BOD₅: μετά την επεξεργασία μεταξύ 5–7mg/l, pH: μεταξύ 7.0 –7.4, NO₃⁻-N : μεταξύ 1.5–3.3mg/l, NH₄⁺ – N: μεταξύ 0.43 – 1.2 mg/l.

Γ.3.1.2. Τα χαρακτηριστικά του εδάφους στον πειραματικό αγρό Κερατέας

Το έδαφος εξετάστηκε ως προς την υφή του (κοκκομετρική σύσταση) και χαρακτηρίστηκε από Loam ως Clayloam (41.44% sand, 31.64% silt και 26.92% clay).

Οι χημικές ιδιότητες του εδάφους ήταν ως ακολούθως:

Η Ικανότητα Ανταλλαγής Κατιόντων ΙΑΚ (CEC) 11.3 meq/100gr ή (cmol₍₊₎ kg⁻¹), η οργανική ουσία 2.31%, ισοδύναμο CaCO₃ 28.18%, ο διαθέσιμος P 6.19 μg/g, το K⁺ 148 μg/g, το ολικό N 0.124%, το Na⁺ 67.5 μg/g, η ηλεκτρική αγωγιμότητα (EC) 1205 mhos/cm (μη αλατούχο) και το pH 8.05. Ενώ η υγρασία του εδάφους ήταν μεταξύ 1.26-5.97%, (μετρημένη βαρυμετρικά).

Γ.3.2. Χημικές αναλύσεις για το θερμοκήπιο

Γ.3.2.1. Χαρακτηριστικά των λυμάτων

Οι χημικές ιδιότητες των λυμάτων του ΚΕΡΕΦΥΤ Λυκόβρυσης Αττικής κατά την διάρκεια της πειραματικής διαδικασίας ήταν ως ακολούθως:

Για το ανεπεξέργαστο λύμα (U): Το COD κυμάνθηκε μεταξύ 560-988 mg/l, ενώ η μέση τιμή των μετρήσεων ήταν περίπου 655 mg/l. Αντίστοιχα το pH ήταν κατά μέσο όρο 7.52, τα αιωρούμενα στερεά κατά μέσο όρο ήταν (SS) 235.4 mg/l, το NO₃⁻-N 0.35 μg/ml, το NH₄⁺-N 21.81 μg/ml, ο ολικός P 4.41 μg/ml, το K⁺ 20 μg/ml, το Na⁺ 92 μg/ml, το Cl⁻ 0.7 meq/l, η ηλεκτρική αγωγιμότητα EC 1090 μS/cm, και η ολική σκληρότητα Ca²⁺+Mg²⁺ 4.3 meq/l.

Για το επεξεργασμένο λύμα (T): το COD κυμάνθηκε μεταξύ 17.9-23.5 mg/l ενώ η μέση τιμή των μετρήσεων ήταν περίπου 42.62 mg/l, το pH ήταν 7.24, τα αιωρούμενα στερεά (SS) 0.71 mg/l, το NO₃⁻-N 1.48 μg/ml, το NH₄⁺-N 0.068 μg/ml, ο ολικός P 4.08 μg/ml, το K⁺ 22 μg/ml, το Na⁺ 95 μg/ml, το Cl⁻ 0.6 meq/l, η ηλεκτρική αγωγιμότητα EC 814 μS/cm και η ολική σκληρότητα (total hardness) Ca²⁺+Mg²⁺ 4.1 meq/l.

Για το νερό (W): Η αγωγιμότητα: 920 $\mu\text{S}/\text{cm}$, το Cl^- 1.3 meq/l, το Na^+ 70.3 $\mu\text{g}/\text{ml}$ και η ολική σκληρότητα (total hardness) $\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++}$: 6.75 meq/l.

Γ.3.2.2. Οι φυσικές και Χημικές ιδιότητες των εδαφικών δειγμάτων στις γλάστρες

Τα εδάφη αναλύθηκαν για την υφή τους και χαρακτηρίστηκαν, έδαφος α (Sandy Loam (SL), και έδαφος β (Loamy sand (LS).

Έδαφος (α)

Υφή εδάφους (α) SL (70.3% sand, 12.5 % silt and 17.2% clay)

Χημικές ιδιότητες εδάφους (α)

Τα χημικά χαρακτηριστικά ήταν τα παρακάτω: το pH 8.34 (0.28), το ισοδύναμο CaCO_3 % 27.06, η οργανική ουσία % 0.32, το ολικό N % 0.108, το K^+ $\mu\text{g}/\text{g}$ 55.5, το Na^+ $\mu\text{g}/\text{g}$ 78.83, ο P $\mu\text{g}/\text{g}$ 6.21, το NO_3^- -N $\mu\text{g}/\text{g}$ 3.71, το NH_4^+ -N $\mu\text{g}/\text{g}$ 1.58 και η αγωγιμότητα $\mu\text{S}/\text{cm}$ 1477,5.

Έδαφος (β)

Υφή εδάφους (β) LS (76.5 % sand, 10.3 % silt and 13.2 % clay)

Χημικές ιδιότητες εδάφους (β)

Τα χημικά χαρακτηριστικά ήταν τα παρακάτω: το pH 8.31, το ισοδύναμο CaCO_3 % 23.92, η οργανική ουσία % 0.24, το ολικό N % 0.110, το K^+ 57.81 $\mu\text{g}/\text{g}$, το Na^+ 52.90 $\mu\text{g}/\text{g}$, ο P 5.27 $\mu\text{g}/\text{g}$, το NO_3^- -N 4.12 $\mu\text{g}/\text{g}$, το NH_4^+ -N 1.17 $\mu\text{g}/\text{g}$ και η αγωγιμότητα $\mu\text{S}/\text{cm}$ 1029.09.

Γ.3.2.3.. Η υδραυλική αγωγιμότητα των δύο εδαφών (α και β)

Η μέτρηση της υδραυλικής αγωγιμότητας στον κορεσμό (K_s) έγινε με την μέθοδο του σταθερού φορτίου (απευθείας εφαρμογή του νόμου του Darcy) σε εδαφικά δείγματα που λήφθηκαν από τις γλάστρες του πειράματος, σε τέσσερις επαναλήψεις. Για την μέτρηση της υγρασίας στον κορεσμό (θ_s), τα κορεσμένα δείγματα που χρησιμοποιήθηκαν για τον προσδιορισμό της (K_s), ζυγίστηκαν σε υγρή κατάσταση, αποξηράνθηκαν και προσδιορίστηκε το περιεχόμενο σε αυτά νερό. Επίσης από τα δεδομένα προσδιορίστηκε και η φαινομενική πυκνότητα (ρ_ϕ). Οι τιμές των παραπάνω παραμέτρων φαίνονται στον ακόλουθο πίνακα:

	Έδαφος α (SL)	Έδαφος β (LS)	μονάδα
K_s	89.95	63.19	cm/h
θ_s	0.374	0.355	m^3/m^3
ρ_ϕ	1.2	1.25	t/m^3

Γ.3.2.4. Το ποσοστό προσρόφησης του Νατρίου (SAR, Sodium Absorption Ratio) των τριών υγρών διαβροχής στο θερμοκήπιο

Το SAR, είναι ο δείκτης της συγκέντρωσης του νατρίου στο νερό, σε σχέση με τις συγκεντρώσεις του ασβεστίου και του μαγνησίου (Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} σε meq/l). Όσο μεγαλύτερη είναι η αναλογία του νατρίου ως προς το ασβέστιο και το μαγνήσιο, τόσο υψηλότερο είναι το SAR. Το ποσοστό προσρόφησης του νατρίου το οποίο υπολογίστηκε βάσει του τύπου:

$$S.A.R. = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{1}{2}(Ca^{2+} + Mg^{2+})}}$$

Ο προσδιορισμός του SAR στο πείραμα για τα τρία υγρά διαβροχής (ανεπεξέργαστο λύμα U, επεξεργασμένο λύμα T και νερό W), είναι ως ακολούθως:

Για το ανεπεξέργαστο λύμα $SAR_U = 2.73$

Για το επεξεργασμένο λύμα $SAR_T = 2.88$

Για το νερό $SAR_W = 1.66$

Γ.4. ΧΗΜΙΚΕΣ ΑΝΑΛΥΣΕΙΣ ΣΤΟ ΕΔΑΦΟΣ ΤΟΥ ΘΕΡΜΟΚΗΠΙΟΥ

Γ.4.1. Η χημική σύσταση των δύο εδαφών (α και β)

Όπως αναφέρθηκε στο κεφάλαιο «υλικά και μέθοδοι», για τον πειραματικό σχεδιασμό στο θερμοκήπιο χρησιμοποιήθηκαν δύο τύποι εδάφους, έδαφος α Sandy Loam (SL) και έδαφος β Loamy Sand (LS), η σύστασή τους αναλύθηκε και είναι η παρακάτω:

Πίνακας Γ.4.1.α.: Η σύσταση του εδάφους α και του εδάφους β. Στατιστική ανάλυση: one way analysis of variance (ANOVA)

παράμετροι	Εδαφος α		Εδαφος β		Δοκιμή: One way analysis of variance (ANOVA) $p < 0.05$
	Μέσος όρος	Τυπική απόκλιση	Μέσος όρος	Τυπική απόκλιση	
Ισοδύναμο $\text{CaCO}_3\%$	27,06	2,02	23,92	1,60	Normality failed, Kruskal-Wallis one way analysis on ranks (Tukey) $p=0.004$ (στατιστικά σημαντικές)
pH	8,34	0,28	8,31	0,25	Normality failed, Kruskal-Wallis one way analysis on ranks $p=0.995$
οργανική ουσία %	0,32	0,07	0,24	0,03	Normality failed, Kruskal-Wallis one way analysis on ranks (Tukey) $p=0.001$ (στατιστικά σημαντικές)
ολικό N %	0,108	0,03	0,11	0,00	Normality failed, Kruskal-Wallis one way analysis on ranks (Tukey) $p=0.045$ (στατιστικά σημαντικές)
K^+ $\mu\text{g/g}$	55,5	5,19	57,81	9,85	Normality failed, Kruskal-Wallis one way analysis on ranks $p=0.495$
Na^+ $\mu\text{g/g}$	78,83	26,83	52,90	21,45	Normality failed, Kruskal-Wallis one way analysis on ranks (Tukey) $p=0.002$ (στατιστικά σημαντικές)
P $\mu\text{g/g}$	6,21	3,43	5,27	2,49	$p=0.826$
$\text{NO}_3^- \text{-N}$ $\mu\text{g/g}$	3,71	1,66	4,12	2,00	$p=0.802$
$\text{NH}_4^+ \text{-N}$ $\mu\text{g/g}$	1,58	0,41	1,17	0,53	Normality failed, Kruskal-Wallis one way analysis on ranks $p=0.149$
αγωγιμότητα $\mu\text{S/cm}$	1477,5	366,16	1029,09	132,77	Equal variance failed, Kruskal-Wallis one way analysis on ranks (Tukey) $p=0.001$ (στατιστικά σημαντικές)
αντίσταση Ω	719,16	193,61	1011,81	153,80	Normality failed, Kruskal-Wallis one way analysis on ranks (Tukey) $p=0.001$ (στατιστικά σημαντικές)

Στο τέλος της πειραματικής διαδικασίας, μετά την άρδευση με τα τρία υγρά διαβροχής, δηλ. τον μάρτυρα αρδευτικό νερό (W), επεξεργασμένο λύμα (T) και

ανεπεξέργαστο λύμα (U), συλλέχτηκαν τα εδαφικά δείγματα των γλαστρών και μεταφέρθηκαν στο εδαφολογικό εργαστήριο, όπου αναλύθηκαν προκειμένου να διερευνηθεί αν μεταβλήθηκε η σύσταση του εδάφους.

Πίνακας Γ.4.1.β.: Σύγκριση των εδαφικών δειγμάτων με τα τρία υγρά διαβροχής (W,T,U) στα εδάφη α και β (στατιστική ανάλυση: One way Analysis of Variance-ANOVA).

παράμετροι		One way Analysis of Variance-ANOVA (U vs T vs W) p<0.05	
		Έδαφος α	Έδαφος β
ισοδύναμο CaCO ₃ %	U-T-W	P=0.116	Kruskal-Wallis one way analysis of Variance on Ranks p=0.061
pH	W-T-U	P=0.590	P=310
οργανική ουσία %	W-T-U	P=0.365	(normality failed) tukey test p=<0.001 Dunn's method p=<0.001
ολικό N %	W-T-U	(normality failed) Kruskal-Wallis one way analysis of Variance on Ranks p=0.499	(normality failed) tukey test P=0.004, Kruskal-Wallis one way analysis of Variance on Ranks p=0.002
K ⁺ μg/g	W-T-U	(normality failed) Kruskal-Wallis one way analysis of Variance on Ranks p=0.988	(normality failed) Kruskal-Wallis one way analysis of Variance on Ranks p=0.163
Na ⁺ μg/g	W-T-U	P=0.376	Tukey test p=<0.001, normality passed equal Variance test passed
P μg/g		P=0.530	normality failed, Kruskal-Wallis one way analysis of Variance on Ranks p=0.711
NO ₃ ⁻ -N μg/g	W-T-U	P=0.234	P=0.629
NH ₄ ⁺ -N μg/g	W-T-U	P=0.664	Normality passed equal Variance test passed, Tukey test p=0.009
αγωγιμότητα μhos/cm	W-T-U	(normality failed) Kruskal-Wallis one way analysis of Variance on Ranks p=0.065	Normality passed equal Variance test passed, Tukey test p=<0.001
αντίσταση Ω	W-T-U	P=0.084	Normality passed equal Variance test passed, Tukey test p=<0.001

Πίνακας Γ.4.1.γ: Στατιστική ανάλυση μετα από σύγκριση μεταξύ των τριών μεταχειρίσεων στα δύο εδάφη α και β. t-test $p < 0.05$

Δοκιμή: t-test $p < 0.05$						
παράμετροι	Έδαφος α			Έδαφος β		
	U vs W	T vs W	T vs U	U vs W	T vs W	T vs U
ισοδύναμο CaCO_3 %	P=0.051	p=0.181	p=0.528	Mann-Whitney Rank Sum test p=0.033	Mann-Whitney Rank Sum test p=0.105	p=0.562
pH	P=0.556	p=0.680	p=0.288	Mann-Whitney Rank Sum test p=0.338	p=0.410	p=0.136
οργανική ουσία %	Mann-Whitney Rank Sum test p=0.769	p=0.239	p=0.265	Mann-Whitney Rank Sum test p<0.001	Mann-Whitney Rank Sum test p=0.976	Mann-Whitney Rank Sum test p<0.001
ολικό N %	Mann-Whitney Rank Sum test p=0.977	Mann-Whitney Rank Sum test p=0.235	p=0.425	p<0.004	Mann-Whitney Rank Sum test p=0.771	p<0.002
K $\mu\text{g/g}$	Mann-Whitney Rank Sum test p=0.837	Mann-Whitney Rank Sum test p=0.861	Mann-Whitney Rank Sum test p=0.794	p=0.328	p=0.161	Mann-Whitney Rank Sum test p=0.226
Na $\mu\text{g/g}$	p=0.204	p=0.239	Mann-Whitney Rank Sum test p=0.418	p<0.001	Mann-Whitney Rank Sum test p=0.003	p<0.011
P $\mu\text{g/g}$	p=0.284	p=0.548	p=0.595	p=0.412	Mann-Whitney Rank Sum test p=0.312	Mann-Whitney Rank Sum test p=1.000
NO_3^- -N $\mu\text{g/g}$	p=0.120	p=0.619	p=0.248	p=0.501	p=0.381	p=0.863
NH_4^+ -N $\mu\text{g/g}$	p=0.381	p=0.468	p=0.926	p<0.007	p=0.105	p=0.065
αγωγιμότητα $\mu\text{hos/cm}$	p=0.024	Mann-Whitney Rank Sum test p=0.060	p=0.977	Mann-Whitney Rank Sum test p<0.001	Mann-Whitney Rank Sum test p<0.001	p=0.048

Γ.4.2. οι χημικές ιδιότητες του εδάφους α

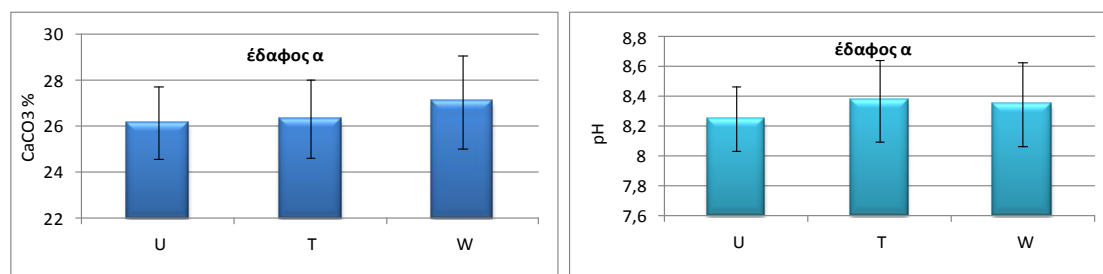
Στον παρακάτω πίνακα Γ.4.2. φαίνονται οι μέσοι όροι των αποτελεσμάτων από την χημική ανάλυση των παραμέτρων του εδάφους α, μετά την άρδευση με τα τρία υγρά διαβροχής, καθώς και η τυπική απόκλιση αυτών.

Πίνακας Γ.4.2.: Τα χημικά συστατικά του εδάφους α, μετά τα υγρά διαβροχής, ανεπεξέργαστο λύμα (U), επεξεργασμένο (T) και νερό, μάρτυρας (W).

Παράμετρος	Ανεπεξέργαστο λύμα (U)				ρας (W)	
	Μέσος όρος	Τυπική απόκλιση	Μέσος όρος	Τυπική απόκλιση	Μέσος όρος	Τυπική απόκλιση
ισοδύναμο CaCO ₃ %	26,14	1,57	26,29	1,69	27,06	2,02
pH	8,24	0,21	8,37	0,27	8,34	0,28
οργανική ουσία %	0,32	0,07	0,37	0,10	0,32	0,07
ολικό N %	0,117	0,01	0,110	0,01	0,108	0,03
K μg/g	55,23	4,20	56,33	13,95	55,5	5,19
Na μg/g	98,76	18,93	102,33	41,41	78,83	26,83
P μg/g	6,99	2,64	6,75	2,77	6,21	3,43
NO ₃ ⁻ -N μg/g	4,88	1,94	4,049	1,61	3,71	1,66
NH ₄ ⁺ -N μg/g	1,74	0,47	1,73	0,54	1,58	0,41
αγωγιμότητα μhos/cm	2050	674,53	2291,66	1249,54	1477,5	366,16
αντίσταση Ω	528,84	140,83	537,5	228,34	719,16	193,61

Γ.4.2.1. Η μεταβολή των χημικών ιδιοτήτων του εδάφους α

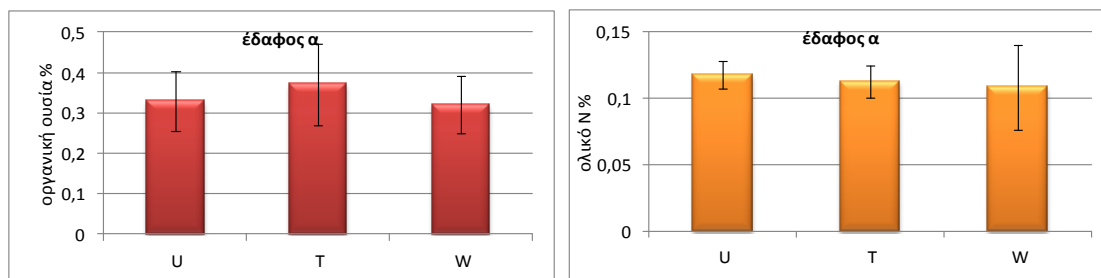
Η μεταβολή των χημικών συστατικών του εδάφους α, φαίνεται στα παρακάτω διαγράμματα:



Διαγράμματα 1,2: μεταβολή CaCO₃ % και του pH μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).

Το ισοδύναμο CaCO_3 % (διάγραμμα 1) εμφανίζει μια μείωση στις δύο μεταχειρίσεις (T, U) σε σχέση με τον μάρτυρα (W). Αλλά όχι στατιστικά σημαντική ($P=0.116$) (πίνακας Γ.4.1.β).

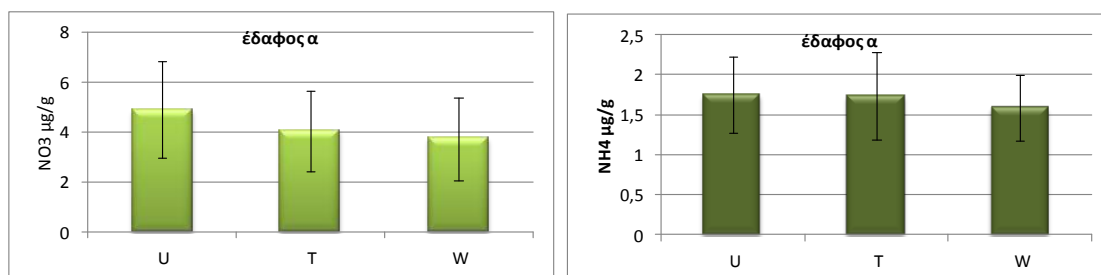
Στο έδαφος α (διάγραμμα 2), φαίνεται μια μικρή μείωση του pH στο έδαφος που αρδεύτηκε με ανεπεξέργαστο λύμα (U), ενώ μια μικρότερη μείωση παρατηρείται στο έδαφος με το επεξεργασμένο (T), σε σχέση με τον μάρτυρα (W). Από την στατιστική ανάλυση όμως προκύπτει ότι δεν διαφέρουν σημαντικά ($P=0.590$) (πίνακας Γ.4.1.β).



Διαγράμματα 3,4: μεταβολή της οργανικής ουσίας % και του ολικού N %, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών ($n=3$).

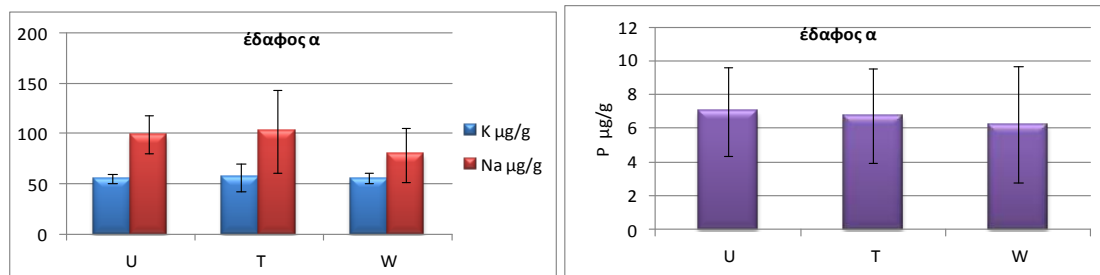
Η οργανική ουσία (διάγραμμα 3), εμφανίζει μια αύξηση στις δύο μεταχειρίσεις, δηλ. μετά την άρδευση με επεξεργασμένα και ανεπεξέργαστα (T, U), σε σχέση με τον μάρτυρα (W). Μεγαλύτερη αύξηση παρατηρείται στην περίπτωση άρδευσης με επεξεργασμένα λύματα (T). Από την στατιστική ανάλυση όμως προκύπτει ότι δεν διαφέρουν σημαντικά (πίνακας Γ.4.1.β.) $P=0.365$

Στο έδαφος α (διάγραμμα 4), παρατηρείται μια αύξηση στις δύο μεταχειρίσεις (T, U) στο ποσοστό του ολικού αζώτου σε σχέση με τον μάρτυρα. Παρατηρείται μεγαλύτερη αύξηση στην μεταχείριση με ανεπεξέργαστο λύμα από ότι με επεξεργασμένο. Δεν είναι όμως στατιστικά σημαντική, $p>0.05$ ($P=0.862$ (normality failed) Kruskal-Wallis one way analysis of Variance on Ranks $p=0.499$ (πίνακας Γ.4.1.β)).



Διαγράμματα 5,6: μεταβολή των NO_3 μg/g και NH_4 μg/g , μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών ($n=3$).

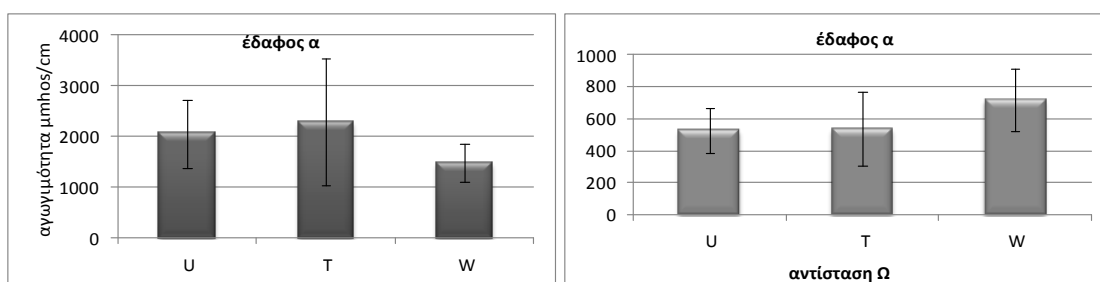
Επίσης στα αμμωνιακά και στα νιτρικά (διαγράμματα 5,6), στο έδαφος α, φαίνεται αύξηση στις δύο μεταχειρίσεις στις δύο μεταχειρίσεις (T, U) και κυρίως τα νιτρικά δείχνουν μεγαλύτερη αύξηση ιδιαίτερα στην περίπτωση άρδευσης με τα ανεπεξέργαστα, όχι όμως στατιστικά σημαντική, $p > 0.05$ (νιτρικά $P = 0.234$ και αμμωνιακά $P = 0.664$) (πίνακας Γ.4.1.β).



Διαγράμματα 7, 8: μεταβολή των K μg/g και Na μg/g και του P μg/g , μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών ($n=3$).

Το Κάλιο είναι σταθερό και στις δύο μεταχειρίσεις (T, U), ενώ το Νάτριο δείχνει αύξηση (διάγραμμα 7) στις δυο μεταχειρίσεις (T, U), σε σχέση με τον μάρτυρα (W) αλλά όχι στατιστικά σημαντική $p > 0.05$ (για Κάλιο $P = 0.900$ (normality failed) Kruskal-Wallis one way analysis of Variance on Ranks $p = 0.988$ και Na $P = 0.376$) (πίνακας Γ.4.1.β).

Ο φώσφορος (διάγραμμα 8) δείχνει μία αύξηση στις δύο μεταχειρίσεις (T, U) σε σχέση με τον μάρτυρα (W), λίγο μεγαλύτερη αύξηση φαίνεται στην περίπτωση άρδευσης με ανεπεξέργαστα, αλλά όχι στατιστικά σημαντική $p > 0.05$, ($P = 0.530$) (πίνακας Γ.4.1.β).



Διαγράμματα 9,10: μεταβολή της αγωγιμότητας μhos/cm και της αντίστασης Ω, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών ($n=3$).

Η ηλεκτρική αγωγιμότητα EC (διάγραμμα 9) δείχνει μια αύξηση στις δύο μεταχειρίσεις (T,U), μεγαλύτερη στο έδαφος με επεξεργασμένο λύμα (T), σε σχέση με το μάρτυρα, όχι όμως στατιστικά σημαντική $p > 0.05$ ($P = 0.098$ (normality failed) Kruskal-Wallis one way analysis of Variance on Ranks $p = 0.065$) (πίνακας Γ.4.1.β).

Γ.4.3. οι χημικές ιδιότητες του εδάφους β

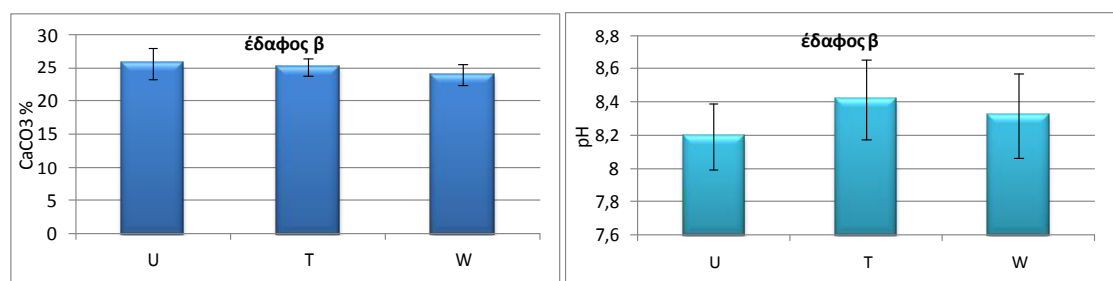
Στον παρακάτω πίνακα Γ.4.3. φαίνονται οι μέσοι όροι των αποτελεσμάτων από την χημική ανάλυση των παραμέτρων του εδάφους β, μετά την άρδευση με τα τρία υγρά διαβροχής, καθώς και η τυπική απόκλιση αυτών.

Πίνακας Γ.4.3.: Τα χημικά συστατικά του εδάφους β, με τα υγρά διαβροχής, ανεπεξέργαστο λύμα (UW), επεξεργασμένο(TW) και νερό (W).

Παράμετρος	Ανεπεξέργαστο υγρό απόβλητο (U)		υγρό Μάρτυρας (W)			
	Μέσος όρος	Τυπική απόκλιση	Μέσος όρος	Τυπική απόκλιση	Μέσος όρος	Τυπική απόκλιση
Ισοδύναμο CaCO ₃ %	25,66	2,40	25,11	1,32	23,92	1,60
pH	8,19	0,19	8,41	0,23	8,31	0,25
οργανική ουσία %	0,36	0,04	0,31	0,05	0,24	0,03
ολικό N %	0,121	0,00	0,112	0,00	0,110	0,00
K ⁺ μg/g	55,5	3,16	53,37	8,18	57,81	9,85
Na ⁺ μg/g	84	4,89	74,87	12,41	52,90	21,45
P μg/g	5,80	2,62	6,58	1,00	5,27	2,49
NO ₃ ⁻ -N μg/g	4,18	1,58	5,04	1,29	4,12	2,00
NH ₄ ⁺ -N μg/g	1,67	0,31	1,66	0,37	1,17	0,53
αγωγιμότητα μhos/cm	1527,5	244,46	1566,87	400,87	1029,09	132,77
αντίσταση Ω	675,62	119,26	681,87	175,65	1011,81	153,80

Γ.4.3.1 Η μεταβολή των χημικών ιδιοτήτων του εδάφους β

Η μεταβολή των χημικών συστατικών του εδάφους β, φαίνεται στα παρακάτω διαγράμματα:

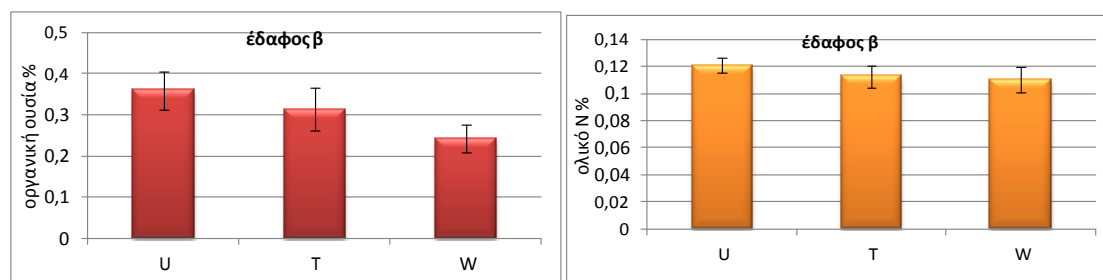


Διαγράμματα 11,12: μεταβολή των CaCO₃ % και του pH, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).

Στην περίπτωση του ισοδύναμου CaCO₃ % (διάγραμμα 11) παρατηρείται μια μικρή αύξηση και στις δύο περιπτώσεις άρδευσης με λύματα (T, U), μεγαλύτερη στην

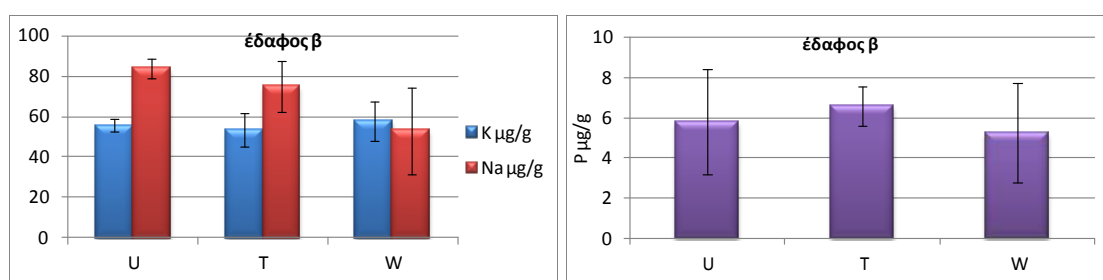
περίπτωση του ανεπεξέργαστου U, σε σχέση με τον μάρτυρα W, όχι όμως στατιστικά σημαντική $p > 0.05$. ($P = 0.117$ (normality failed) Kruskal-Wallis one way analysis of Variance on Ranks $p = 0.061$) (πίνακας Γ.4.1.β).

Παρατηρείται μια μείωση του pH (διάγραμμα 12) στην περίπτωση που το έδαφος β αρδεύτηκε με ανεπεξέργαστο λύμα (U), ενώ φαίνεται μια αύξηση στην περίπτωση που η άρδευση έγινε με επεξεργασμένο λύμα (T), σε σχέση με τον μάρτυρα, δηλ. αρδευτικό νερό (W), όχι στατιστικά σημαντική $p > 0.05$, ($P = 310$) (πίνακας Γ.4.1.β).



Διαγράμματα 13,14: μεταβολή της οργανικής ουσίας % και του ολικού N %, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών ($n = 3$).

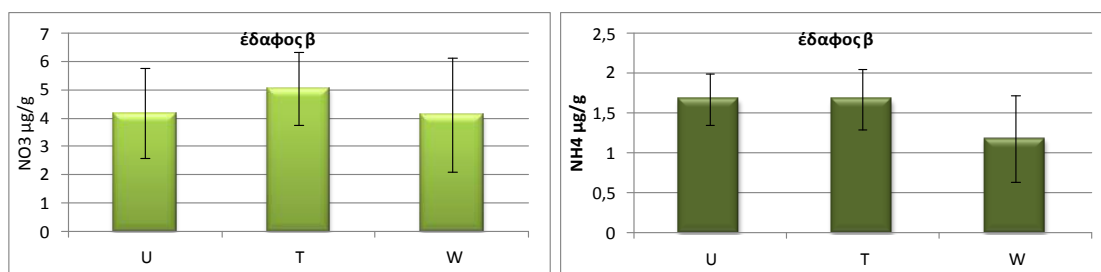
Η οργανική ουσία (διαγράμματα 13,14) δείχνει αύξηση και στις δύο περιπτώσεις άρδευσης με ανεπεξέργαστο και επεξεργασμένο λύμα (T, U), αλλά μεγαλύτερη στο έδαφος που αρδεύτηκε με ανεπεξέργαστο λύμα, σε σχέση με τον μάρτυρα (W). Το ίδιο παρατηρείται και στην περίπτωση του ολικού N %. Στις δύο περιπτώσεις οι διαφορές είναι στατιστικά σημαντικές ($p < 0.05$). (Για οργανική ουσία είναι (normality failed) turkey test $p = < 0.001$ Dunn's method $p = < 0.001$ και για ολικό N είναι (normality failed) tukey test $P = 0.004$, Kruskal-Wallis one way analysis of Variance on Ranks $p = 0.002$) (πίνακας Γ.4.1.β).



Διαγράμματα 15,16: μεταβολή των K, Na μg/g και P μg/g, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών ($n = 3$).

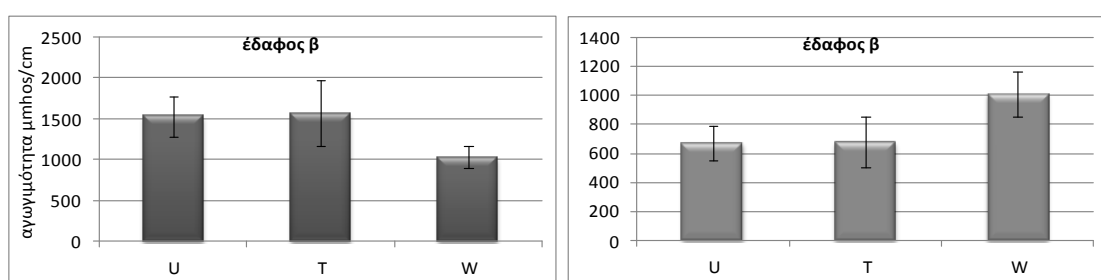
Το κάλιο (διάγραμμα 15) εμφανίζει μια μικρή μείωση σε σχέση με τον μάρτυρα, και στις δύο περιπτώσεις άρδευσης με λύματα, επεξεργασμένα και ανεπεξέργαστα, όχι όμως στατιστικά σημαντική ($p > 0.05$) ($P = 0.244$ (normality failed) Kruskal-Wallis one way analysis of Variance on Ranks $p = 0.163$). Ενώ το Νάτριο εμφανίζει σημαντική αύξηση στις δύο περιπτώσεις άρδευσης με λύματα (T, U), σε σχέση με τον μάρτυρα

(W), η οποία είναι στατιστικά σημαντική ($p < 0.05$), (Tukey test $p = < 0.001$, normality passed equal Variance test passed). Ο φώσφορος (διάγραμμα 16) επίσης δείχνει αύξηση και στις δύο περιπτώσεις (T, U), με μεγαλύτερη αύξηση στην περίπτωση της άρδευσης με το επεξεργασμένο λύμα (T), σε σχέση με τον μάρτυρα (W). Όχι στατιστικά σημαντική ($p > 0.05$) ($P = 0.385$ normality failed, Kruskal-Wallis one way analysis of Variance on Ranks $p = 0.711$), (πίνακας Γ.4.1.β).



Διαγράμματα 17,18: μεταβολή των NO₃ µg/g και NH₄ µg/g, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, TW, UW). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).

Τα νιτρικά, (διάγραμμα 17) στο έδαφος β, δείχνουν αύξηση και στις δύο περιπτώσεις άρδευσης (T, U), σε σχέση με τον μάρτυρα (W), μεγαλύτερη όμως στην περίπτωση της άρδευσης με το επεξεργασμένο λύμα (T) αλλά όχι στατιστικά σημαντική ($p > 0.05$) $P = 0.629$. Ενώ τα αμμωνιακά (διάγραμμα 18) εμφανίζουν αύξηση και στις δύο περιπτώσεις άρδευσης με λύματα (T, U), σε σχέση με τον μάρτυρα (W), στατιστικά σημαντική ($p < 0.05$) (Normality passed equal Variance test passed, Tukey test $p = 0.009$) (πίνακας Γ.4.1.β).



Διαγράμματα 19,20: μεταβολή της αγωγιμότητας µmhos/cm και της αντίστασης Ω, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).

Η ηλεκτρική αγωγιμότητα EC και αντίσταση του εδάφους β (διαγράμματα 19,20), δείχνει μια αύξηση στις δύο μεταχειρίσεις (T, U), μεγαλύτερη στο επεξεργασμένο σε σχέση με τον μάρτυρα (W). Το αντίστροφο ισχύει για την αντίσταση. Οι δύο περιπτώσεις είναι στατιστικά σημαντικές ($p < 0.05$) για την αγωγιμότητα (Normality passed equal Variance test passed, Tukey test $p = < 0.001$) και για την αντίσταση (Normality passed equal Variance test passed, Tukey test $p = < 0.001$) (πίνακας Γ.4.1.β).

Γ.4.4. Σύγκριση των χημικών ιδιοτήτων των δύο εδαφών (α και β)

Πίνακας Γ.4.4. Σύγκριση των χημικών ιδιοτήτων του εδάφους α και β, μετά από άρδευση με τα υγρά διαβροχής (W,T, U).

παράμετροι	Δοκιμή: One way Analysis of Variance-ANOVA (έδαφος α Vs έδαφος β)
Ισοδύναμο CaCO ₃ %	Normality passed, Holm-Sidak method: P<0.001 (στατιστικά σημαντικές)
pH	Normality passed, P=0.811, (όχι στατιστικά σημαντικές διαφορές)
οργανική ουσία %	Normality passed, Holm-Sidak method: P<0.033 (στατιστικά σημαντικές)
ολικό N %	Normality failed, P=0.446 (όχι στατιστικά σημαντικές διαφορές)
K ⁺ μg/g	Normality failed, Kruskal-Wallis one way on Ranks P=0.798 (όχι στατιστικά σημαντικές διαφορές)
Na ⁺ μg/g	Normality passed, Holm-Sidak method: P<0.001 (στατιστικά σημαντικές)
P μg/g	Normality passed, P=0.261, (όχι στατιστικά σημαντικές διαφορές)
NO ₃ ⁻ -N μg/g	Normality passed, P=0.427, (όχι στατιστικά σημαντικές διαφορές)
NH ₄ ⁺ -N μg/g	Normality passed, P=0.116, (όχι στατιστικά σημαντικές διαφορές)
αγωγιμότητα μhos/cm	Normality failed, Dunn's method: P<0.001 (στατιστικά σημαντικές)
αντίσταση Ω	Normality failed, Dunn's method: P<0.001 (στατιστικά σημαντικές)

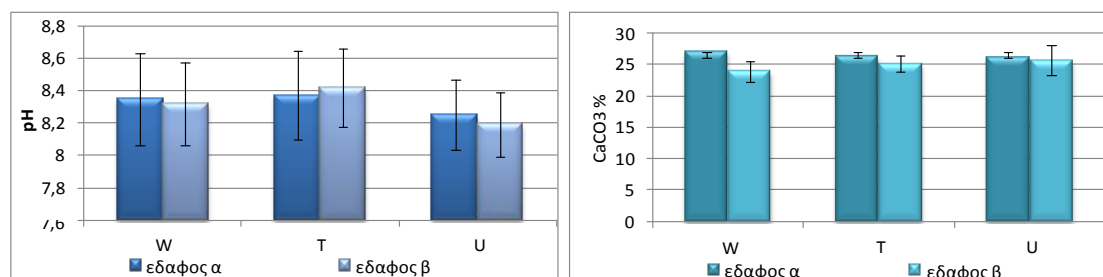
Πίνακας Γ.4.4.α. Στατιστική ανάλυση μεταξύ των δύο εδαφών α και β μεταξύ των μεταχειρίσεων (W,T,U)

παράμετροι	Δοκιμή: One way Analysis of Variance-ANOVA (έδαφος α Vs έδαφος β)	
Ισοδύναμο CaCO ₃ %	W _α Vs W _β	Normality failed, Tukey P=0.004 (στατιστικά σημαντικές)
	T _α Vs T _β	Normality passed, P=0.086, (όχι στατιστικά σημαντικές διαφορές)
	U _α Vs U _β	Normality failed, Kruskal-Wallis one way on Ranks P=0.877 (όχι στατιστικά σημαντικές διαφορές)
pH	W _α Vs W _β	Normality passed, P=0.976, (όχι στατιστικά σημαντικές διαφορές)
	T _α Vs T _β	Normality failed, Kruskal-Wallis one way on Ranks P=0.761 ((όχι στατιστικά σημαντικές διαφορές)
	U _α Vs U _β	Normality passed, P=0.983, (όχι στατιστικά σημαντικές διαφορές)
οργανική ουσία %	W _α Vs W _β	Normality failed, Tukey, Kruskal-Wallis one way on Ranks P=<0.001(στατιστικά σημαντικές)
	T _α Vs T _β	Equal Variance failed, Tukey, Kruskal-Wallis one way on Ranks P=<0.001(στατιστικά σημαντικές)
	U _α Vs U _β	Normality failed, Kruskal-Wallis one way on Ranks P=0.183 (όχι στατιστικά σημαντικές διαφορές)
ολικό N %	W _α Vs W _β	Normality failed, Tukey, Kruskal-Wallis one way on Ranks P=<0.032 (στατιστικά σημαντικές)
	T _α Vs T _β	Normality failed, Kruskal-Wallis one way on Ranks P=0.880 (όχι στατιστικά σημαντικές)
	U _α Vs U _β	Normality passed, P=0.206, (όχι στατιστικά σημαντικές διαφορές)
K ⁺ μg/g	W _α Vs W _β	Normality passed, P=0.265, (όχι στατιστικά σημαντικές διαφορές)
	T _α Vs T _β	Normality failed, Kruskal-Wallis one way on Ranks P=0.523 (όχι στατιστικά σημαντικές)
	U _α Vs U _β	Normality passed, P=0.681, (όχι στατιστικά σημαντικές διαφορές)
Na ⁺ μg/g	W _α Vs W _β	Holm Sidak, Normality passed, P=0.002(στατιστικά σημαντικές)
	T _α Vs T _β	Normality failed, Tukey, Kruskal-Wallis one way on Ranks P=0.019 (στατιστικά σημαντικές)
	U _α Vs U _β	Holm Sidak, Normality passed, P=0.030 (στατιστικά σημαντικές)
P μg/g	W _α Vs W _β	Normality passed, P=0.620, (όχι στατιστικά σημαντικές διαφορές)
	T _α Vs T _β	Normality passed, P=0.727, (όχι στατιστικά σημαντικές διαφορές)
	U _α Vs U _β	Normality passed, P=0.248, (όχι στατιστικά σημαντικές διαφορές)
NO ₃ ⁻ _ N μg/g	W _α Vs W _β	Normality passed, P=1.000, (όχι στατιστικά σημαντικές διαφορές)
	T _α Vs T _β	Normality passed, P=0.263, (όχι στατιστικά σημαντικές διαφορές)
	U _α Vs U _β	Normality passed, P=0.705, (όχι στατιστικά σημαντικές διαφορές)
NH ₄ ⁺ -N μg/g	W _α Vs W _β	Normality passed, P=0.072, (όχι στατιστικά σημαντικές διαφορές)
	T _α Vs T _β	Normality passed, P=0.247, (όχι στατιστικά σημαντικές διαφορές)
	U _α Vs U _β	Normality passed, P=0.890, (όχι στατιστικά σημαντικές διαφορές)
αγωγιμότητα μhos/cm	W _α Vs W _β	Equal Variance failed, Tukey, Kruskal-Wallis one way on Ranks P=<0.001(στατιστικά σημαντικές)
	T _α Vs T _β	Normality failed, Kruskal-Wallis one way on Ranks P=0.148 (όχι στατιστικά σημαντικές)
	U _α Vs U _β	Holm Sidak, Normality passed, P=0.011 (στατιστικά σημαντικές)
αντίσταση Ω	W _α Vs W _β	Holm Sidak, Normality passed, P=<0.001 (στατιστικά σημαντικές)
	T _α Vs T _β	Normality passed, P=0.300, (όχι στατιστικά σημαντικές διαφορές)
	U _α Vs U _β	Holm Sidak, Normality passed, P=0.005 (στατιστικά σημαντικές)

(W_α,W_β), (T_α, T_β), (U_α,U_β): τα εδάφη α και β στις τρεις μεταχειρίσεις (νερό, επεξεργασμένο λύμα, ανεπεξέργαστο λύμα).

Γ.4.4. Σύγκριση των χημικών ιδιοτήτων μεταξύ των δύο εδαφών (α και β)

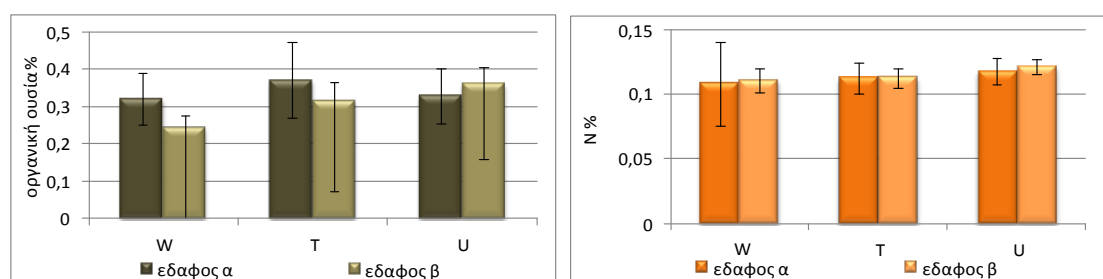
Η Συγκριτική μεταβολή των χημικών ιδιοτήτων των δύο εδαφών (α και β) φαίνεται στα παρακάτω διαγράμματα:



Διαγράμματα 21,22: μεταβολή του pH και του CaCO₃ % στα δύο εδάφη α και β, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).

Στα δυο εδάφη α και β, φαίνεται ότι το pH (διάγραμμα 21) έχει την ίδια συμπεριφορά, μικρή μείωση στο έδαφος που αρδεύτηκε με ανεπεξέργαστο λύμα (U), και μικρή αύξηση στο έδαφος με το επεξεργασμένο (T), σε σχέση με τον μάρτυρα (W). Μεταξύ όμως των μεταχειρίσεων των δύο εδαφών, δεν υπάρχουν στατιστικά σημαντικές διαφορές ($p > 0.05$) (πίνακας Γ.4.4.α)

Στην περίπτωση του διαθέσιμου CaCO₃ %, (διάγραμμα 22) στο έδαφος α, παρατηρείται μια μικρή μείωση και στις δύο περιπτώσεις άρδευσης με λύματα (T, U) σε σχέση με τον μάρτυρα (W), ενώ στο έδαφος β, μια μικρή αύξηση και στις δύο περιπτώσεις άρδευσης με λύματα (T, U). Στα δύο εδάφη α και β μεταξύ των μεταχειρίσεων παρατηρείται στατιστικά σημαντική διαφορά, στα εδαφικά δείγματα που συγκρίθηκαν για τον μάρτυρα (W) (One way Analysis of Variance-ANOVA $p < 0.05$) (Normality failed, Tukey $P = 0.004$), (πίνακας Γ.4.4.α)

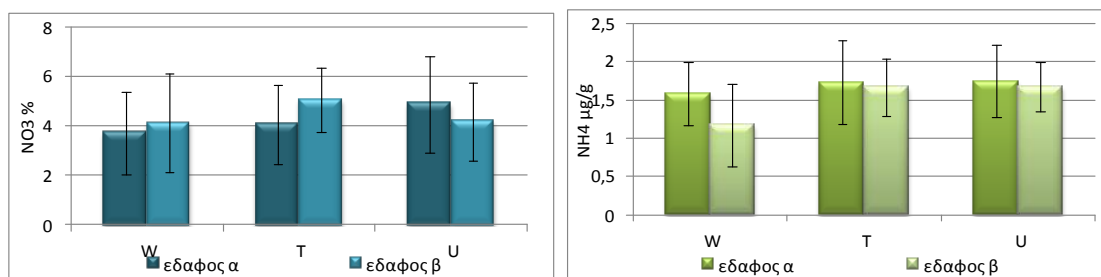


Διαγράμματα 23,24: μεταβολή της οργανικής ουσίας στα δύο εδάφη α και β, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).

Η οργανική ουσία στα δυο εδάφη α και β (διάγραμμα 23) δείχνει αύξηση, στις δυο μεταχειρίσεις (T και U), σε σχέση με τον μάρτυρα (W), στα δύο εδάφη α και β, στατιστικά σημαντικές (One way Analysis of Variance-ANOVA $p < 0.05$) όταν συγκρίθηκαν οι δύο μεταχειρίσεις για τον μάρτυρα (W) (Normality failed, Tukey,

Kruskal-Wallis one way on Ranks $P < 0.001$ και το επεξεργασμένο λύμα (T) (Equal Variance failed, Tukey, Kruskal-Wallis one way on Ranks $P < 0.001$ (στατιστικά σημαντικές) (πίνακας Γ.4.4.α)

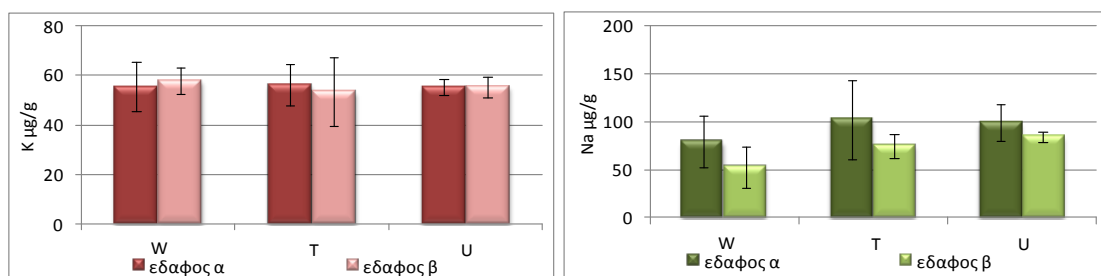
Η περιεκτικότητα σε ολικό N % (διάγραμμα 24) στα δύο εδάφη α και β, δείχνει ακριβώς την ίδια συμπεριφορά, δηλ. αύξηση και στις δύο μεταχειρίσεις (T,U), με μεγαλύτερη αύξηση στην άρδευση με ανεπεξέργαστο, σε σχέση με τον μάρτυρα (W). Όταν όμως συγκρίνονται τα δύο εδάφη, ο μάρτυρας έχει στατιστικά σημαντική διαφορά (One way Analysis of Variance-ANOVA $p < 0.05$). Normality failed, Tukey, Kruskal-Wallis one way on Ranks $P < 0.032$) (πίνακας Γ.4.4.α)



Διαγράμματα 25,26: μεταβολή των NO_3 $\mu\text{g/g}$ και των NH_4 $\mu\text{g/g}$ στα δύο εδάφη α και β, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών ($n=3$).

Τα νιτρικά (διάγραμμα 25) δείχνουν αύξηση και στις δυο περιπτώσεις άρδευσης (T, U) και στα δυο εδάφη α και β, ιδιαίτερα στο έδαφος β η αύξηση είναι μεγαλύτερη στο επεξεργασμένο σε σχέση με τα ανεπεξέργαστο. Μεταξύ των μεταχειρίσεων τα δύο εδάφη δεν έχουν στατιστικά σημαντικές διαφορές ($p > 0.05$) (πίνακας Γ.4.4.α)

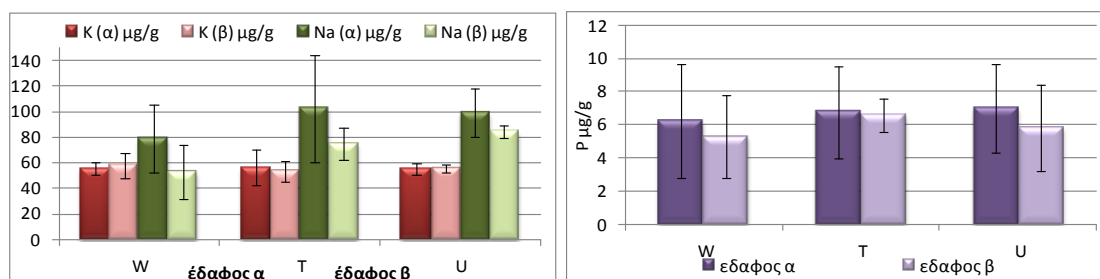
Ενώ τα αμμωνιακά (διάγραμμα 26) εμφανίζουν αύξηση στις δυο περιπτώσεις άρδευσης με λύματα (T, U) στα δυο εδάφη α και β, σε σχέση με τον μάρτυρα W. Μεταξύ των μεταχειρίσεων τα δύο εδάφη δεν έχουν στατιστικά σημαντικές διαφορές ($p > 0.05$) (πίνακας Γ.4.4.α)



Διαγράμματα 27,28: μεταβολή των K $\mu\text{g/g}$ και Na $\mu\text{g/g}$ στα δύο εδάφη α και β, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, TW, UW). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών ($n=3$).

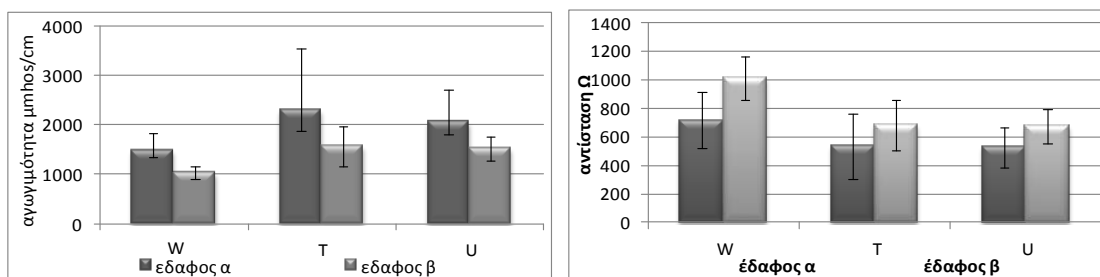
Το κάλιο (διάγραμμα 27) στο έδαφος α, δεν δείχνει σημαντική μεταβολή. Ενώ στο έδαφος β εμφανίζει μια μικρή μείωση σε σχέση με τον μάρτυρα W, και στις δύο περιπτώσεις άρδευσης με λύματα, επεξεργασμένα και ανεπεξέργαστα (T, U). Μεταξύ των μεταχειρίσεων τα δύο εδάφη δεν έχουν στατιστικά σημαντικές διαφορές ($p > 0.05$) (πίνακας Γ.4.4.α)

Το Νάτριο (διάγραμμα 28) εμφανίζει αύξηση στις περιπτώσεις άρδευσης με λύματα (T, U) σε σχέση με τον μάρτυρα W, και στα δύο εδάφη α και β. Μεταξύ των μεταχειρίσεων τα δύο εδάφη έχουν στατιστικά σημαντικές διαφορές (One way Analysis of Variance-ANOVA $p < 0.05$) για τον μάρτυρα (W) (Holm Sidak, Normality passed, $P = 0.002$), για το επεξεργασμένο (T) (Normality failed, Tukey, Kruskal-Wallis one way on Ranks $P = 0.019$ και για το ανεπεξέργαστο (U) (Holm Sidak, Normality passed, $P = 0.030$) (πίνακας Γ.4.4.α)



Διαγράμματα 29,30: μεταβολή του K μg/g, Na μg/g και P μg/g στα δύο εδάφη α και β, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών ($n = 3$).

Ο φώσφορος (διάγραμμα 30) επίσης δείχνει αύξηση και στις δύο μεταχειρίσεις (T, U) για τα δυο εδάφη α και β. Μεταξύ τους όμως για κάθε μεταχείριση (W, T, U) τα δύο εδάφη δεν έχουν στατιστικά σημαντικές διαφορές (One way Analysis of Variance-ANOVA $p > 0.05$) (πίνακας Γ.4.4.α)



Διάγραμμα 31,32: μεταβολή της αγωγιμότητας μmhos/cm και της αντίστασης Ω, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U) στα δύο εδάφη α και β. Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών ($n = 3$).

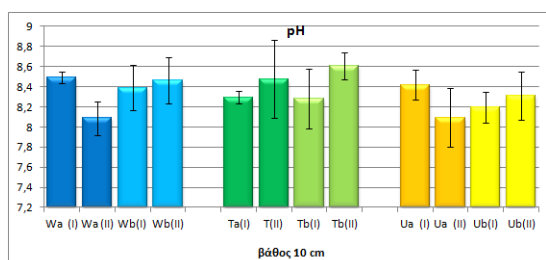
Στην περίπτωση της αγωγιμότητας, για τα δύο εδάφη α και β (διάγραμμα 31), φαίνεται αύξηση στις δύο μεταχειρίσεις (T, U), σε σχέση με τον μάρτυρα (W). Μεταξύ των μεταχειρίσεων τα δύο εδάφη έχουν στατιστικά σημαντικές διαφορές

(One way Analysis of Variance-ANOVA $p < 0.05$), για τον μάρτυρα (W) (Equal Variance failed, Tukey, Kruskal-Wallis one way on Ranks $P = < 0.001$), για το ανεπεξέργαστο (U) (Holm Sidak, Normality passed, $P = 0.011$), ενώ παρατηρείται για το επεξεργασμένο (T) δεν υπάρχουν στατιστικά σημαντικές διαφορές (Normality failed, Tukey, Kruskal-Wallis one way on Ranks $P = 0.019$ και (πίνακας Γ.4.4.α)

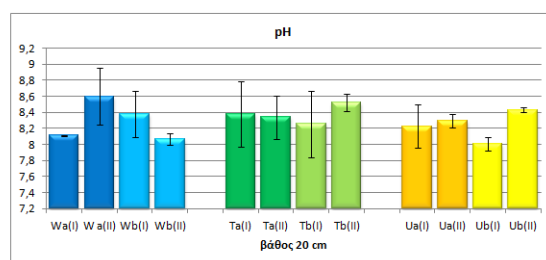
Γ.4.5. Η μεταβολή των χημικών ιδιοτήτων μεταξύ των δύο ζώνων (I,II) στα δύο εδάφη (α και β).

Όπως αναφέρθηκε στο κεφάλαιο 'Υλικά και Μέθοδοι' κάθε γλάστρα στο τέλος της πειραματικής διαδικασίας χωρίστηκε σε δύο ζώνες, άνω ζώνη (I), κάτω ζώνη (II) στο σημείο έκχυσης του υγρού διαβροχής, δηλ. στο βάθος 10 cm και 20 cm, για να προσδιοριστεί πως μεταβάλλονται τα φυσικοχημικά συστατικά του εδάφους, στις δύο ζώνες (I) και (II) του εδάφους.

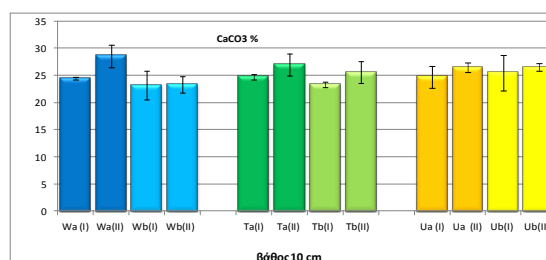
Η μεταβολή των χημικών ιδιοτήτων σε σύγκριση των δύο ζωνών (I,II) στο έδαφος α και στο έδαφος β, φαίνεται στα παρακάτω διαγράμματα:



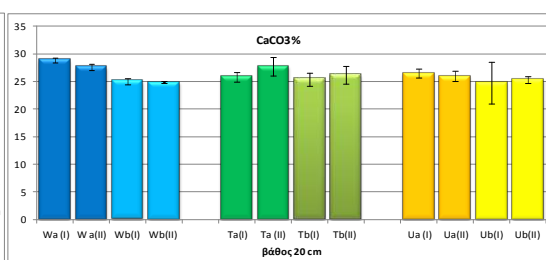
Διάγραμμα 33 : η μεταβολή του pH στις δύο ζώνες (I) και(II) στο βάθος 10 cm του εδάφους α και β, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).



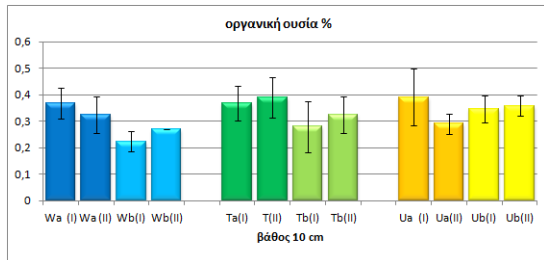
Διάγραμμα 34: η μεταβολή του pH στις δύο ζώνες (I) και(II) στο βάθος 20 cm του εδάφους α και β, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).



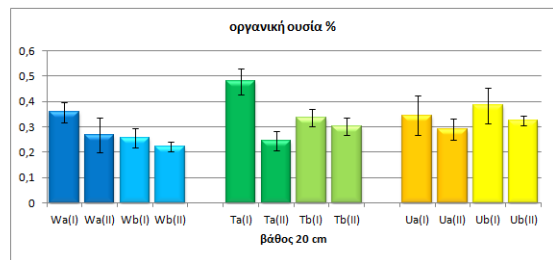
Διάγραμμα 35: η μεταβολή του CaCO3 % στις δύο ζώνες (I) και(II) στο βάθος 10 cm του εδάφους α και β, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).



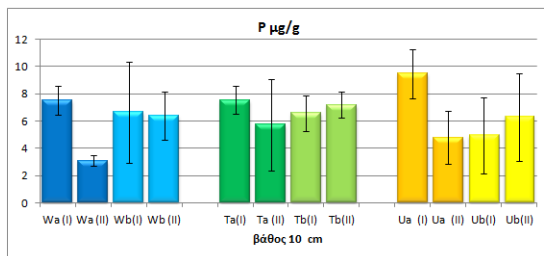
Διάγραμμα 36: η μεταβολή του CaCO3 % στις δύο ζώνες (I) και(II) στο βάθος 20 cm του εδάφους α και β, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).



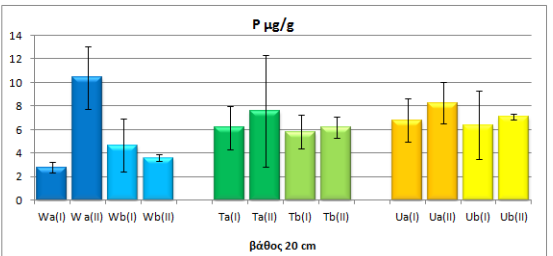
Διάγραμμα 37: η μεταβολή της οργανικής ουσίας % στις δύο ζώνες (I) και(II) στο βάθος 10 cm του εδάφους α και β, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).



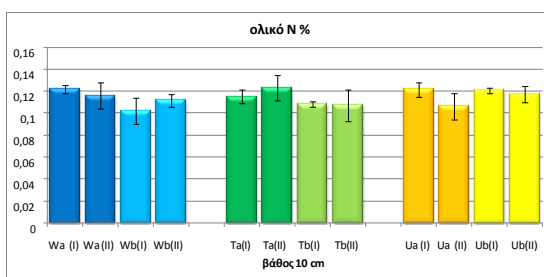
Διάγραμμα 38: η μεταβολή της οργανικής ουσίας % στις δύο ζώνες (I) και(II) στο βάθος 20 cm του εδάφους α και β, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).



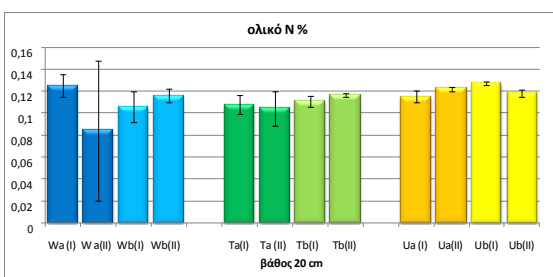
Διάγραμμα 39: η μεταβολή του ολικού N % στις δύο ζώνες (I) και(II) στο βάθος 10 cm του εδάφους α και β, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).



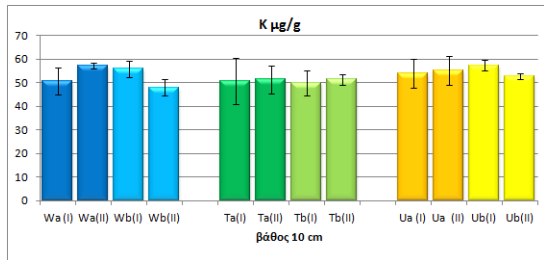
Διάγραμμα 40: η μεταβολή του ολικού N % στις δύο ζώνες (I) και(II) στο βάθος 20 cm του εδάφους α και β, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών



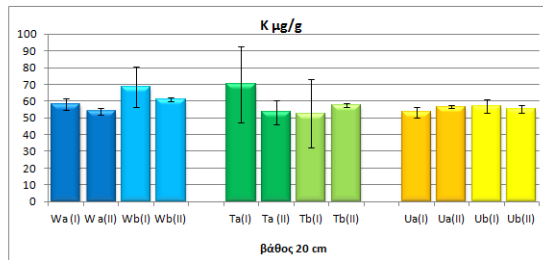
Διάγραμμα 41: η μεταβολή του ολικού N % στις δύο ζώνες (I) και(II) στο βάθος 10 cm του εδάφους α και β, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).



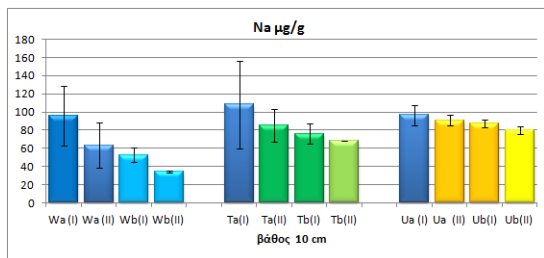
Διάγραμμα 42: μεταβολή του ολικού N % στις δύο ζώνες (I) και(II) στο βάθος 20 cm του εδάφους α και β, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).



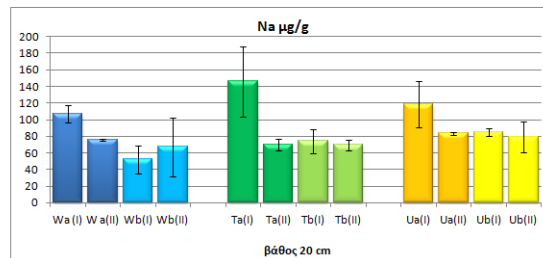
Διάγραμμα 43: η μεταβολή του K μg/g στις δύο ζώνες (I) και(II) στο βάθος 10 cm του εδάφους α και β, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).



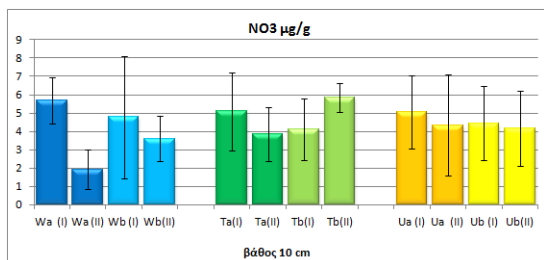
Διάγραμμα 44: η μεταβολή του K μg/g στις δύο ζώνες (I) και(II) στο βάθος 20 cm του εδάφους α και β, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).



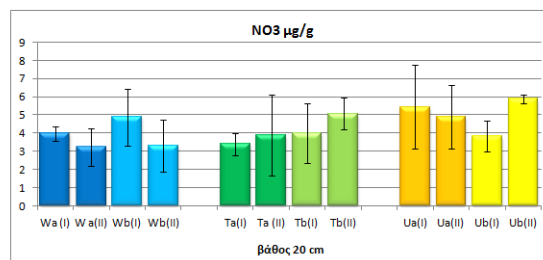
Διάγραμμα 45: η μεταβολή του Na μg/g στις δύο ζώνες (I) και(II) στο βάθος 10 cm του εδάφους α και β, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).



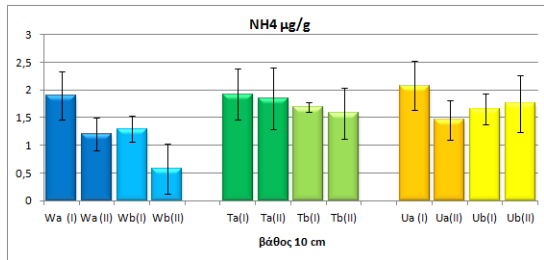
Διάγραμμα 46: η μεταβολή του Na μg/g στις δύο ζώνες (I) και(II) στο βάθος 20 cm του εδάφους α και β, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).



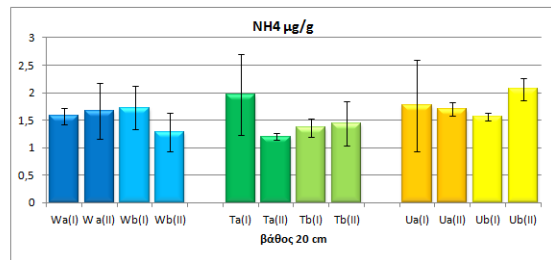
Διάγραμμα 47: η μεταβολή των NO3 μg/g στις δύο ζώνες (I) και(II) στο βάθος 10 cm του εδάφους α και β, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).



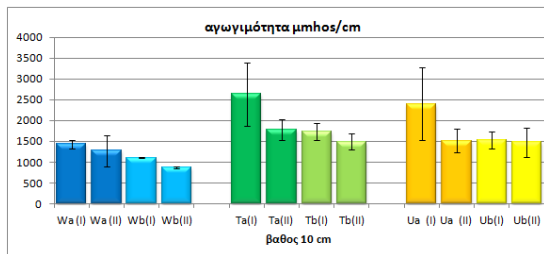
Διάγραμμα 48: η μεταβολή των NO3 μg/g στις δύο ζώνες (I) και(II) στο βάθος 20 cm του εδάφους α και β, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).



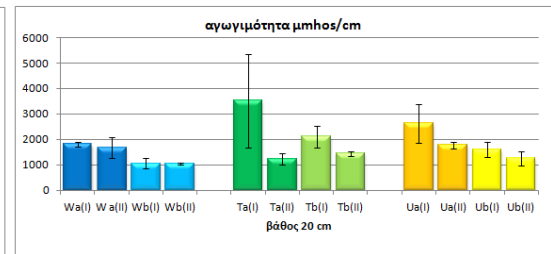
Διάγραμμα 49: η μεταβολή των NH4 μg/g στις δύο ζώνες (I) και(II) στο βάθος 10 cm του εδάφους α και β, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).



Διάγραμμα 50: η μεταβολή των NH4 μg/g στις δύο ζώνες (I) και(II) στο βάθος 20 cm του εδάφους α και β, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).



Διάγραμμα 51: η μεταβολή της αγωγιμότητας μhos/cm στις δύο ζώνες (I) και(II) στο βάθος 10 cm του εδάφους α και β, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).



Διάγραμμα 52: η μεταβολή της αγωγιμότητας μhos/cm στις δύο ζώνες (I) και(II) στο βάθος 20 cm του εδάφους α και β, μετά τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U). Οι κάθετες μπάρες αντιστοιχούν στην τυπική απόκλιση των μέσων τιμών (n=3).

Πίνακας Γ.4.5.1.: Σύγκριση μεταξύ των δυο ζωνών (I) και (II) για τα δύο εδάφη α και β σε βάθος έκχυσης 10 cm. Στατιστική ανάλυση: t-test)

παράμετροι	Δοκιμή: t-test p<0.05		
	Βάθος 10 cm	Έδαφος α	Έδαφος β
Ισοδύναμο CaCO ₃ %	W (I)-(II)	0.026	0.943
	T (I)-(II)	0.392	0.026
	U (I)-(II)	0.238	0.602
pH	W (I)-(II)	0.017 Mann-Whitney Rank Sum test p=0.100	0.702 normality failed Mann-Whitney Rank test p=1.000
	T (I)-(II)	0.461	0.157
	U (I)-(II)	0.157	0.529
οργανική ουσία %	W (I)-(II)	0.457	0.116 normality failed Mann-Whitney Rank test p=1.000
	T (I)-(II)	0.724	0.239 normality failed Mann-Whitney Rank test p=0.200
	U (I)-(II)	0.203	0.775
ολικό N %	W (I)-(II)	0.482	0.280
	T (I)-(II)	0.332	0.636
	U (I)-(II)	0.139	0.482
K ⁺ μg/g	W (I)-(II)	0.121	0.047
	T (I)-(II)	0.926	0.238
	U (I)-(II)	0.801	0.035
Na ⁺ μg/g	W (I)-(II)	0.251	0.019
	T (I)-(II)	0.492	0.281 normality failed Mann-Whitney Rank test p=1.000
	U (I)-(II)	0.450	0.093
P μg/g	W (I)-(II)	0.002 Mann-Whitney Rank Sum test p=0.100	0.921
	T (I)-(II)	0.423 Mann-Whitney Rank Sum test p=0.700	0.541
	U (I)-(II)	0.037	0.608
NO ₃ ⁻ -N μg/g	W (I)-(II)	0.017	0.597
	T (I)-(II)	0.447	0.189
	U (I)-(II)	0.729 Mann-Whitney Rank Sum test p=0.700	0.889
NH ₄ ⁺ -N μg/g	W (I)-(II)	0.084	0.072
	T (I)-(II)	0.852	0.730
	U (I)-(II)	0.128	0.794
αγωγιμότητα μmhos/cm	W (I)-(II)	0.519	<0.001
	T (I)-(II)	0.138	0.224
	U (I)-(II)	0.168	0.808
αντίσταση Ω	W (I)-(II)	0.326	<0.001 normality failed Mann-Whitney Rank test p=0.100
	T (I)-(II)	0.091	0.222
	U (I)-(II)	0.117	0.717

Πίνακας Γ. 4.5.2.: Σύγκριση μεταξύ των δυο ζωνών (I) και (II) για τα δύο εδάφη α και β σε βάθος έκχυσης 20 cm. Στατιστική ανάλυση: t-test)

παράμετροι	Δοκιμή: t-test $p < 0.05$		
	Βάθος 20 cm	Έδαφος α	Έδαφος β
Ισοδύναμο CaCO_3 %	W (I)-(II)	0.039	0.710
	T (I)-(II)	0.154	0.513
	U (I)-(II)	0.567	0.830 equal variance failed Mann-Whitney Rank test $p=1.000$
pH	W (I)-(II)	0.072	0.147
	T (I)-(II)	0.894	0.337
	U (I)-(II)	0.698	0.003
οργανική ουσία %	W (I)-(II)	1.000 normality failed Mann-Whitney Rank test $p=1.000$	0.233
	T (I)-(II)	0.003	0.291
	U (I)-(II)	0.358	0.223
ολικό N %	W (I)-(II)	0.335	0.305 equal variance failed Mann-Whitney Rank test $p=0.400$
	T (I)-(II)	0.741	1.000
	U (I)-(II)	0.121	0.044
K^+ $\mu\text{g/g}$	W (I)-(II)	0.158	0.359
	T (I)-(II)	0.289	0.710
	U (I)-(II)	0.152	0.596
Na^+ $\mu\text{g/g}$	W (I)-(II)	0.006	0.535
	T (I)-(II)	0.037 normality failed Mann-Whitney Rank test $p=0.100$	0.625
	U (I)-(II)	0.095	0.681
P $\mu\text{g/g}$	W (I)-(II)	0.008	0.458
	T (I)-(II)	0.658	0.715
	U (I)-(II)	0.421	0.676 equal variance failed Mann-Whitney Rank test $p=1.00$
NO_3^- -N $\mu\text{g/g}$	W (I)-(II)	0.294	0.266
	T (I)-(II)	0.723	0.375
	U (I)-(II)	0.783	0.023 equal variance failed Mann-Whitney Rank test $p=0.200$
NH_4^+ -N $\mu\text{g/g}$	W (I)-(II)	0.771	0.219
	T (I)-(II)	0.150	0.784
	U (I)-(II)	0.898	0.046
αγωγιμότητα $\mu\text{mhos/cm}$	W (I)-(II)	0.618	0.880
	T (I)-(II)	0.101	0.054
	U (I)-(II)	0.124	0.263
αντίσταση Ω	W (I)-(II)	0.536	0.620
	T (I)-(II)	0.022	0.018
	U (I)-(II)	0.050	0.319

Από τα παραπάνω διαγράμματα μεταξύ των δύο ζωνών (I) και (II) προκύπτει ότι:
(στατιστική επεξεργασία t-test)

Στα παραπάνω διαγράμματα για κάθε παράμετρο, φαίνονται οι μεταβολές μεταξύ των δύο ζωνών (I), (II), οι οποίοι έχουν διαφορετική συμπεριφορά για τα δύο εδάφη και τα δύο βάθη. Οι μεταβολές αυτές, δεν είναι για όλες τις μεταχειρίσεις στατιστικά σημαντικές, όπως προκύπτει από την στατιστική επεξεργασία. Οι στατιστικά σημαντικές διαφορές για κάθε παράμετρο, είναι οι παρακάτω, όπως προκύπτει και από τους πίνακες Γ.4.5.1. και Γ. 4.5.2.

Το pH (διαγράμματα 33,34) στα δυο εδάφη α και β και στα δυο βάθη άρδευσης 10 και 20 cm, παρατηρείται αύξηση του pH στην ζώνη (II), οι οποία όμως δεν είναι στατιστικά σημαντική ($p > 0,05$). Στο έδαφος α, στο βάθος 10 cm παρατηρήθηκε αύξηση, στον μάρτυρα, στην ζώνη (II) στατιστικά σημαντική $p = 0.017$ ($p < 0.05$) ενώ στο έδαφος β, στο βάθος 20 cm, όταν ποτίστηκε με ανεπεξέργαστα λύματα $p = 0.003$ ($p < 0.05$).

Η περιεκτικότητα σε ισοδύναμο CaCO_3 % (διαγράμματα 35,36) στο έδαφος α στα 10 cm μεταξύ των δυο ζωνών (I) και (II) παρατηρήθηκε αύξηση στην ζώνη (II) η οποία διαφέρει στατιστικά σημαντικά στον μάρτυρα (W) $p = 0.026$, $p < 0,05$ και στα 20 cm στην περίπτωση που χρησιμοποιήθηκε επεξεργασμένο λύμα $p = 0.026$, $p < 0,05$. Στο έδαφος β στα 20 cm βάθος έκχυσης, παρατηρείται αύξηση στην ζώνη (II), με στατιστικά σημαντικές διαφορές $p = 0.039$ $p < 0.05$, στον μάρτυρα (W).

Η οργανική ουσία (διαγράμματα 37,38) στο έδαφος α παρατηρείται αύξηση στην ζώνη (II), (στατιστικά σημαντική $p = 0.003$ ($p < 0.05$) στην περίπτωση που χρησιμοποιήθηκε για άρδευση επεξεργασμένο λύμα, στο βάθος 20 cm. Ενώ το έδαφος β δεν παρατηρούνται μεταβολές μεταξύ των δυο ζωνών και στα δυο βάθη άρδευσης 10 και 20 cm.

Ο φωσφόρος, (διαγράμματα 39,40) στο έδαφος α δείχνει μεταβολές μεταξύ των δύο ζωνών, δηλ. στο στο βάθος έκχυσης 10 cm, όταν η άρδευση έγινε με νερό (μάρτυρας) (W), παρατηρείται μία αύξηση στην ζώνη (I), ενώ στα 20 cm βάθος, παρατηρείται αύξηση στην ζώνη (II), οι οποίες είναι στατιστικά σημαντικές ($p < 0.05$) ($p = 0.002$ και $p = 0.008$) αντίστοιχα. Επίσης στην περίπτωση άρδευσης με ανεπεξέργαστα λύματα παρατηρείται αύξηση στην ζώνη (I) η οποία είναι στατιστικά σημαντική ($p < 0.05$) ($p = 0.037$. Στο έδαφος β οι διαφορές δεν είναι στατιστικά σημαντικές.

Το ολικό N % (διαγράμματα 41,42) δεν δείχνει αξιόλογες μεταβολές μεταξύ των δυο ζωνών (I), (II) στο έδαφος α και στα δυο βάθη άρδευσης. Στο έδαφος β, στην περίπτωση που χρησιμοποιήθηκε για άρδευση ανεπεξέργαστο λύμα, στο βάθος 20

cm, παρατηρείται μεγαλύτερη αύξηση της επάνω ζώνης (I), μεταξύ των δύο ζωνών υπάρχει στατιστικά σημαντική διαφορά $p=0.044$ ($P<0.05$).

Το κάλιο, (διαγράμματα 43,44) το έδαφος α, δεν παρουσιάζει μεταβολές και στις δυο ζώνες (I),(II), στα δυο βάθη 10 και 20 cm. Το έδαφος β, στο βάθος έκχυσης 10 cm, στην περίπτωση που χρησιμοποιήθηκε ανεπεξέργαστο λύμα, παρατηρείται μεγαλύτερη αύξηση στην ζώνη (I) η οποία είναι στατιστικά σημαντική $p=0.035$ ($p<0,05$), και στον μάρτυρα $p=0.047$ ($p<0,05$).

Το νάτριο (διαγράμματα 45,46) στο έδαφος α στο βάθος 20 cm, όταν χρησιμοποιήθηκε επεξεργασμένο λύμα, παρατηρείται μια μείωση στην ζώνη (II), η οποία είναι σημαντική $p=0.037$ ($p<0.05$) ενώ στο έδαφος β στο βάθος 10 cm, στον μάρτυρα παρατηρείται μείωση στην ζώνη (II), στατιστικά σημαντική $p=0.019$ ($p<0,05$).

Τα νιτρικά (διαγράμματα 47,48) στο έδαφος α, στο βάθος 10 cm, παρατηρείται μια μείωση στην ζώνη (II) στατιστικά σημαντική $p=0.017$ $p<0,05$ στον μάρτυρα. Ενώ στο έδαφος β, στο βάθος άρδευσης 20 cm, στην άρδευση με ανεπεξέργαστο λύμα παρατηρείται αύξηση, η οποία είναι στατιστικά σημαντική $p=0.023$ ($p<0,05$).

Η αμμωνία (διαγράμματα 49,50) στο έδαφος β, στο βάθος 20 cm, όταν χρησιμοποιήθηκε ανεπεξέργαστο λύμα, παρατηρείται αύξηση στην ζώνη (II) στατιστικά σημαντική $p=0.046$ ($p>0.05$).

Η αγωγιμότητα (διαγράμματα 51,52) στο έδαφος α δεν παρατηρούνται στατιστικά σημαντικές διαφορές μεταξύ των δύο ζωνών. Στο έδαφος β παρατηρείται μείωση στην ζώνη (II), στο βάθος 10 cm στον μάρτυρα στατιστικά σημαντική $p<0.001$ ($p<0,05$) και στο βάθος 20 cm, στην άρδευση με επεξεργασμένο λύμα $p=0.054$ (η οποία είναι στο όριο της στατιστικά σημαντικής διαφοράς $p<0,05$).

Δ. ΣΥΖΗΤΗΣΗ

Δ.1. ΤΑ ΠΑΘΟΓΟΝΑ ΚΑΙ ΤΟ ΕΔΑΦΟΣ

Η εφαρμογή των αστικών λυμάτων μέσω της υπόγειας άρδευσης (Forslund A. et al, 2010) θα μπορούσε ενδεχομένως να ελαχιστοποιήσει τους κινδύνους για τη δημόσια υγεία από την επαφή με τα λύματα από τους αγρότες, τους εργάτες γης, όπως και για τους καταναλωτές σε σχέση με τα προϊόντα των καλλιεργειών που αρδεύονται, όπου ο κίνδυνος είναι αβέβαιος. Ο στόχος της παρούσας μελέτης είναι να εκτιμηθεί κατά πόσον η υπόγεια άρδευση με χαμηλής ποιότητας νερό (ανεπεξέργαστο - επεξεργασμένο αστικό λύμα) μπορεί να χρησιμοποιηθεί με μεγαλύτερη ασφάλεια και μείωση του κινδύνου της ανθρώπινης υγείας. Επιπλέον η χρήση της υπόγειας άρδευσης με υγρά λύματα θεωρείται η καλύτερη τεχνική για να υποκαταστήσει την έλλειψη των φυσικών υδάτινων πόρων διότι προσφέρει υψηλότερες αποδόσεις στις καλλιέργειες και μειωμένη μόλυνση από παθογόνους (Duhkooop A., et al. 2014). Σύμφωνα με μικροβιολογικά δεδομένα άλλων ερευνητών (Kiziloglu F.M., 2008), τα ανεπεξέργαστα λύματα μπορούν να χρησιμοποιηθούν σε γεωργικές εκτάσεις για σύντομο όμως χρονικό διάστημα, ενώ τα επεξεργασμένα μπορούν να χρησιμοποιηθούν σε μακροπρόθεσμο ορίζοντα, για μια πιο βιώσιμη γεωργία.

Πολλοί έχουν ερευνήσει την μεταφορά των βακτηρίων μέσω του εδάφους (Aislabie et al., 2001 ; McLeod et al., 2003 ; Guber et al., 2005). Μερικοί έχουν περιγράψει τον σχηματισμό στηλών για την μεταφορά των βακτηρίων μέσω αδιατάρακτων εδαφών (McGechan και Vinten, 2003 ; Pang et al., 2008). Επίσης έχει αναφερθεί σε πολλές μελέτες η μεταφορά κοπρανωδών κολίμορφων βακτηρίων μέσω του εδάφους (Jamieson et al., 2002 ; Unc and Goss, 2003), ενώ η μόλυνση των υπόγειων υδάτων με κοπρανώδη βακτήρια από λύματα αποτελεί απειλή για τη χρήση γενικότερα των υδάτινων πόρων (kadam et al., 2008). Η μικροβιολογία των εδαφών είναι ένα σημαντικό στοιχείο για την επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων. Τα χαρακτηριστικά του εδάφους επηρεάζονται συχνά από μικρόβια τα οποία μπορεί να προκαλέσουν αλλαγές στο pH, στην ανοργανοποίηση (ορυκτοποίηση) της οργανικής ύλης, τη ροή και τη μεταφορά των υγρών μέσω του εδάφους. Επιπλέον, οι αποικίες των παθογόνων μπορούν να επιβιώσουν στο έδαφος και ενδεχομένως να θέσουν σε κίνδυνο τη δημόσια υγεία (Travis et al., 2010). Τα κοπρανώδη κολίμορφα θεωρήθηκαν ως δείκτης των παθογόνων για την παραμονή τους στο έδαφος, ενώ έχει αποδειχθεί ότι επιμένουν σε εδάφη που αρδεύονται με λύματα (Malkawi και Mohammad, 2003). Οι παράγοντες που είναι σημαντικοί για τα κοπρανώδη κολίμορφα και επιδρούν στην επιβίωση τους στο έδαφος είναι η περιεκτικότητα σε υγρασία, ο τύπος του εδάφους (που συνδέεται με την κατανομή του μεγέθους των σωματιδίων και την περιεκτικότητα σε οργανική ουσία (OM), η θερμοκρασία, το pH, η διαθεσιμότητα σε θρεπτικά στοιχεία, και ο ανταγωνισμός μεταξύ των

μικροοργανισμών (Jamieson et al., 2002). Η ηλιακή ακτινοβολία επίσης μπορεί να αδρανοποιήσει και να μειώσει τις συγκεντρώσεις της *E. coli* σε λύματα μετά από έκθεση στην ηλιακή ακτινοβολία. Στο έδαφος αυτή η αδρανοποίηση είναι πολύ μεγαλύτερη, διότι ο χρόνος έκθεσης είναι πολύ μεγαλύτερος (Bichai F., 2012 ; Lester et al., 2002). Επίσης σχετικά με την παρουσία της *E. coli* και των κοπρανωδών κολίμορφων στο έδαφος μπορεί να συμβάλλουν εξωγενείς παράγοντες όπως έδειξαν τα αποτελέσματα προσομοίωσης, που προέρχονται από ζώα και γενικά την άγρια ζωή (Riebschleager et al., 2012) Σε περιπτώσεις όπου είναι πιθανή η ανθρώπινη επαφή με τα αρδευόμενα εδάφη με λύματα για να εξαλειφθεί ο κίνδυνος των παθογόνων, ενδείκνυται πρόσθετη επεξεργασία των λυμάτων, όπως η υπεριώδης ακτινοβολία ή ακόμη και χλωρίωση.

Δ.2. ΤΑ ΒΑΚΤΗΡΙΑ ΣΤΟΝ ΑΓΡΟ ΣΤΗΝ ΕΕΛ ΚΕΡΑΤΕΑΣ

Στην παρούσα μελέτη συλλέχθηκαν δείγματα εδάφους την ίδια μέρα ή μέσα σε λίγες ημέρες μετά την άρδευση όπως και στο τέλος της πειραματικής διαδικασίας (τέλος άρδευσης), με τα τρία υγρά διαβροχής, (ανεπεξεργαστο λύμα (U), επεξεργασμένο (T) και νερό βρύσης (W)). Είναι γνωστό ότι τόσο το ανεπεξεργαστο λύμα όσο και το επεξεργασμένο περιέχουν παθογόνα βακτήρια κοπρανώδους προέλευσης, διότι αυτά μεταφέρονται στα λύματα, μέσω του γαστρεντερικού συστήματος των ανθρώπων. Ακόμη και στις περιπτώσεις που το λύμα επεξεργάστηκε με την πιο εξελιγμένη τεχνολογία (τεχνολογία MBR), ανιχνεύτηκε μια μέγιστη συγκέντρωση *E. coli* 20 cfu/ml (Forslund et al., 2012). Περισσότερα από 150 γνωστά εντερικά παθογόνα μπορεί να βρίσκονται στα μη επεξεργασμένα λύματα, ενώ κάθε χρόνο ένα νέο εντερικό παθογόνο ανακαλύπτεται, κατά την τελευταία δεκαετία (Gerba and Smith, 2005). Για τον λόγο αυτό υπήρξε αυξανόμενη ανάγκη να προσδιοριστούν καλύτερα, οι κίνδυνοι που σχετίζονται με την επεξεργασία και την εφαρμογή των λυμάτων. Απαιτούνται όμως περισσότερα δεδομένα για τους κινδύνους αυτούς οι οποίοι πρέπει να ποσοτικοποιηθούν. Η ποσοτικοποίηση αφορά τις συγκεντρώσεις των παθογόνων στα απόβλητα, την αποτελεσματικότητα των διαδικασιών επεξεργασίας, την τυποποίηση της μεθοδολογίας ανίχνευσης και την καλύτερη ποσοτικοποίηση της έκθεσης σε αυτά. Η μόλυνση των εδαφών που αρδεύονται με νερό μολυσμένο με κοπρανώδη κολίμορφα, εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από τις δυνατότητες επιβίωσης των παθογόνων στο έδαφος. Ένας κοινός μέγιστος χρόνος επιβίωσης που αναφέρθηκε για τα παθογόνα βακτήρια στο έδαφος, είναι δύο μήνες (Gerba and Smith, 2005), αλλά μπορεί να είναι έως και πέντε μήνες, αν στο έδαφος οι συνθήκες είναι τέτοιες ώστε στο έδαφος να παραμένει υγρασία (Islam et al., 2004). Ένας σημαντικά μεγαλύτερος χρόνος επιβίωσης στο έδαφος, έχει αναφερθεί για τα αυγά έλμινθων π.χ. μέχρι δύο έτη (Gerba και Smith, 2005). Από μελέτες διαπιστώθηκε ότι στο τέλος της περιόδου άρδευσης, εδάφη που αρδεύτηκαν με λύματα κυρίαρχοι ήταν οι

πληθυσμοί *Nitrosomonas* spp., ενώ εδάφη που αρδεύτηκαν με νερό και λίπασμα κυρίαρχοι ήταν οι πληθυσμοί *Nitrospira* spp. (Tamar O. et al, 2001).

Δ.2.1. ΟΛΙΚΑ ΒΑΚΤΗΡΙΑ

Τα υγρά διαβροχής τα οποία χρησιμοποιήθηκαν, όσον αφορά τον αριθμό των ολικών βακτηρίων (διάγραμμα Γ.1.1.1.), δεν δείχνουν στατιστικά σημαντικές διαφορές (one way ANOVA, $p= 0,421$ δηλ. ($p>0.05$) για τις τρεις μεταχειρίσεις, ανεπεξέργαστο λύμα (U) και επεξεργασμένο λύμα (T) σε σχέση με τον μάρτυρα (W)). Στο νερό (W), παρατηρείται αυξημένος αριθμός ολικών βακτηρίων, διότι το νερό που χρησιμοποιήθηκε είναι αρδευτικό και αυτό μπορεί να σημαίνει αυξημένο αριθμό ολικών βακτηρίων. Κατά τους (Alfreider et al., 1997), ο αριθμός των ολικών βακτηρίων ήταν αυξημένος ($3.39 \pm 6.01 \times 10^6$ /l), σε νερό που αντλήθηκε από αμμώδες ιζημα (το οποίο περιείχε $10.3 \pm 5.4 \times 10^6$ /cm³ ιζήματος).

Ως προς τα ολικά βακτήρια του εδάφους με βάση τις μετρήσεις που έγιναν μετά από εφαρμογή των υγρών διαβροχής σε διάφορα βάθη, δεν παρατηρούνται σημαντικές μεταβολές σε όλη την διάρκεια της πειραματικής διαδικασίας για όλες τις μεταχειρίσεις στο έδαφος. Ειδικότερα όταν συγκρίθηκαν οι τρεις μεταχειρίσεις (W, T, U) σε εδαφικά δείγματα που λαμβάνονταν από το ίδιο βάθος έκχυσης (10 cm 30 cm και 40 cm) δεν παρατηρήθηκαν σημαντικές διαφορές (διαγράμματα Γ.1.2.1.α Γ.1.2.1.γ και Γ.1.2.1.ε, $p>0.05$). Επίσης, όταν συγκρίθηκαν οι τρεις μεταχειρίσεις (W, T, U) σε εδαφικά δείγματα που λαμβάνονταν από την αντίστοιχη επιφάνεια (διαγράμματα Γ.1.2.1β, Γ.1.2.1.δ και Γ.1.2.1.στ) δεν παρατηρήθηκαν στατιστικά σημαντικές διαφορές ($p>0.005$). Δηλαδή, δεν παρατηρούνται διαφορές, τόσο στην περιοχή όπου άμεσα διαβρέχεται με τα τρία υγρά των μεταχειρίσεων, αλλά και η επιφάνεια του εδάφους (πάνω από το σημείο έκχυσης), δεν φαίνεται να επηρεάζεται σημαντικά. Το ίδιο παρατηρήθηκε και όταν συγκρίθηκαν τα εδαφικά δείγματα που προέρχονται από το κάθε ένα βάθος έκχυσης με την αντίστοιχη επιφάνεια (t-test $p >0.05$) για κάθε μεταχείριση (ανεπεξέργαστο, επεξεργασμένο λύμα και νερό –μάρτυρας). Ο Balkhair (2016) και οι Orlofsky et al., (2016) σε αντίστοιχο πείραμα με διαβροχή του εδάφους με επεξεργασμένο λύμα, παρατήρησαν ότι τα ολικά βακτήρια δεν επηρεάστηκαν σημαντικά από το σύστημα άρδευσης (υπόγεια άρδευση και επιφανειακή) καθώς και από τον χρόνο άρδευσης. Ακόμη στην περίπτωση που συγκρίθηκαν δείγματα από τα τρία βάθη έκχυσης (10-30-40 cm) και από την αντίστοιχη επιφάνεια για κάθε υγρό διαβροχής, η στατιστική επεξεργασία έδειξε ότι μεταξύ τους δεν διαφέρουν σημαντικά (one way ANOVA, $p>0,05$).

Τα λύματα ανεπεξέργαστα και επεξεργασμένα, με την προσθήκη τους στο έδαφος μεταφέρουν έναν αριθμό μικροοργανισμών, οι οποίοι ενώ θα έπρεπε να αυξήσουν τον αριθμό των ολικών βακτηρίων στο έδαφος, αυτό δεν φαίνεται να συμβαίνει. Αυτό μπορεί να εξηγηθεί από το γεγονός, ότι ο αριθμός των ολικών βακτηρίων των

υγρών διαβροχής είναι αρκετά μικρός, ώστε να αυξήσει τον αριθμό των ολικών βακτηρίων του εδάφους. Επίσης μια άλλη εξήγηση μπορεί να είναι ο ανταγωνισμός με τους άλλους μικροοργανισμούς του εδάφους και πιθανόν να αδρανοποιούνται. Κατά τον (Campos et al., 2000b) ο αριθμός των μικροοργανισμών που φέρονται με το λύμα μειώνεται αρκετά στο έδαφος, διότι η επιβίωση τους εξαρτάται από τον ανταγωνισμό της μικροχλωρίδας του εδάφους. Κατά τους (Ndour Yacine, et al., 2016) δεν μεταβλήθηκε ο αριθμός των ολικών βακτηρίων σε ένα έδαφος που αρδεύτηκε με λύματα αλλά μεταβλήθηκε ή σύνθεση της βακτηριακής κοινότητας ιδιαίτερα στα βακτήρια που οξειδώνουν την αμμωνία, (ammonia oxidizing bacteria-AOB). Επίσης κατά τους Oved et al., (2001), υπήρξε μια σημαντική αλλαγή στη σύνθεση του πληθυσμού των βακτηρίων στο έδαφος που αρδεύτηκε με λύματα σε σχέση με έδαφος που αρδεύτηκε με νερό με λίπασμα (FAW), παρά το γεγονός ότι σε αυτό η συγκέντρωση της αμμωνίας ήταν παρόμοια με την αμμωνία που περιέχονταν στα λύματα. Στο τέλος της αρδευτικής περιόδου, κυριάρχησαν οι πληθυσμοί του γένους *Nitrosospira* σε εδάφη αρδεύονταν με FAW, ενώ στα εδάφη που αρδεύονταν με λύματα, κυριάρχησαν οι πληθυσμοί του γένους *Nitrosomonas*. Όπως διαπιστώθηκε, σε έδαφος που αρδεύτηκε με ανεπεξέργαστα λύματα, τα ολικά βακτήρια ήταν χαμηλότερα από εκείνο που αρδεύτηκε με επεξεργασμένα ($3,69$ vs. 4.02×10^6 , αντίστοιχα), ενώ διέφερε η μικροβιακή κοινότητα του εδάφους ως προς τη σύνθεση και τη δυναμική του συνόλου του βακτηριακού πληθυσμού, η οποία επηρεάστηκε από τις διαφορετικές ποιότητες ανεπεξέργαστων και επεξεργασμένων λυμάτων που χρησιμοποιούνται για άρδευση (Gatta et al., 2015)

Δ.2.2. ΤΑ ΟΛΙΚΑ ΚΟΛΙΜΟΡΦΑ (*total coliforms*)

Τα υγρά διαβροχής εμφανίζουν σημαντικές διαφορές (one way ANOVA, $p=0,018$, $p<0.05$) στον αριθμό των ολικών κολίμορφων (*total coliforms*), σε σχέση με τον μάρτυρα (W), όπως είναι φυσικό (Lopez et al., 2006), (Balkhair Khaled S. 2016). Το ανεπεξέργαστο λύμα (U) εμφανίζει πολύ υψηλότερες τιμές σε σχέση με το επεξεργασμένο (T), οι οποίες όμως δεν είναι στατιστικά σημαντικές.

Παρόλα αυτά, οι διαφορές στο έδαφος, μεταξύ των μεταχειρίσεων, ακόμη και μεταξύ επιφάνειας και βάθους έκχυσης των λυμάτων δεν είναι στατιστικά σημαντικές. Ειδικότερα τα πειραματικά εδαφικά τεμάχια (διαγράμματα Γ.1.2.2.α και Γ.1.2.2.β) που διαβρέχονταν με τα τρία διαφορετικά υγρά διαβροχής (ανεπεξέργαστο (U), επεξεργασμένο λύμα (T) και νερό –μάρτυρας (W), σε βάθος 10 cm, (διαγράμματα Γ.1.2.2.γ και Γ.1.2.2.δ) για βάθος 30 cm και (διαγράμματα Γ.1.2.2.ε και Γ.1.2.2.στ) για βάθος 40 cm δεν διαφέρουν σημαντικά (one way ANOVA, $p>0,05$) ως προς τον αριθμό ολικών κολίμορφων (*total coliforms*). Τα παραπάνω παρατήρησαν σε αντίστοιχα πειράματα και οι (Balkhair, 2016 ; Orlofsky et al., 2016). Αυτό ισχύει τόσο για τα δείγματα που συλλέχθηκαν στο σημείο της διαβροχής, δηλαδή (βάθος 10 cm, $p=0.305$), (βάθος 30 cm, $p=0.305$) (βάθος 40 cm,

$p=0.605$) αλλά και για τα δείγματα που συλλέχθηκαν από την αντίστοιχη επιφάνεια ($p=0.141$, $p=0.785$ και $p>0.979$) αντίστοιχα. Αν παρατηρήσουμε βέβαια τα διαγράμματα για τα υγρά διαβροχής και τα διαγράμματα για το έδαφος στα τρία βάθη άρδευσης (10-30-40 cm) και τις αντίστοιχες επιφάνειες του εδάφους, διαπιστώνουμε ότι στην αρχή της πειραματικής διαδικασίας οι τιμές των ολικών κολίμορφων είναι αυξημένες, σχεδόν στα επίπεδα των υγρών διαβροχής οι οποίες στην συνέχεια εμφανίζουν μια μείωση (κατά 1 ακόμη και 2 $\log_{10} \text{cfu} / \text{l}$). Κατά τους (Vivaldi et al., 2013) η άρδευση με λύματα δευτεροβάθμιας επεξεργασίας, τα οποία περιείχαν υψηλό αριθμό ολικών κολίμορφων, *E. coli* και κοπρανώδων εντερόκοκκων, στο έδαφος επήλθε μείωση στον αριθμό τους της τάξεως των 2.6 $\log_{10} \text{CFU} / 100 \text{ g}$.

Επίσης δεν παρατηρούνται σημαντικές διαφορές στον αριθμό ολικών κολίμορφων ($p>0,05$) μεταξύ του δείγματος που λαμβάνεται στο σημείο της διαβροχής, δηλαδή σε βάθος 10 cm, 30 cm, 40 cm, με το αντίστοιχο δείγμα που λαμβάνεται από την αντίστοιχη επιφάνεια για κάθε μεταχείριση. Επίσης κατά τους (Mollie and Bernstein, 2011) τα κολίμορφα βακτήρια, ενώ ανιχνεύτηκαν στο επιφανειακό στρώμα του εδάφους (0-2 cm) που αρδεύονταν με σταλάκτες στην επιφάνεια με επεξεργασμένο λύμα και νερό, δεν ανιχνεύτηκαν στην αντίστοιχη επιφάνεια του εδάφους που αρδεύονταν με υπόγεια άρδευση. Η αποτελεσματικότητα απομάκρυνσης των παθογόνων βακτηρίων εξαρτάται κυρίως από το βάθος του εδάφους (Balkhair, 2016). Σε πειραματική μελέτη, οι μέσες μειώσεις σε σχέση με το βάθος των ολικών κολίμορφων ήταν 2,35 log και των κοπρανώδων κολίμορφων 2,47 log. (Bali et al., 2011). Επίσης παρατηρήθηκε από τους (Hidri et al., 2013) αύξηση στη συγκέντρωση των κολίμορφων βακτηρίων του εδάφους που αρδεύτηκε με επεξεργασμένα λύματα, στο πρώτο (0-20 cm) στρώμα του εδάφους με μέγιστη τιμή (3,78 - 22,8 MPN / g ξηρού βάρους).

Παρατηρούνται όμως, για τα ολικά κολίμορφα στο έδαφος, διαγράμματα (Γ.1.2.2.α, Γ.1.2.2.β., Γ.1.2.2.γ, Γ.1.2.2.δ, Γ.1.2.2.ε., Γ.1.2.2.στ), παρόμοιοι πληθυσμοί μετά από 30 ημέρες εφαρμογής των λυμάτων και στην συνέχεια μια μικρή αύξηση μεταξύ των δύο χειρισμών του (ανεπεξεργαστού και επεξεργασμένου λύματος) σε σχέση με τον μάρτυρα, κατά την διάρκεια της εφαρμογής των υγρών να διαβροχής. Αυτό παρατηρείται ιδιαίτερα στην αντίστοιχη επιφάνεια του βάθους έκχυσης 10 cm, λιγότερο στα 30 cm και πολύ λιγότερο στα 40 cm. Πιθανόν να έχει σχέση με την ποσότητα των υγρών διαβροχής που προστίθενται και δρουν συσσωρευτικά με την πάροδο του χρόνου (Balkhair, 2016)

Η επιφανειακή άρδευση σε σύγκριση με την υπόγεια, προκαλεί πολύ πιο γρήγορα αδρανοποίηση των μικροοργανισμών. Αυτό πιθανόν να σχετίζεται με την υψηλότερη περιεκτικότητα σε νερό του εδάφους στη ζώνη εφαρμογής του σε σχέση με την επιφάνεια, όπου η περιεκτικότητα σε υγρασία είναι μικρότερη (Bali, et a.,

2011). Επίσης αναφέρεται συσχέτιση της μείωσης της συγκέντρωσης των κοπρανωδών κολίμορφων με την περιεκτικότητα σε οργανική ουσία του εδάφους, και του pH (Campos, 2000α ; Orlofsky et al., 2016). Σε ένα κορεσμένο έδαφος αργίλου, παρατηρήθηκε πλήρης εξαφάνιση της κοπρανωδών κολίμορφων πάνω από τα 25 cm, μέσω του εδαφικού προφίλ, όταν χρησιμοποιήθηκε για άρδευση ανεπεξέργαστο λύμα, το οποίο περιείχε ολικά κολίμορφα πάνω από 1000 CFU /100 ml (Palese, 2009). Όταν τα βακτήρια μεταφέρονται μέσω του εδάφους, η μείωση είναι ανάλογη με τους πόρους του εδάφους, το μέγεθος των βακτηρίων, και την προσρόφηση σε σωματίδια εδάφους (Mawdsley et al, 1995), (Campos et al.,, 2000b). Επίσης σε άλλα πειράματα κατά την κίνηση του λύματος μέσω του εδάφους, υπήρξε μεγάλη μείωση της συγκέντρωσης των κολίμορφων, των κολιφάγων και των αυγών των ελμίνθων, μετά από επιφανειακή και υπόγεια άρδευση με λύματα χαμηλής και υψηλής ποιότητας (Campos, 2000α). Οι Shelton et al., (2003) παρατήρησαν μια πολύ χαμηλή διαμήκη διασπορά για τα κολίμορφα στο έδαφος, πιθανόν διότι οι ταχύτητες του νερού στους πόρους προφανώς δεν έχουν διαθέσιμο χώρο για την μετακίνηση των βακτηρίων. Οι εκτιμήσεις της διασποράς βασίστηκαν σε στοιχεία σχετικά με τη μεταφορά του χλωριούχου λιθίου, ως μάρτυρα (tracer), το οποίο μπορεί να μετακινηθεί με πολύ μεγαλύτερη μεταβολή ταχυτήτων στους πόρους του εδάφους σε σχέση με τα μεγάλα βακτηριακά κύτταρα (Pachepsky et al., 1990). Κατά τους (Kouznetsov et al., 2004), η ταχύτητα απορρόφησης των κολίμορφων ήταν χαμηλή ενώ οι τιμές περιεκτικότητας σε διαθέσιμο νερό ήταν 0,14 - 0,18 cm³ /cm³ εδάφους. Σύμφωνα με τις εξισώσεις των (Rawls et al., 1982) σχετικά με την υφή του εδάφους και την εκτίμηση του δυναμικού (P) το οποίο αντιστοιχεί στην περιεκτικότητα σε νερό στο έδαφος δηλ. την κατακράτηση νερού, οι τιμές του P ήταν μεταξύ 1000-10000 cm³. Με βάση τον νόμο Laplace (τριχοειδής εξίσωση $P = 2 / r$) υπολογίστηκε η ακτίνα του πόρου. Οι τιμές των ακτίνων των πόρων ήταν μεταξύ 0,0003 έως 0.003mm, οι τιμές αυτές αντιστοιχούν στο μέγεθος των μικροοργανισμών (Kouznetsov et al., 2004). Επιπλέον, τα κανάλια (λαγούμια) του εδάφους τα οποία δημιουργούνται από τους γαιοσκώληκες η και το ριζικό σύστημα μπορούν να επηρεάσουν σε μεγάλο βαθμό την κάθετη μετανάστευση των παθογόνων μέσω του προφίλ εδάφους (Mawdsley et al., 1995).

Δ.2.2.1. ESCHERICHIA COLI (E. Coli)

Παρατηρούμε ότι στα υγρά διαβροχής, η *E. coli* (log₁₀ cfu /l) (πίνακας Γ.1.1.2.β) ανιχνεύτηκε σε όλες τις δειγματοληψίες για το ανεπεξέργαστο λύμα (U) (μέσος όρος 5.1 log₁₀ cfu /l), όπου ο πληθυσμός της εμφανίζεται πολύ αυξημένος, επίσης μετρήθηκε και σε κάποιες δειγματοληψίες του επεξεργασμένου λύματος (T) (μέσος όρος 4.3 log₁₀ cfu /l), ενώ δεν ανιχνεύτηκε στο νερό (μάρτυρας W). Τα παραπάνω αποτελέσματα φαίνονται αναμενόμενα. Ο πληθυσμός της *E. coli* στο νερό (W) δεν προσδιορίστηκε στις αραιώσεις που πραγματοποιήθηκαν, ίσως ήταν πολύ

μικρότερος από τα άλλα δύο υγρά διαβροχής και με το αποτέλεσμα αυτό συμφωνούν και οι (Forslund et al., 2010). Η συγκέντρωση της *E. coli* στο παραπάνω επεξεργασμένο λύμα (T) που χρησιμοποιήθηκε, φαίνεται αρκετά αυξημένη, και αυτό πιθανόν να οφείλεται σε μη καλή επεξεργασία, όπως και κατά τους (Palese A.M., 2009) ήταν συχνά πάνω από το όριο του WHO, 1000 MPN 100/ ml.

Οι μετρήσεις στο έδαφος του αγρού (πίνακας Γ.1.2.2.ζ), δείχνουν ότι ο αριθμός των βακτηρίων *E.coli*, μετρήθηκε μόνο σε σημεία όπου έγινε διαβροχή με ανεπεξεργαστο λύμα (U) (μέσος όρος $4 \log_{10}$ cfu /l), αλλά ο αριθμός τους είναι μειωμένος κατά ($1 \log_{10}$ cfu/l) σε σχέση με το υγρό διαβροχής. Ανιχνεύτηκαν κυρίως στην τελευταία δειγματοληψία (μετά 43 και 36 ημέρες) κυρίως στο βάθος και την αντίστοιχη επιφάνεια των 10 και 30 cm, όπως παρατήρησαν και οι (Vergine P., et al., 2015), (Zhenjie Qiu. 2015). Φαίνεται ότι έπαιξε ρόλο και ο χρόνος εφαρμογής των λυμάτων. Δεν καταμετρήθηκαν όμως στο βάθος και την επιφάνεια των 40 cm. Για το επεξεργασμένο λύμα (T) μετρήθηκε στο έδαφος, στο βάθος έκχυσης 30 cm μόνο σε μια μέτρηση ($4.3 \log_{10}$ cfu /l). Το αποτέλεσμα αυτό, πιθανόν να οφείλεται σε λάθος. Επίσης και κατά τους (Sack Mollie και Nirit Bernstein. 2011) η *E. coli* δεν ανιχνεύτηκε σε έδαφος που αρδεύτηκε με υπόγεια άρδευση με επεξεργασμένο λύμα (το οποίο περιείχε *E. coli*). Κατά τους (Vivaldi et al., 2013 ; Orlofsky et al., 2016), υπήρξε μείωση στο έδαφος, ενώ και κατά τους (Balkhair Khaled S. 2016) υπήρξε μείωση κατά $2.6 \log_{10}$ CFU /100 g μετά από άρδευση με λύματα δευτεροβάθμιας επεξεργασίας που περιείχε αυξημένο αριθμό *E. coli*. Δεν ανιχνεύτηκε σε κανένα δείγμα του εδάφους που αρδεύτηκε με νερό (W), (μάρτυρας).

Τα παραπάνω αποτελέσματα σχετικά με τις μετρήσεις στην επιφάνεια του εδάφους ιδιαίτερα στην τελευταία δειγματοληψία, μπορεί να οφείλονται στα κόπρανα από την διέλευση κάποιων ζώων ή πτηνών στο συγκεκριμένο σημείο (Riebschleager, et al., 2012). Διότι σχετικά με τους παράγοντες που μπορεί να συμβάλλουν στην αύξηση της *E. coli*, στην επιφάνεια του εδάφους από μελέτες, φαίνεται ότι τα ζώα και η άγρια ζωή είναι μια δυναμική πηγή που συνεισφέρει στην αύξηση της *E. coli* (Riebschleager, et al., 2012). Στελέχη της *E. coli* που απομονώθηκαν και ταυτοποιήθηκαν από το υγρό διαβροχής και το έδαφος, με την μέθοδο Pulsed Field Gel Electrophoresis DNA, δείχνουν ότι υπάρχει σε πολλές περιπτώσεις επιμόλυνση με *E coli* από άλλες περιβαλλοντικές πηγές, π.χ. άγρια ζωή (Forslund et al., 2012).

Οι μετρήσεις της *E.coli*, μόνο στα δείγματα εδάφους που ποτίστηκαν με ανεπεξεργαστο λύμα και αντιστοιχούν στα βάθη 10 και 30 cm, και την αντίστοιχη επιφάνεια, εκτός της επιφάνειας και του βάθους άρδευσης 40 cm, υποδηλώνει ότι η εφαρμογή του λύματος χωρίς επεξεργασία, στα δύο αυτά βάθη (10,30 cm), πιθανόν να αποτελεί κίνδυνο για την δημόσια υγεία. Διότι κατά τους (Hidri et al., 2013) η *E. coli* ανιχνεύεται ιδιαίτερα στο ανώτερο στρώμα του εδάφους (0-20 cm) με μέγιστη συγκέντρωση στην επιφάνεια, ενώ στα άλλα στρώματα (20-40 και 40-60 cm) η

συγκέντρωση της μειώνεται με το βάθος (<1 MPN/g ξηρού βάρους στα βαθύτερα στρώματα). Το γεγονός αυτό οφείλεται στο στράγγισμα, ανάλογα με τους πόρους του εδάφους και το μέγεθος των βακτηρίων, όπως επίσης και την προσρόφηση σε σωματίδια εδάφους (Campos et al., 2000). Ειδικότερα, σύμφωνα με τους El Hamouri et al., (1996) όταν χρησιμοποιήθηκε για άρδευση ανεπεξέργαστο λύμα το οποίο περιείχε κοπρανώδη κολίμορφα (1000 CFU/100 ml), σε ένα έδαφος αργίλου παρατηρήθηκε μια σταδιακή μείωση της συγκέντρωσης τους μέσω του εδαφικού προφίλ, καθώς επίσης και πλήρης εξαφάνιση τους κάτω από τα 25 cm. Ακόμη η *E. coli* ανιχνεύτηκε κυρίως στο ανώτερο τμήμα του εδάφους, τόσο κατά τη διάρκεια της αρδευτικής περιόδου όσο και πολύ αργότερα (Forslund et al., 2012). Και άλλοι ερευνητές παρατήρησαν, ότι η συγκέντρωση της *E. coli* είναι υψηλότερη στα πρώτα 0-20 cm και μειώνεται στο βάθος του εδάφους, μεταξύ 0 και 100 cfu/g ξηρού εδάφους (Zhenjie Qiu., 2015). Επίσης κατά άλλους η *E. coli* ανιχνεύθηκε ειδικά στα δύο επάνω στρώματα (0-5 και 5-10 cm) του εδάφους, ενώ οι συγκεντρώσεις της μειώνονται με το βάθος σε πολύ χαμηλά επίπεδα (1.7 - <1 MPN/ g) (Palese, 2009 ; El Hamouri et al.1996 ; Oron et al. 2001). Μετά από άρδευση με αστικά λύματα, η συγκέντρωση της *E.coli*, στο επιφανειακό έδαφος, και στο υπέδαφος, συναρτήσει του χρόνου και του βάθους, εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από τη συγκέντρωση της στο νερό άρδευσης ενώ βραχυπρόθεσμα επηρεάζει την μόλυνση του εδάφους. Η μείωση είναι η κυρίαρχη διαδικασία που επηρεάζει τη συγκέντρωση της *E. coli* στην επιφάνεια του εδάφους όπως και το νερό έκπλυσης, η οποία μείωση ακολουθεί λογαριθμική-γραμμική τάση (log-linear). Λιγότερο όμως από 1% της συγκέντρωσης της *E. coli* του νερού άρδευσης μεταφέρεται στο νερό έκπλυσης. Η συγκέντρωση της *E. coli* σε εκπλύματα εδάφους ακολουθεί επίσης λογαριθμική-γραμμική τάση και το γεγονός αυτό επιβεβαιώνει ότι η βακτηριακή μείωση είναι ο κυρίαρχος μηχανισμός που επηρεάζει τη συγκέντρωση του μικροοργανισμού στο υπέδαφος (Vergine et al., 2015). Το ίδιο επιβεβαιώνεται από τους (Gatta et al., 2015) κατά τους οποίους ενώ οι κοπρανώδεις δείκτες ήταν σε υψηλά επίπεδα στο επεξεργασμένο λύμα, στο έδαφος μετά την άρδευση τα ολικά κολίμορφα και η *E. coli* ήταν σε χαμηλά επίπεδα, πιθανόν λόγω θανάτου. Η ηλιακή ακτινοβολία επίσης, μπορεί να αδρανοποιήσει και να μειώσει τις συγκεντρώσεις της *E. coli* (από > 10³-10⁴ CFU ml σε 2 CFU/ml-όριο ανίχνευσης), σε λύματα μετά από έκθεση στην ηλιακή ακτινοβολία, για 5 ώρες. Στο έδαφος αυτή η αδρανοποίηση είναι πολύ μεγαλύτερη, διότι ο χρόνος έκθεσης είναι πολύ μεγαλύτερος (Bichai, 2012 ; Lester, et al., 2002) Κατά τους (Kouznetsov et al., 2004) διαπιστώθηκε ότι η αναλογία των κοπρανωδών κολίμορφων, που παραμένουν στο έδαφος μετά από επιφανειακή άρδευση για 24 και 72 ώρες, ήταν (0.236 και 0.088) αντίστοιχα, ενώ μετά από υπεδάφια άρδευση 24 και 72 ώρες, ήταν (0.017 και 0.004), αντίστοιχα. Σε προσομοίωση επίσης η μετακίνηση των κοπρανωδών κολίμορφων ήταν πιο γρήγορη στην κάθετη κατανομή. Άρα μπορεί να εξαχθεί το συμπέρασμα ότι η υπόγεια άρδευση επιδρά στην μείωση του αριθμού των παθογόνων οι οποίοι μεταφέρονται με το νερό

άρδευσης και κατά συνέπεια να εμποδίζεται η εμφάνιση τους στην επιφάνεια του εδάφους. Το βάθος όμως φαίνεται ότι επηρεάζει τη διαδικασία αυτή και η άρδευση κοντά στην επιφάνεια πιθανόν να μην είναι απολύτως ασφαλής ειδικά για το ανεπεξέργαστο λύμα (Kouznetsov et al., 2004). Επιπλέον, στην αδρανοποίηση των βακτηρίων και κυρίως της *E.coli* σημαντικό ρόλο παίζει και η ηλιακή ακτινοβολία (Bichai, 2012).

Δ.2.3. ΟΙ ΠΕΡΙΠΤΩΜΑΤΙΚΟΙ ΣΤΡΕΠΤΟΚΟΚΚΟΙ

Οι περιπτωματικοί στρεπτόκοκκοι (πίνακας Γ.1.2.3.), μετρήθηκαν στα υγρά διαβροχής (επεξεργασμένο λύμα και ανεπεξέργαστο). Ο αριθμός τους εμφανίζεται περισσότερο αυξημένος, στο ανεπεξέργαστο λύμα (U) (μέσος όρος 5.1 log₁₀ cfu /l) σε σχέση με το επεξεργασμένο λύμα (T) (μέσος όρος 3.3 log₁₀ cfu /l). Τα παραπάνω αποτελέσματα φαίνονται αναμενόμενα. Επίσης δεν ανιχνεύτηκαν στο νερό (μάρτυρας W).

Στο έδαφος του αγρού (πίνακας Γ.1.2.3.) ο αριθμός περιπτωματικών στρεπτόκοκκων ανιχνεύτηκε σχεδόν σε όλες τις μεταχειρίσεις. Στο έδαφος που αρδεύτηκε με ανεπεξέργαστο λύμα (U), μετρήθηκε σε όλες τις μετρήσεις (μέσος όρος 3.75 log₁₀ cfu /l). Το έδαφος που αρδεύτηκε με το επεξεργασμένο λύμα (T), μετρήθηκε στις 3 τελευταίες μετρήσεις δηλ. μετά από 29 ημέρες άρδευσης (μέσος όρος 2.65 log₁₀ cfu /l).. Επίσης μετρήθηκαν και στον μάρτυρα (W) σε κάποιες μετρήσεις μετά από 36 ημέρες άρδευσης (μέσος όρος 2.4 log₁₀ cfu /l). Ο αριθμός τους είναι μικρότερες από τον αριθμό των περιπτωματικών στρεπτόκοκκων των υγρών διαβροχής.

Τα δείγματα που λήφθηκαν μετά από διαβροχή με το ανεπεξέργαστο λύμα, τόσο αυτά που προέρχονται από το σημείο έκχυσης όσο και από την αντίστοιχη επιφάνεια, δείχνουν αυξημένο αριθμό και είναι στα ίδια επίπεδα η επιφάνεια με το έδαφος που προέρχεται από το σημείο έκχυσης (αντίστοιχο βάθος). Στην περίπτωση διαβροχής με επεξεργασμένο λύμα μετρήθηκαν τόσο στο σημείο έκχυσης όσο και στην επιφάνεια σε μικρότερο όμως αριθμό δειγμάτων, αλλά ο αριθμός τους είναι πολύ μικρότερος. Επίσης μετρήθηκε και σε μερικά δείγματα που προέρχονται από έδαφος που διαβρέχτηκε με τον μάρτυρα (W) και ο αριθμός τους ήταν λίγο μικρότερος από την μεταχείριση με το επεξεργασμένο.

Με βάση τα αποτελέσματα αυτά, μπορεί κανείς να διεξάγει το συμπέρασμα ότι οι περιπτωματικοί στρεπτόκοκκοι ανιχνεύτηκαν στα εδαφικά δείγματα διότι μετρήθηκαν στα δύο υγρά διαβροχής, (επεξεργασμένο λύμα (T) και ανεπεξέργαστο λύμα (U)), αλλά η ανίχνευσή τους στον μάρτυρα (W) πιθανόν να οφείλεται σε κάποια μόλυνση του εδάφους (κόπρανα ζώων ή πτηνών) (Riebschleager et al., 2012) ή από κάποια άλλη δραστηριότητα.

Ο αριθμός τους εμφανίζεται περισσότερο αυξημένος στα εδαφικά δείγματα που προέρχονται από την άρδευση με ανεπεξέργαστο λύμα διότι στο ανεπεξέργαστο

λύμα που χρησιμοποιήθηκε καταμετρήθηκε πολύ μεγαλύτερος αριθμός. Σε όλες όμως τις μεταχειρίσεις το έδαφος έχει μικρότερο αριθμό περιττωματικών στρεπτοκόκκων, σε σχέση με τα υγρά διαβροχής. Κατά τους (Vivaldi et al., 2013) το έδαφος που αρδεύτηκε με λύματα δευτεροβάθμιας επεξεργασίας, με αυξημένο αριθμό σε περιττωματικούς εντερόκοκκους, παρουσίασε μειωμένους πληθυσμούς κατά $2.6 \log_{10}$ CFU /100 g, σε σχέση με το αρχικό υγρό διαβροχής. Το ίδιο διαπίστωσαν και οι (Orlofsky et al., 2016 ; Balkhair, 2016). Επίσης φαίνεται ότι η συγκέντρωση των περιττωματικών στρεπτόκοκκων επηρεάζεται από το είδος του συστήματος άρδευσης και την ποιότητα των λυμάτων (Balkhair, 2016). Κατά τους (Lejon et al., 2007) μετά από άρδευση με λύματα, η συγκέντρωση των εντερικών βακτηρίων στο έδαφος είναι αυξημένη και μειώνεται σε σχέση με το βάθος με μία προοδευτική μείωση, ενώ η μέγιστη τιμή ήταν στο πρώτο στρώμα εδάφους (0 έως 20 cm), όπως επίσης παρατηρήθηκε και μία αύξηση γύρω από το σημείο έκχυσης του υγρού διαβροχής. Μία σημαντική επίσης αύξηση ($p=0,01$) στην συγκέντρωση των περιττωματικών στρεπτόκοκκων φθάνοντας ένα μέγιστο στο επιφανειακό στρώμα (0-20 cm) του εδάφους, παρατηρήθηκε από τους (Hidri et al., 2013). Σχετικά με την μείωση της συγκέντρωσης των εντερόκοκκων ανάλογα με το βάθος και την αυξημένη συγκέντρωση ιδιαίτερα στα ανώτερα στρώματα του εδάφους (0-5 και 5-10 cm) ασχολήθηκαν και άλλοι ερευνητές. Οι οποίοι διαπίστωσαν ότι μειώνονται ενώ μεταφέρονται μέσω του εδάφους ανάλογα με το μέγεθος των βακτηρίων και τους πόρους του εδάφους ή ακόμη και την προσρόφηση τους στα σωματίδια εδάφους (Mawdsley et al., 1995 ; Campos et al., 2000b ; Oron et al., 2001).

Δ.2.4. Συγκεντρωτικά σχόλια για τα βακτήρια στον αγρό

α) Τα Ολικά βακτήρια στον αγρό

Από την στατιστική ανάλυση (one way ANOVA, $p>0,05$) προκύπτει ότι τα ολικά βακτήρια, δεν διαφέρουν σημαντικά, στα εδαφικά δείγματα που λήφθηκαν από τα τρία βάθη έκχυσης του υγρού διαβροχής (10-30-40 cm) όπως επίσης και από την αντίστοιχη επιφάνεια για κάθε μεταχείριση. Για όλες τις μεταχειρίσεις είναι $p>0.05$

β) Τα Ολικά κολίμορφα στον αγρό

Για τα ολικά κολίμορφα, η στατιστική επεξεργασία (one way ANOVA, $p>0,05$), δείχνει ότι δεν διαφέρουν σημαντικά μεταξύ τους τα εδαφικά δείγματα μετά από έκχυση των υγρών διαβροχής στα τρία βάθη (10-30-40 cm) όπως επίσης και στην αντίστοιχη επιφάνεια του εδάφους. Ενώ, τα υγρά διαβροχής εμφανίζουν, σημαντικές διαφορές σε σχέση με τον μάρτυρα (ειδικά το ανεπεξεργαστο λύμα εμφανίζει πολύ υψηλότερες τιμές σε σχέση με το επεξεργασμένο), παρόλα αυτά στο έδαφος οι τιμές δεν εμφανίζουν πολύ μεγάλες διαφορές στις τρεις μεταχειρίσεις ούτε ακόμη μεταξύ επιφάνειας και αντίστοιχου βάθους έκχυσης των

λυμάτων. Παρατηρούνται όμως μετά από 60 ημέρες εφαρμογής των λυμάτων παρόμοιοι πληθυσμοί των ολικών κολίμορφων στο έδαφος για τις τρεις μεταχειρίσεις, ενώ στην συνέχεια παρατηρείται μια αύξηση μεταξύ των δύο χειρισμών του (ανεπεξέργαστου και επεξεργασμένου λύματος) σε σχέση με τον μάρτυρα, ιδιαίτερα στην επιφάνεια πάνω από το σημείο έκχυσης, βάθους 10 cm, λιγότερο στο βάθος 30 cm και πολύ λιγότερο στο βάθος 40 cm. Πιθανόν να έχει σχέση με την ποσότητα των υγρών διαβροχής που προστίθενται και δρουν συσσωρευτικά με την πάροδο του χρόνου.

γ) Η *E.Coli* στον αγρό

Στα υγρά διαβροχής (ανεπεξέργαστο λύμα (U) και λιγότερο στο επεξεργασμένο λύμα (T), μετρήθηκε ένας σημαντικός αριθμός *e.coli* (\log_{10} cfu /l). Επίσης στα εδαφικά δείγματα, παρατηρείται ότι η *e.coli* ανιχνεύτηκε μόνο στα δείγματα εδάφους που ποτίστηκαν με ανεπεξέργαστο λύμα και αντιστοιχούν κυρίως στα βάθη έκχυσης 10 cm και λιγότερο στα 30 cm, τόσο σε εκείνα που προέρχονται από το εδαφικό δείγμα που λήφθηκε από το βάθος (σημείο έκχυσης) όσο και την αντίστοιχη επιφάνεια, ενώ δεν ανιχνεύτηκε στην επιφάνεια και βάθος όπου η έκχυση έγινε στα 40 cm.

δ) Περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι στον αγρό

Οι περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι, μετρήθηκαν στα υγρά διαβροχής (ανεπεξέργαστο και επεξεργασμένο λύμα) και όχι στο νερό (μάρτυρας), ενώ ο αριθμός είναι περισσότερο αυξημένος, στο ανεπεξέργαστο σε σχέση με το επεξεργασμένο λύμα. Στα εδαφικά δείγματα ανιχνεύτηκαν σχεδόν σε όλες τις μεταχειρίσεις, κυρίως όμως στα δείγματα που λήφθηκαν μετά από διαβροχή με το ανεπεξέργαστο λύμα, τόσο σε αυτά που προέρχονται από το σημείο έκχυσης όσο και από την αντίστοιχη επιφάνεια. Στην περίπτωση διαβροχής με επεξεργασμένο λύμα μετρήθηκε σε μικρότερο αριθμό δειγμάτων, αλλά ο αριθμός των περιττωματικών στρεπτόκοκκων είναι πολύ μικρότερος. Επίσης μετρήθηκαν σε μερικά δείγματα που διαβρέχτηκαν με τον μάρτυρα (νερό), στην επιφάνεια του εδάφους.

Δ.3. ΒΑΚΤΗΡΙΑ ΣΤΟ ΕΔΑΦΟΣ ΤΩΝ ΓΛΑΣΤΡΩΝ ΣΤΟ ΘΕΡΜΟΚΗΠΙΟ

Δ.3.1. ΟΛΙΚΑ ΒΑΚΤΗΡΙΑ

Δ.3.1.1. Τα ολικά βακτήρια μετά την διαβροχή με τα τρία υγρά κατά την χειμερινή και θερινή περίοδο:

Υγρά διαβροχής: όπως φαίνεται στα διαγράμματα Γ.2.1.1 α και Γ.2.1.1.β, τόσο κατά τη διάρκεια του χειμώνα, όσο και κατά την διάρκεια του καλοκαιριού δεν παρατηρήθηκαν σημαντικές διαφορές στον αριθμό των ολικών βακτηρίων μεταξύ των τριών υγρών διαβροχής (νερό σε σχέση με το επεξεργασμένο και ανεπεξέργαστο απόβλητο (one way ANOVA $p > 0.005$) για τον χειμώνα και για το καλοκαίρι. Επίσης δεν παρατηρήθηκαν σημαντικές διαφορές μεταξύ των υγρών διαβροχής στις δύο χρονικές περιόδους (νερό, επεξεργασμένο και ανεπεξέργαστο απόβλητο μεταξύ χειμώνα και καλοκαίρι, (t-test, $p > 0.005$).

Το αποτέλεσμα αυτό μπορεί να εξηγηθεί από το γεγονός ότι το νερό που χρησιμοποιήθηκε για τις διαβροχές προέρχεται από γεώτρηση με αποτέλεσμα να έχει αρκετά υψηλό μικροβιακό φορτίο (Cirelli et al., 2012.) ενώ ταυτόχρονα, ο βιολογικός καθαρισμός μπορεί να μην είχε πάντα την αναμενόμενη απόδοση (Armon et al., 2002) με αποτέλεσμα το επεξεργασμένο απόβλητο να έχει και αυτό αρκετά υψηλό μικροβιακό φορτίο (Kinde et al., 1997), (Maynard et al., 1999), (Armon et al., 2002). Στα παραπάνω διαγράμματα παρατηρούμε ότι από χειμώνα σε καλοκαίρι οι μέσες τιμές του αριθμού των ολικών βακτηρίων τόσο στο νερό όσο και στα δύο απόβλητα (επεξεργασμένο και μη) δεν διαφέρουν σημαντικά (t test, $p > 0.05$).

Ειδικότερα για το έδαφος α κατά την χειμερινή περίοδο, ο αριθμός των ολικών βακτηρίων (διαγράμματα Γ.2.2.1.α και Γ.2.2.1.β), στα εδαφικά δείγματα με τα τρία υγρά διαβροχής (W, T, U) δείχνει μια μείωση περίπου κατά $2 \log_{10}$ cfu /l, (μετά την πρώτη δειγματοληψία, δηλ. την αρχή της άρδευσης, σε σχέση με την δεύτερη δειγματοληψία μετά 30 ημέρες) η οποία είναι στατιστικά σημαντική (One way ANOVA- Holm-Sidak $p < 0.001$). Στις επόμενες δειγματοληψίες, φαίνεται ότι ο αριθμός των ολικών βακτηρίων διατηρείται στα ίδια επίπεδα (σταθεροποιείται) (60-120 ημέρες), αλλά τα εδαφικά δείγματα με τα δυο υγρά διαβροχής επεξεργασμένο (T) και ανεπεξέργαστο (U) είναι πιο αυξημένος, αλλά όχι στατιστικά σημαντικά από τον μάρτυρα (έδαφος που ποτιζόταν με αρδευτικό νερό) (One way ANOVA- Holm-Sidak $P > 0.05$). Το ίδιο ισχύει για τα δύο βάθη (10 και 20 cm). Κατά την θερινή περίοδο το έδαφος α, στην επιφάνεια των γλαστρών (βάθος έκχυσης 10 cm) (διάγραμμα Γ.2.2.1.ε) τα εδαφικά δείγματα δείχνουν ότι ο αριθμός των ολικών βακτηρίων παρουσιάζει μια μείωση περίπου κατά $1 \log_{10}$ cfu/l, μόνο στην περίπτωση που το υγρό διαβροχής ήταν ανεπεξέργαστο λύμα (U) (πρώτη δειγματοληψία σε σχέση με την δεύτερη 30 ημέρες) όχι όμως στατιστικά σημαντική

(One way ANOVA- Holm-Sidak $P > 0.05$). Στις επόμενες δειγματοληψίες, φαίνεται ότι ο αριθμός των ολικών βακτηρίων διατηρείται στα ίδια επίπεδα μέχρι την τελευταία (120 ημέρες) One way ANOVA- Holm-Sidak $P > 0.05$. Μεταξύ των τριών μεταχειρίσεων παρατηρείται μια μικρή αύξηση στα εδαφικά δείγματα με τα δυο υγρά διαβροχής επεξεργασμένο (T) και ανεπεξέργαστο (U) σε σχέση με τον μάρτυρα (έδαφος που ποτιζόταν με αρδευτικό νερό), ενώ το έδαφος που ποτίστηκε με τον μάρτυρα (W), σε όλες τις δειγματοληψίες διατηρεί μια σταθερότητα. Στην περίπτωση που το βάθος έκχυσης του υγρού διαβροχής ήταν 20 cm (διάγραμμα Γ.2.2.1.στ), τα εδαφικά δείγματα ακολουθούν την ίδια συμπεριφορά και στις τρεις μεταχειρίσεις, αλλά μεταξύ των δειγματοληψιών η στατιστική ανάλυση δείχνει σημαντικές διαφορές (One way ANOVA- Holm-Sidak $p = 0.0018$, $p < 0.05$).

Στο έδαφος β την περίοδο του χειμώνα ο αριθμός των ολικών βακτηρίων (διαγράμματα Γ.2.2.1.γ και Γ.2.2.1.δ), δείχνει μια μείωση περίπου κατά $1,5 \log_{10}$ cfu /l, μετά την πρώτη δειγματοληψία, σε σχέση με την δεύτερη (μετά 30 ημέρες) στατιστικά σημαντική (One way ANOVA- Holm-Sidak $P < 0.05$). Στις επόμενες δειγματοληψίες (120 ημέρες), φαίνεται ότι ο αριθμός των ολικών βακτηρίων διατηρείται στα ίδια επίπεδα (σταθεροποιείται) ιδιαίτερα στην επιφάνεια που αντιστοιχεί στο βάθος έκχυσης του υγρού διαβροχής 10 cm, ενώ στο βάθος 20 cm, φαίνονται κάποιες αυξομειώσεις, αλλά πάντα σε χαμηλότερα επίπεδα από την αρχική δειγματοληψία (One way ANOVA- Holm-Sidak $P > 0.05$) Σε όλες τις μεταχειρίσεις όμως οι τιμές των ολικών βακτηρίων, είναι πάντα πιο αυξημένες σε σχέση με το έδαφος που ποτίστηκε με αρδευτικό νερό (μάρτυρας). Την περίοδο του καλοκαιριού στο έδαφος β, ο αριθμός των ολικών βακτηρίων, για το βάθος έκχυσης 10 cm (διάγραμμα Γ.2.2.1.ζ), δείχνει μια αύξηση μετά την πρώτη δειγματοληψία μέχρι την δεύτερη 30 ημέρες) για όλα τα υγρά διαβροχής στατιστικά σημαντική (One way ANOVA- Holm-Sidak $p = 0.038$ $p < 0.05$). Ενώ παρατηρείται μια αύξηση στα εδαφικά δείγματα που ποτίστηκαν με ανεπεξέργαστο λύμα στις 120 ημέρες σε σχέση με τα άλλα δυο υγρά διαβροχής, στατιστικά σημαντική (One way ANOVA- Holm-Sidak $P < 0.05$). Στο βάθος έκχυσης 20 cm (διάγραμμα Γ.2.2.1.η), φαίνεται αύξηση στις 30 ημέρες, για τα τρία υγρά διαβροχής στατιστικά σημαντική (One way ANOVA- Holm-Sidak $p < 0.009$, ($P < 0.05$), αλλά στις επόμενες δειγματοληψίες, παρατηρούνται αυξομειώσεις σε σχέση με τον μάρτυρα, όχι όμως στατιστικά σημαντικές $P > 0.05$.

Γενικά στα δύο εδάφη α και β τόσο κατά την διάρκεια του χειμώνα όσο και του καλοκαιριού, δεν παρατηρήθηκαν σημαντικές διαφορές, όπως φαίνεται από τα παραπάνω αποτελέσματα. Το έδαφος από μόνο του έχει μεγάλο αριθμό βακτηρίων, όταν δε προστεθεί και το λύμα, μεταφέρει έναν εξίσου μεγάλο αριθμό βακτηρίων, ο οποίος όμως δεν είναι ικανός να δημιουργήσει σημαντικές διαφορές. Η οργανική ουσία όμως που προστίθεται με το λύμα (Belaid et al., 2012), θα μπορούσε ενδεχομένως να δημιουργήσει κάποιες σημαντικές διαφορές ενεργοποιώντας τους

βακτηριακούς πληθυσμούς, αλλά βλέπουμε ότι στο έδαφος α, δεν έχουμε σημαντική αύξηση των ολικών βακτηρίων (νερό σε σχέση με το επεξεργασμένο και ανεπεξέργαστο απόβλητο – one way ANOVA $p > 0.005$) για το βάθος 10 cm και για το βάθος 20 cm), όπως και στο έδαφος β (νερό σε σχέση με το επεξεργασμένο και ανεπεξέργαστο απόβλητο – one way ANOVA $p > 0.005$) για το βάθος 10 cm και για το βάθος 20 cm. Στο ίδιο συμπέρασμα για τα ολικά βακτήρια κατέληξαν και οι (Forslund et al., 2010), ενώ πολύ μικρή αύξηση διαπίστωσαν οι (Palese et al., 2009) κατά τη διάρκεια της άρδευσης, ιδιαίτερα στο επιφανειακό στρώμα ως 10 cm. Κατά τους (Gatta et al., 2015) τα ολικά βακτήρια ήταν χαμηλότερα σε έδαφος που αρδεύτηκε με ανεπεξέργαστο λύμα, σε σχέση με επεξεργασμένο ($3,69$ vs. $4,02 \times 10^6$, αντίστοιχα). Αυτό πιθανόν να οφείλεται στο γεγονός ότι από την άρδευση με λύματα τα βακτήρια που οξειδώνουν την αμμωνία (ammonia oxidizing bacteria-AOB), μειώνονται. Τα βακτήρια αυτά φαίνεται ότι είναι ο βιολογικός δείκτης της διαταραχής που προκαλείται από την επίδραση στο έδαφος των λυμάτων τα οποία περιέχουν νιτρικά (NO_3^-) (Yacine Ndèye, 2008).

Η απότομη μείωση των ολικών βακτηρίων στο έδαφος στις πρώτες δειγματοληψίες, όπως φαίνεται στα διαγράμματα (Γ.2..2.1.α, Γ.2..2.1.β, Γ.2..2.1.γ και Γ.2..2.1.δ) και στην συνέχεια η σταθεροποίηση του αριθμού τους στην διάρκεια της πειραματικής διαδικασίας, πιθανόν να οφείλεται στον ανταγωνισμό της μικροχλωρίδας του εδάφους, η οποία αρχικά είναι αυξημένη ενώ στην διάρκεια του χρόνου σταθεροποιείται (Gerba, et al., 1975). Διότι στο έδαφος η επιβίωση των μικροοργανισμών που προστίθενται με το λύμα εξαρτάται από τον ανταγωνισμό της μικροχλωρίδας του εδάφους. Ο ανταγωνισμός αυτός όμως, φέρεται να είναι μεγαλύτερος σε οριζόντες κοντά στην επιφάνεια του εδάφους όπου υπάρχει μεγαλύτερος αριθμός μικροοργανισμών λόγω της αυξημένης οργανικής ουσίας (Campos C. et al. 2000). Πιθανώς η ανθεκτικότητα των μικροοργανισμών του εδάφους να οφείλεται στην θνησιμότητα/απενεργοποίηση των βακτηρίων (Palese et al., 2009).

Επίσης η αύξηση των μικροοργανισμών στο έδαφος, στην αρχή της πειραματικής διαδικασίας, θα μπορούσε να εξηγηθεί από το γεγονός ότι η άρδευση με λύματα αποτελεί έτοιμη πηγή με τις εύκολα αποικοδομήσιμες ενώσεις κυρίως για τα Ολιγοτροφικά βακτήρια. Πράγματι, οι μικροοργανισμοί είναι κυρίως ετεροτροφικοί και ανομοιογενείς και αυτό μπορεί να οφείλεται σε μια υψηλότερη διαθεσιμότητα και ποιότητα της πηγής άνθρακα που παρέχεται από την άρδευση με τα λύματα. Αυτό οδηγεί σε μια παροδική αύξηση των μικροοργανισμών του εδάφους και μια σημαντική ανθεκτικότητα λόγω της ταχείας μείωσης στο απόθεμα της προστιθέμενης οργανικής ουσίας (Lejon et al., 2007). Επίσης το μικροβιακό φορτίο στο έδαφος καθώς και στα λύματα μειώνεται, καθώς αυξάνει η συγκέντρωση του νικελίου και καδμίου κατά τους (Ansari and Malik, 2010) όταν αυτά τα στοιχεία περιέχονται στα λύματα η στο έδαφος. Συγκεκριμένα η περιεκτικότητα σε νικέλιο

και κάδμιο σε συγκέντρωση 200 $\mu\text{g}/\text{ml}$ αναστέλλει το μεγαλύτερο μέρος του μικροβιακού πληθυσμού, ενώ σε κάποια σημεία μπορεί να αναστείλει τους μικροοργανισμούς κατά 100%.

Η επίδραση επίσης της θερμοκρασίας, παίζει σημαντικό ρόλο κατά την διαδικασία διείσδυσης και διήθησης λυμάτων στο έδαφος (Bali et al., 2011). Ενώ η άρδευση με λύματα, προκαλεί ελαφρά αύξηση των βακτηρίων του εδάφους κυρίως στα πρώτα 10 cm βάθους του εδάφους, η οποία όμως έχει μεγάλη εποχιακή διακύμανση (Palese et al., 2009). Σε διαφορετικές εποχές ο πληθυσμός των διάφορων μικροβιακών ομάδων μεταβάλλεται με την εποχή (Ansari and Malik, 2010). Ακόμη σημαντικό ρόλο παίζει και η ηλιακή ακτινοβολία για τα εδαφικά δείγματα που προέρχονται από την επιφάνεια, ειδικά τις ημέρες που η έντασή της είναι μεγάλη (Bichai et al., 2012).

Δ.3.2. ΟΛΙΚΑ ΚΟΛΙΜΟΡΦΑ ΚΑΙ ESCHERICHIA COLI (*E.coli*)

Δ.3.2.2. Τα ολικά κολλίμορφα μετα την διαβροχή με τα τρία υγρά κατά την χειμερινή και θερινή περίοδο.

Τα υγρά διαβροχής: Τα αποτελέσματα των μετρήσεων των τριών υγρών διαβροχής (πίνακας Γ.2.1.2.α), τόσο κατά την χειμερινή όσο και κατά την θερινή περίοδο, δείχνουν διαφορές ως προς τον αριθμό των ολικών κολλίμορφων, μεταξύ επεξεργασμένου (T) και ανεπεξέργαστου λύματος (U), (μέσος όρος 3.5 και 5 \log_{10} cfu /l) αντίστοιχα για τον χειμώνα και (μέσος όρος 3 και 5.6 \log_{10} cfu /l) αντίστοιχα, για το καλοκαίρι. Το επεξεργασμένο λύμα (T) εμφανίζει μειωμένους αριθμούς ως προς τα ολικά κολλίμορφα σε σχέση με το ανεπεξέργαστο. Αυτό είναι αναμενόμενο διότι το ανεπεξέργαστο λύμα περιέχει περισσότερα κολλίμορφα από το επεξεργασμένο λύμα, κατά τους (Malkawi and Mohammad, 2003) τουλάχιστον κατά 2 \log μονάδες. Επίσης η πρώτη μέτρηση για το επεξεργασμένο λύμα φαίνεται ιδιαίτερα αυξημένη (5.7 \log_{10} cfu /l), αυτό μπορεί να οφείλεται σε μη καλή επεξεργασία. Τα ολικά κολλίμορφα δεν μετρήθηκαν στο νερό (W), παρά μόνο στην πρώτη δειγματοληψία, ενώ δεν ανιχνεύτηκε η *E. coli*. Παρατηρούμε ότι στο ανεπεξέργαστο λύμα μετρήθηκαν τιμές αρκετά υψηλές σε ολικά κολλίμορφα και *E.coli*, τόσο τον χειμώνα όσο και το καλοκαίρι (Forslund et al., 2010), σε σχέση με το επεξεργασμένο λύμα και μάρτυρα, ενώ δεν μετρήθηκαν στην πρώτη αραίωση. Οι τιμές του καλοκαιριού είναι υψηλότερες για τα ολικά κολλίμορφα, σε σχέση με το χειμώνα στα υγρά διαβροχής για το ανεπεξέργαστο (U) (μέσος όρος 5,6 και 5 \log_{10} cfu /l) αντίστοιχα και το επεξεργασμένο (T) (3 και 2.7 \log_{10} cfu /l). Όπως και για την *E. coli* για το ανεπεξέργαστο (μέσος όρος 4.9 και 4.4 \log_{10} cfu /l). Τα αποτελέσματα αυτά θεωρούνται αναμενόμενα. Αντίθετα κατά τους (Youn-Joo An et al., 2002) κατά τη θερινή περίοδο οι συγκεντρώσεις της *E. coli* ήταν χαμηλότερες σε νερό που δεχόταν λύματα, λόγω της πιο έντονης υπαρκταγωγής από πρωτόζωα και μικρότερης

βιωσιμότητας της *E. coli* σε αυξημένη θερμοκρασία, και αυξάνονταν με το βάθος του νερού. Ενώ κατά άλλους κατά την διάρκεια του χειμώνα, τα πολύ υψηλότερα ποσοστά της *E.coli*, (ψευδής θετική ανίχνευση) πιθανόν να οφείλονται στα αυξημένα ποσοστά επιβίωσης των ανταγωνιστικών βακτηρίων σε πιο δροσερά νερά, που μπορεί να συμβάλουν σε λανθασμένη ανίχνευση σε σχέση με τη μείωση της θερμοκρασίας (McLain et al., 2011). Τα βακτήρια δείκτες στα λύματα έχουν μια ετήσια περιοδικότητα, με υψηλότερες συγκεντρώσεις το χειμώνα απ'ό,τι το καλοκαίρι, ενώ η τάση μείωσης των περιττωματικών βακτηρίων στο έδαφος, το καλοκαίρι φθάνει στο μέγιστο και το χειμώνα το ελάχιστο (Bahlaoui et al., 1998). Μελέτες έδειξαν μια θετική συσχέτιση μεταξύ της θερμοκρασίας και ολικών κολίμορφων, (Abdo et al., 2010). Εξάιρεση αποτελεί η τελευταία μέτρηση των υγρών διαβροχής την περίοδο του καλοκαιριού, το συγκεκριμένο αποτέλεσμα μπορεί να οφείλεται στην επίδραση κάποιου χημικού ή άλλου παράγοντα στο ανεπεξέργαστο απόβλητο (Bichai, 2012 ; Lester et al., 2002 ; Xu Ying and Zhang Fang, 2006 ; Gatica and Cytryn, 2013 ; Sjostrom et al., 2008) ή σε πειραματικό σφάλμα.

Στο έδαφος α (πίνακας Γ.2.2.2.α.) κατά την χειμερινή περίοδο, παρατηρείται ότι τα ολικά κλίμορφα μετρήθηκαν μόνο στην περίπτωση που η άρδευση έγινε με ανεπεξέργαστο λύμα (U), σχεδόν σε όλες τις μετρήσεις. Στα εδαφικά δείγματα που ποτίστηκαν με επεξεργασμένο λύμα και νερό, τα ολικά κολίμορφα δεν μετρήθηκαν (μόνο σε μια μέτρηση μετά 13 ημέρες) αποτέλεσμα που συμφωνούν και οι (Zhenjie Qiu, 2015). Όταν χρησιμοποιήθηκε ανεπεξέργαστο λύμα (U) σε βάθος 10 cm ανιχνεύτηκαν, αλλά σε σχέση με το αρχικό υγρό διαβροχής, υπήρξε μείωση κατά 3 log₁₀cfu /l, αποτέλεσμα που συμφωνεί με τους (Vivaldi et al., 2013), όπου παρατήρησαν αντίστοιχα μείωση κατά 2.6 log₁₀ CFU /100 g. Οι μετρήσεις επιπλέον, των ολικών κολίμορφων στην διάρκεια των δειγματοληψιών έδειξαν μια μείωση (2.25-1.3 log₁₀cfu /l) μέχρι 48 ημέρες. Κατά την θερινή περίοδο, τα ολικά κολίμορφα (πίνακας Γ.2.2.2.β.), μετρήθηκαν μόνο όταν ποτίστηκαν με ανεπεξέργαστο λύμα. Δεν μετρήθηκαν όταν χρησιμοποιήθηκε επεξεργασμένο και νερό. Στο εδαφικό δείγμα που αντιστοιχεί στο βάθος (10 cm) έκχυσης με ανεπεξέργαστο λύμα, η μείωση των ολικών κολίμορφων σε σχέση με το αρχικό λύμα ήταν από 4.5 έως 2 log₁₀cfu /l. Ακόμη οι τιμές των μετρήσεων στην διάρκεια της πειραματικής διαδικασίας, αυξήθηκαν κατά 1 log₁₀ cfu/l, από την πρώτη μέχρι την τελευταία μέτρηση μετά 99 ημέρες. Κατά τους (Cey., 2013) η μείωση ήταν περίπου 0,5-1,5 log, στην διάρκεια των μετέπειτα δειγματοληψιών. Στο βάθος έκχυσης 20 cm, κατά την χειμερινή περίοδο, αρχικά παρατηρήθηκε στο επιφανειακό έδαφος μια μείωση κατά 2.5 log₁₀ cfu /l, σε σχέση με το αρχικό υγρό διαβροχής, δηλ. το ανεπεξέργαστο λύμα, ενώ στην διάρκεια της πειραματικής διαδικασίας (των δειγματοληψιών) η μείωση ήταν περίπου 1.5 log₁₀cfu/l, σε σχέση με την αρχική δειγματοληψία (0 ημέρες). Κατά την θερινή περίοδο, ο αριθμός των

ολικών κολίμορφων (πίνακας Γ.2.2.2.β.), στο ίδιο βάθος 20 cm μειώθηκε κατά 2.2 log₁₀cfu /l.

Στο έδαφος β (πίνακας Γ.2.2.2.α.), κατά την χειμερινή περίοδο, μετά την άρδευση ανεπεξέργαστο λύμα (U) στο βάθος 10 cm, τα ολικά κολίμορφα ανιχνεύτηκαν στην επιφάνεια του εδάφους. Υπήρξε όμως μείωση από 3.3 έως 2.7 log₁₀cfu /l, σε σχέση με το αρχικό υγρό διαβροχής, δηλ. ανεπεξέργαστο λύμα (U). Ενώ στην διάρκεια της πειραματικής διαδικασίας από την πρώτη εφαρμογή του ανεπεξέργαστου λύματος μέχρι την τελευταία δειγματοληψία παρατηρήθηκε μείωση των ολικών κολίμορφων κατά 0.5-1 log₁₀ cfu /l. Κατά την θερινή περίοδο, ο αριθμός των ολικών κολίμορφων (πίνακας Γ.2.2.2.β.), στο αντίστοιχο βάθος (10 cm) μειώθηκε σε σχέση με το αρχικό λύμα από 3.5 έως 2.5 log₁₀cfu /l, ενώ στην διάρκεια της πειραματικής διαδικασίας, οι τιμές των ολικών κολίμορφων αυξομειώθηκαν με μέσο όρο 0.5 log₁₀ cfu /l. Στα εδαφικά δείγματα που προέρχονται από τις γλάστρες μετά από έκχυση σε βάθος 20 cm, την χειμερινή περίοδο η μείωση κυμάνθηκε από 3.5 - 1 log₁₀ cfu /l σε σχέση με το υγρό διαβροχής (ανεπεξέργαστο λύμα). Ενώ κατά την διάρκεια της πειραματικής διαδικασίας από την πρώτη ως την τελευταία δειγματοληψία η μείωση ήταν 2.5 log₁₀ cfu /l. Κατά την θερινή περίοδο, ο αριθμός των ολικών κολίμορφων (πίνακας Γ.2.2.2.β.), στο ίδιο βάθος (20 cm) η μείωση κυμάνθηκε από 3.9 - 1.7 log₁₀ cfu /l, σε σχέση με το αρχικό ανεπεξέργαστο λύμα (Vivaldi et al., 2013). Από την πρώτη δε ως την τελευταία μέτρηση αυξήθηκε ο αριθμός των ολικών κολίμορφων που ανιχνεύτηκαν στην επιφάνεια του εδάφους, γεγονός που επίσης παρατήρησαν και οι (Cey, 2013)

Οι παραπάνω μετρήσεις αφορούν μόνο την περίπτωση που το υγρό διαβροχής ήταν ανεπεξέργαστο λύμα. Από τα αποτελέσματα των μετρήσεων φαίνεται ότι όταν η άρδευση γίνεται με ανεπεξέργαστο λύμα (και στα δύο βάθη άρδευσης 10 και 20 cm), ανιχνεύονται ολικά κολίμορφα στην επιφάνεια του εδάφους τα οποία θεωρούνται δείκτες ρύπανσης από λύματα,, γεγονός που αποδεικνύει ότι υπάρχει μεγαλύτερος κίνδυνος (Travis et al., 2010 ; Malkawi and Mohammad, 2003).

Όσον αφορά την περίπτωση που χρησιμοποιήθηκε υγρό διαβροχής επεξεργασμένο λύμα (T) και νερό-μάρτυρας (W) για τα δύο εδάφη α και β, τα ολικά κολίμορφα ανιχνεύτηκαν στην επιφάνεια του εδάφους μόνο στην δεύτερη δειγματοληψία 13 ημέρες μετά, ενώ το καλοκαίρι μόνο στην πρώτη δειγματοληψία, για τα δύο βάθη. Το αποτέλεσμα αυτό μπορεί να οφείλεται στο ότι τα ολικά κολίμορφα που περιέχονται στο επεξεργασμένο λύμα ήταν λιγότερα και ενώ μετρήθηκαν στις πρώτες δειγματοληψίες στο έδαφος, στην συνέχεια αφομοιώθηκαν από την μικροχλωρίδα του εδάφους (Campos et al., 2000). Με τα παραπάνω συμφωνούν και άλλοι ερευνητές, όπως κατά τους (Travis et al., 2010) τα κοπρανώδη κολίμορφα απουσίαζαν ή ήταν <10 CFU/g, σε εδάφη που αρδεύτηκαν με νερό ή με επεξεργασμένο λύμα, αλλά σε εδάφη που αρδεύτηκαν με ανεπεξέργαστο λύμα ήταν τουλάχιστον κατά 1 log μονάδα περισσότερα (Travis et al., 2010) Αυτό είναι

λογικό, διότι το ανεπεξέργαστο λύμα όσον αφορά τα κοπρανώδη κολίμορφα περιέχει περισσότερα (>2 log) μονάδες από το επεξεργασμένο λύμα (Malkawi and Mohammad, 2003). Κατά τους (Pedrero and Alarcón, 2009), έδαφος που αρδεύτηκε με μίγμα νερό και επεξεργασμένα λύματα, έδειξε την απουσία κολίμορφων βακτηρίων, και της *E. coli* και των αυγών έλμινθων, αλλά στο έδαφος που αρδεύτηκε μόνο με επεξεργασμένα λύματα τα κοπρανώδη κολίμορφα υπερέβησαν τις προδιαγραφές που αφορούν στην δημόσια υγεία, όπως συνιστάται από τον Παγκόσμιο Οργανισμό Υγείας (WHO).

Από τα παραπάνω μπορεί κανείς να συμπεράνει ότι η υπόγεια άρδευση φαίνεται να επιδρά στην μείωση του αριθμού των παθογόνων του νερού άρδευσης και εμποδίζει την εμφάνιση τους στην επιφάνεια του εδάφους, διότι οι συγκεντρώσεις τόσο των ολικών κολίμορφων (TC), μειώθηκαν έως και 3 log (δηλαδή 1000 φορές), αποτέλεσμα με το οποίο συμφωνούν διάφοροι ερευνητές (Cey, 2013; Kouznetsov et al., 2004; Tyler et al., 1977). Οι μέσες μειώσεις των ολικών κολίμορφων ήταν 2,35 log, των κοπρανωδών κολίμορφων 2,47 log (Bali et al., 2011). Το βάθος άρδευσης (10 και 20 cm) φαίνεται να έπαιξε ρόλο διότι οι μειώσεις των ολικών κολίμορφων ήταν μεγαλύτερες στο βάθος άρδευσης 20 cm, αλλά ωστόσο δεν φαίνεται ότι στο βάθος αυτό υπάρχει πλήρης απομάκρυνση των βακτηρίων αυτών. Η υπόγεια άρδευση σε σχέση με την επιφανειακή στάγδην άρδευση με λύματα, ως προς τον αριθμό των παθογόνων, συνέβαλε σε μεγάλη μείωση (Forslund et al., 2010) ενώ είναι πιο αποτελεσματική η υπόγεια άρδευση όταν η εγκατάσταση των σπαγγέτι είναι βαθύτερη, εξασφαλίζοντας αδρανοποίηση των βακτηρίων κάτω από διαφορετικές συνθήκες στο έδαφος με συνέπεια να μειώνονται οι κίνδυνοι για την δημόσια υγεία (Choi et al., 2004). Κάποιοι όμως ερευνητές παρατηρούν ότι η χρήση της υπόγεια στάγδην άρδευσης σε σχέση με την επιφανειακή με επεξεργασμένα λύματα σε πατάτες, σχετίζεται με μειωμένη ασφάλεια και υψηλότερο κίνδυνο για την ανθρώπινη υγεία (Forslund et al., 2010).

Οι (Lejon et al., 2007 ; Hidri et al., 2013) παρατήρησαν μια μικρή αύξηση της συγκέντρωσης των κολίμορφων βακτηρίων στο πρώτο στρώμα (0 έως 20 cm) σε έδαφος που αρδεύτηκε με λύματα, με μία προοδευτική μείωση με το βάθος του εδάφους. Πιο συγκεκριμένα η αύξηση των κοπρανωδών βακτηρίων ουσιαστικά ήταν γύρω από το σταλάκτη (κολίμορφα, *Escherichia coli* και στρεπτόκοκκοι), (Lejon et al., 2007). Η αποτελεσματικότητα απομάκρυνσης των παθογόνων βακτηρίων, φάνηκε να εξαρτάται κυρίως από το βάθος του εδαφικού δείγματος, σε πειράματα σε στήλες εδάφους. Ενώ παίζει σημαντικό ρόλο στους παθογόνους η επίδραση της θερμοκρασίας, κατά την διαδικασία διεύθυνσης και διήθησης των λυμάτων, (Bali et al., 2011). Η θερμοκρασία είναι ίσως ο πιο σημαντικός παράγοντας ο οποίος επηρεάζει την αδρανοποίηση των βακτηρίων στο περιβάλλον και επίσης επηρεάζει την παραμονή τους στο έδαφος. Η σχέση μεταξύ θερμοκρασίας και επιβίωσης των εντερικών παθογόνων θα μπορούσε κανείς να πει ότι είναι αντιστρόφως ανάλογη,

δηλαδή όσο χαμηλότερη είναι η θερμοκρασία, τόσο μεγαλύτερη είναι η επιβίωση των εντερικών παθογόνων (Bitton, 1980). Ακόμη η αυξημένη θερμοκρασία (23 °C) κάτω από την επιφάνεια του εδάφους προκαλεί αύξηση της απομάκρυνσης των βακτηρίων σε σχέση με ένα χαμηλότερο εύρος θερμοκρασίας (5-20 °C) (Morales, 2014)

Τα ολικά κολίμορφα φαίνεται να μεταφέρονται βαθύτερα στο έδαφος. Μελέτες έδειξαν ότι συγκρατούνται μέσω του επιφανειακού εδαφικού στρώματος το οποίο μεταβάλλεται σε σχέση με τα φορτία των λυμάτων που εφαρμόζονται στο έδαφος, από 69,22 % έως 99,95 %, σε σχέση με την αρχική συγκέντρωση που εναποτίθενται στην επιφάνεια. Οι συγκεντρώσεις τους μεταβάλλονται κατά μήκος της διατομής του εδάφους, πιθανόν λόγω των μεταβλητών φυσικοχημικών ιδιοτήτων των στρωμάτων του εδάφους (Nola et al., 2006). Οι Griffin and Quail, (1968), συμπέραναν ότι είναι προϋπόθεση για την κίνηση των βακτηρίων, η ύπαρξη του νερού, εκτός εάν οι πόροι του εδάφους είναι πολύ μικροί και εμποδίζουν την κίνησή τους. Επίσης διαπίστωσαν ότι τα βακτήρια σχήματος ραβδίου δεν μπορούν να περάσουν από πόρους διαμέτρου μικρότερης του 1-1.5 μm, με κίνηση είτε ενεργή είτε παθητική. Συνέπεια αυτού η μεγαλύτερη μικροβιακή κίνηση συμβαίνει σε εδάφη με τραχιά δομή που έχουν μεγαλύτερους πόρους και όχι σε εδάφη με λεπτή δομή (Corapcioglu et al., 1984 ; Huysman and Verstraete, 1993a). Αντίθετα, οι Tyler, et al., (1977) αναφέρουν ότι στο έδαφος η μείωση των βακτηρίων είναι μεγαλύτερη σε ένα λεπτόκοκκο έδαφος ακόμη και μετά αποξήρανση η και σε έδαφος χονδροειδούς υφής εφόσον εξασφαλιστεί το ακόρεστο ροής. Σε πειράματα που έγιναν για τον προσδιορισμό της μετακίνησης των βακτηρίων, κατά τους (Kouznetsov, 2004), οι κολιφάγοι προσδιορίστηκαν στο έδαφος σε μεγαλύτερο ποσοστό, μετά από υπεδάφια και επιφανειακή στάγδην άρδευση με επεξεργασμένα αστικά λύματα και είναι οι πιο κινητικοί μικροοργανισμοί. Για τον λόγο αυτόν θα μπορούσαν να θεωρηθούν ως πρωταρχικοί δείκτες μόλυνσης σε σχέση με τα κοπρανώδη βακτήρια στο έδαφος και γενικότερα στο περιβάλλον. Επειδή, το οργανικό κλάσμα ενός προφίλ εδάφους σε μεγάλο βαθμό περιέχεται στον άνω ορίζοντα, η απομάκρυνση κατά την μετακίνηση των βακτηρίων μέσω προσρόφησης, θα είναι πιο αποτελεσματική κοντά στην επιφάνεια. Έτσι η απόδοση της απομάκρυνσης είναι συνήθως αντιστρόφως ανάλογη με το μέγεθος των σωματιδίων του εδάφους (Canter and Knox ,1985 ; Hagedorn et al., 1981).

Κατά τους (Hentati et al., 2013) τα κολίμορφα βακτήρια ήταν υψηλότερα σε εδάφη που αρδεύονταν για 15-20 έτη με επεξεργασμένα λύματα, ενώ επεκταθήκαν στο χαμηλότερο προφίλ του εδάφους (60 cm). Οι ίδιοι συμπέραναν ότι ο πληθυσμός των βακτηρίων είναι υψηλότερος σε αμμώδη-αργιλώδη εδάφη, τα οποία έχουν μεγαλύτερη ικανότητα να συγκρατούν υγρασία και θρεπτικά συστατικά. Οι (Mote and Bunchanan, 1994), και οι (Duncan et al., 1994), παρατήρησαν πλήρη απομάκρυνση των βακτηρίων σε βάθος 18 ιντσών (45 cm) μέσω μεγάλων εδαφικών

πόρων από το σημείο έκχυσης. Σύμφωνα με μελέτη σε διαταραγμένα εδάφη (αμμώδεις έδαφος και μάργες), με περιορισμένους μακροπόρους και χαμηλή ταχύτητα του νερού άρδευσης, τα παθογόνα βακτήρια παραμένουν στο εδάφος και θανατώνονται πριν εκπλυθούν στα υπόγεια ύδατα.

Δ.3.2.3. Η *Escherichia coli* (*E.coli*) μετά από την διαβροχή με τα τρία υγρά κατά την χειμερινή περίοδο και θερινή περίοδο

Η *E. coli* αξιολογείται ως ένας σημαντικός περιπτωματικός δείκτης σε σύγκριση με την τα ολικά κολίμορφα και τα κοπρανώδη, διότι η *E. coli* επιβιώνει στο νερό για μικρότερο χρονικό διάστημα από ό, τι άλλα κολίμορφα και κυρίως διότι σε σύγκριση με τα ολικά κολίμορφα, είναι πιο σταθερή (Baudisova, 1997). Η αξιοπιστία της *E. coli* ως δείκτη κοπρανώδους μόλυνσης, σε συνδυασμό με την ανάπτυξη απλών μεθόδων για την ανίχνευση της, αυξάνει τη δυνατότητα για έγκριση μελλοντικών προτύπων τα οποία να βασίζονται αποκλειστικά στην *E. coli* (Doyle και Erickson 2006).

Τα υγρά διαβροχής: Τα αποτελέσματα των μετρήσεων των τριών υγρών διαβροχής (πίνακας Γ.2.1.2.α), τόσο κατά την χειμερινή όσο και κατά την θερινή περίοδο, δείχνουν διαφορές ως προς τον πληθυσμό της *E. coli*, που καταμετρήθηκε μόνο στο ανεπεξεργαστο λύμα (U), (μέσος όρος 4.4 log₁₀ cfu /l) για τον χειμώνα και (μέσος όρος 4.9 log₁₀ cfu /l) για το καλοκαίρι. Στο επεξεργασμένο δεν ανιχνεύτηκε, εκτός από μία μόνο μέτρηση στην προτελευταία δειγματοληψία δηλ. μετά 35 ημέρες (2 log₁₀ cfu /l) που πιθανόν να οφείλεται σε σφάλμα. Το επεξεργασμένο λύμα (T) εμφανίζει μειωμένο πληθυσμό *E.coli* σε σχέση με το ανεπεξέργαστο.

Η *E.coli*, (πίνακας Γ.2.2.2.α.), κατά την χειμερινή περίοδο, μετρήθηκε στην επιφάνεια του εδάφους που προήλθε από τις γλάστρες που ποτίστηκαν με ανεπεξεργαστο λύμα (U). Αυτό ισχύει για τα δύο εδάφη α και β, και για τα δύο βάθη. Συγκεκριμένα στο έδαφος α μία μέτρηση στα 10 cm (2 log₁₀ cfu /l) και μία μέτρηση στα 20 cm (1.43 log₁₀ cfu /l), ενώ στο έδαφος β ανιχνεύτηκε μόνο στο βάθος 20 cm (μέσος όρος 2 log₁₀ cfu /l). Οι τιμές αυτές είναι μικρότερες από τις μετρήσεις στο υγρό διαβροχής (ανεπεξέργαστο λύμα), όπως παρατήρησαν και οι Forslund et al., (2012). Δεν ανιχνεύτηκε στις γλάστρες που ποτίστηκαν με επεξεργασμένα λύματα (T). Υπήρξε μια μόνο μέτρηση και στο έδαφος που ποτίστηκε νερό (W), αλλά πιθανόν να οφείλεται σε επιμόλυνση ή πειραματικό σφάλμα. Η μη ανίχνευση της *E.coli* στην επιφάνεια του εδάφους που ποτίστηκε με επεξεργασμένο λύμα και νερό, μάλλον επιβεβαιώνει ότι η χρήση των επεξεργασμένων λυμάτων για άρδευση του εδάφους, δεν δημιουργεί πρόβλημα, ιδιαίτερα εφόσον δεν υπερβαίνει όπως συνιστάται από τον Παγκόσμιο Οργανισμό Υγείας (WHO), τα επίπεδα κινδύνου για ασθένειες του γαστρεντερικού (1,0×10⁻³ κίνδυνος εκδήλωσης ασθένειας), (Forslund et al., 2010) (Pedrero and Alarcón, 2009). Οι παραπάνω βέβαια μετρήσεις είναι πολύ χαμηλότερες από αυτές που

ανιχνεύτηκαν στο ανεπεξέργαστο λύμα, αλλά αυτό μπορεί να οφείλεται σε πολλούς λόγους όπως στο ότι τα αυξημένα επίπεδα της *E. coli* στο νερό άρδευσης, έδειξαν εποχιακή επίδραση στο έδαφος (Holnoet, 2014), ενώ κατά άλλους η βιωσιμότητα της *E. coli* είναι μικρότερη, σε αυξημένη θερμοκρασία και τα επίπεδα της αυξάνονται με το βάθος (Youn-Joo An et al., 2002)

Ειδικότερα για το έδαφος α μετρήθηκε στα εδαφικά δείγματα που προήλθαν από το βάθος έκχυσης 10 cm και 20 cm (στις 13 ημέρες άρδευσης και μετά από 48 ημέρες αντίστοιχα). Επίσης στο έδαφος β μετρήθηκε σε εδαφικά δείγματα μετά από 13 ημέρες εφαρμογής με ανεπεξέργαστα λύματα που προήλθαν από βάθος έκχυσης 20 cm. Αυτό ισχύει πιθανόν διότι η ανάπτυξη της *E. coli* σε εσωτερικές συνθήκες είναι πιο αργή αλλά πιο παρατεταμένη από ό, τι στην ύπαιθρο, (συνθήκες θερμοκηπίου), επομένως για την ανάπτυξή της ο ρόλος των κλιματικών παραγόντων είναι καθοριστικός, όπως δηλ. της υγρασίας του εδάφους (Smith and Badawy, 2010). Αυτό συμβαίνει διότι η περιεκτικότητα σε υγρασία του εδάφους είναι σημαντική σε σχέση με την επιβίωση των μικροοργανισμών στο έδαφος (Faezeh et al., 2013).

Κατά την θερινή περίοδο (πίνακας Γ.2.2.2.β.), η *E.coli* εμφανίζεται σε όλες σχεδόν τις γλάστρες που ποτίστηκαν μόνο με ανεπεξέργαστο λύμα και ο αριθμός τους είναι πιο αυξημένος όπως είναι αναμενόμενο (Smith, E., Badawy, A. 2010). Ειδικότερα για το έδαφος α μετρήθηκε μετά τις 83 ημέρες εφαρμογής (μέσος όρος 2,21 log₁₀ cfu /l) στα 10 cm , ενώ στα 20 cm (μέσος όρος 1.7 log₁₀ cfu /l). Στο έδαφος β μετά από 83 ημέρες εφαρμογής στα 10 cm ήταν 3 log₁₀ cfu /l ενώ στα 20 cm εφαρμογής ήταν 2.3 log₁₀ cfu /l. Οι τιμές αυτές είναι μικρότερες από τις μετρήσεις στο υγρό διαβροχής (ανεπεξέργαστο λύμα) (Forslund et al., 2012). Στην περίπτωση που η άρδευση έγινε με επεξεργασμένο λύμα δεν υπήρξε καμία μέτρηση. Υπήρξε μια μέτρηση μόνο στο έδαφος α (10 cm) που ποτίστηκε με νερό (μάρτυρας), πιθανόν λόγω κάποιας επιμόλυνσης (Riebschleager, K.J., et al 2012) ή πειραματικού σφάλματος. Οι μετρήσεις αυτές είναι πιο αυξημένες από τις αντίστοιχες του χειμώνα διότι η *E. coli* τείνει να είναι περισσότερο αυξημένη κατά τη διάρκεια των μηνών με υψηλότερη θερμοκρασία (Holnoet, 2014). Επίσης οι εποχιακές διαφορές στην ποιότητα των επεξεργασμένων λυμάτων (Chen et al., 2008 ; Fernandez et al., 2008) μπορούν να επηρεάσουν, τις εποχιακές διακυμάνσεις της *E. coli* (McLain and Williams, 2008). Μελέτες έδειξαν μια θετική συσχέτιση μεταξύ της θερμοκρασίας και των περιπτωματικών κολίμορφων καθώς επίσης και της *P. aeruginosa* (Abdo et al., 2010).

Παρατηρούμε ακόμη, ότι στο μικρότερο βάθος 10 cm ο αριθμός των μετρήσεων της *E.coli* είναι μεγαλύτερος, σε σχέση με το βάθος 20 cm. Αυτό ισχύει και για τα δύο εδάφη, για την χειμερινή και την θερινή περίοδο, και δείχνει ότι το βάθος άρδευσης παίζει σημαντικό ρόλο στην εμφάνιση του βακτηρίου αυτού (Vergine et al., 2015; Hidri et al., 2013; Lejon et al., 2007). Κατά τους Hidri et al., (2013) η *E. coli*

ανιχνεύτηκε, ιδιαίτερα στα ανώτερα στρώματα του εδάφους (0-20 cm) ενώ στα βαθύτερα στρώματα (20-40 και 40-60 cm) η συγκέντρωσή της μειωνόταν μέχρι της μη-ανίχνευσής της (<1 MPN / g ξηρού βάρους). Η μέτρηση της *E. coli* στο επάνω στρώμα του εδάφους είναι αυξημένη, πιθανόν διότι ο ρυθμός ανάπτυξης της, συσχετίστηκε απόλυτα με την περιεκτικότητα σε οργανική ουσία του εδάφους (Smith and Badawy, 2010). Επίσης, εξαρτάται από την αρχική της συγκέντρωση στο υγρό άρδευσης, από τον χρόνο αλλά και από το βάθος της άρδευσης και τελικά επηρεάζει μόνο παροδικά τον μικροβιόκοσμο του εδάφους (Vergine et al., 2015) Η αποσύνθεση είναι η κυρίαρχη διαδικασία που επηρεάζει τη συγκέντρωση της *E. coli* στην επιφάνεια του εδάφους και το νερό έκπλυσης, η οποία ακολουθεί λογαριθμική-γραμμική τάση (log-linear). Λιγότερο από το 1% της *E. coli* του νερού άρδευσης μεταφέρεται στο νερό έκπλυσης.

Η επίδραση του τύπου του εδάφους φαίνεται ότι παίζει σημαντικό ρόλο στην μεταφορά της *E. coli*. Σε αδιατάραχτο έδαφος, (αμμώδες, αμμο-πηλώδες και αργιλλο-πηλώδες), το ποσοστό απομάκρυνσης ήταν > 99,99 % στα 25 εκατοστά βάθος, με υψηλότερο ποσοστό στο αμμώδες και αμμοπηλώδες εδάφος. Η απομάκρυνση οφείλεται τόσο σε θάνατο όσο και προσάρτηση/αποκόλληση των μικροοργανισμών (χρησιμοποιήθηκε *E. coli* επισημασμένη με πράσινη φθορίζουσα πρωτεΐνη), και αποδόθηκε στις ακόρεστες συνθήκες ροής και στη χαμηλότερη περιεκτικότητα νερού στα χονδρόκοκκα εδάφη (Morales, et al., 2014). Σε έδαφος διαταραγμένο, η κατακράτηση του βακτηρίου *E.coli* ήταν 93%, ενώ σε αδιατάρακτο ήταν περίπου 21-73%. Από αυτό φαίνεται ότι τα κανάλια και οι μακροπόροι του εδάφους, παίζουν ένα σημαντικό ρόλο στην κίνηση του βακτηρίου (Smith et al., 1985). Η μεταφορά της *Escherichia coli* D21g επηρεάζεται από την διαφορετική ιοντική ισχύ (IS) σε έδαφος με διαφορετικούς πόρους. Η ασυνέχεια των μακροπόρων (δηλ. η χονδρόκοκκη άμμος που διακόπτονταν από ψιλόκοκκη άμμο) επηρέασε την μεταφορά σε συνθήκες υψηλής IS, αλλά σε χαμηλή IS παρατηρήθηκε ότι η μετακίνηση της ήταν πιο εκτεταμένη, πιθανόν ως αποτέλεσμα του αποκλεισμού λόγω μεγέθους (Wang and Yusong et al, 2014). Η ηλιακή ακτινοβολία επίσης μπορεί να αδρανοποιήσει και να μειώσει τις συγκεντρώσεις της *E. coli* σε λύματα μετά από έκθεση στην ηλιακή ακτινοβολία. Στο έδαφος αυτή η αδρανοποίηση είναι πολύ μεγαλύτερη, διότι ο χρόνος έκθεσης είναι πολύ μεγαλύτερος (Bichai, 2012 ; Lester et al., 2002)

Δ.3.3. ΠΕΡΙΤΤΩΜΑΤΙΚΟΙ ΣΤΡΕΠΤΟΚΟΚΚΟΙ

Δ.3.3.1. Οι περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι μετά την διαβροχή με τα τρία υγρά κατά την χειμερινή και θερινή περίοδο:

Στα υγρά διαβροχής (πίνακας Γ.2.1.3.α.), φαίνεται ο αριθμός των περιττωματικών στρεπτόκοκκων, τόσο κατά την χειμερινή όσο και κατά την θερινή περίοδο. Τα παραπάνω βακτήρια μετρήθηκαν μόνο στο ανεπεξεργαστο λύμα (μέσος όρος 4.7

log 10 cfu/g) για τον χειμώνα και (μέσος όρος 4.9 log 10 cfu/g) για το καλοκαίρι, και σε μία μόνο καταμέτρηση στο επεξεργασμένο (μέσος όρος 2 log 10 cfu/g). Παρατηρούμε ότι στο ανεπεξέργαστο λύμα, ο αριθμός τους κατά την θερινή περίοδο είναι λίγο πιο αυξημένος σε σχέση με τον χειμώνα, ενώ στο επεξεργασμένο μετρήθηκε σε μία μόνο μέτρηση, η οποία είναι πολύ μειωμένη σε σχέση με το ανεπεξέργαστο. Στο νερό δεν εμφανίστηκαν σε καμία μέτρηση. Τα αποτελέσματα αυτά θεωρούνται ότι συμφωνούν και με τα αποτελέσματα άλλων ερευνητών (Forslund et al., 2012). Δεν ανιχνεύτηκαν εντερόκοκκοι στην τελευταία μέτρηση όλων των υγρών διαβροχής (ανεπεξέργαστο, επεξεργασμένο, νερό), την θερινή περίοδο, γεγονός που πιθανά να οφείλεται στην επίδραση κάποιου χημικού ή άλλου παράγοντα κυρίως στο ανεπεξέργαστο απόβλητο ((Bichai, 2012 ; Lester, et al., 2002 ; Xu Ying and Zhang Fang, 2006 ; Gatica and Cytryn. 2013) (Sjostrom et al., 2008) η σε πειραματικό σφάλμα.

Στο έδαφος παρατηρούμε ότι ο αριθμός των περιττωματικών στρεπτόκοκκων (πίνακες Γ.2.2.3.α. και Γ.2.2.3.β.), κατά την διάρκεια της χειμερινής και θερινής περιόδου, μετρήθηκε σε μερικά από τα εδαφικά δείγματα που αρδεύτηκαν με τα τρία υγρά διαβροχής (ανεπεξέργαστο, επεξεργασμένο, νερό), στα δυο εδάφη και στα δυο βάθη. Αντίστοιχες παρατηρήσεις αναφέρονται και από άλλους ερευνητές (Bernstein et al., 2009). Οι παραπάνω μετρήσεις στα εδαφικά δείγματα είναι μικρότερες από τις μετρήσεις των υγρών διαβροχής, επομένως φαίνεται ότι οι περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι στο έδαφος υφίστανται μείωση (Vivaldi et al., 2013). Το αξιοσημείωτο είναι, ότι ανιχνεύτηκαν περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι στον μάρτυρα σχεδόν σε όλες τις μετρήσεις κατά την εφαρμογή της άρδευσης (βάθος 20 cm), γεγονός που επιβεβαιώνει κάποια επιμόλυνση του εδάφους. Στην διάρκεια της θερινής περιόδου εμφανίζονται περισσότερα θετικά δείγματα στους περιττωματικούς στρεπτόκοκκους, ενώ η έκθεση στην ηλιακή ακτινοβολία θεωρείται ότι προκαλεί αδρανοποίηση (Sinton et al., 1993).

Σε άλλες μελέτες (Hidri, et al, 2013; Lejon et al., 2007; Zhenjie Qiu, 2015), σε έδαφος που αρδεύτηκε με λύματα υπήρξε μια αύξηση στη συγκέντρωση των εντερικών βακτηρίων (στρεπτόκοκκων) στο πρώτο στρώμα του εδάφους (0 έως 20 cm), η οποία έφτασε μια μέγιστη τιμή και προοδευτική μείωση με το βάθος του εδάφους. Η αύξηση αυτή συσχετίστηκε θετικά από την περιεκτικότητα του εδάφους σε οργανική ουσία (Hidri et al., 2013; Lejon et al., 2007)..

Επίσης, μετά από άρδευση με επεξεργασμένα λύματα, οι περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι καταμετρήθηκαν στην επιφάνεια του εδάφους (Aiello et al., 2007; Hidri et al., 2013) Οι περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι συγκρατούνται κατά 99,99 % στην επιφάνεια του εδάφους σε σχέση με την αρχική συγκέντρωση που εναποτίθεται σε αυτή (Nola et al., 2006), ενώ έχουν μικρότερη περίοδο επιβίωσης σε όξινα εδάφη (Gerba et al., 1975; Ellis and McCalla, 1976).

Δ.3.4. ΘΕΙΟΑΝΑΓΩΓΙΚΑ ΚΛΩΣΤΡΙΔΙΑ

Δ.3.4.1. Τα θειοαναγωγικά κλωστρίδια μετά την διαβροχή με τα τρία υγρά κατά την χειμερινή και θερινή περίοδο:

Υγρά διαβροχής: Στα αποτελέσματα των μετρήσεων που εμφανίζονται στον πίνακα Γ.2.1.4.α., φαίνεται ο αριθμός των θειοαναγωγικών κλωστριδίων, στα τρία υγρά διαβροχής, τόσο κατά την χειμερινή όσο και κατά την θερινή περίοδο. Τα παραπάνω βακτήρια μετρήθηκαν μόνο στο ανεπεξέργαστο λύμα με μέσο όρο 3.2 log 10 cfu/g για τον χειμώνα και 4.65 log 10 cfu/g για το καλοκαίρι, και σε μία μόνο καταμέτρηση στο επεξεργασμένο (μέσος όρος 2 log 10 cfu/g). Παρατηρούμε ότι στο ανεπεξέργαστο λύμα, ο αριθμός τους κατά την θερινή περίοδο είναι πιο αυξημένος σε σχέση με την χειμερινή, ενώ στο επεξεργασμένο είναι πολύ μειωμένος σε σχέση με το ανεπεξέργαστο. Στο νερό δεν εμφανίστηκαν σε καμία μέτρηση. Τα αποτελέσματα αυτά συμφωνούν και με τα αποτελέσματα άλλων ερευνητών (Forslund et al., 2012). Δεν ανιχνεύτηκαν επίσης, στην τελευταία μέτρηση όλων των υγρών διαβροχής (ανεπεξέργαστο, επεξεργασμένο, νερό), την θερινή περίοδο, το συγκεκριμένο αποτέλεσμα μπορεί να οφείλεται στην επίδραση κάποιου χημικού ή άλλου παράγοντα κυρίως στο ανεπεξέργαστο απόβλητο ((Bichai, 2012 ; Lester et al., 2002 ; Xu Ying and Zhang Fang, 2006 ; Gatica and Cytryn, 2013 ; Sjostrom et al., 2008) η σε πειραματικό σφάλμα.

Στο έδαφος α και β, ο αριθμός των θειοαναγωγικών κλωστριδίων (πίνακες Γ.2.2.4. α. και Γ.2.2.4. β.) τόσο κατά την διάρκεια του χειμώνα όσο και του καλοκαιριού, μετρήθηκε σε όλες σχεδόν τις μεταχειρίσεις στα δύο εδάφη και στα δυο βάθη.

Από τα αποτελέσματα, αυτό που μπορεί κανείς να συμπεράνει είναι ότι οι μέσες μετρήσεις του χειμώνα σε θειοαναγωγικά κλωστρίδια είναι πιο αυξημένες από τις μέσες μετρήσεις του καλοκαιριού, σε όλες τις μεταχειρίσεις σε όλα τα βάθη. Μία ερμηνεία του φαινομένου αυτού είναι ότι η σχέση μεταξύ της θερμοκρασίας και επιβίωσης των εντερικών παθογόνων είναι αντιστρόφως ανάλογη, δηλαδή όσο χαμηλότερη είναι η θερμοκρασία, τόσο μεγαλύτερη είναι η επιβίωση των εντερικών παθογόνων (Bitton, 1980).

Ανάλογα βέβαια αυξημένες ήταν οι συγκεντρώσεις των κλωστριδίων και στα υγρά διαβροχής. Οι τιμές όμως των μετρήσεων του εδάφους ήταν πολύ μικρότερες των υγρών διαβροχής. Τα θειοαναγωγικά κλωστρίδια που μετρήθηκαν στον μάρτυρα, μπορούν να δικαιολογηθούν διότι το έδαφος από μόνο του περιέχει σποριογόνα βακτήρια (κλωστρίδια), στην προκειμένη περίπτωση ο αριθμός τους ήταν πολύ αυξημένος ιδιαίτερα τον χειμώνα. Επίσης οι Pourcher et al. (2007) βρήκαν μια σχετικά υψηλή συγκέντρωση του *C. perfringens* (περίπου 102 σπόρια/g) σε έδαφος πριν την εφαρμογή του λύματος, γεγονός που αποδεικνύει την παρουσία αυτών των βακτηρίων στο έδαφος. Επίσης μια σημαντική αύξηση των σπορίων των

κλωστριδίων, παρατηρήθηκε στο έδαφος το οποίο αρδεύτηκε με λύματα, στα οποία η περιεκτικότητα σε κλωστρίδια ήταν αυξημένη (Palese., 2009),

Κατά τους (Schijven et al., 2003) τα σπόρια των θειοαναγωγικών κλωστριδίων, έδειξαν μια ελαφρώς διαφορετική συμπεριφορά στο εδαφικό προφίλ, σε σχέση με τους εντερόκοκκους και την *E. coli*, ενώ παρατηρήθηκαν υψηλότερες συγκεντρώσεις στο ανώτερο στρώμα του εδάφους, αντίθετα η μείωσή τους ήταν λιγότερο έντονη στα βαθύτερα στρώματα. Συγκεκριμένα τα σπόρια του *C. perfringens*, ανιχνεύτηκαν σε βάθος 40 cm (Palese., 2009). Αυτό μπορεί να εξηγηθεί από το γεγονός ότι επισυνάπτονται πολύ γρήγορα με το πορώδες του εδάφους, λόγω της σχετικά υψηλής συνάφειας τους με τα σωματίδια του εδάφους (μια παράμετρος που υποδεικνύει εγγενή ικανότητα προσρόφησης του εδάφους). Επίσης αποδεικνύεται ότι εμφανίζουν ρυθμό υψηλής απόσπασης, ενδεικτικό αυτού είναι η αναστρέψιμη προσρόφηση των σπορίων. Αυτή η ιδιότητα, μαζί με την σχεδόν αμελητέα αδρανοποίηση των σπορίων, οδηγούν τους ερευνητές να καταλήξουν στο συμπέρασμα ότι η απομάκρυνση των σπορίων εξαρτάται από τη διάρκεια της εφαρμογής των λυμάτων. Επιπλέον, η υψηλή επιμονή των σπορίων μπορεί να επιτρέπει σημαντική μεταφορά κάτω από την επιφάνεια. Αυτή επίσης η ιδιότητα, δείχνει την ανάγκη να εξεταστεί περαιτέρω αν τα σπόρια των θειωδοαναγωγικών κλωστριδίων περιληφθούν ως κοπρανώδεις δείκτες στα πλαίσια των κατευθυντήριων γραμμών για την επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων. Από την άλλη πλευρά το *Clostridium perfringens*, μέλος της θειωδοαναγωγικής ομάδας των κλωστριδίων, έχει προταθεί ως κοπρανώδης αναερόβιος δείκτης, λόγω της ισχυρής συσχέτισης του με την εμφάνιση παθογόνων σε διαφορετικές επιδημιολογικές μελέτες (Davies et al., 1995 ; Kueh et al., 1995). Κατά τους (Faezeh et al., 2013) το *C. perfringens*, ανιχνεύθηκε στο έδαφος 49 ημέρες μετά την τελευταία άρδευση, ενώ η συγκέντρωση στα αρχικά λύματα ήταν $5,0 \times 10^4$ CFU/ 100 ml, αντίστοιχα,. Η περιεκτικότητα σε υγρασία του εδάφους ήταν στατιστικά σημαντική σε σχέση με την επιβίωση των μικροοργανισμών αυτών στο έδαφος. Ενώ κατά τη διάρκεια μελέτης 7 ετών παρατηρήθηκε μεγάλη μεταβλητότητα στις συγκεντρώσεις των σπορίων του *Clostridium*, από έτος σε έτος (Palese, 2009). Τα σπόρια του *Clostridium* επιβιώνουν για πολλά χρόνια κάτω από δυσμενείς περιβαλλοντικές συνθήκες γεγονός που δείχνει κοπρανώδη μόλυνση (Cimenti et al., 2005). Ενώ, καμία σημαντική μόλυνση από κλωστρίδια δεν παρατηρήθηκε σε φρούτα που συλλέχθηκαν απευθείας από δέντρα που αρδεύτηκαν με λύματα (Palese, et al., 2009). Λόγω της υψηλής αντοχής των σπορίων του *Clostridium* στην απολύμανση και στις περιβαλλοντικές συνθήκες, θα μπορούσε να χρησιμοποιηθεί ως δείκτης μόλυνσης και να συμπεριληφθεί σε μελλοντικές οδηγίες για τη χρήση των λυμάτων στη γεωργία (Palese A.M., et al, 2009 ; Savichtcheva and Okabe, 2006) ενώ έχει προταθεί, ως μικροβιολογικός δείκτης στα πρότυπα για το πόσιμο νερό στην Ε.Ε. (Ευρωπαϊκή Ένωση, 1998).

Δ.3.5 Συγκεντρωτικά σχόλια για τα βακτήρια στις γλάστρες

α) Τα ολικά βακτήρια στο έδαφος των γλαστρών

- Τα ολικά βακτήρια στο έδαφος των γλαστρών μετά από την διαβροχή με τα τρία υγρά κατά την χειμερινή και θερινή περίοδο:

Δεν παρατηρήθηκαν σημαντικές διαφορές (one way ANOVA $p>0,05$) κατά την χειμερινή περίοδο. Στην επιφάνεια του εδάφους των γλαστρών που ποτίστηκαν με τα λύματα και στα δύο βάθη 10 και 20 cm, δεν έχουμε σημαντική αύξηση των ολικών βακτηρίων, τόσο στο έδαφος α, όσο και στο έδαφος β. Επίσης κατά την θερινή περίοδο, δεν έχουμε σημαντική αύξηση των ολικών βακτηρίων, δεν παρατηρήθηκαν σημαντικές διαφορές (one way ANOVA $p>0,05$), τόσο στο έδαφος α, όσο και στο έδαφος β.

- Τα ολικά βακτήρια στο ίδιο έδαφος, μεταξύ του βάθους έκχυσης 10 cm και του βάθους 20 cm, κατά την χειμερινή και θερινή περίοδο :

Οι διαφορές στον πληθυσμό των ολικών βακτηρίων στην επιφάνεια του εδάφους που αντιστοιχεί στα βάθη 10 και 20 cm στο ίδιο έδαφος, στην ίδια μεταχείριση (W,T,U), δεν παρουσιάζει στατιστικά σημαντικές διαφορές (t-test, $P>0,05$), τόσο κατά την χειμερινή περίοδο όσο και κατά την θερινή περίοδο.

- Τα ολικά βακτήρια μεταξύ των δύο εδαφών α και β στο βάθος έκχυσης 10 cm και στο βάθος 20 cm, κατά την χειμερινή και θερινή περίοδο :

Επίσης οι διαφορές στον πληθυσμό των ολικών βακτηρίων στο ίδιο βάθος μεταξύ των δύο εδαφών στην ίδια μεταχείριση (W,T,U) προκύπτει ότι δεν υπάρχουν στατιστικά σημαντικές διαφορές ($p>0,05$), τόσο κατά την χειμερινή περίοδο, όσο και κατά την θερινή περίοδο.

- Τα ολικά βακτήρια μεταξύ των εδαφών α και β στο ίδιο βάθος έκχυσης κατά την χειμερινή και θερινή περίοδο :

Επίσης, προκειμένου να διαπιστωθεί κατά πόσο υπάρχουν διαφορές στην επιφάνεια του εδάφους που αντιστοιχεί στο ίδιο βάθος (10, 20 cm) μεταξύ των δύο εδαφών α και β, χρησιμοποιήθηκε το t-test. Από την στατιστική επεξεργασία προκύπτει ότι δεν υπάρχουν διαφορές στατιστικά σημαντικές (test $p>0,05$), τόσο κατά την χειμερινή όσο και κατά την θερινή περίοδο.

β) Τα ολικά κολίμορφα στο έδαφος των γλαστρών

Τα ολικά κολίμορφα κατά την διάρκεια του χειμώνα, δεν ανιχνεύτηκαν στις περισσότερες δειγματοληψίες στο επεξεργασμένο λύμα και τον μάρτυρα (εκτός της δεύτερης, δηλ. μετά από 13 ημέρες). Στην περίπτωση όμως, που χρησιμοποιήθηκε ανεπεξέργαστο λύμα, ανιχνεύτηκαν σχεδόν σε όλα τα εδαφικά δείγματα που

προέρχονται από την επιφάνεια των γλαστρών και από τα αντίστοιχα δύο βάθη (10 και 20 cm). Επίσης κατά την θερινή περίοδο, ο αριθμός των ολικών κολίμορφων, καταμετρήθηκε σε μερικές μεμονωμένες περιπτώσεις, όταν η διαβροχή έγινε με νερό και επεξεργασμένο λύμα. Στην περίπτωση όμως που η διαβροχή έγινε με ανεπεξέργαστο λύμα καταμετρήθηκε στις περισσότερες περιπτώσεις και στα δύο εδάφη κατά την διάρκεια όλων των δειγματοληψιών.

γ) Η E.Coli στις γλάστρες

Σε όλες τις δειγματοληψίες μετρήθηκε ένας σημαντικός αριθμός e.coli (log10 cfu /l) στο υγρό διαβροχής (ανεπεξέργαστο λύμα (U) και λιγότερα στο επεξεργασμένο λύμα (T). Παρατηρείται ότι ανιχνεύτηκε, σε όλα τα δείγματα του εδάφους που προέρχονται τόσο από το βάθος (σημεία έκχυσης) όσο και την αντίστοιχη επιφάνεια (10 cm) και λιγότερο στην επιφάνεια (20 cm), όταν το υγρό διαβροχής ήταν ανεπεξέργαστο λύμα . Αυτό ισχύει τόσο κατά την χειμερινή όσο και κατά την θερινή περίοδο. Κατά την θερινή περίοδο, ανιχνεύτηκε σε όλα τα δείγματα που προέρχονται από τις γλάστρες που αρδεύτηκαν με ανεπεξέργαστο λύμα και ο αριθμός τους είναι πιο αυξημένος. Δεν ανιχνεύτηκε στο έδαφος που το υγρό διαβροχής ήταν επεξεργασμένο λύμα (T).

δ) Περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι στο έδαφος στις γλάστρες

Στα υγρά διαβροχής οι περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι, μετρήθηκαν στο ανεπεξέργαστο λύμα και σε μία μόνο μέτρηση στο επεξεργασμένο. Στο έδαφος τόσο κατά την διάρκεια της χειμερινής, όσο και κατά την διάρκεια της θερινής περιόδου, ανιχνεύτηκαν σε λίγα εδαφικά δείγματα αλλά σε όλες τις μεταχειρίσεις. Στα εδαφικά δείγματα όμως που το υγρό διαβροχής ήταν ανεπεξέργαστο λύμα, ο αριθμός τους είναι πολύ μεγαλύτερος, σε σχέση με το επεξεργασμένο λύμα, τα οποία το καλοκαίρι υπερτερούν σε αριθμό σε σχέση με τον χειμώνα στις δύο μεταχειρίσεις. Στην διάρκεια της θερινής περιόδου ανιχνεύονται σε περισσότερα εδαφικά δείγματα σε όλες τις μεταχειρίσεις.

ε) Θειοαναγωγικά κλωστρίδια στο έδαφος στις γλάστρες

Τα θειοαναγωγικά κλωστρίδια τόσο κατά την διάρκεια του χειμώνα όσο και του καλοκαιριού, ανιχνεύτηκαν σε όλες σχεδόν τις μεταχειρίσεις στα δύο εδάφη και στα δυο βάθη. Στην διάρκεια όμως του καλοκαιριού εμφανίζονται σε μικρότερο αριθμό μετρήσεων.

Δ.4. ΟΙ ΜΕΤΑΒΟΛΕΣ ΤΩΝ ΙΔΙΟΤΗΤΩΝ ΤΟΥ ΕΔΑΦΟΥΣ

Δ. 4.1. Οι συνέπειες από την άρδευση με υγρά αστικά απόβλητα στις φυσικές και χημικές ιδιότητες του εδάφους.

Ενώ η επαναχρησιμοποίηση των αστικών λυμάτων, προσφέρει πολλά οφέλη όσον αφορά την άρδευση, από την άλλη πλευρά έχει και πολλά μειονεκτήματα. Μειονεκτήματα, όπως την μόλυνση από παθογόνα των αρδευόμενων εδαφών και καλλιεργειών και την επιβάρυνση των εδαφών από τη διαφορετική χημική σύνθεση των αποβλήτων που χρησιμοποιούνται για την άρδευση (Yadav et al., 2002). Ένας από τους κύριους στόχους της εφαρμογής των λυμάτων στο έδαφος είναι να βελτιώσουν τις φυσικές, χημικές, και τις βιολογικές ιδιότητες του εδάφους και επιτρέπουν στα φυτά να αφομοιώσουν τα συστατικά των λυμάτων, χωρίς αρνητικές επιπτώσεις στις ευεργετικές ιδιότητες του εδάφους (Magesan, 2001). Ειδικές μελέτες αναδεικνύουν τις μακροπρόθεσμες επιπτώσεις (για αρκετές δεκαετίες) σε εδάφη που έχουν αρδευτεί με ανεπεξέργαστα οικιακά λύματα ή αστικά λύματα (Rattan et al., 2005) 10 και 20 έτη, (Yadav et al., 2002) 30 έτη, (Solis et al., 2005) 50 και 100 έτη). Συνεπώς υπάρχει πολύ μεγάλη ανησυχία στο κατά πόσον η άρδευση με λύματα βελτιώνει την ποιότητα του εδάφους ή προκαλεί υποβάθμιση της γονιμότητάς του μακροπρόθεσμα. Η επεξεργασία των λυμάτων, και οι κατευθυντήριες γραμμές του FAO θα μπορούσαν να βοηθήσουν για την εφαρμογή τους στον τομέα της γεωργίας (Pescod, 1992). Με την πάροδο του χρόνου, η άρδευση με λύματα επηρεάζει κάποιες παραμέτρους του εδάφους. Αύξηση του pH του εδάφους παρατηρείται σε όξινα εδάφη, ενώ μικρή μείωση του pH αναφέρεται σε αλκαλικά εδάφη (Yadav, 2002 ; Rattan, 2005 ; Abbas, 2007). Οι Belaid et al., (2010) έχουν δείξει αρνητικές επιπτώσεις στην αλατότητα και την νατρίωση του εδάφους. Η εφαρμογή των λυμάτων στο έδαφος με αυξημένη περιεκτικότητα σε νάτριο (Na⁺) αυξάνει την νατρίωση (sodicity), προκαλεί διασπορά της αργίλου, και αλλαγές στην γεωμετρία των πόρων, επίσης μειώνει την Ks (Halliwell et al., 2001). Επίσης σε αρδευόμενα ασβεστούχα εδάφη (calcisol), η αλάτωση και η νατρίωση του εδάφους μετριάζονται από τα ανταλλάξιμα ιόντα ασβεστίου. Τα επεξεργασμένα λύματα παρέχουν μακρο- και μικρο- θρεπτικά συστατικά, τα οποία διεγείρουν την μικροβιακή δραστηριότητα (Magesan et al., 2000 ; Ramirez-Fuentes et al., 2002) και προωθούν την ανοργανοποίηση της οργανικής ουσίας του εδάφους. Αυτό μπορεί να οδηγήσει σε μείωση της ικανότητας ανταλλαγής κατιόντων του εδάφους (Herpin, et al., 2007) και να μετριάσει την ρυθμιστική ικανότητα του εδάφους. Με τον ίδιο τρόπο, τα λύματα συνήθως περιέχουν υψηλές συγκεντρώσεις σε μεταλλικά στοιχεία όπως Mn, Cu και Zn που αποτελούν απαραίτητα μικρο-θρεπτικά συστατικά για τα φυτά. Με την πάροδο του χρόνου, τα ίδια στοιχεία μπορούν να συσσωρευτούν στο οργανικό στρώμα του εδάφους με φυτική κάλυψη με τέτοιο τρόπο ώστε να φθάσουν σε κρίσιμο επίπεδο για την ανάπτυξη των φυτών.

Δ.5. Η ΜΕΤΑΒΟΛΗ ΤΩΝ ΧΗΜΙΚΩΝ ΙΔΙΟΤΗΤΩΝ ΣΤΟ ΕΔΑΦΟΣ ΣΤΙΣ ΓΛΑΣΤΡΕΣ ΤΟΥ ΘΕΡΜΟΚΗΠΙΟΥ

Με βάση τα αποτελέσματα, μετά την χρήση υπόγειας άρδευσης με επεξεργασμένα (Τ) και ανεπεξέργαστα λύματα (U), σε σχέση πάντα με μάρτυρα το νερό (W), στις γλάστρες του θερμοκηπίου, θα μπορούσε κανείς να παραθέσει τα παρακάτω όσον αφορά την συμπεριφορά κάθε παραμέτρου:

Δ.5.1. Το pH

Δ.5.1.1. στα εδάφη α και β:

Το pH παίζει σημαντικό ρόλο στην διαλυτότητα των μεταλλικών υδροξειδίων και των διεργασιών οξειδωσης και υδρόλυσης, κατά την οποία σε υψηλές τιμές pH, τα ιόντα των μετάλλων τείνουν να καθιζάνουν ως υδροξείδια. Σε γενικές γραμμές, οι τιμές pH των υγρών διαβροχής που χρησιμοποιήθηκαν (ανεπεξέργαστο, επεξεργασμένο, νερό), βρίσκονται εντός των τυπικών ορίων της Παγκόσμιας Οργάνωσης Υγείας 7,0-8,5 (DWAf, 1996 ; WHO, 1989).

Στα δυο εδάφη α και β, (διάγραμμα 21) φαίνεται ότι το pH έχει την ίδια συμπεριφορά. Το ίδιο παρατήρησαν και οι (Chahal et al., 2011 ; Qian and Meham, 2005). Στο ίδιο συμπέρασμα επίσης κατέληξαν οι (Mohammad and Mazahreh, 2003) (Hidri et al., 2013). Συγκεκριμένα στην περίπτωση που το έδαφος αρδεύτηκε με ανεπεξέργαστο λύμα (U) παρατηρείται μια μικρή μείωση, ενώ το έδαφος που αρδεύτηκε με το επεξεργασμένο (T), παρατηρείται μια μικρή αύξηση σε σχέση πάντα με τον μάρτυρα W. Όχι όμως στατιστικά σημαντικές για τους δύο χειρισμούς ($P=0.590$ και $P=310$). Επίσης μεταξύ των μεταχειρίσεων στα δύο εδάφη, δεν υπάρχουν στατιστικά σημαντικές διαφορές ($p>0.05$). Ακόμη παρατηρήθηκε μια μικρή μείωση του pH, η οποία αυξάνει με το βάθος, αλλά όχι στατιστικά σημαντικές διαφορές ($p>0,05$), μόνο στο έδαφος β, στην περίπτωση που η άρδευση έγινε με ανεπεξέργαστο λύμα υπάρχει στατιστικά σημαντική διαφορά μεταξύ των δύο ζωνών (I) και (II) $p= 0.003$ στο βάθος άρδευσης (20 cm).

Μια σημαντική μείωση στην τιμή του pH του εδάφους μετά από άρδευση με επεξεργασμένα λύματα παρατηρήθηκε επίσης από τους Hidri et al., 2013, ιδιαίτερα σε ασβεστολιθικό έδαφος υπήρξε μεγάλη μείωση στο επάνω στρώμα του εδάφους (0-30 cm) (Kiziloglu, 2008). Επίσης το ίδιο παρατήρησαν και οι (Mohamed and Mazahreh, 2003 ; Walker and Lin, 2007 ; Chahal et al., 2011 ; Belaid et al., 2012) καθώς επίσης και οι (Bedbabis et al., 2014). Το pH του εδάφους ήταν σημαντικά χαμηλότερο, καθώς επίσης αυξηθήκαν και τα επίπεδα αλατότητας του εδάφους λόγω της περιεκτικότητας σε άλατα των λυμάτων μετά από την εφαρμογή τους, σύμφωνα με τους (Rusan et al., 2007). Επίσης η εφαρμογή λύματος στο έδαφος αύξησε την αλατότητα και μείωσε το pH κατά τους (Angin, et al. 2005), ακόμη σε υπαίθρια πειράματα η άρδευση με λύματα μείωσε το pH (Munir et al., 2003). Άλλοι ερευνητές επίσης διαπίστωσαν ότι το pH του εδάφους μειώνεται, και το αποδίδουν

στην οξείδωση των οργανικών ενώσεων και στην νιτροποίηση της αμμωνίας (Mohammad and mazahreh, 2003) ή μπορεί να οφείλεται στην αποσύνθεση της οργανικής ουσίας και την παραγωγή οργανικών οξέων (Vaseghi et al., 2005) ακόμη, η μείωση του pH του εδάφους αποδίδεται στην υψηλή περιεκτικότητα ανιόντων του αμμωνίου στα λύματα, η νιτροποίηση του οποίου χρησιμεύει ως πηγή ιόντων υδρογόνου, προκαλώντας έτσι μείωση του pH του εδάφους, ως μια άλλη πηγή η οξίνισης του εδάφους (Rusan et al., 2007). Επίσης και άλλοι ερευνητές βρήκαν ότι το pH του εδάφους μειώνεται με την άρδευση των λυμάτων, λόγω της οξείδωσης των οργανικών ενώσεων και της νιτροποίησης του αμμωνίου (Nyamangara et al., 2000) (Vazquezmontiel et al., 1996 ; Hayes et al., 1990). Σε γενικές γραμμές, η μείωση του pH εξηγείται από τη χαμηλή αναλογία C/N των λυμάτων και την ακόλουθη ενίσχυση των οργανικών ουσιών με ανόργανες ουσίες (Herpin et al., 2007)

Μετά από (3, 8, και 20 έτη) άρδευσης με επεξεργασμένα λύματα τα αποτελέσματα από την επίδραση της, δείχνουν ότι οι τιμές του pH του εδάφους ήταν σημαντικά χαμηλότερες ($p < 0,05$) ακόμη και στο βάθος 140 cm, μετά από 20 χρόνια άρδευσης, (Xua Jian et al., 2010). Επίσης, μετά από 29 έτη άρδευσης με λύματα το pH του εδάφους μειώθηκε σημαντικά σε όλα τα βάθη (0-20 και 20-40 cm). ($p < 0,05$) (Mollahoseini, 2013).

Ενώ κατά τους Hidri et al., (2013), μετά από 10 χρόνια άρδευσης με επεξεργασμένα λύματα, με χρήση στάγδην άρδευσης, δεν παρατήρησαν αρνητικές επιπτώσεις στις παραμέτρους του εδάφους (pH, οργανική ουσία και ικανότητα ανταλλαγής κατιόντων. Ενώ, σε έδαφος το οποίο αρδεύτηκε με επεξεργασμένα λύματα, το pH παρέμεινε σε αποδεκτά επίπεδα σύμφωνα με τα πρότυπα του FAO (Ahmed et al., 2009 ; Pescod, 1992).

Από την άλλη πλευρά, οι Abegunrin, (2016) και οι Schipper et al., (1996), βρήκαν ότι το pH του εδάφους αυξήθηκε μετά από μακροπρόθεσμη εφαρμογή άρδευσης με λύματα και απέδωσαν την αύξηση αυτή στην χημεία των λυμάτων και στην υψηλή περιεκτικότητα βασικών κατιόντων όπως Na^+ , Ca^{++} και Mg^{++} , στα λύματα.

Δ.5.1.2. Το pH μεταξύ των δύο ζωνών (I) και (II) στο έδαφος των γλαστρών:

Φαίνεται μια αύξηση του pH στην ζώνη (II) (διαγράμματα 33,34), στα δυο εδάφη α και β και στα δυο βάθη άρδευσης 10 και 20 cm, η οποία όμως δεν είναι στατιστικά σημαντική ($p > 0.05$), Στο έδαφος β που ποτίστηκε με ανεπεξέργαστα λύματα διαφέρει σημαντικά ($p < 0.05$) $p = 0.003$ μεταξύ των δύο ζωνών (I) και (II) όταν η έκχυση έγινε στα 20 cm βάθος, όπως αναφέρθηκε. Η άρδευση με ανεπεξέργαστα λύματα μείωσε σημαντικά το pH του επιφανειακού εδάφους ($p < 0.05$) και την υδραυλική αγωγιμότητα (στον κορεσμό) (Mollahoseini, 2013), επίσης σε ασβεστολιθικό έδαφος, μειώθηκε ιδιαίτερα στο στρώμα του εδάφους (0-30 cm) (Kiziloglu, 2008).

Η διαφοροποίηση αυτή επιβεβαιώνεται και σε πειράματα σε έδαφος που αρδεύτηκε με επεξεργασμένα λύματα όπου το pH όπως και οι χημικές ιδιότητες του εδάφους μεταβλήθηκαν σε σχέση με το βάθος, 0-25 cm, 25-50 cm, 50-100 cm, 100-150 cm και 150-200 cm, ενώ το χλώριο αυξήθηκε σημαντικά σε όλα τα βάθη (Majed Parvan, 1999). Επίσης το pH του εδάφους μειώθηκε σε όλα τα βάθη (0-20 και 20-40 cm) σημαντικά ($p < 0,05$) (Mollahoseini, 2013). Το ίδιο υποστηρίχθηκε από τους (Vaseghi et al. (2005), και Khai et al. (2008).

Συγκεκριμένα παρατηρήθηκε μια μικρή μείωση του pH, η οποία αυξάνει με το βάθος, αλλά όχι στατιστικά σημαντικές διαφορές ($p > 0,05$), μόνο στο έδαφος β, στην περίπτωση που η άρδευση έγινε με ανεπεξέργαστο λύμα υπάρχει στατιστικά σημαντική διαφορά μεταξύ των δύο ζωνών (I) και (II) $p = 0.003$ στο βάθος άρδευσης (20 cm). Το ίδιο παρατήρησε και ο Mollahoseini, (2013), όταν χρησιμοποίησε ανεπεξέργαστα λύματα για άρδευση. Το pH του επιφανειακού εδάφους ($p < 0.05$) μειώθηκε σημαντικά, ενώ ακόμη και μετά από 30 χρόνια άρδευσης, μεταξύ του επιφανειακού εδάφους (0-20 cm) και του υπεδάφους (20-40 cm), αυξήθηκε στο υπέδαφος.

Δ.5.2. Η οργανική ουσία

Δ.5.2.1. στα δυο εδάφη α και β:

Η οργανική ουσία στα δυο εδάφη α και β (διάγραμμα 23) δείχνει αύξηση, στις δυο μεταχειρίσεις (T και U), σε σχέση με τον μάρτυρα W, στο έδαφος α η αύξηση φαίνεται μεγαλύτερη στην περίπτωση άρδευσης με επεξεργασμένο λύμα αλλά όχι στατιστικά σημαντική $P = 0.365$, ενώ στο έδαφος β η αύξηση είναι μεγαλύτερη στο έδαφος που αρδεύτηκε με ανεπεξέργαστο λύμα, στατιστικά σημαντική (normality failed) turkey test $p = < 0.001$ Dunn's method $p = < 0.001$).

Ως αποτέλεσμα της άρδευσης με λύματα, οι Zhang et al., (2008) ; Abegunrin, (2016) ; Qian and Meham, (2005) έχουν αναφέρει σημαντική αύξηση του ποσοστού της οργανικής ουσίας και βελτίωση της δομής του εδάφους, ακόμη θετική επίδραση των επεξεργασμένων λυμάτων (Rusan et al., 2007 ; Hidri et al., 2013). Επίσης Οι Mohammad et al (2007), ανέφεραν ότι η περιεκτικότητα του εδάφους σε οργανική ουσία (OM) αυξήθηκε σημαντικά ($P < 0,05$) μετά από άρδευση με λύματα. Ακόμη σημαντική αύξηση του ποσοστού της οργανικής ουσίας και βελτίωση της δομής του εδάφους, ως αποτέλεσμα της άρδευσης με λύματα έχουν αναφέρει οι Bedbabis, et al., (2014) μετά από 4 χρόνια εφαρμογής με επεξεργασμένα λύματα, επίσης οι (Ghanbari et al., 2007 ; Mohammad and Mazahreh, 2003 ; Monnett et al., 1996). Ενώ παρατηρήθηκε ότι η οργανική ουσία αυξήθηκε καθώς αυξήθηκε ο αριθμός των αρδεύσεων, με όφελος για το έδαφος (Wang et al., 2007 ; Walker and Lin., 2007) (Rusan et al., 2007). Επίσης, μετά από άρδευση με λύματα υπήρξε σημαντική

αύξηση στην περιεκτικότητα του οργανικού άνθρακα OC% ($p \leq 0.05$) (Galavi et al., 2010) και του ολικού άνθρακα TC, αύξηση κατά 7% (Alrajhi, 2015)

Οι Saber et al., (1986) ανέφεραν αυξημένα ποσοστά ολικού οργανικού C (TOC) σε έδαφος που αρδεύτηκε με νερό από λύματα και το αποδίδουν στην αυξημένη οργανική ουσία μέσω του νερού άρδευσης. Αυτή η επίδραση μπορεί να αποδοθεί είτε άμεσα μέσω της προσθήκης των θρεπτικών ουσιών και των οργανικών ενώσεων στο έδαφος είτε έμμεσα με την ενίσχυση της διαλυτότητας των θρεπτικών ουσιών του εδάφους (Munir et al., 2003). Η χαμηλή αναλογία C/N των λυμάτων ενεργοποίησε την μικροβιακή δραστηριότητα του εδάφους με αποτέλεσμα να αυξηθεί η νιτροποίηση και η ανοργανοποίηση των οργανικών συστατικών των λυμάτων και της οργανικής ουσίας του εδάφους (SOM) επιφέροντας σημαντική μείωση του SOM και της ικανότητα ανταλλαγής κατιόντων (CEC) κατά την διάρκεια εφαρμογής της άρδευσης (Herpin Uwe, 2007).

Την περιεκτικότητα της οργανικής ουσίας κατά μήκος της διατομής του εδάφους μελέτησαν οι Hidri et al., (2013), η οποία για το επιφανειακό πρώτο στρώμα του εδάφους (0 έως 20 εκατοστών) κυμαινόταν από 1.73 να 2,98%, για το δεύτερο στρώμα εδάφους (20 έως 40 cm) από 0,47 να 0,97% και για το τρίτο στρώμα εδάφους (40 έως 60 cm) από 0.45 να 0,52%. Οι υψηλότερες τιμές καταγράφηκαν στην αρχή της διατομής. Αυτά τα αποτελέσματα δείχνουν τη θετική επίδραση των επεξεργασμένων λυμάτων στην περιεκτικότητα σε οργανική ύλη του εδάφους.

Οι Fuentes et al., (2002), περιγράφουν ότι η άρδευση με αστικά λύματα και με την ιλύ των λυμάτων, έχει δείξει παρόμοια αποτελέσματα με την κοπριά. Ευεργετικές αλλαγές επίσης, παρατηρήθηκαν μετά από άρδευση με λύμα, όπως αύξηση της περιεκτικότητας σε N, αύξηση της οργανικής ουσίας, όπως και στις συγκεντρώσεις σημαντικών κατιόντων (Angin, et al., 2005). Το ποσοστό του ολικού οργανικού C (TOC) αυξήθηκε 2,5 φορές μετά από 80 χρόνια άρδευσης. Επίσης αυξήθηκε η μικροβιακή βιομάζα C στο έδαφος, πιθανώς η δραστηριότητα ήταν μεγαλύτερη λόγω της πρόσθεσης των οργανικών ουσιών. Ωστόσο, συνέβησαν αλλαγές στις ομάδες των μικροοργανισμών του εδάφους, διότι αυξήθηκε σημαντικά η ικανότητα απονιτροποίησης του N και μειώθηκε ο λόγος του φορτίου της αδενυλικής ενέργειας (AEC) μετά από μακροχρόνια άρδευση. Οι αλλαγές αυτές πιθανόν να οφείλονται στην προσθήκη των επιφανειοδραστικών ουσιών, κυρίως στο σουλφονικό αλκυλοβενζόλιο (επίδραση επί της ικανότητας απονιτροποίησης) και η προσθήκη νατρίου και των άλατων (επίδραση επί AEC) μέσω της άρδευσης που περιέχουν τα λύματα (Friedel et al., 2000). Η άρδευση με λύματα προκάλεσε αύξηση της υδροφοβικότητας στο έδαφος (Abegunrin, 2016)

Η είσοδος μέσω του επεξεργασμένου λυμάτων στο έδαφος, των μικρο-θρεπτικών ουσιών και το ασταθές κλάσμα του οργανικού C, μπορεί να τονώσει την δραστηριότητα του μικροβιακού φορτίου του εδάφους (Magesan et al., 2000 ; Ramirez-Fuentes et al., 2002). Συνέπεια αυτού είναι η ενίσχυση του ρυθμού ανοργανοποίησης του C, με επακόλουθη μείωση της συνολικής περιεκτικότητας στο

συνολικό άνθρακα (SOC) σε λιγότερο από 4 χρόνια, αν οι συνθήκες είναι κατάλληλες στο έδαφος μετά από άρδευση με επεξεργασμένα λύματα (Herpin et al., 2007). Γενικά την αύξηση της οργανικής ουσίας και του κύκλου μετατροπής της αποδεικνύουν, ο συνδυασμός των τιμών του λόγου C/N, του διαλυμένου οργανικού άνθρακα (DOC), της ειδικής αναλογίας απορρόφησης UV (SUVA) και η περιεκτικότητα σε συνολικό οργανικό άνθρακα (SOC) (Traina et al., 1990).

Τα Βαρέα μέταλλα, δεν φαίνεται να επηρεάζουν τις διεργασίες του εδάφους, λόγω των χαμηλών ποσοστών τους (Friedel et al., 2000). Η παρουσία της οργανικής ουσίας (OM) στο νερό άρδευσης δεν φαίνεται να έχει σημαντικές επιπτώσεις στην υδραυλική αγωγιμότητα (HC) του εδάφους. Προφανώς, με υψηλό φορτίο (OM) (το κλάσμα OM καθορίζει HC των εδαφών), ενώ σε συνθήκες χαμηλού φορτίου OM, η συγκέντρωση των ηλεκτρολυτών και της σύνθεσης τους στο νερό, φαίνεται να επιδρούν στις υδραυλικές ιδιότητες των εδαφών, (Levy et al., 1999). Η μείωση του ολικού οργανικού άνθρακα σε λύματα δευτεροβάθμιας επεξεργασίας που διείσδυσαν σε ένα πυκνό ασβεστολιθικό στρώμα (vadose ζώνη) 9 m σε διάρκεια 39 μηνών, ήταν 51% (Bekele et al., 2011).

Ενώ η μακροχρόνια άρδευση (>7 έτη) με επεξεργασμένο λύμα είχε μηδαμινές επιδράσεις στην συνολική περιεκτικότητα σε οργανική ουσία και στη συγκέντρωση της διαλυμένης οργανικής ουσίας (DOC), σε δύο εδάφη (αμμώδες (noncalcareous sandy) και ασβεστολιθικό αργιλώδες (calcareous clayey) που μελετήθηκαν (Lado, et al., 2012). Η οργανική ουσία (OM) του εδάφους, επίσης συσχετίζεται θετικά με το Mg^{2+} , ενώ σχετίζεται αρνητικά με το Ca^{2+} (Hentati et al., 2013).

Λόγω αύξησης της οργανικής ουσίας, σε ξηρικές καλλιέργειες οι μέσες αποδόσεις ήταν μεγαλύτερες, μετά από την άρδευση με λύματα, (Siebe and Cifuentes, 1995).

Δ.5.2.2. μεταξύ των δύο ζωνών (I) και (II) στο έδαφος των γλαστρών:

Η οργανική ουσία (διαγράμματα 37,38) στο έδαφος α δείχνει μια μείωση στην ζώνη (II), ιδιαίτερα μεγαλύτερη (στατιστικά σημαντική $p < 0,05$) $p = 0,003$ στην περίπτωση που χρησιμοποιήθηκε για άρδευση επεξεργασμένο λύμα, στο βάθος 20 cm. Ενώ το έδαφος β δεν δείχνει αξιόλογες μεταβολές μεταξύ των δυο ζωνών και στα δυο βάθη άρδευσης 10 και 20 cm. Σε έδαφος που ποτίζεται με λύματα, η προσθήκη οργανικών ουσιών είναι περισσότερη στο επιφανειακό έδαφος από το υπέδαφος. Τα λύματα από τα αστικά απόβλητα είναι πλούσια σε οργανική ουσία και επίσης περιέχουν σημαντικές ποσότητες μακρο και μικροθρεπτικών συστατικών (Gurta et al., 1998). Αυτό δείχνει την θετική επίδραση των επεξεργασμένων λυμάτων στην περιεκτικότητα σε οργανική ουσία του εδάφους (Rusan et al., 2007).

Η οργανική ουσία αυξήθηκε μόνο στο επιφανειακό έδαφος (topsoil) και αυξήθηκε ανάλογα με την ποσότητα της άρδευσης με λύματα (Munir et al., 2003). Κατά μήκος της διατομής του εδάφους (60 cm) που αρδεύτηκε με εξεργασμένα λύματα, μελέτησαν την περιεκτικότητα σε οργανική ουσία. Οι τιμές κυμαινόταν από 1,73

εως 2,98% για το επιφανειακό πρώτο στρώμα χώματος (0 έως 20 εκατοστά), από 0,47 έως 0,97% για το δεύτερο στρώμα εδάφους (20 έως 40 εκατοστά), και από 0.45 έως 0.52 % για το τρίτο στρώμα εδάφους (40 έως 60 εκατοστά). Οι υψηλότερες τιμές καταγράφηκαν στην αρχή της διατομής (0 cm) (Hidri et al., 2013).

Επίσης στο επιφανειακό στρώμα (0-30 cm) ενός εδάφους που αρδεύτηκε με λύματα, η αναλογία C/N είναι χαμηλή, συμβάλλοντας έτσι στην ενίσχυση της βιοδιασπασιμότητας της συνολικής οργανικής ουσίας (SOM). Αυτό επιβεβαιώνεται και από το ποσοστό του διαλυμένου οργανικού άνθρακα (DOC) (Chow et al., 2003), (Xue et al., 2007), επίσης και σε ασβεστολιθικό έδαφος, αυξήθηκε η οργανική ουσία ιδιαίτερα στο στρώμα του εδάφους (0-30 cm) (Kiziloglu, 2008)

Η περιεκτικότητα σε οργανικό άνθρακα είναι γενικά υψηλότερη στο επιφανειακό στρώμα σε σχέση με το βαθύτερο στρώμα του αρδευόμενου εδάφους. Αυτό υποδηλώνει την παροχή οργανικού άνθρακα κατά την άρδευση με επεξεργασμένα λύματα (Belaid et al., 2012). Επίσης, από την επίδραση της άρδευσης με ανακυκλωμένα λύματα μετά από (3, 8, και 20 έτη), αυξήθηκαν τα ποσοστά της οργανικής ουσίας OM, και του συνολικού άνθρακα TC στα 10 cm της ανώτερης ζώνης του εδάφους, ιδιαίτερα μετά από 8 και 20 χρόνια άρδευσης (Xua Jian et al., 2010). Ακόμη ο οργανικός άνθρακας του εδάφους αυξήθηκε σε όλα τα βάθη (0-20) και (20-40) cm. Συγκεκριμένα, μετά από 30 χρόνια άρδευσης με ανεπεξέργαστα αστικά λύματα, στο επιφανειακό έδαφος (0-20cm) και στο υπέδαφος (20-40cm), αυξήθηκε από 0.6 % σε 1,1 % και από 0.3 % σε 0,7 %, αντίστοιχα. Επίσης στο επιφανειακό στρώμα αυξήθηκε σημαντικά ($p < 0.05$) η κατ'όγκον πυκνότητα του εδάφους (bulk density) μετά από άρδευση με ανεπεξέργαστα αστικά λύματα (Mollahoseini, 2013).

Δ.5.3. Η αγωγιμότητα (EC)

Δ.5.3.1. στα δυο εδάφη α και β:

Η ηλεκτρική αγωγιμότητα EC, για τα δύο εδάφη α και β, (διάγραμμα 31) δείχνει μια αύξηση στις δύο μεταχειρίσεις (T,U), σε σχέση με τον μάρτυρα (W), αλλά παρατηρήθηκε μεγαλύτερη αύξηση στην άρδευση με επεξεργασμένο λύμα. Στο έδαφος α η αύξηση δεν είναι στατιστικά σημαντική ($P=0.098$ (normality failed) Kruskal-Wallis one way analysis of Variance on Ranks $p=0.065$) ενώ στο έδαφος β είναι στατιστικά σημαντική (Normality passed equal Variance test passed, Tukey test $p < 0.001$).

Η αγωγιμότητα του εδάφους αυξήθηκε σύμφωνα και με άλλους ερευνητές, όταν χρησιμοποιήθηκε για άρδευση επεξεργασμένο αστικό λύμα, (Bedbabis et al., 2014 ; Wagner Walker de Alb. et al., 2006 ; Gross et al., 2005 ; Qian and Mecham, 2005). Επίσης η ηλεκτρική αγωγιμότητα EC του εδάφους αυξήθηκε από 2,9 σε 4,52 ($DS\ m^{-1}$) μετά από άρδευση με λύματα (Galavi et al., 2010), ακόμη υπήρξε σημαντική

αύξηση ($p \leq 0.05$) της SAR, (Bedbabis et al., 2014 ; Galavi et al., 2010). Η άρδευση με λύματα αυξάνει τα επίπεδα αλατότητας του εδάφους λόγω της περιεκτικότητας αλάτων σε αυτά. (Rusan et al. 2007). Μετά την άρδευση με λύματα αυξήθηκε η συγκέντρωση των διαλυτών αλάτων, των βαρέων μετάλλων και οι επιφανειοδραστικές ουσίες του εδάφους, (Siebe and Cifuentes, 1995 ; Tabari and Salehi 2008) και αυτό μπορεί να αποδοθεί στο αρχικό υψηλό φορτίο των συνολικών διαλυμένων στερεών (TDS) των λυμάτων (Mohammad and Mazahreh, 2003). Το ίδιο παρατήρησαν και οι Chahal et al., (2011), σύμφωνα με τους οποίους η αύξηση της αγωγιμότητας, οφείλεται στην αυξημένη αγωγιμότητα των λυμάτων. Ενώ μετά απο (3, 8, και 20 ετη), άρδευσης με ανακυκλωμένα λύματα, αυξήθηκε η EC (Xua Jian et al., 2010). Η αύξηση της ηλεκτρικής αγωγιμότητας του εδάφους, οφείλεται στην παρουσία των διαλυτών αλάτων, νατρίου, μαγνησίου και του ασβεστίου, των λυμάτων κατά την άρδευση (Fuentes et al., 2002). Ενώ η υψηλότερη EC και η υψηλότερη συγκέντρωση των κατιόντων Na^+ και Ca^{2+} των επεξεργασμένων λυμάτων, οδηγεί σε αύξηση της τιμής SAR και του ανταλλάξιμου Na^+ και Ca^{2+} του αρδευόμενου εδάφους (Page et al. 1986). Ακόμη σε εκχυλίσματα ασβεστούχου εδάφους, η αγωγιμότητα φαίνεται πολύ αυξημένη (έως 4 mS/cm, σε όλα τα βάθη), λόγω σημαντικής παροχής ιόντων ακόμα και στα πιο βαθιά στρώματα, η οποία μερικές φορές είναι και μεγαλύτερη (Belaid et al., 2012), ενώ, μεταξύ της εισροής και της εκροής του λύματος σε εδαφικές στήλες, ήταν ίδια (Lian, et al., 2013). Επίσης, δεν υπάρχουν σημαντικές αλλαγές στις υδραυλικές ιδιότητες σε έδαφος αργιλώδους υφής, όταν αρδεύτηκε με επεξεργασμένο υγρό λύμα (Cirelli et al., 2012)

Δ.5.3.2. μεταξύ των δύο ζωνών (I) και (II) στο έδαφος των γλαστρών:

Η αγωγιμότητα (διαγράμματα 51,52) δείχνει μια μείωση στο έδαφος α στην ζώνη (II), στα δυο βάθη. Στο έδαφος β δείχνει μεταβολή, σε όλες τις μεταχειρίσεις με μια μείωση στην ζώνη (II), στα δυο βάθη στον μάρτυρα $p < 0.001$, στατιστικά σημαντική ($p < 0,05$) και στο έδαφος με το επεξεργασμένο λύμα $p = 0.054$ (στο όριο της στατιστικά σημαντικής διαφοράς $p < 0,05$).

Και οι Heidarpour et al., (2007), επίσης διαπίστωσαν ότι στην πρώτη ζώνη του εδάφους (0-15 cm), η αγωγιμότητα EC, και το Mg^{++} ήταν σημαντικά μεγαλύτερη $p < 0,05$, όταν η άρδευση ήταν υπόγεια σε σχέση με την επιφανειακή, ενώ εμπλουτίζεται περισσότερο η επιφάνεια καθώς τα άλατα μειώνονται όσο προχωράμε βαθύτερα (Page et al., 1986). Επίσης σε ασβεστολιθικό έδαφος αυξήθηκε η αλατότητα του εδάφους, ιδιαίτερα στο στρώμα του εδάφους (0-30 cm) (Kiziloglu, 2008). Η ηλεκτρική αγωγιμότητα του επιφανειακού εδάφους (0-20cm) δεν δείχνει καμία στατιστικά σημαντική διαφορά ($p > 0,05$) ενώ για το υπέδαφος ((20-40cm), είναι αυξημένη ($p < 0.05$) (από 1 ds/m έως 1,6 ds/m αντίστοιχα), μετά από 30 χρόνια άρδευσης (Mollahoseini, 2013). Επίσης, παρατηρήθηκε αύξηση της (EC) στα

βαθύτερα στρώματα του εδάφους, με τάση να είναι υψηλότερη, μετά από μεγαλύτερη περίοδο άρδευσης. Αυτό οφείλεται στην συσσώρευση των διαλυτών αλάτων σε μεγαλύτερο βάθος, μετά την στράγγιση (Abu-Awwad, 1996). Κατά τους Heidarpour et al., 2007) η EC, το Ca⁺⁺ και Mg⁺⁺ της ζώνης 15-30 cm και 30-60 cm του εδάφους που αρδεύτηκαν με λύματα, ήταν μικρότερη σε σύγκριση με το νερό, ενώ αυξήθηκε ιδιαίτερα η EC στο ανώτερο στρώμα του εδάφους ειδικά μετά από υπόγεια άρδευση με λύματα. Ακόμη στο υπέδαφος αυξήθηκε σημαντικά ($p < 0.05$) η αγωγιμότητα καθώς και στο επιφανειακό έδαφος η κατ'όγκον πυκνότητα (bulk density) (Mollahoseini, 2013). Σημαντικό είναι, ότι μετά από υπόγεια άρδευση με λύματα, η αύξηση της EC είναι μεγαλύτερη στο ανώτερο στρώμα του εδάφους, το οποίο μπορεί να αναστείλει την ανάπτυξη των φυτών (Heidarpour et al., 2007).

Δ.5.4. Το ολικό άζωτο

Δ.5.4.1. στα δυο εδάφη α και β:

Η περιεκτικότητα σε ολικό N% στα δύο εδάφη α και β (διάγραμμα 24), δείχνει ακριβώς την ίδια συμπεριφορά, δηλ. αύξηση και στις δύο μεταχειρίσεις (T, U), με μεγαλύτερη αύξηση στην άρδευση με ανεπεξέργαστο, σε σχέση με τον μάρτυρα (W). Για το έδαφος α όχι στατιστικά σημαντική ($P=0.862$ (normality failed) Kruskal-Wallis one way analysis of Variance on Ranks $p=0.499$) αλλά για το έδαφος β στατιστικά σημαντική (normality failed) tukey test $P=0.004$, Kruskal-Wallis one way analysis of Variance on Ranks $p=0.002$)

Το παραπάνω αποτέλεσμα συμφωνεί με πειράματα σύμφωνα με τα οποία, κατά την άρδευση με λύματα, υπήρξε σημαντική αύξηση στο N ($p \leq 0.05$) (Qian and Meham, 2005 ; Galavi et al. 2010 ; Abegunrin, 2016) Επίσης κατά τους (Alrajhi, 2015) το ολικό άζωτο TN του εδάφους αυξήθηκε κατά 4%, μετά την άρδευση με λύματα. Αυτό εξηγείται από το γεγονός ότι η πρόσθεση των λυμάτων στο έδαφος, επιφέρει αύξηση της συγκέντρωσης του αζώτου (Monnett et al., 1996 ; Fuentes et al., 2002 ; Cooper et al., 20015). Η αύξηση αυτή του αζώτου στο έδαφος μετά την εφαρμογή των λυμάτων, μπορεί να αποδοθεί στην άφθονη ουρία και το άζωτο, τα οποία περιέχονται στα αστικά λύματα (Bernal et al., 2006 ; Fonseca et al., 2005a). Σε ορισμένες περιπτώσεις από την εφαρμογή των λυμάτων, παρέχεται έως 4, 8 και 10 φορές περισσότερο άζωτο (N) από ότι χρειάζονται τα κτηνοτροφικά φυτά, τα οποία αρδεύτηκαν με λύματα (Burns J.C., et al., 1985 ; Rusan et al., 2007).

Σε αργιλώδη εδάφη, παρατηρήθηκε ταυτόχρονη αύξηση στη οργανικής ουσίας (SOC) και του ολικού αζώτου, λόγω του ποσοστού της οργανικής ουσίας που μετατρέπεται σε νιτρικά άλατα και αμμωνία όπως και του διαλυμένου οργανικού άνθρακα (DOC), με συνέπεια την ενίσχυση του C και της ανοργανοποίησης του αζώτου N (Belaid et al., 2012). Ομοίως, η άρδευση με επεξεργασμένα λύματα οδήγησε σε διατήρηση του 50% του ολικού N, με συνέπεια οι συγκεντρώσεις των

διαθέσιμων μορφών αζώτου (NO₃ και NH₄) να έχουν αυξηθεί σημαντικά, από την άρδευση. Το νιτρικό αμμώνιο μπορεί να μεταφερθεί είτε απευθείας από τα λύματα ή έμμεσα από τον κύκλο μετατροπής της οργανικής ουσίας και την επακόλουθη ανοργανοποίηση του αζώτου (Belaid et al., 2012).

Η ενίσχυση της ανοργανοποίησης του αζώτου από την άρδευση δεν είναι συστηματική (Ramirez-Fuentes et al., 2002) καθότι δεν έχει παρατηρηθεί καμία αλλαγή στον κύκλο μετατροπής του αζώτου κατά την διάρκεια άρδευσης με ανεπεξέργαστα λύματα σε διαφόρους τύπους εδάφους (Belaid et al., 2012).

Αντίθετα ο Majed Parvan, (1999), παρατήρησε ότι η άρδευση του εδάφους με επεξεργασμένα λύματα, δεν επηρέασε την περιεκτικότητα αζώτου σημαντικά. Σε ακόρεστο στρώμα άμμου όταν διοχετεύτηκαν αστικά λύματα από δευτεροβάθμια επεξεργασία ο TKN έδειξε σημαντική μείωση στο φιλτραρισμένο νερό (Bali et al., 2011). Επίσης, σε άλλη μελέτη δεν υπήρξε σημαντική επίδραση του ολικού αζώτου (TN) στο έδαφος, μετά την άρδευση με λύματα. Οι συγκεντρώσεις των χημικών συστατικών στις ζώνες του εδάφους, όπως και του αζώτου επηρεάζονται από την κίνηση του νερού, από τις συγκεντρώσεις τους στο νερό άρδευσης καθώς και από την πρόσληψη τους από τα φυτά (Heidarrou et al., 2007). Ακόμη σε εδαφικές στήλες, το ολικό άζωτο, διατηρήθηκε στα ίδια επίπεδα μεταξύ εισροής και εκροής του λύματος (Lian , 2013).

Δ.5.4.2.μεταξύ των δύο ζωνών (I) και (II) στο έδαφος των γλαστρών:

Το ολικό N % δεν δείχνει αξιόλογες μεταβολές (διαγράμματα 41,42) μεταξύ των δυο ζωνών (I), (II) στο έδαφος α και στα δυο βάθη άρδευσης. Στο έδαφος β, στην περίπτωση που χρησιμοποιήθηκε για άρδευση ανεπεξέργαστο λύμα, μεταξύ των δύο ζωνών υπάρχει στατιστικά σημαντική διαφορά $p=0.044$ ($P<0,05$), στο βάθος 20 cm, με μεγαλύτερη αύξηση της επάνω ζώνης (I).

Κατά τους Majed Parvan, (1999), η περιεκτικότητα του αζώτου δεν επηρεάστηκε σημαντικά, μετά την άρδευση του εδάφους με επεξεργασμένα λύματα, σε όλα τα βάθη (0-25 cm, 25-50 cm, 50-100 cm, 100-150 cm και 150-200 cm), στα οποία εξετάστηκε η μεταβολή του, ενώ οι χημικές ιδιότητες του εδάφους σε σχέση με το βάθος μεταβλήθηκαν. Ακόμη, κατά τους Rusan et al., (2007), μετά την άρδευση με λύματα αυξήθηκε σημαντικά το άζωτο του εδάφους και η αύξηση αυτή ήταν η υψηλότερη στο επιφανειακό έδαφος (0-20 cm) για την μεγαλύτερη περίοδο της εφαρμογής των λυμάτων. Όπως επίσης, το ολικό άζωτο (TN) αυξήθηκε στα 10 cm της ανώτερης ζώνης του εδάφους, μετά απο (3, 8, και 20 έτη), ιδιαίτερα μετά από 8 και 20 χρόνια άρδευσης με ανακυκλωμένα λύματα. (Xua et al., 2010).

Δ.5.5. Το κάλιο

Δ.5.5.1. στα δυο εδάφη α και β:

Το κάλιο (διάγραμμα 27) στο έδαφος α, δεν δείχνει σημαντική μεταβολή στις δύο μεταχειρίσεις (T,U), ενώ στο έδαφος β εμφανίζει μια μικρή μείωση και στις δύο περιπτώσεις άρδευσης με επεξεργασμένα και ανεπεξέργαστα λύματα (T,U) σε σχέση με τον μάρτυρα (W). Οι μεταβολές αυτές δεν είναι στατιστικά σημαντικές, (για έδαφος α $P=0.900$ (normality failed) Kruskal-Wallis one way analysis of Variance on Ranks $p=0.988$ και για το έδαφος β $P=0.244$ (normality failed) Kruskal-Wallis one way analysis of Variance on Ranks $p=0.163$).

Αντίθετα κατά τους (Abegunrin, 2016) ; Monnett et al., 1996 ; Fuentes et al., 2002) η συγκέντρωση του καλίου αυξήθηκε κατά την άρδευση με λύματα. Αυτό εξηγεί το γεγονός ότι τα λύματα προσδίδουν αυτό το στοιχείο στο έδαφος. Επίσης και άλλες μελέτες αναφέρουν ότι το κάλιο αυξήθηκε (Heidarpour et al., 2007 ; Wagner Walker de Alb, et al., 2006 ; Galavi et al., 2010) και παρέμεινε για μεγαλύτερο χρονικό διάστημα από την εφαρμογή λυμάτων (Rusan et al., 2007). Οι (Nyamangara and Mzezewa, 2000) (Qian and Mecham, 2005) σε πείραμα τους βρήκαν ότι η συγκέντρωση του K^+ μειώνεται με το βάθος. Η αύξηση αποδόθηκε στην υψηλή περιεκτικότητά του στα λύματα που εφαρμόστηκαν (Mohammad and Mazahreh, 2003) Οι συγκεντρώσεις του K στην εκροή από στήλες εδάφους παρέμειναν χαμηλότερες, από τις συγκεντρώσεις του εφαρμοζόμενου λύματος, υποδεικνύοντας την κατακράτησή τους στο προφίλ του εδάφους, αλλά σημαντικά ($P < 0,05$) μεγαλύτερη από ό, τι στον μάρτυρα, (Chahal, et al., 2012) Επίσης, το K αυξήθηκε περισσότερο από ότι χρειάζονται, σε κτηνοτροφικά φυτά τα οποία αρδεύτηκαν με λύματα (Rusan et al., 2007). Σημαντικό δε είναι να αναφερθεί ότι, στα ανεπεξέργαστα λύματα, οι συγκεντρώσεις των νιτρικών, του φωσφόρου και του καλίου είναι πολύ χαμηλότερες από ό, τι στα επεξεργασμένα λύματα (Yadav, et al.2002)

Δ.5.5.2. μεταξύ των δύο ζωνών (I) και (II) στο έδαφος των γλαστρών:

Το κάλιο, στα δυο εδάφη α και β (διαγράμματα 43,44), δεν παρουσιάζει μεταβολές και στις δυο ζώνες (I),(II), στα δυο βάθη 10 και 20 cm. Για το έδαφος β στην περίπτωση που χρησιμοποιήθηκε ανεπεξέργαστο λύμα στο βάθος έκχυσης 10 cm, παρατηρήθηκε μεγαλύτερη αύξηση στην ζώνη (I) στατιστικά σημαντική $p=0.035$ ($p<0,05$) καθώς επίσης και στον μάρτυρα $p=0.047$ ($p<0,05$).

Κατά τους Rusan et al. (2007), επίσης η αύξηση του K^+ , ήταν μεγαλύτερη στο επάνω στρώμα του εδάφους (0-20 cm) για μεγαλύτερο χρονικό διάστημα από την εφαρμογή λυμάτων. Το γεγονός αυτό ενισχύεται από μελέτες όπου η ποσότητα του K^+ στο πρώτο και στο δεύτερο στρώμα του εδάφους δηλ. της πρώτης ζώνης του

εδάφους (0-15 cm και 15-30 cm) ήταν σημαντικά μεγαλύτερη στην περίπτωση που αρδεύτηκαν με λύματα (Heidarpour et al., 2007). Επίσης σε ασβεστολιθικό έδαφος αυξήθηκε το ανταλλάξιμο K^+ , ιδιαίτερα στο στρώμα του εδάφους (0-30 cm) (Kiziloglu, 2008). Ακόμη η άρδευση με επεξεργασμένα λύματα έδειξε ότι αυξήθηκε σημαντικά το ανταλλάξιμο K^+ , και το Mg^{++} , στο ανώτερο στρώμα του εδάφους (0-25) και μέχρι βάθος 50 cm (Majed Parvan, 1999). Από την άλλη πλευρά, σε ένα ασβεστούχο αρδευόμενο έδαφος, η περιεκτικότητα σε ανταλλάξιμο Mg^{2+} , K^+ και Na^+ αυξήθηκε σε όλα τα στρώματα. Αυτή η αύξηση μπορεί να αποδοθεί στις σχετικά υψηλές συγκεντρώσεις σε κατιόντα του επεξεργασμένου λύματος, οι οποίες στο βαθύτερο στρώμα, μπορεί να ενισχυθούν με την έκπλυση των λυμάτων μέσω του ανθρακικού ασβεστίου (Belaid Nebil et al., 2012). Επίσης δεν φαίνεται καμία μεταβολή του K^+ από την ζώνη (0-10)cm και (10-30) cm στην ζώνη (30-50) cm, κατά την άρδευση με λύματα (Belaid Nebil et al., 2012).

Δ.5.6. Το νάτριο

Δ.5.6.1. στα δυο εδάφη α και β:

Το Νάτριο εμφανίζει σημαντική αύξηση (διάγραμμα 28) στις δυο μεταχειρίσεις άρδευσης με λύματα (T, U) σε σχέση με τον μάρτυρα W, και στα δύο εδάφη α και β. Ιδιαίτερα στο έδαφος α η αύξηση είναι μεγαλύτερη στην περίπτωση άρδευσης με επεξεργασμένα, αλλά όχι στατιστικά σημαντική ($P=0.376$). Στο έδαφος β η αύξηση είναι στατιστικά σημαντική (One way Analysis of Variance-ANOVA $p<0,05$) (Tukey test $p<0.001$, normality passed equal Variance test passed).

Κατά τους Galavi et al., (2010) ; Qian and Mecham, (2005) η άρδευση με λύματα οδηγεί σε σημαντική αύξηση στο Na^+ , ($p \leq 0.05$) του εδάφους, ακόμη το Na^+ αυξήθηκε ελαφρώς, με μικρές αλλαγές στα φυσικά χαρακτηριστικά του εδάφους (Everett et al., 2007). Οι Schipper et al., (1996), διαπίστωσαν ότι η μακροπρόθεσμη άρδευση με λύματα αυξάνει την περιεκτικότητα σε Na^+ , γεγονός που αποδίδεται στην υψηλή περιεκτικότητα στα λύματα, των βασικών κατιόντων όπως Na^+ , Ca^{++} και Mg^{++} . Επίσης και σε άλλες μελέτες φαίνεται ότι όταν χρησιμοποιήθηκε για άρδευση επεξεργασμένο αστικό λύμα, η αναλογία προσρόφησης του νατρίου καθώς και η περιεκτικότητα σε νάτριο, και χλώριο αυξήθηκαν σημαντικά (Wagner Walker de Alb. et al., 2006). Επίσης και άλλοι μελετητές διαπίστωσαν ότι η αναλογία απορρόφησης νατρίου (SAR) αυξήθηκε σημαντικά (Hentati, et al., 2013) ενώ αυξήθηκε περισσότερο στο επάνω στρώμα 0-20 cm του εδάφους (Abegunrin, 2016). Κατά άλλους ερευνητές, δεν υπήρξαν σημαντικές διαφορές στην αναλογία απορρόφησης νατρίου (SAR), όταν χρησιμοποιήθηκε για άρδευση νερό με υψηλή συγκέντρωση σε νάτριο, όπως το επεξεργασμένο (Alrajhi, 2015). Η αναλογία απορρόφησης νατρίου (SAR) αυξήθηκε, σε βάθος (το λιγότερο 4,0 μέτρα) σε αμμώδη εδάφη (noncalcareous sandy soil) και λιγότερο (0,7 μέτρα) σε αργιλλοπηλώδη εδάφη (calcareous clayey soil), όταν αρδεύτηκαν με επεξεργασμένα

λύματα (Lado et al., 2012). Σε διαφορετικά βάθη (έως 120 cm) εδάφους, που αρδεύονταν για περισσότερο από 10 χρόνια με επεξεργασμένα λύματα, φάνηκε συσσώρευση προσροφημένου νατρίου στο υπέδαφος. Κάτω από την επιφάνεια του εδάφους (βάθος > 30 cm) το ανταλλάξιμο ποσοστό νατρίου (ESP) έφθασε σε πολύ υψηλότερα επίπεδα ($SAR = 6-9$) από το αναμενόμενο ($SAR < 5$). Τα επίπεδα του ανταλλάξιμου ποσοστού νατρίου (ESP) ήταν υψηλότερα από τα αναμενόμενα με βάση τον λόγο προσρόφησης νατρίου SAR των επεξεργασμένων λυμάτων. Μεταξύ των ανταλλάξιμου ποσοστού νατρίου ESP και του λόγου προσρόφησης νατρίου SAR του εδαφικού διαλύματος, υπάρχει συμφωνία. Αυτό υποδεικνύει ότι υπάρχει μια χημική ισορροπία ανταλλαγής μεταξύ του εδάφους και του εδαφικού διαλύματος και ότι οι ιδιότητες του διαλύματος δεν υπαγορεύονται πάντα από το νερό άρδευσης (Levy, Guy, 2014). Οι τιμές του ανταλλάξιμου ποσοστού νατρίου (ESP) έχει αναφερθεί ότι δημιουργούν πρόβλημα στην sodicity, λόγω των διαφορετικών μετάλλων του εδάφους, αλλά από την έλλειψη της συγκέντρωσης ηλεκτρολυτών στο διάλυμα έχουν προκληθεί οριακές διακυμάνσεις στις τιμές του ανταλλάξιμου ποσοστού νατρίου (ESP). Στην πράξη, τα αποτελέσματα της sodicity μπορεί να είναι εμφανή σε εδάφη που είναι κάτω από τις οριακές τιμές του ανταλλάξιμου ποσοστού νατρίου (ESP) (Halliwell, 2001). Ιδιαίτερα σε αργιλοπηλώδη εδάφη, τα οποία έχουν υψηλή περιεκτικότητα σε ιόντα Ca^{++} και Na^+ , περιορίζονται στα βαθύτερα στρώματα. Στα παραπάνω εδάφη (noncalcareous sandy) και (calcareous clayey) η συσσώρευση των αλάτων αυξήθηκε στο άνω στρώμα (1m), ωστόσο αυτά τα άλατα κατά τη διάρκεια των βροχοπτώσεων εκπλένονται κάτω του 1,5 m (Lado et al., 2012). Επίσης η άρδευση με επεξεργασμένα λύματα, όπως διαπιστώθηκε σε μελέτες, προκάλεσε αναδιανομή των αλάτων μέσα στο προφίλ του εδάφους με μια τάση συσσώρευσης ορισμένων στοιχείων στην επιφάνεια. Η συσσώρευση των αλάτων περιορίζεται στην επιφάνεια του εδάφους σύμφωνα με τους (Rattan et al., 2005). Η άρδευση σε δένδρα καφέ (*Coffea arabica* L.) με λύματα δευτεροβάθμιας επεξεργασίας, τα οποία περιείχαν υψηλή περιεκτικότητα σε Na^+ , προκάλεσε αύξηση στην συγκέντρωση Na^+ σε όλο το προφίλ του εδάφους (Herpin, 2007). Η αύξηση της τιμής SAR και του ανταλλάξιμου Na^+ και Ca^{2+} σε αρδευόμενο έδαφος οφείλεται στην υψηλότερη EC και την υψηλότερη συγκέντρωση των κατιόντων όπως Na^+ και Ca^{2+} στα επεξεργασμένα λύματα. Τα άλατα αυτά μειώνονται βαθύτερα, με αποτέλεσμα να εμπλουτίζεται περισσότερο η επιφάνεια (Page et al., 1986 ; Adhikari et al. 2014). Οι συγκεντρώσεις του Na^+ , σε εκροή από στήλες εδάφους παρέμειναν χαμηλότερες από τις συγκεντρώσεις του εφαρμοζόμενου λύματος, υποδεικνύοντας την κατακράτησή τους στο προφίλ του εδάφους. (Chahal et al., 2012).

Σε άλλες μελέτες δεν υπήρξε σημαντική επίδραση στις συγκεντρώσεις Na^+ , P και ολικού N στο έδαφος, μετά την άρδευση με λύματα. Ενώ οι συγκεντρώσεις των χημικών αυτών στοιχείων στις ζώνες του εδάφους επηρεάζονται από την κίνηση

του νερού, από τις συγκεντρώσεις τους στο νερό άρδευσης και από την πρόσληψη από τα φυτά. (Heidarpour et al., 2007).

Δ.5.6.2. μεταξύ των δύο ζωνών (I) και (II) στο έδαφος των γλαστρών:

Το νάτριο (διαγράμματα 45,46) στο έδαφος α δείχνει μια μείωση στην ζώνη (II), όταν χρησιμοποιήθηκε επεξεργασμένο λύμα στο βάθος 20 cm,, παρατηρείται μια μείωση στην ζώνη (II), η οποία είναι σημαντική $p=0.037$ ($p<0,05$), ενώ στο έδαφος β δεν δείχνει σημαντικές μεταβολές στα δυο βάθη, μόνον στον μάρτυρα παρατηρείται μείωση στην ζώνη (II), στατιστικά σημαντική $p=0.019$ ($p<0,05$). Κατά τους Majed Parvan, (1999), η άρδευση του εδάφους με επεξεργασμένα λύματα μελετήθηκε η μεταβολή του Na^+ σε διάφορα βάθη (0-25 cm, 25-50 cm, 50-100 cm, 100-150 cm και 150-200 cm) και έδειξε ότι η περιεκτικότητα του εδάφους σε Na^+ αυξήθηκε σε όλα τα βάθη, εκτός από το βάθος 100-150 cm. Επίσης φαίνεται μια αύξηση σε Ca^{++} και Na^+ του εδάφους, από το στρώμα (0-10)cm-(10-30)cm σε σχέση με το στρώμα (30-50)cm, λόγω της προσφοράς του νατρίου από το επεξεργασμένο λύμα που αρδεύτηκε (Belaid et al., 2012). Το Na^+ και Mg^{++} της πρώτης ζώνης του εδάφους (0-15 cm) ήταν σημαντικά μεγαλύτερο μετά από υπόγεια άρδευση με λύματα, σε σχέση με επιφανειακή άρδευση (Heidarpour et al., 2007). Ακόμη σε ένα ασβεστολιθικό έδαφος, το οποίο αρδεύτηκε με επεξεργασμένα λύματα, το ανταλλάξιμο Na^+ αυξήθηκε ιδιαίτερα στο στρώμα του εδάφους (0-30 cm) (Kiziloglu, 2008)

Από την άλλη πλευρά, η περιεκτικότητα σε ανταλλάξιμο Mg^{2+} , K^+ και Na^+ αυξήθηκε σε όλα τα στρώματα του αρδευόμενου ασβεστόχου (calcisol) εδάφους. Αυτές οι αυξήσεις είναι πολύ σημαντικές στο ανώτερο στρώμα του εδάφους και μπορεί να αποδοθούν στις σχετικά υψηλές συγκεντρώσεις των κατιόντων αυτών στα επεξεργασμένα λύματα. Ενώ στο βαθύτερο στρώμα, μπορεί να ενισχυθούν με την έκπλυση των λυμάτων μέσω του ανθρακικού ασβεστίου (Belaid et al., 2012).

Δ.5.7. Ο φώσφορος

Δ.5.7.1. στα δυο εδάφη α και β:

Ο φώσφορος (διάγραμμα 30) δείχνει αύξηση και στις δύο περιπτώσεις με επεξεργασμένα και ανεπεξέργαστα λύματα (T, U) για τα δυο εδάφη α και β, αλλά για το έδαφος α η αύξηση είναι μεγαλύτερη στην περίπτωση της άρδευσης με το επεξεργασμένο λύμα (T), ενώ στο έδαφος β η αύξηση φαίνεται μεγαλύτερη στην άρδευση με ανεπεξέργαστο λύμα, σε σχέση με τον μάρτυρα W. Δεν είναι όμως στατιστικά σημαντικές ($p>0,05$) ($P=0.530$ και $P=0.385$ normality failed, Kruskal-Wallis one way analysis of Variance on Ranks $p=0.711$).

Σημαντικό είναι, να αναφερθεί ότι οι συγκεντρώσεις του φωσφόρου είναι πολύ χαμηλότερες στα ανεπεξέργαστα λύματα από ότι στα επεξεργασμένα λύματα

(Yadav et al., 2002). Μελέτες έδειξαν ότι η άρδευση με επεξεργασ, 2010 ; Rusan et al., 2007 ; Qian and Mecham., 2005), σε υπαίθρια πειράματα, επίσης αυξήθηκε η περιεκτικότητα του εδάφους σε φώσφορο, συνεπώς τα λύματα προσδίδουν φώσφορο στο έδαφος (Munir et al., 2003 ; Heidarpour et al., 2007). Επίσης και σε άλλες μελέτες αναφέρεται ότι αυξήθηκε ο φωσφόρος (Monnett et al., 1996) (Fuentes et al., 2002) (Belaid Nebil, et al 2012) (Cooper et al., 20015). Σε ορισμένες περιπτώσεις αυξήθηκε έως 4, 8 και 10 φορές περισσότερο, ανάλογα με τον χρόνο άρδευσης (Rusan et al.,2007).

Ενώ σε άλλες μελέτες δεν υπήρξε σημαντική επίδραση επί του εδάφους στον P μετά την άρδευση με λύματα. Η συγκέντρωση του φωσφόρου στο έδαφος επηρεάζεται από την κίνηση του νερού, τις συγκεντρώσεις του στο νερό άρδευσης και από την πρόσληψη από τα φυτά. (Heidarpour et al., 2007). Κατά τους Belaid et al., (2012), φαίνεται ότι η άρδευση με επεξεργασμένα λύματα, μετρίασε την απώλεια του ολικού αζώτου και αύξησε τον οργανικό άνθρακα και τον ολικό φωσφόρο. Τα PO₄-P παρουσίασαν σημαντική μείωση στο φιλτραρισμένο νερό, όταν διοχετεύτηκαν αστικά λύματα από δευτεροβάθμια επεξεργασία, σε ακόρεστο στρώμα άμμου (Bali et al., 2011). Επίσης οι συγκεντρώσεις του P, σε εκροή από στήλες εδάφους, παρέμειναν χαμηλότερες από τις συγκεντρώσεις στο εφαρμοζόμενο λύμα, υποδεικνύοντας την κατακράτησή τους στο προφίλ του εδάφους (Chahal et al., 2012). Ακόμη, σε λύματα δευτεροβάθμιας επεξεργασίας που διείσδυσαν σε ένα πυκνό ασβεστολιθικό στρώμα (vadose ζώνη- 9 m), η μείωση του φωσφορου ήταν 30% (Bekele et al., 2011). Ενώ μια περιοχή 100 εκταρίων, που αρδεύτηκε με λύματα, διατηρήθηκαν τα θρεπτικά συστατικά του εδάφους, ενώ απομακρύνθηκε το 94 % του φωσφόρου (53 τόνοι) και το 95% του διαλυμένου ανόργανου αζώτου (Kadlec, 2009). Στην περίπτωση που εφαρμόστηκε επεξεργασμένο λύμα σε κακώς αποστραγγισμένο έδαφος σε διάρκεια 4 ετών, το μισό περίπου από τα συνολικά PO₄-P απορροφήθηκε στα ανώτερα 91 εκατ. του εδάφους και μετατράπηκε σε φωσφορικά άλατα ασβεστίου (Everett et al., 2007).

Δ.5.7.2.μεταξύ των δύο ζωνών (I) και (II) στο έδαφος των γλαστρών:

Ο φωσφόρος (διαγράμματα 39,40), στο έδαφος α δείχνει μεταβολές μεταξύ των δύο ζωνών. Στην περίπτωση που η άρδευση έγινε με νερό (μάρτυρας), παρατηρείται μία αύξηση στην ζώνη (I) στο βάθος έκχυσης 10 cm, ενώ στα 20 cm, η φαίνεται η αύξηση στην ζώνη (II) η οποίες είναι στατιστικά σημαντικές (p<0.05) (p=0.002 και p=0.008) αντίστοιχα. Επίσης στην περίπτωση άρδευσης με ανεπεξέργαστα λύματα αύξηση στην ζώνη (I) η οποία είναι στατιστικά σημαντική(p=0.037) (p<0.05). Στο έδαφος β οι διαφορές δεν είναι στατιστικά σημαντικές.

Αύξηση επίσης, του φωσφορου στο πρώτο στρώμα του εδάφους (0–20 cm) για μεγάλο χρονικό διάστημα μετά την άρδευση με λύματα, παρατήρησαν και οι

(Rusan et al., 2007). Επίσης παρατηρήθηκε ότι ο φώσφορος αυξήθηκε σημαντικά στο ανώτερο στρώμα του εδάφους (0-25) cm, σε σχέση με τα βάθη 25-50 cm, 50-100 cm, 100-150 cm και 150-200 cm, μετά την άρδευση του εδάφους (Majed Parvan, 1999), ενώ κατά τους (Lado et al., 2012) συσσωρεύτηκε στο 1.0 m, στο επάνω προφίλ του εδάφους. Ακόμη ο συνολικός φώσφορος αυξήθηκε κατά (+ 80%) στο άνω στρώμα του εδάφους σε σύγκριση με το υπέδαφος (Belaid Nebil, et al 2012). Επιπλέον σε ασβεστολιθικό έδαφος, ο διαθέσιμος φώσφορος αυξήθηκε ιδιαίτερα στο στρώμα του εδάφους (0-30 cm) (Kiziloglu F.M. , 2008)

Δ.5.8. Τα νιτρικά

Δ.5.8.1. στα δυο εδάφη α και β:

Τα νιτρικά δείχνουν αύξηση (διάγραμμα 25) και στις δυο περιπτώσεις άρδευσης (T,U) σε σχέση με τον μάρτυρα W, και στα δυο εδάφη α και β. Στο έδαφος α, φαίνεται αύξηση στις δύο μεταχειρίσεις και κυρίως δείχνει μεγαλύτερη αύξηση στην περίπτωση άρδευσης με τα ανεπεξέργαστα λύματα. Ενώ στο έδαφος β η αύξηση είναι μεγαλύτερη στην περίπτωση της άρδευσης με τα επεξεργασμένα λύματα (T), σε σχέση με τα ανεπεξέργαστα λύματα. Δεν είναι όμως στατιστικά σημαντικές ($P>0.05$) ($P=0.234$ και $P=0.629$ για το έδαφος α και το έδαφος β αντίστοιχα). Με το παραπάνω συμπέρασμα συμφωνούν και οι Qian and Mecham, (2005). Σημαντικό είναι να αναφερθεί ότι, στα ανεπεξέργαστα λύματα οι συγκεντρώσεις των νιτρικών, είναι πολύ χαμηλότερες από ό, τι στα επεξεργασμένα (Yadav et al., 2002). Ενώ όταν διοχετεύτηκαν αστικά λύματα από δευτεροβάθμια επεξεργασία σε ακόρεστο στρώμα άμμου, στο φιλτραρισμένο νερό τα $\text{NH}_4\text{-N}$, παρουσίασαν σημαντική μείωση σε στήλες, ενώ τα $\text{NO}_3\text{-N}$ αυξήθηκαν σημαντικά (Bali et al., 2011), ακόμη η συγκέντρωση των νιτρικών σε δυο εδάφη (αμμώδες, ασβεστολιθικό- αργιλώδες), αυξήθηκε σε όλο το βάθος, σύμφωνα με τους (Lado et al., 2012), ενώ η αύξηση αυτή στο έδαφος συμβαίνει λόγω της νιτροποίησης. Μελέτες δε, έδειξαν ότι τα περισσότερα νιτρικά διηθούνται στη ζώνη διηθήσεως του εδάφους (vadose zone), όπου υποβάλλονται σε βιολογική εξασθένιση μέχρι τα υπόγεια νερά, αποδεικνύοντας ότι στο βάθος, κάτω από τη ζώνη διηθήσεως (vadose zone) του εδάφους, συμβαίνει μικρή ή καμία απονιτροποίηση. Αυτό επιβεβαιώνεται από τις σταθερές αποκλίσεις των NO_3^- , ενώ το ίδιο ισχύει και για τα περιεχόμενα άλατα των SO_4^{2-} και του Cl^- (Zhang et al., 2013) Η αφθονία των απονιτροποιητικών παραγόντων είναι ένας πολύτιμος δείκτης που συνδυάζει το δυναμικό της δραστηριότητας απονιτροποίησης (potential denitrification activity) (PDA) και τους διάφορους περιβαλλοντικούς παράγοντες, και είναι επομένως μια καλή ένδειξη της απονιτροποίησης στις περιβαλλοντικές αλλαγές σε εδάφη μετά από άρδευση με λύματα, για περίπου 25 χρόνια (Guo et al., 2013). Οι Magesan et al., (2000) έχουν ακόμα παρατηρήσει μια μείωση στην ποσότητα κατά την αποστράγγιση των νιτρικών αλάτων σε έδαφος που ποτίζεται με επεξεργασμένα λύματα, ενώ όπως

αναφέρθηκε από τους Herpin et al., (2007) οι επιπτώσεις στον κύκλο μετατροπής σε θρεπτικά συστατικά ως επί το πλείστον επηρεάζεται από τον λόγο C/N του εδάφους και της εκροής των λυμάτων.

Δ.5.8.2. μεταξύ των δύο ζωνών (I) και (II) στο έδαφος των γλαστρών:

Τα νιτρικά (διαγράμματα 47,48) δείχνουν μια μείωση στην ζώνη (II) στατιστικά σημαντική $p < 0,05$ στον μάρτυρα στο βάθος 10 cm, στο έδαφος α. Ενώ στο έδαφος β, στο βάθος άρδευσης 20 cm, δείχνει μια αύξηση στην ζώνη (II), η οποία στην άρδευση με ανεπεξέργαστο λύμα στο βάθος έκχυσης 20 cm, είναι στατιστικά σημαντική $p < 0,05$. Η άρδευση με λύματα οδηγεί σαφώς σε μείωση της περιεκτικότητας σε νιτρικό αμμώνιο, όχι μόνο στην επιφάνεια του εδάφους, αλλά και στο βαθύτερο στρώμα του εδάφους και σε εκχυλίσματα του νερού του εδάφους (Belaid et al., 2010) ενώ βρέθηκαν σημαντικές συγκεντρώσεις εκχυλίσμων (extractable) νιτρικών στο βαθύτερο (60-90 cm) στρώμα σε αρδευόμενα εδάφη κατά την αποστράγγιση από το προστιθέμενο λύμα. Ενώ οι συγκεντρώσεις των νιτρικών (NO_3^-) κάτω από 20 cm βάθος σε έδαφος (canopy και intercanopy) ήταν χαμηλή, αυτό αποδείχθηκε από το γεγονός ότι δεν υπήρξε καμία έκπλυση των (NO_3^-) στο κατώτερο βάθος του εδάφους (Adhikari et al., 2014). Η περιεκτικότητα σε νιτρικά άλατα είναι πολύ πιο μεταβλητή από την αμμωνία, είναι όμως συστηματικά υψηλότερη στο αρδευόμενο έδαφος. Επίσης η περιεκτικότητα σε οργανικό σε άνθρακα (SOC) μειώνεται με το βάθος στο αρδευόμενο έδαφος (Belaid et al., 2012)

Δ.5.9. Τα αμμωνιακά

Δ.5.9.1. στα δυο εδάφη α και β:

Τα αμμωνιακά (διάγραμμα 26) εμφανίζουν σημαντική αύξηση και στις δυο περιπτώσεις άρδευσης με λύματα (T, U) και στα δυο εδάφη α και β, σε σχέση με τον μάρτυρα (W). Για το έδαφος β η αύξηση αυτή είναι πολύ μεγαλύτερη σε σχέση με τον μάρτυρα, αλλά όχι στατιστικά σημαντική (για το έδαφος α ($P=0.664$) ενώ για το έδαφος β είναι στατιστικά σημαντική (Normality passed equal Variance test passed, Tukey test $p=0.009$). Το ίδιο παρατήρησαν και οι Qian and Mecham., (2005) Σε ακόρεστο στρώμα άμμου σε στήλες, όταν διοχετεύτηκαν αστικά λύματα από δευτεροβάθμια επεξεργασία, τα $\text{NH}_4\text{-N}$ παρουσίασαν σημαντική μείωση στο φιλτραρισμένο νερό (Bali et al., 2011). Ενώ στο προφίλ του εδάφους, τα NH_4^+ παρακρατήθηκαν κατά 97,37 έως 98,74 % (Nola et al., 2006). Στην περίπτωση που η ικανότητα ανταλλαγής κατιόντων του εδάφους είναι αρκετά υψηλή η προσρόφηση θεωρητικά μπορεί να αφαιρεί μεγάλες ποσότητες αμμωνίου από τα λύματα (Tyler et al., 1977 ; Lance, 1972).

Δ.5.9.2. μεταξύ των δύο ζωνών (I) και (II) στο έδαφος των γλαστρών:

Η αμμωνία (διαγράμματα 49,50) δείχνει επίσης μια μικρή μείωση στην ζώνη (II) και στα δυο εδάφη α και β, στα δυο βάθη, αλλά όχι στατιστικά σημαντική $p > 0,05$. Μόνο στο έδαφος β, στο βάθος 20 cm, όταν χρησιμοποιήθηκε ανεπεξέργαστο λύμα, παρατηρήθηκε αύξηση στην ζώνη (II) στατιστικά σημαντική $p = 0,046$ ($p > 0,05$). Σε έδαφος που αρδεύτηκε με λύματα, η περιεκτικότητα σε εκχυλίσιμο (extractable) NH_4^+ παραμένει στα χαμηλά επίπεδα. Γενικά, η περιεκτικότητα του εδάφους σε NH_4^+ αυξάνει γενικά με το βάθος και είναι σημαντικά υψηλότερη στο έδαφος που αρδεύεται με λύματα (Belaid N., et al.2012)

Δ.5.10. Το ισοδύναμο ανθρακικό ασβέστιο

Δ.5.10.1. στα δυο εδάφη α και β:

Για το CaCO_3 % (διάγραμμα 22), στο έδαφος α, παρατηρείται μια μικρή μείωση και στις δύο περιπτώσεις άρδευσης με λύματα (T, U), λίγο μικρότερη στην περίπτωση του ανεπεξέργαστου (U), σε σχέση με τον μάρτυρα W (αλλά όχι στατιστικά σημαντική ($P = 0,116$). Ενώ στο έδαφος β, παρατηρείται μια μικρή αύξηση και στις δύο περιπτώσεις άρδευσης με λύματα (T,U), λίγο μεγαλύτερη στην περίπτωση του ανεπεξέργαστου (U), σε σχέση με τον μάρτυρα W (Για το CaCO_3 % $P = 0,117$ (normality failed) Kruskal-Wallis one way analysis of Variance on Ranks $p = 0,061$).

Και οι Qian and Mecham., (2005) παρατήρησαν μικρή μείωση του CaCO_3 στο έδαφος που πότισαν με αστικά λύματα. Το συνολικό Ca^{++} και Mg^{++} , δεν άλλαξε σημαντικά ενώ υπήρξαν μικρές αλλαγές στα φυσικά χαρακτηριστικά των εδαφών (Everett M. et al.2007). Οι συγκεντρώσεις των ιόντων Ca^{++} και Mg^{++} σε εκπλύματα ήταν μεγαλύτερες από ό,τι στα εφαρμοσμένα λύματα, υποδεικνύοντας ότι τα προστιθέμενα ιόντα Ca^{++} και Mg^{++} είχαν διυλιστεί από το έδαφος (Chahal et al., 2012 ; Abegunrin, 2016 ; Schipper et al., 1996). Ενώ κατά τους (Chahal et al., 2012) οι συγκεντρώσεις ιόντων Ca^{++} και Mg^{++} ήταν σημαντικά ($P < 0,05$) μεγαλύτερες σε στήλες εδάφους που χρησιμοποιήθηκαν επεξεργασμένα λύματα, από ό,τι στον μάρτυρα. Από την άλλη πλευρά, η άρδευση του εδάφους με επεξεργασμένα λύματα έδειξε ότι υπήρξε αύξηση του Ca^{++} στο βάθος 50 cm ενώ στο ανώτερο στρώμα του εδάφους (0-25) cm, αυξήθηκε σημαντικά το ανταλλάξιμο K^+ , το Mg^{++} και ο φώσφορος (Majed Parvan, 1999). Πειράματα έδειξαν ότι η άρδευση με λύματα οδηγεί σε σημαντική αύξηση των παραμέτρων του εδάφους (N, P, K, Ca, Na, Mg, SAR, EC, OC%) ($p \leq 0,05$) (Galavi et al., 2010). Ενώ κατά τους (Fernández-Nava, 2008) οι υψηλές συγκεντρώσεις ασβεστίου οδήγησαν σε μείωση του ρυθμού αύξησης της βιομάζας και του ρυθμού απονιτροποίησης του εδάφους.

Σύμφωνα με τους (Rattan et al., 2005) η άρδευση με επεξεργασμένα λύματα προκαλεί αναδιανομή των αλάτων μέσα στο προφίλ του εδάφους με μια τάση συσσώρευσης ορισμένων στοιχείων στην επιφάνεια, η δε συσσώρευση των αλάτων

περιορίζεται στην επιφάνεια του εδάφους. Σε εδάφη αμμώδη (noncalcareous sandy) και αργιλώδη (calcareous clayey) η συσσώρευση των αλάτων, αυξήθηκε στο άνω στρώμα (1m), ωστόσο αυτά τα άλατα κατά τη διάρκεια των βροχοπτώσεων εκπλένονται κάτω του 1,5 m (Lado et al., 2012).

Δ.5.10.2. μεταξύ των δύο ζωνών (I) και (II) στο έδαφος των γλαστρών:

Η περιεκτικότητα σε CaCO_3 % (διαγράμματα 35,36) στο έδαφος α και στο έδαφος β, μεταξύ των δυο ζωνών (I) και (II) στα 10 cm και 20 cm, δείχνει μια αύξηση στην ζώνη (II) στον μάρτυρα (W), και στην περίπτωση που χρησιμοποιήθηκε επεξεργασμένο λύμα στα 20 cm βάθος έκχυσης η οποία είναι στατιστικά σημαντική ($p < 0.05$ $p = 0.026$, και $p = 0.026$, αντίστοιχα. Τα άλατα ασβεστίου συσσωρεύονται σε βαθύτερα στρώματα, γεγονός που οφείλεται περισσότερο στην απόπλυση από την επιφανειακή ζώνη (Abu-Awwad., 1996). Κατά τους (Heidarpour et al., 2007), το Ca^{++} και Mg^{++} της ζώνης εδάφους 15-30 cm και 30-60 cm, που αρδεύτηκαν με λύματα ήταν μικρότερη σε σύγκριση με εκείνα που αρδεύτηκαν με νερό, ενώ υπήρξε αύξηση του Ca^{++} στο βάθος 50 cm, όταν το έδαφος αρδεύτηκε με επεξεργασμένα λύματα (Majed Parvan, 1999). Ενώ σε ασβεστολιθικό έδαφος που αρδεύτηκε με λύματα, στο στρώμα του εδάφους (0-30 cm), αυξήθηκε το Ca^{++} και το Mg^{++} (Kiziloglu, 2008).

Δ.6. Συγκεντρωτικά σχόλια για τις χημικές μεταβολές στο έδαφος

Οι παραπάνω χημικές μεταβολές στα δύο εδάφη α και β, καθώς και η μεταβολή τους μεταξύ των δύο ζωνών (I) και (II), μετα την στατιστική επεξεργασία, συγκεντρωτικά έχουν ως εξής:

Για το έδαφος α, στην περίπτωση που χρησιμοποιήθηκε ανεπεξέργαστο λύμα, φαίνεται ότι υπάρχει μια μικρή μείωση στο pH και στο CaCO_3 %, ενώ υπάρχει μια αύξηση στο ολικό άζωτο, στα νιτρικά και αμμωνιακά, το νάτριο, τον φωσφόρο και την ηλεκτρική αγωγιμότητα. Η οργανική ουσία και το κάλιο παραμένουν στα ίδια επίπεδα. Όταν χρησιμοποιήθηκε επεξεργασμένο λύμα φαίνεται ότι αυξήθηκαν όλες οι παράμετροι. Από την στατιστική επεξεργασία όμως, προκύπτει ότι οι χημικές ιδιότητες του εδάφους α δεν έχουν μεταβληθεί σημαντικά, δεν υπάρχουν στατιστικά σημαντικές διαφορές ($p > 0.05$).

Για το έδαφος β στην περίπτωση που χρησιμοποιήθηκε ανεπεξέργαστο λύμα, φαίνεται ότι μειώθηκαν το pH και το κάλιο, ενώ αυξήθηκαν η οργανική ουσία, το CaCO_3 %, το ολικό άζωτο, το νάτριο, ο φώσφορος, τα νιτρικά και αμμωνιακά και η αγωγιμότητα. Ενώ όταν χρησιμοποιήθηκε επεξεργασμένο λύμα υπάρχει μια μικρή μείωση στο κάλιο, ενώ οι υπόλοιπες παράμετροι αυξήθηκαν (pH, οργανική ουσία, CaCO_3 %, ολικό άζωτο, νάτριο, φώσφορος, νιτρικά και αμμωνιακά και αγωγιμότητα). Για το έδαφος β, όμως φαίνεται ότι στατιστικά σημαντικές διαφορές

($p < 0,05$) παρουσιάζουν, η οργανική ουσία, η περιεκτικότητα σε ολικό N %, τα αμμωνιακά, η περιεκτικότητα σε Na $\mu\text{g/g}$, όπως επίσης η αγωγιμότητα καθώς και η αντίσταση Ω του εδάφους.

Όσον αφορά την μεταβολή στο έδαφος των γλαστρών, μεταξύ των δύο ζωνών (I) και (II) στο σημείο έκχυσης στα δύο βάθη 10 cm και 20 cm και μετά την στατιστική επεξεργασία, μπορεί κανείς να εξάγει τα παρακάτω συμπεράσματα:

Όταν η άρδευση έγινε στα 10 cm: μεταξύ των ζωνών (I) και (II), στο έδαφος α φαίνεται να μεταβάλλεται μόνο ο φωσφόρος μετά από την άρδευση με ανεπεξέργαστο λύμα, με μεγαλύτερη αύξηση στην επάνω ζώνη (I) ($P < 0,05$). Στο έδαφος β μετά την άρδευση με επεξεργασμένο λύμα μεταβάλλεται το CaCO_3 % , με αύξηση στην ζώνη (II) ($P < 0,05$), ενώ όταν αρδεύτηκε με ανεπεξέργαστο λύμα μεταβλήθηκε το κάλιο ($p < 0,05$), με μεγαλύτερη αύξηση στην ζώνη (I).

Όταν η άρδευση έγινε στα 20 cm: μεταξύ των δύο ζωνών (I) και (II), στο έδαφος α όταν αρδεύτηκαν με επεξεργασμένο λύμα μεταβλήθηκαν η οργανική ουσία, και το νάτριο με μεγαλύτερη αύξηση στην ζώνη (I) ($p < 0,05$). Στο έδαφος β όταν η άρδευση έγινε με ανεπεξέργαστα λύματα μεταβλήθηκε το pH, με αύξηση στην ζώνη (II), η περιεκτικότητα του ολικού N, με αύξηση στην ζώνη (I), τα νιτρικά και η αμμωνία, με αύξηση στην ζώνη (II) ($p < 0,05$), ενώ με την άρδευση με το επεξεργασμένο λύμα αυξήθηκε η αγωγιμότητα στην ζώνη (I) ($p < 0,05$).

Ε. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Ι. ΤΑ ΒΑΚΤΗΡΙΑ ΣΤΟ ΕΔΑΦΟΣ

Η μελέτη αυτή, εστιάζεται στον προσδιορισμό ομάδων βακτηρίων (από τις οποίες κάποια στελέχη είναι παθογόνα), μετά από υπόγεια άρδευση με αστικά λύματα (ανεπεξεργαστα και επεξεργασμένα), σε διαφορετικά βάθη στον αγρό και σε γλάστρες. Ειδικότερα μελετήθηκαν τα ολικά κολλίμορφα, η *E.coli*, οι περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι και τα θειοαναγωγικά κλωστρίδια, επίσης και ο πληθυσμός των ολικών βακτηρίων του εδάφους, μετά την άρδευση σε σχέση με τον πληθυσμό που περιέχουν τα λύματα. Συμπεραίνονται τα παρακάτω:

- Στον πληθυσμό των Ολικών βακτηρίων, δεν παρατηρούνται στατιστικά σημαντικές διαφορές (one way ANOVA, $p>0,05$), τόσο στην επιφάνεια του εδάφους (πάνω από το σημείο έκχυσης) όσο και στην περιοχή όπου άμεσα διαβρέχεται με τα τρία υγρά των μεταχειρίσεων, στον αγρό. Επίσης στα δύο εδάφη α και β των γλαστρών, δεν παρατηρούνται στατιστικά σημαντικές διαφορές (one way ANOVA, $p>0,05$), στα δύο βάθη (10 και 20 cm), τόσο κατά την χειμερινή περίοδο όσο και την θερινή περίοδο. Τα υγρά διαβροχής, (ανεπεξεργαστο λύμα (U) και επεξεργασμένο λύμα (T) μεταφέρουν έναν αριθμό ολικών βακτηρίων ο οποίος όμως δεν είναι ικανός να μεταβάλλει τον αριθμό τους στο έδαφος.
- Τα Ολικά κολλίμορφα στην περίπτωση που χρησιμοποιήθηκε ανεπεξεργαστο λύμα, τόσο στον αγρό όσο και στο θερμοκήπιο, μετρήθηκαν σχεδόν σε όλα τα εδαφικά δείγματα που προέρχονται από την επιφάνεια πάνω από το σημείο έκχυσης στα βάθη (10 και 20 cm και λιγότερο στα 30 cm). Κατά την άρδευση με επεξεργασμένο λύμα ο πληθυσμός τους είναι πολύ μικρότερος σε σχέση με το ανεπεξεργαστο.
- Η *E.coli* τόσο στον αγρό όσο και στις γλάστρες, στην περίπτωση που εφαρμοστεί, ανεπεξεργαστο λύμα στα βάθη (10 και 20 cm και σε μικρότερο βαθμό 30 cm), αποτελεί κίνδυνο για την δημόσια υγεία.
- Οι Περιττωματικοί στρεπτόκοκκοι ανιχνεύτηκαν κυρίως στα δείγματα του εδάφους που αρδεύτηκαν με το ανεπεξεργαστο λύμα, στο επεξεργασμένο ο αριθμός τους είναι πολύ μικρότερος. Το καλοκαίρι υπερτερούν σε αριθμό σε σχέση με τον χειμώνα, στις δύο μεταχειρίσεις.
- Τα θειοαναγωγικά κλωστρίδια τόσο κατά την διάρκεια του χειμώνα όσο και του καλοκαιριού, ανιχνεύτηκαν σε όλες σχεδόν τις μεταχειρίσεις στα δύο εδάφη. Στην διάρκεια όμως του καλοκαιριού εμφανίζονται σε μικρότερο αριθμό μετρήσεων.

Γενικό συμπέρασμα: Η εφαρμογή των ανεπεξεργαστων αστικών λυμάτων με υπόγεια άρδευση, εφόσον δεν ληφθούν μέτρα, αποτελεί κίνδυνο για την Δημόσια υγεία λόγω των παθογόνων μικροοργανισμών που μεταφέρει. Ιδιαίτερα, κατά την

άρδευση σε βάθος 10 cm και σε μικρότερο βαθμό σε βάθος 20 cm, οι ομάδες βακτηρίων που εξετάστηκαν εμφανίζουν στην επιφάνεια του εδάφους, πληθυσμό σε υψηλές τιμές. Το επεξεργασμένο αστικό λύμα έδειξε ότι είναι ασφαλές.

II. ΟΙ ΧΗΜΙΚΕΣ ΜΕΤΑΒΟΛΕΣ ΤΟΥ ΕΔΑΦΟΥΣ

Στην συγκεκριμένη μελέτη, έγινε μια προσπάθεια να διευκρινιστούν οι επιπτώσεις σε δύο διαφορετικούς τύπους εδάφους α (Sandy Loam (SL)) και εδάφους β (Loamy sand (LS)), (πείραμα στο θερμοκήπιο) μετά από άρδευση με αστικά λύματα, α) ανεπεξέργαστα (U), β) επεξεργασμένα (T) και γ) την χρήση καθαρού νερού (W) ως μάρτυρα. Η αξιολόγηση των παραπάνω αποτελεσμάτων και παράλληλα σύμφωνα με την ανάλογη διεθνή βιβλιογραφία, όσον αφορά τις μεταβολές που προκύπτουν στο έδαφος μετά από την υπόγεια άρδευση στα δύο βάθη έκχυσης (10 cm και 20 cm), μπορεί να εξαχθούν τα παρακάτω συμπεράσματα:

- Στα δύο εδάφη μειώθηκε το pH, ενώ αυξήθηκαν το ολικό άζωτο, τα νιτρικά και αμμωνιακά, το νάτριο, ο φώσφορος και η ηλεκτρική αγωγιμότητα. Παρατηρήθηκε όμως διαφορετική συμπεριφορά, για τις παραμέτρους: Στο έδαφος α (Sandy Loam (SL)) μειώθηκε το CaCO_3 %, ενώ η οργανική ουσία και το κάλιο παραμένουν στα ίδια επίπεδα. Στο έδαφος β (Loamy sand (LS)), αυξήθηκαν η οργανική ουσία και το CaCO_3 %, ενώ μειώθηκε το κάλιο. Από την στατιστική επεξεργασία προκύπτει ότι οι παραπάνω παράμετροι δεν έχουν στατιστικά σημαντικές διαφορές ($p > 0,05$).

Στατιστικά σημαντικές διαφορές ($p < 0,05$), παρουσιάζουν η οργανική ουσία, η περιεκτικότητα σε ολικό N %, η περιεκτικότητα σε Na^+ $\mu\text{g/g}$, και η αγωγιμότητα, μόνο στο έδαφος β.

- Η μεταβολή των χημικών παραμέτρων στο έδαφος των γλαστρών, στις δύο ζώνες (I) και (II) μετά το σημείο έκχυσης, στα δύο βάθη 10 cm και 20 cm, ($P < 0,05$): Στο έδαφος α μεταβλήθηκαν: ο φωσφόρος ο οποίος αύξηθηκε στην επάνω ζώνη (I) (άρδευση με ανεπεξέργαστο λύμα-βάθος 10 cm), η οργανική ουσία και το νάτριο αύξηθηκαν στην ζώνη (I) (άρδευση επεξεργασμένο λύμα -βάθος 20 cm). Στο έδαφος β, το CaCO_3 %, αυξήθηκε στην ζώνη (II) (άρδευση με επεξεργασμένο λύμα-βάθος 10 cm)) και το κάλιο αυξήθηκε στην ζώνη (I), (με ανεπεξέργαστο λύμα-βάθος 10 cm). Επίσης μεταβλήθηκαν το pH, με αύξηση στην ζώνη (II), η περιεκτικότητα του ολικού N, με αύξηση στην ζώνη (I), τα νιτρικά και η αμμωνία, με αύξηση στην ζώνη (II) (άρδευση με ανεπεξέργαστο λύμα -βάθος 20 cm) και η αγωγιμότητα η οποία αυξήθηκε στην ζώνη (I) (άρδευση με επεξεργασμένο λύμα-βάθος 20 cm).

Αντικείμενα για μελλοντική έρευνα.

Τα παραπάνω συμπεράσματα αφορούν τους παράγοντες που εξετάστηκαν, (ομάδες βακτηρίων, τύποι εδάφους, βάθη άρδευσης, όπως επίσης και συγκεκριμένη δόση άρδευσης). Ακόμη τα λύματα που χρησιμοποιήθηκαν αφορούν μια περιοχή, ενώ η σύστασή τους διαφοροποιείται σε σχέση με τον πληθυσμό της περιοχής από την οποία προέρχονται. Στο μέλλον, προκειμένου να αναπτυχθεί μια πιο ολοκληρωμένη έρευνα, θα πρέπει να ληφθούν υπόψη και άλλοι παράγοντες, οι οποίοι στην παρούσα μελέτη ήταν αδύνατον να συνεκτιμηθούν. Όπως:

- άλλες ομάδες βακτηρίων η γενικότερα μικροοργανισμών,
- ο προσδιορισμός της τύχης των παθογόνων με την χρήση στηλών εδάφους με ρυθμιζόμενο περιβάλλον
- οι χρόνοι μετά την άρδευση (long-term άρδευση),
- οι διαφορετικές παροχές κατά την άρδευση,
- άλλοι τύποι εδάφους
- σύγχρονες τεχνικές και
- γενικότερα η μελέτη των παθογόνων σε σχέση με τις καλλιέργειες.

BIBΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

1. Abdel-J. M., Ebrahim S., AL-Tabtabei M. and AL-Shammari S. 1999. Advanced Technologies for municipal wastewater purification: technical and economic assessment. *Desalination*, 124, 251-261.
2. Abdessemed D. and Nezzal G. 2002. Treatment of primary effluent by coagulation adsorption- ultrafiltration for reuse. *Desalination*. 152. 367-373.
3. Abdo M.H. 2005. Physico-chemical characteristics of Abu Zabaal Ponds, Egypt. *J. Aquat. Res.*, 31 (2) pp. 1–15.
4. Abegunrin, T.P., G.O. Awe , D.O. Idowu, M.A. Adejumobi. 2016. Impact of wastewater irrigation on soil physico-chemical properties, growth and water use pattern of two indigenous vegetables in southwest Nigeria. *Catena*. Volume 139, Pages 167–178
5. Abu-Ashour Jamal, Hung Lee. 2000. Transport of Bacteria on Sloping Soil Surfaces by Runoff. by John Wiley & Sons, Inc.
6. Abu-Awad, A. M. 1996. Irrigation water management for onion trickle irrigated with saline drainage water. *Dirasat, (Pure and Applied Sciences)* 23. 1. 46–55
7. Adhikari Pradip, Manoj K. Shukla, John G. Mexal and David Daniel. 2014. Irrigation with Treated Wastewater: Quantification of Changes in Soil Physical and Chemical Properties. *Irrigat. Drainage Sys. Eng.* 2014, 3:117. doi:10.4172/2168-9768.1000117.
8. Adhikari P, Shukla MK, Mexal JG. 2012-a. Spatial variability of infiltration rate and soil chemical properties of desert soils: implications for management of irrigation using treated wastewater. *Transaction of the ASABE* 55: 1711-1721.
9. Aharoni A, Cikurel H. 2006. Mekorot's research activity in technological improvements for the production of unrestricted irrigation quality effluents, *Desalination* 187, 347–360.
10. Ahmed, T. A. and Al-Hajri, H. H. 2009. Effects of Treated Municipal Wastewater and Sea Water Irrigation on Soil and Plant Characteristics. *Int. J. Environ. Res.*, 3(4):503-510,
11. Aiello Rosa, Giuseppe Luigi Cirelli, Simona Consoli. 2007. Effects of reclaimed wastewater irrigation on soil and tomato fruits: A case study in Sicily (Italy) *agricultural water management* 93. 65–72
12. Aislabie J.M., R.H. Fraser, J. Smith, M. McLeod. 2001. Leaching of bacterial indicators through four New Zealand soils. *Aust. J. Soil Res.*, 39 , pp. 1397–1406
13. Al Salem SS, Abouzaid H. 2006. Wastewater reuse for agriculture: regional health perspective. *East Mediterr. Health J.* 12, 3-4. 446-58.
14. Al-Salem S.S. 1996. Environmental considerations for wastewater reuse in agriculture, *Water Sci. Technol.*, 33 (10–11). 345–353.

15. Al salem S. Saqer, 1998. Who health guideline for use of wastewater in agriculture: Microbiological and health-related chemical. Proceedings of the International Workshop. Morocco.
16. Alfreider Albin, Krossbacher M. and R.Psenner. 1997. Groundwater samples do not reflect bacterial densities and activity in subsurface systems. *Water Research*. Vol. 31, No. 4, pp. 832-840.
17. Allen R.G.,Pereira L.S., Raes D., Smith M.,1998. Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements-.FAO irrigation and drainage, paper 56. FAO, ROME.
18. Alon Ben-Gal and Naftali Lazarovitch. Beyond burying the lateral: Current issues in the future opportunities for subsurface drip irrigation. 18-21 November 2013. The International Drip irrigation summit Ramat Negev.
19. Alrajhi A., S. Beecham, Nanthi S. Bolan, A. Hassanli. 2015. Evaluation of soil chemical properties irrigated with recycled wastewater under partial root-zone drying irrigation for sustainable tomato production. *Agricultural Water Management*. Volume 161, Pages 127–135
20. An YJ, Yoon CG, Jung KW, Ham JH. 2007. Estimating the microbial risk of E. coli in reclaimed wastewater irrigation on paddy field. *Environ Monit Assess*. Jun;129(1-3):53-60. Pub. 2006
21. Anderson D. L., A. L. Lewis and K. M. Sherman. 1991. Human Enterovirus Monitoring at Onsite Sewage Disposal Systems in Florida. *On-Site Wastewater Treatment, Proceedings of the Sixth National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems*. ASAE Publication 10-91. pp. 94-104.
22. Andreadakis A., Gavalaki E., Fougias E. 1997. Wastewater treatment in Greece, *Proceedings of Symposium for Management of Wastewater and Solid Wastes in Greece, Chalkida-Greece*.
23. Andreadakis A. Gavalaki E. Mamais D. Tzimas A. 2001. Wastewater reuse criteria in Greece. Selected from papers presented at the 7th Conference on Environmental Science and Technology, 3 -6 September 2001, Ermoupolis, Syros island, Greece.
24. Andreadakis A. E. Gavalaki D. Mamais A. Tzimas. 2003. Wastewater Reuse criteria in Greece. *Global Nest: the Int. J*. Vol 5, No 1, pp 9-14.
25. Angelakis A.N., Marecos DE Monte . H. F., Bontoux L.M. and Asano T..1999. The status of wastewater reuse practice in the Mediterranean basin: Need for guidelines, *Water Res.*, 33, No 10, pp 2201-2217.
26. Angelakis, A.N. & Spyridakis, S.V. 1996. The status of water resources in Minoan times-A preliminary study. In Angelakis, A. & Issaar,A. (Eds). *Diachronic climatic impacts on water resources with emphasis on Mediterranean region*. Berlin: Springer-Verlag.
27. Angelakis A.N., L. Bontoux. 2001. Wastewater reclamation and reuse in Eureau countries. *Water Policy* (3) 47–59.

28. Angelakis, A.N., 2003. Water Resources Management in Syrian Arabic Republic with Emphasis on Non-Conventional. FAO, Damascus, pp. 176.
29. Angin Ilker, A. Vahap Yaganoglu & Metin Turan. 2005. Effects of Long-Term Wastewater Irrigation on Soil Properties, *Journal of Sustainable Agriculture*, 26:3, 31-42
30. Annika Kramer and Julika Post. Guidelines and Standards for Wastewater Reuse Berlin EMWATER. Efficient management of wastewater. Project funded by the European Union.
31. Ansari, M.I., Malik, A. 2010. Seasonal variation of different microorganisms with nickel and cadmium in the industrial wastewater and agricultural soils. *Environmental Monitoring and Assessment* 167 (1-4), pp. 151-163
32. Armon R, D. Gold, M. Brodsky and G. Oron. 2002. Surface and subsurface irrigation with effluents of different qualities and presence of *Cryptosporidium* oocysts in soil and on crops. *Water Science and Technology* Vol 46 No 3 pp 115–122
33. Asano T., Smith R.G., Tchobanoglous G.1985. Municipal wastewater treatment and reclaimed water characteristics. In: Pettygrove GS, Asano T. (eds) *Irrigation with reclaimed municipal wastewater-a guidance manual*. Lewis, Chelsea, pp. 2.1-2.26
34. Asano T. 1991. Planning and Implementation of Water Reuse Projects. *Wat. Sci. Tech.* 24 (9), 1-10
35. Asano Takashi and Audrey D. Levine. 1996. Wastewater reclamation, recycling and reuse: past, present, and future. *Water Science and Technology*. Volume 33, Issues 10–11, Pages 1–14. *Wastewater Reclamation and Reuse 1995*
36. Asano T. 1998. *Wastewater Reclamation and Reuse*, Water Quality Management Library 10, CRC. Press Boca Raton, FL. (Comprehensive background on water reuse)
37. Audrey D. Levine, Harold L. Leverenz, Takashi Asano. Water reclamation and reuse. *Water and Health*. Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS).
38. Audrey D. Levine and Takashi Asano. 2004. Peer Reviewed: Recovering Sustainable Water from Wastewater. Society no longer has the luxury of using water only once. *Environ. Sci. Technol.*, 2004, 38 (11), pp 201A–208A
39. Ayers and Westcott. 1995. Guidelines for interpretation of water quality for irrigation
40. Ayers R.S., D.W. Westcot. 1989. FAO irrigation and drainage paper. Water quality for agriculture. 29 Rev. 1 Reprinted 1989, 1994 M-56 ISBN 92-5-102263-1. Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, 1985. FAO
41. Ayers, R.S. and Westcott, D.W. 1985. Water Quality for agriculture, Food and Agricultural Organisation of the United Nations, FAO Irrigation and Drainage, Paper 29, Rome, Italy.

42. Bahlaoui, M.A. B. Baleux, and M. Troussellier. 1997. Dynamics of pollution-indicator and pathogenic bacteria in high-rate oxidation wastewater treatment ponds. *Water Research*. 31.630-683.
43. Bali, M., M., Gueddari, and R. Boukchinam 2011. Removal of contaminants and pathogens from secondary effluents using intermittent sand filters. *Water Science and Technology*. 64. 2038-2043.
44. Balkhair Khaled S. 2016. Microbial contamination of vegetable crop and soil profile in arid regions under controlled application of domestic wastewater. *Saudi Journal of Biological Sciences*. Volume 23, Issue 1, Supplement, Pages S83–S92
45. Barbagallo S, Cirelli GL, Indelicato S. 2001. Wastewater reuse in Italy. *Water Sci. Technol.* 43(10):43-50
46. Barth H. K. 1999. *Agricultural Water Management*. 40,283-290.
47. Bastos RK, Bevilacqua PD, Silva CA, Silva CV. 2008. Wastewater irrigation of salad crops: further evidence for the evaluation of the WHO guidelines *Water Sci Technol.* 57(8):1213-9.
48. Bedbabis Saida, Béchir Ben Rouina, Makki Boukhris, Giuseppe Ferrara. 2014. Effect of irrigation with treated wastewater on soil chemical properties and infiltration rate. *Journal of Environmental Management*. *Journal of Environmental Management* 133. 45-50
49. Bekele, E., Toze, S., Patterson, B., Higginson, S. 2011. Managed aquifer recharge of treated wastewater: Water quality changes resulting from infiltration through the vadose zone. *Water Research* 45 (17), pp. 5764-5772
50. Belaid N., C. Neel, J.F. Lenain, R. Buzier, M. Kallel, T. Ayoub, A. Ayadi, M. Baudu. 2012. Assessment of metal accumulation in calcareous soil and forage crops subjected to long-term irrigation using treated wastewater: Case of El Hajeb-Sfax, Tunisia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 158. 83–93
51. Belaid Nebil, Catherine Neel, Monem Kallel, Tarek Ayoub, Abdel Ayadi, Michel Baudu. 2010. EFFECTS OF TREATED WASTEWATER IRRIGATION ON SOIL SALINITY AND SODICITY IN SFAX (TUNISIA): A CASE STUDY. *Revue des Sciences de l' Eau* 23(2) 133-146
52. Ben-Hur M, 2008. Seal formation effects on soil infiltration and runoff in arid and semiarid regions under rainfall and sprinkler irrigation conditions. In: Zereini.
53. Bernala, A. D., Ramosa, S. M. C., Tapiaa, N. T., Portugalb, V. O., Hernandezc, J. T. F., & Dendoovena, L. 2006. Effects of tanneries wastewater on chemical and biological soil characteristics. *Applied Soil Ecology*, 33, 269-277
54. Bernstein N, Guetsky R, Friedman H, Bar-Tal A, Rot I. Monitoring bacterial populations in an agricultural greenhouse production system irrigated with reclaimed wastewater. *J Horti Sci Biotech.* 2008;83:821–827.
55. Beven, K. and P. Germann. 1982. Macropores and water flow in soils. *Water Resources Research* 18:1311-1325.

56. Bhardwaj AK, Mandal UK, Bar-Tal A, Gilboa A, Levy GJ, 2008. Replacing saline sodic irrigation water with treated wastewater: effects on saturated hydraulic conductivity, slaking and swelling. *Irrig. Sci.* 26, 139–146.
57. Bichai Françoise , M. Inmaculada Polo-López, and Pilar Fernández Ibañez. 2012. Solar disinfection of wastewater to reduce contamination of lettuce crops by *Escherichia coli* in reclaimed water irrigation. *Water Research*, vol. 46, no. 18, pp. 6040–6050.
58. Bitton G., S.R. Farrah, R.H. Ruskin, J. Butner and Y.J. Chou. 1983. Survival of pathogenic and indicator organisms in groundwater. *GROUND WATER*, Vol. 21, No. 4.
59. Bitton, G. Lahav, N. Henis, Y. 1974. Movement and retention of *Klebsiella Aerogenes* in soil columns. *Plant Soil.* 40. 373-380.
60. Blumenthal U J., Cifuentes E., Bennett S., Quigley M., Ruiz-Palacios G (2001 Mar-Apr). The risk of enteric infections associated with wastewater reuse: the effect of season and degree of storage of wastewater. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, Vol. 95, No. 2, pp. 131-7. Journal code: 7506129. ISSN: 0035-9203. English.
61. Blumenthal U J., Mara D D., Peasey A., Ruiz-Palacios G., Stott R 2000. Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines. *Bulletin of the World Health Organization*, Vol. 78, No. 9, pp. 1104-16. Ref: 64 Journal code: 7507052. ISSN: 0042-9686. English.
62. Blumenthal Ursula J., et al. 2000. Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines. *Bulletin of the World Health Organization*.
63. Blumenthal Ursula J., Mara D. Duncan., Ayres Rachel M., Cifuentes Enrique., Peasey Anne., Stott Rebecca., Lee Donald L., Ruiz-Palacios Guillermo. 1996. Evaluation of the WHO nematode egg guidelines for restricted and unrestricted irrigation. *Water Science and Technology.* 33. 10-11. (Wastewater Reclamation and Reuse 1995), 277-283 CODEN: WSTED4; ISSN: 0273-1223.
64. Blumenthal Ursula, Anne Peasey, Guillermo Ruiz-Palacio, Duncan Mara. June 2000. Guidelines for wastewater reuse in agriculture and aquaculture: Recommended revisions based on new research evidence Report summary of WELL Task No. 68 (Part 1).
65. Bouma J. 1975. Innovative On-Site Soil Disposal and Treatment Systems for Septic Tank Effluent. *Home Sewage Disposal. Proceedings of the National Home Sewage Disposal Symposium.* ASAE Publication PROC-175. pp. 152-162
66. Bouma, J. 1975. Unsaturated flow during soil treatment of septic tank effluent. *J. Environ. Eng. Div. Am. Soc. Civ. Eng.* 101, 967-983
67. Bouma, J. W.A. Ziebel, W.O. Walther, P.G. Olcott, E. McCoy, and F. Hole. 1972. Soil adsorption of septic tank effluent. University of Wisconsin, Madison, WI

68. Bouyoukos, G.H. 1951. Recalibration of the Hydrometer Method for Making Mechanical Analysis of Soils. *Agric. J.* 43, 434-438.
69. Bremner, J.M. and C.S. Mulvaney. 1982. Nitrogen – Total. Principles of kjeldahl methods. In A.L. Page et al (ed). *Methods of soil Analysis, Part 2, Chemical and Microbiological Properties*, 2nd ed., Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI., pp 1159.
70. Brewer, R. 1976. *Fabric and mineral analysis of soils*. Kreiger Publ., New York.
71. Broadbent F. E. and Reisenauer H. M. 1988. Fate of Wastewater Constituents in Soil and Groundwater: Nitrogen and Phosphorus. Chapter 12 in *Irrigation with Reclaimed Municipal Wastewater -- A Guidance Manual*, G. S. Pettygrove and T. Asano, eds., Lewis Publishers, Inc.
72. Broszat Melanie, Heiko Nacke, Ronja Blasi, Christina Siebe, Johannes Huebner, Rolf Daniel, and Elisabeth Grohmann. 2014. Wastewater Irrigation Increases the Abundance of Potentially Harmful Gammaproteobacteria in Soils in Mezquital Valley, Mexico. *Appl Environ Microbiol.* 2014 Sep; 80(17): 5282–5291. doi: 10.1128/AEM.01295-14
73. Burge, W.G. and Enkiri, N.K. 1978. Virus adsorption by five soils. *J. Environ. Qual.* 7. 73-76.
74. Burgess, Lynn C., and Eric C. Brevik. 2014. The Earth: Its Soil, Water and Atmosphere. In: J. Beck, editor, *Introduction to Environmental Health Science*. Kendall Hunt Publishing Company, Dubuque, IA. p. 63-111.
75. Burns J.C., P. Westerman, L.D. King, G.A. Cummings, M.R. Overcash and L. Goode. 1985. Swine lagoon effluent applied to coastal Bermuda grass: 1. Forage yield, quality, and element removal, *J. Environ. Qual.*, 14 (1), 9–14.
76. Burrows, M.R. and J.O. Rankin. 1970. A further examination of the survival of pathogenic bacteria in cattle slurry. *British Vet. J.* 126:33.
77. Campos C. Oron G. Salgot M. Gillerman. 2000. Behaviour of the fecal pollution indicators in a soil irrigated with treated wastewater under on surface and subsurface drip irrigation. *Water Science & Technology* Vol 42 No 1-2 pp 75–79.
78. Campos, C., Oron, G., Salgot, M., Gillerman, L., 2000a. Behaviour of the fecal pollution indicators in a soil irrigated with treated wastewater under on surface and subsurface drip irrigation. *Water Sci. Technol.* 1/2, 75–79.
79. Campos, C., Oron, G., Salgot, M., Gillerman, L., Casals, G. 2000b. Attenuation of microorganisms in the soil during drip irrigation with waste stabilisation pond effluent. *Water Sci. Technol.* 10–11, 387–392.
80. Canter L. W. and Knox R. C. 1985. *Septic Tank System Effects on Ground Water Quality*, Lewis Publishers, Inc.
81. Canter, L.W. and R.C. Knox. 1988. *Septic Tank System Effects on Ground Water Quality*. Chelsea, MI: Lewis Publishers Inc.

82. Capra A. B. Scicolone. Recycling of poor quality urban wastewater by drip irrigation systems. 2007. *Journal of Cleaner Production* Volume 15, Issue 16, Pages 1529–1534.
83. Carlson, G., Woodward, F.E., Wentworth, D.F., and Sprul, O.J. 1968. Virus inactivation on clay particles in natural waters. *J. Water Pollut. Control.* 40, R89-R106.
84. Carr RM, Blumenthal UJ, Mara DD. 2004. Guidelines for the safe use of wastewater in agriculture: revisiting WHO guidelines. *Water Sci Technol.* 50(2):31-8.
85. Catlow, H.Y., Glen,A.R. and Dilworth,M.J.1990. The use of transposon induced non-motile mutants in assessing the significance of motility of *Rhizobium leguminosarum* biovar *trifolii* for movement in soils. *Soil Biol. Biochem.* 22. 331-336.
86. Cey, E.E. 2013. Sampling *Escherichia coli* and total coliforms using stainless steel suction lysimeters. *Vadose Zone Journal* 12 (1)
87. Chahal Maninder K. ,Gurpal S.Toor , Peter Nkedi-Kizza and Bielinski M. Santos.2011.Effect of Tomato Packinghouse Wastewater Properties on Phosphorus and Cation Leaching in a Spodosol. *Journal of Environmental Quality.* Vol. 40 No. 3, p. 999-1009
88. Chen Y, Wang CX, Wang ZJ, 2004. Assessment of the contamination and genotoxicity of soil irrigated with wastewater [J]. *Plant and Soil*, 261: 189-196.
89. Chiou RJ, Chang TC, Ouyang CF. 2007. Aspects of municipal wastewater reclamation and reuse for future water resource shortages in Taiwan. *Water Sci. Technol.* 55(1-2):397-405.
90. Chipasa K.B. and K. Medrzycka. 2006. Behavior of lipids in biological wastewater treatment processes. *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.* 33: 635–645
91. Choi, C., Song, I., Stine, S., Pimentel, J., Gerba, C.2004 .Role of irrigation and wastewater reuse: Comparison of subsurface irrigation and furrow irrigation . *Water Science and Technology* 50 (2), pp. 61-68
92. Chow, A.T., Tanji, K.K. and Gao, S. 2003. Production of dissolved organic carbon (DOC) and trihalomethane (THM) precursor from peat soils. *Water Research*, 37, 4475-4485.
93. Cimenti M., N. Biswas, J. K. Bewtra and A. Hubberstey . 2005. Evaluation of microbial indicators for the determination of bacterial groundwater contamination sources. *Water, Air, and Soil Pollution.* 168. 157–169
94. Cirelli G.L., S. Consoli, F. Licciardello , R. Aiello , F. Giuffrida, C. Leonardi . 2012. Treated municipal wastewater reuse in vegetable production. *Agricultural Water Management.* Volume 104, Pages 163–170

95. Clark C.S. 1987. Health effects associated with wastewater treatment, disposal, and reuse. Published in WEF's Journal Water Pollution Federation vol 59(6): pp 436-440
96. Converse J. C., J. L. Anderson, W. A. Ziebell and J. Bouma, 1975. "Pressure Distribution to Improve Soil Absorption Systems,"Home Sewage Treatment, Proceedings of the National Home Sewage Disposal Symposium, ASAE Publication PROC-175, 1975, pp. 104-115.
97. Converse J.C., M. E. Kean, E. J. Tyler and J. O. Peterson. 1991. "Bacterial and Nutrient Removal in Wisconsin At-Grade On-Site Systems", On-Site Wastewater Treatment, Proceedings of the Sixth National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems, ASAE Publication 10-91, 1991, pp. 46-61.
98. Cook FJ, Kelliher FM, McMahan SD, 1994. Changes in infiltration and drainage during wastewater irrigation of a highly permeable soil. J. Environ. Qual. 23, 476–482.
99. Cooper JA, Loomis GW, Kalen DV, Amador JA. 2015. Evaluation of water quality functions of conventional and advanced soil-based onsite wastewater treatment systems. J Environ Qual. 2015 May;44(3):953-62. doi: 10.2134/jeq2014.06.0277.
100. Coppola A, Santini A, Botti P, Vacca S, Comegna V, Severino G, 2004. Methodological approach for evaluating the response of soil hydrological behavior to irrigation with treated municipal wastewater. Journal of Hydrology 292, 114-134.
101. Corapcioglu M.Y., and A. Haridas. 1984. Transport and fate of microorganisms in porous media: A theoretical investigation. Journal of Hydrology Volume 72, Issues 1–2, Pages 149-16
102. Crites, R., Tchobanoglous, G., 1998. Small and Decentralized Wastewater Management Systems. International Edition. McGraw-Hill, Boston.
103. Crook, J. 1985. Water reuse in California. J. Am. Water Works Assoc. 77.60-71.
104. Crook, J. 1985. Water reuse in California. J. Am. Water Works Assoc. 77.60-71.
105. Culp, G., Wesner, G., Willians, R., Hughes, M. 1980. Wastewater reuse and recycling technology. Noyes Data Corporation, Park Ridge, New Jersey (Office Water Research & Technology, OWRT/RU-79-1, 2).
106. Cutolo, S.A., Piveli, R.P., Santos, J.G., Gomes, T.M., Melfi, A.J. 2012. Parasitological risk assessment from wastewater reuse for disposal in soil in developing countries. Water Science and Technology 65 (8), pp. 1357-1367
107. David Venhuizen, P.E., 1995. An Analysis of the Potential Impacts on Groundwater Quality of On-Site Wastewater Management Using Alternative Management Practices
108. Dawes L, Goonetilleke A, 2006. Using multivariate analysis to predict the behavior of soils under effluent irrigation. Water Air Soil Poll. 172, 109–127.

109. Dawes, Les A. 2006. Role of soil physical and chemical characteristics and landscape factors in defining soil behaviour under long term wastewater dispersal. [QUT Thesis]
110. Departamento Nacional de Planeación (DNP). 2002. Documento CONPES 3177, Acciones Prioritarias y Lineamientos para la Formulación del Plan Nacional de Manejo de Aguas Residuales en Colombia. Bogota, D.C.
111. Dizer, H., Naser, A. and Lopez, J.M. 1984. Penetration of different human pathogenic viruses into sand columns percolated with distilled water, groundwater or wastewater. *Appl. Environ. Microbiol.* 47, 409-415.
112. Domínguez ME, Carrillo A, Ortega A. 2004. Wastewater reuse in a vegetable agriculture area, Mexico: environmental impact on groundwater [J]. *Water Air and Soil Pollution*, 155: 251-267.
113. Doyle Michael P. and Marilyn C. Erickson. 2006. The fecal coliform assay, the results of which have led to numerous misinterpretations over the years, may have outlived its usefulness. *Forum. American Society for Microbiology.*
114. Duhrkoop Andrea, Perihan Tari Akap, Sinan Aras, Dilek Kahraman, Edward Muchiri, Oliver Hensel. 2014. "Bridging the gap between increasing knowledge and decreasing resources" *Subsurface Irrigation as a Promising Approach to Reduce Pathogenic Impact When Using Wastewater.* Tropentag, September 17-19, Prague, Czech Republic.
115. Duncan C. S., R. B. Reneau, Jr., and C. Hagedorn. 1994. "Impact of Effluent Quality and Soil Depth on Renovation of Domestic Wastewater", draft copy of paper submitted for presentation at the Seventh National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems.
116. Duncan Mara and Robert Bos. 2010. *Risk Analysis and Epidemiology: The 2006 WHO Guidelines for the Safe Use of Wastewater in Agriculture Wastewater irrigation and health: book title Earthscan/IWMI/IDRC.* ISBN 978-1-84407-795-3 432 pp.
117. DWAF, 1996. Department of Water Affairs and Forestry, South African water quality guidelines, Aquatic ecosystems, Pretoria, South Africa, vol. 7.
118. Ellis J. R., and T. M. McCalla. 1976. Fate of pathogens in soils receiving animal wastes: A review. ASAE Paper No. 762560. St. Joseph, Mich.: ASAE.
119. European Commission. Euro-Mediterranean Partnership. (MEDAWARE). June 2005. *Development of Tools and Guidelines for the Promotion of the Sustainable Urban Wastewater Treatment and Reuse in the Agricultural Production in the Mediterranean Countries. Task 5: Technical Guidelines on Wastewater Utilisation.*
120. European Commission (MEDAWARE) June 2005. *Development of Tools and Guidelines for the Promotion of the Sustainable Urban Wastewater Treatment*

and Reuse in the Agricultural Production in the Mediterranean Countries..Task 5:
Technical Guidelines on Wastewater Utilisation

121. European Commission. Euro-Mediterranean Partnership. (MEDAWARE) Development of Tools and Guidelines for the Promotion of the Sustainable Urban Wastewater Treatment and Reuse in the Agricultural Production in the Mediterranean Countries. June 2005.Task 5: Technical Guidelines on Wastewater Utilisation
122. Euwi Med (Eu Water Initiative). 2007. Mediterranean Wastewater Reuse Report. Mediterranean Wastewater Reuse Working Group (MED WWR WG). November 2007
123. Evans, M.R. and Owens, J.D., 1972. Factors affecting the concentration of fecal bacteria in land drainage water. *J.Gen. Microbol.* 71. 477-485.
124. Everett M. White James N. Dornbush. 2007. Soil changes caused by municipal wastewater. Applications in eastern South Dakota. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* Volume 24 Issue 2, (269 – 273).
125. Faezeh D. Manshadi, Martin Karpiscak and Charles P. Gerba. 2013. Enteric bacterial contamination and survival on produce during irrigation with dairy wastewater in the field. *Journal of Water Reuse and Desalination* In Press, IWA. | doi:10.2166/wrd.2013.161.
126. FAO, Quality control of wastewater for irrigated crop production. Wastewater treatment to lower health risks. Chapter 3, Implementing health protection measures for wastewater use. Originated by: Natural Resources Management and Environment Department.
127. FAO, Wastewater characteristics and effluent quality parameters. Σύγγραμμα
128. Fatta D. and N. Kythreotou. 2005. Wastewater is valuable water resource-concerns, constrains and requirements related to reclamation, recycling and reuse. IWA International Conference on Water Economics, Statistics, and Finance. Rethymno, Greece, 8-10 July 2005
129. Feachem R.G., Bradley D.J., Garelick H. and Mara D.D. 1983. Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management. John Wiley, Chichester.
130. Fernandez-Alvars R.M., S. Carballo-Cuervo, M.C. Dela Rosa Jorge, J. Rodriguez-de ececa. 1991. The influence of agricultural run-off on bacterial population in rivers. *Appl. Bacteriol.*, 70 (1991), pp. 437–442
131. Fernández-Nava Y., E. Marañón, J. Soons, L. Castrillón. 2008. Denitrification of wastewater containing high nitrate and calcium concentrations. *Bioresource Technology* 99 . 7976–7981

132. Fernández-Nava Y., E. Marañón, J. Soons, L. Castrillón. 2008. Denitrification of wastewater containing high nitrate and calcium concentrations. *Bioresource Technology* 99 . 7976–7981
133. Fliermans C. B. 1996. Ecology of *Legionella*, from data to knowledge with a little wisdom. *Microbiol. Ecol.* 32, 203±228.
134. Fonseca, A. F., Melfi, A. J., & Montes, C. R. 2005a. Maize growth and changes in soil fertility after irrigation with treated sewage effluent. I. Plant dry matter yield and soil nitrogen and phosphorus availability. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 36, 1965-1981
135. Food and Agriculture Organization (FAO), Quality control of wastewater for irrigated crop production, water Reports 10, by Wescot, D., Rome, 1997
136. Forslund Anita, Finn Plauborg, Mathias Neumann Andersen, Bo Markussen, Anders Dalsgaard. 2011. Leaching of human pathogens in repacked soil lysimeters and contamination of potato tubers under subsurface drip irrigation in Denmark. *Water Research* Volume 45, Issue 15, Pages 4367–4380
137. Forslund A., J.H.J. Ensink , B. Markussen , A. Battilani , G. Psarras , S. Gola, L. Sandei, T. Fletcher, A. Dalsgaard. 2012. *Escherichia coli* contamination and health aspects of soil and tomatoes (*Solanum lycopersicum* L.) subsurface drip irrigated with on-site treated domestic wastewater. *Water Research*, 46, 5917-5934.
138. Forslund, A., J.H.J. Ensink, A. Battilani , I. Kljujev, S. Golae, V. Raicevic, Z. Jovanovic, R. Stikic , L. Sandei, T. Fletcher, A. Dalsgaard. 2010. Faecal contamination and hygiene aspect associated with the use of treated wastewater and canal water for irrigation of potatoes (*Solanum tuberosum*) *Agricultural Water Management* 98, issue 3, 440–450
139. Frankerberger, W.T. Jr. 1986. Fate of wastewater constituents in soil and groundwater: pathogens. In G.S. Pettygrove and T. Asano (Editors), *Irrigation with Reclaimed municipal wastewater – a guidance Manual*. Lewis Publishers, CA, pp 1-25.
140. Friedel J.K., T. Langer, C. Siebe, K. Stahr. 2000. Effects of long-term waste water irrigation on soil organic matter, soil microbial biomass and its activities in central Mexico .*Biol Fertil Soils* 31:414–421
141. Fuentes, E. R., Constantino, C. L., Silva, E. E., & Dendooven, L. 2002. Characteristics, and carbon and nitrogen dynamics in soil irrigated with wastewater for different lengths of time. *Bioresource Technology*, 85, 179-187
142. Galavi Mohammad, Abbas Jalali & Mahmmod Ramroodi, Sayed Roholla Mousavi, Hadi Galavi. September 2010. Effects of Treated Municipal Wastewater on Soil Chemical Properties and Heavy Metal Uptake by Sorghum (*Sorghum Bicolor* L.) *Journal of Agricultural Science* Vol. 2, (3).

143. Gannon, J.T., Manilal, V.B. and Alexander, M. 1991. Relationship between cell surface properties and transport of bacteria through soil. *Appl. Environ. Microbiol.* 57:190-193.
144. Gatta Giuseppe, Angela Libutti, Anna Gagliardi, Luciano Beneduce, Lorenzo Brusetti, Luigimaria Borruso, Grazia Disciglio, Emanuele Tarantino. 2015. Treated agro-industrial wastewater irrigation of tomato crop: Effects on qualitative/quantitative characteristics of production and microbiological properties of the soil. *Agricultural Water Management*. Vol.149, Pages 33–43
145. Gatta Giuseppe, Angela Libutti Anna Gagliardi Grazia Disciglio Luciano Beneduce Mariangela d’Antuono Michele Rendina Emanuele Tarantino (2015) Effects of Treated Agrol-industrial Wastewater Irrigation on Tomato Processing Quality. *Italian Journal of Agronomy*, Vol 10, No 2
146. Gatica Joao and Eddie Cytryn. 2013. Impact of treated wastewater irrigation on antibiotic resistance in the soil microbiome *Environ Sci Pollut Res Int.* 2013 Jun; 20(6): 3529–3538.
147. Gedaliah Shelef and Yossi Azov. 1996. The coming era of intensive wastewater reuse in the Mediterranean region. *Water Science and Technology* Vol 33 No 10-11 pp 115–125 . IWA Publishing
148. Gerba C. P. and S.M. Goyal, 1985. Pathogen Removal from Wastewater during Groundwater Recharge. Chapter 9 in *Artificial Recharge of Groundwater*. Takashi Asano ed., Butterworth Publishers, pp. 283-317, Boston, Massachusetts.
149. Gerba C.P., G. Bitton. 1984. Microbial pollutants: their survival and transport pattern to groundwater. G. Bitton, C.P. Gerba (Eds.), *Groundwater Pollution Microbiology*, John Wiley and Sons, New York, NY (1984), pp. 65–88
150. Gerba Charles P., Joseph L. Melnick and Craig Wallis. 1975. Fate of Wastewater Bacteria and Viruses in Soil. *Journal of the Irrigation and Drainage Division*, Vol. 101, No. 3, pp. 157-174.
151. Gerba CP, Smith JE Jr. 2005. Sources of pathogenic microorganisms and their fate during land application of wastes. *J Environ Qual.* 34(1):42-8.
152. Ghanbari, A., Abedikoupai, J. and Tai Semiromi, J. 2007. Effect of municipal wastewater irrigation on yield and quality of wheat and some soil properties in sistan zone. *Journal of Science and Technology Agricultural and Natural Recourse*, 10, 59-74
153. Gharaibeh MA, Eltaif NI, Al-Abdullah B, 2007. Impact of field application of treated wastewater on hydraulic properties of vertisols. *Water Air Soil Poll.* 184, 347–353.
154. Gideon Oron. 1996. Management modeling of integrative wastewater treatment and reuse systems. *Water Science and Technology* Vol 33 No 10-11 pp 95–105 IWA Publishing 1996

155. Gijzen H. 2000. Low Cost Wastewater Treatment and Potentials for Re-use. A Cleaner Production Approach to Wastewater Management. IHE, Delft.
156. Goldberg S, Suarez D. L and Glaubig R. A, 1988. Factors affecting clay dispersion and aggregate stability of arid-zone soils . Soil Sci. 146. 317-325.
157. Goyal, S.M. and Gerba, C.P. 1979. Comparative adsorption of human Enteroviruses, Simian Rotavirus and selected bacteriophages to soils. Appl. Environ. Microbiol. 38. 241-247.
158. Griffin, D.M., 1981. Water potential as a selective factor in the microbial ecology of soils. Soil Sci. Soc. Madison WI, pp. 141-151
159. Gross, A., Azulai, N. , Oron, G. , Arnold, M. , Nejidat, A. , Ronen, Z. 2005. Environmental impact and health risks associated with greywater irrigation: A case study. Water Science and Technology Volume 52, Issue 8, Pages 161-169
160. Guber A.K., D.R. Shelton, Ya.A. Pachepsky.2005. Transport and retention of manure-borne coliforms in undisturbed soil columns. Vadose Zone J., 4, pp. 828–837
161. Guo, G.-X., Deng, H., Qiao, M., Yao, H.-Y., Zhu, Y.-G.. 2013. Effect of long-term wastewater irrigation on potential denitrification and denitrifying communities in soils at the watershed scale. Environmental Science and Technology 47 (7), pp. 3105-3113
162. Gupta AP, Narwal RP, Antil RS, 1998. Sewer water composition and its effect on soil properties. Bioresource Technol. 65, 171.
163. Gupta RP, Dakshinamurthi C,1989. Procedures for physical Analysis of Soil and Collection of Agrometeoro- Logical Data. ICAR, New Delhi, India.
164. Haack S. K., Joseph W. Duris, Lisa R. Fogarty, Dana W. Kolpin, Michael J. Focazio, Edward T. Furlong and Michael T. Meyer. 2009. Comparing Wastewater Chemicals, Indicator Bacteria Concentrations, and Bacterial Pathogen Genes as Fecal Pollution Indicators. J Environ Qual 38.248-258
165. Halliwell David J., Kirsten M. Barlow and David M. Nash. 2001. A review of the effects of wastewater sodium on soil physical properties and their implications for irrigation systems. Australian Journal of Soil Research 39(6) 1259 - 1267
166. Hagedorn C., E. L. McCoy and T. M. Rahe. 1981. The Potential for Ground Water Contamination from Septic Effluents, Journal of Environmental Quality, Vol. 10, No. 1, pp. 1-8.
167. Hamilton AJ, Stagnitti F, Premier R, Boland AM, Hale G. 2006. Quantitative microbial risk assessment models for consumption of raw vegetables irrigated with reclaimed water. Appl Environ Microbiol. 72(5). 3284-90.
168. Hamilton AJ, Stagnitti FS, Premier R, Boland AM. 2006. Is the risk of illness through consuming vegetables irrigated with reclaimed wastewater different for different population groups? Water Sci Technol. 54(11-12):379-86.

169. Hamoda M.F., AL-Ghusain I. and AL-Mutairi N.Z. 2004. Sand filtration of wastewater for tertiary treatment and water reuse, *Desalination*, 164, 203-211.
170. Harper M. D., M. S. Hirsch, C. R. Mote, E. M. Rutledge, H. D. Scott and D. T. Mitchell. 1982. "Performance of Three Modified Septic Tank Filter Fields," *On-Site Wastewater Treatment, Proceedings of the Third National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems*, ASAE Publication 1-82, pp. 187-196.
171. Hayes A.R., C.F. Mancino and I.L. Pepper. 1990. Irrigation of turfgrass with secondary sewage effluent: I. Soil and leachate water quality, *Agron. J.*, 82 (1990) 939–943.
172. He P, Phan L, Gu G. Hervouet G. 2001. Reclaimed municipal wastewater: a potential water resource in China. *Water Sci. Technol.* 43 (10):51-8.
173. Heidarpour M., B. Mostafazadeh-Fard, J. Abedi Koupai, R. Malekian. 2007. The effects of treated wastewater on soil chemical properties using subsurface and surface irrigation methods. *agricultural water management*. vol. 90, p.87–94
174. Hentati Olfa, Sana Chaker, Ahmed Wali, Tarek Ayoub, Mohamed Ksibi. 2013. Effects of long-term irrigation with treated wastewater on soil quality, soil-borne pathogens, and living organisms: Case study of the vicinity of El Hajeb (Tunisia). *Environmental Monitoring and Assessment* . 186 (5).
175. Herpin, U., Gloaguen, T.V., da Fonseca, A.F., Montes, C.R., Mendonça, F.C., Piveli, R.P., Breulmann, G., Forti, M.C. and Et Melfi, A.J. 2007. Chemical effects on the soil-plant system in a secondary treated wastewater irrigated coffee plantationA pilot field study in Brazil. *Ag-riculture Water Management*, 89, 105-115.
176. Hidri Yassine, Olfa Fourti, Naceur Jedidi and Abdenaceur Hassen. 2013. Effects of ten years treated wastewater drip irrigation on soil microbiological properties under Mediterranean conditions *African Journal of Biotechnology*. Vol. 12(39), pp. 5761-5770, 25.
177. Hinton M. and Bale M.J. 1991. Bacterial pathogens in domestic animals and their environment. *J. Appl. Bacterial Symp. Suppl.* 70. 81-90
178. Hozore, E. And Alexander, M., 1991. Bacterial characteristics important to rhizosphere competence. *Soil Biol. Biochem.* 23. 717-723.
179. Holvoet Kevin, Imca Sampers , Marleen Seynaeve, Mieke Uyttendaele. 2014. Relationships among hygiene indicators and enteric pathogens in irrigation water, soil and lettuce and the impact of climatic conditions on contamination in the lettuce primary production. *International Journal of Food Microbiology*. Volume 171,Pages 21–31
180. Huysman, F. And Verstraete, W., 1993c. Effect of cell surface characteristics on the adhesion of bacteria to soil particles. *Biol. Fertil. Soil.* 16. 21-26.

181. Huysman, F. and W. Verstraete. 1993a. Water-facilitated transport of bacteria in unsaturated soil columns: Influence of inoculation and irrigation methods. *Soil Biology and Biochemistry*. 25(1). 91-97.
182. Ilker Angin, A. Vahap Yaganoglu, Metin Turan. 2005. Effects of Long-Term Wastewater Irrigation on Soil Properties *Journal of Sustainable Agriculture* . 26(3):31-42.
183. Islam, M. S., Kabir, M. S., Khan, S. I., Ekramullah, M., Nair, G. B., Sack, R. B., Sack, D. A., 2004. Wastewater-grown duckweed may be safely used as fish feed. *Can. J. Microbiol.*, 50 (1): 51-56
184. Jamieson R.C., R.J. Gordon, K.E. Sharples, G.W. Stratton, A. Madani. 2002. Movement and persistence of fecal bacteria in agricultural soils and subsurface drainage water: a review. *Can. Biosyst. Eng.*, 44,pp. 1–9
185. Jawson, M.D., L.F. Elliot, K.E. Saxton, and D.H. Fortier. 1982. The effect of cattle grazing on indicator bacteria in runoff from a Pacific Northwest watershed. *J. Environ. Qual.* 11:621-627.
186. Jian Xua, Laosheng Wub, Andrew C. Changb, Yuan Zhanga. 2010. Impact of long-term reclaimed wastewater irrigation on agricultural soils: A preliminary assessment *Journal of Hazardous Materials* 183, 780–786
187. Jimenez B. 2007. Helminth ova removal from wastewater for agriculture and aquaculture reuse. *Water Sci Technol.* 55. 1-2. 485-93.
188. Jimenez B., Chavez A.M., Leyva A. and Tchobanoglous G. 2000. Sand filtration and synthetic medium filtration of advanced primary treatment effluent from Mexico city, *Water Res.*, 34 (2), 473-480.
189. Jiménez, B., and Asano, T. 2008b. "Water reclamation and reuse around the World." Chapter 1 in *Water Reuse: An International Survey of Current Practice, Issues and Needs*, ed. B. Jiménez, and T. Asano, 3-26. IWA Publishing, London.
190. Joergensen, R.G., Kuntzel, H., Scheu, S., Seitz, D., 1998. Movement of faecal indicator organisms in earthworm channels under a loamy arable and grassland soil. *Appl. Soil Ecol.* 8, 1–10.
191. Jovanovic Z., R. Stikic , L. Sandei, T. Fletcherg, A. Dalsgaard . Faecal contamination and hygiene aspect associated with the use of treated
192. Jueschke E, Marschner B, Tarchitzky J, Chen, Y, 2008. Effects of treated wastewater irrigation on the dissolved and soil organic carbon in Israeli soils. *Water Sci. Technol.* 57, 727–733.
193. Jung KW, Yoon CG, Jang JH, Jeon JH. 2007 Characteristics of indicator microorganisms in paddy rice plots after reclaimed water irrigation. *Water Sci Technol.*;55(1-2):267-73.
194. Kadam A.M., G.H. Oza, P.D. Nemade, H.S. Shankar. 2008. Pathogen removal from municipal wastewater in constructed soil filter. *Ecol. Eng.*, 33 (1),pp. 37–44
195. Kadlec, R.H. 2009. Wastewater treatment at the Houghton Lake wetland: Hydrology and water quality. *Ecological Engineering* 35 (9), pp. 1287-1311

196. Kalavrouziotis, I.K., P. Robolas, P.H. Koukoulakis, A.H. Papadopoulos. 2008. Effects of municipal reclaimed wastewater on the macro- and micro-elements status of soil and of *Brassica oleracea* var. *Italica*, and *B. oleracea* var. *Gemmifera*. *agricultural water management* 95 . 419- 426
197. Kamizoulis G. 2006. Setting health based targets for water reused (in Agriculture), WHO/MED-POL, Coordinating Unit for the Mediterranean Action Plan.
198. Kamizoulis G. 2008. Setting health based targets for water reuse in agriculture. *Desalination* 218, issue 1-3, pp154–163
199. Kang MS, Kim SM, Park SW, Lee JJ, Yoo KH. 2007 Assessment of reclaimed wastewater irrigation impacts on water quality, soil, and rice cultivation in paddy fields. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng.* Mar;42(4):439-45.
200. Kearney, T.E., M.J. Larkin, J.P Frost, and P.N. Levett. 1993b. Survival of pathogenic bacteria during mesophilic anaerobic digestion of animal waste. *J. Appl. Bacteriol.* 75:215-219.
201. Kemp J.S., Paterson E., Gammack,S.M., Cresser M.S. and Killham K., Leaching of genetically modified *Pseudomonas fluorescens* through organic soils: Influence of temperature, soil, pH and roots. *Biol. Fertil. Soil*, 13. 218-224.
202. Khai NM, Tuan PT, Vinh CN, Oborn T, 2008. Effects of using wastewater as nutrient sources on soil chemical properties in peri-urban agricultural systems. *VNU Journal of Science, Earth Sciences*, 24: 87-95.
203. Khouri N., JM Kalbermatten, CR Bartone. 1994. Reuse of wastewater in agriculture: A guide for planners World Bank, Washington D.C. USA:UNDP-bank Water and Sanitation Program.
204. Kinde, H., Adelson, M., Ardans, A., Little, E.H., Willoughby, D., Berchtold, D., Read, D.H., Breitmeyer, R. et al. 1997. Prevalence of *Salmonella* in municipal sewage treatment plant effluents in southern California. *Avian Dis* 41, 392– 398.
205. Kiziloglu F.M. , M. Turan, U. Sahin a, Y. Kuslu, A. Dursun. 2008. Effects of untreated and treated wastewater irrigation on some chemical properties of cauliflower (*Brassica oleracea* L. var. *botrytis*) and red cabbage (*Brassica oleracea* L. var. *rubra*) grown on calcareous soil in Turkey. *agricultural water management* 95 . 716–724
206. Knudsen, D. and G.A. Peterson, P.F. Pratt. 1982. Lithium, Sodium and Potassium. Exchangeable and Soluble potassium. In A.L. Page et al (ed). *Methods of soil Analysis, Part 2, Chemical and Microbiological Properties*, 2nd ed.,Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI., pp 228-235.
207. Kontos N. and Takashi Asano. 1996. Environmental assessment for wastewater reclamation and reuse projects. *Water Science and Technology* Vol 33 No 10-11 pp 473–486. IWA 1996

208. Koupai J. Abedi, B. Mostafazadeh-Fard, M. Afyuni, M.R. Bagher. 2006. Effect of treated wastewater on soil chemical and physical properties in an arid region. *PLANT SOIL ENVIRON.*, 52, (8). 335–344
209. Kouznetsov M.Y, Y.A. Pachepsky, L. Gillerman, C.J. Gantzer, and G. Oron. 2004. Microbial transport in soil caused by surface and subsurface drip irrigation with treated wastewater. *Agrophysics*, 18, 239-247.
210. Kowal N.E. Pahren H.R. 1981. Health effects associated with wastewater treatment and disposal: U.S. Environmental Protection Agency. Published in the WEF's Journal Water Pollution Control Federation vol 53 (6): pp.776-786
211. Kowal, N., H.R. Pahren and E.W. Akin. 1981. Microbiological health effects associated with the use of municipal wastewater for irrigation. In *Municipal Wastewater in agriculture* by Frank M. D'Itri. Chapter 13. ISBN 0-12214880-0
212. Kramer Annika and Julika Post. Guidelines and Standards for Wastewater Reuse Berlin EMWATER. Efficient management of wastewater. Project Funded by the European Union.
213. Laak R. 1982. On-Site Soil Systems, Nitrogen Removal. *Alternative Wastewater Treatment*, A. S. Eikum and R. W. Seabloom, eds., D. Reidel Publishing Co., pp. 129-143.
214. Labeda D.P. Kang-Chien L. Casida L.E. 1976. Colonization of soil by *Arthrobacter* and *Pseudomonas* under varying conditions of water and nutrient availability as studied by plate counts and transmission electron microscopy. *Appl. Environ. Microbiol.* 31. 551-561.
215. Lado M and Ben-Hur M, 2009. Treated domestic sewage irrigation effects on soil hydraulic properties in arid and semiarid zones: A review. *Soil & Tillage Research*.
216. Lado M, Paz A, Ben-Hur M, 2004. Organic matter and aggregate size interaction in saturated hydraulic conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, (234–242). H (935–942)
217. Lado M. A Zapateira A. Azenkot S. Assouline I. Ravina Y. Erner P. Fine S. Dasberg M. Ben-Hur 2012. Changes in Chemical Properties of Semiarid Soils under Long-Term Secondary Treated Wastewater Irrigation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 76.1358–1369
218. Lance C. 1972. Nitrogen removal by soil mechanisms. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, Vol. 44, No. 7, pp. 1352-1361.
219. Lazarova V. 2003. Guidelines for Irrigation with Recycled Water, Internal Report Suez-Environment-CIRSEE, France.
220. Lazarova V., Shields P., Levine B., Savoye P., Hranisavljevic D., Renaud P. 2003. *Wat. Sup.* 33. 167– 175.
221. Lazarova, V. 2001. Role of water reuse in enhancing integrated water management in Europe. Final Report of the EU project CatchWater, Ondeo, Paris,

France.

222. Lejon David P.H., Virginie Nowak, Sabrina Bouko, Noémie Pascault, Christophe Mougel, Jean M. F. Martins and Lionel Ranjard. 2007. Fingerprinting and diversity of bacterial copA genes in response to soil types, soil organic status and copper contamination. *FEMS Microbiology Ecology*. Volume 61, Issue 3, pages 424–437.
223. Lester W. Sinton, Carolyn H. Hall, Philippa A. Lynch, and Robert J. Davies-Colley. 2002. Sunlight Inactivation of Fecal Indicator Bacteria and Bacteriophages from Waste Stabilization Pond Effluent in Fresh and Saline Waters *Appl Environ Microbiol.* 68(3): 1122–1131
224. Levy G. J., A. Rosenthal, J. Tarchitzky, I. Shainberg and Y. Chen . 1999. Soil Hydraulic Conductivity Changes Caused by Irrigation with Reclaimed Waste Water. *J Environ Qual* 28:1658-1664
225. Levy Guy J., Pinchas Fine, Dina Goldstein, Asher Azenkot, Avraham Zilberman, Amram Chazan, Tzafir Grinhut. 2014. Long term irrigation with treated wastewater (TWW) and soil sodification. *Biosystems Engineering*. Vol 128, Pages 4–10
226. Lian, J., Luo, Z., Jin, M. 2013. Transport and fate of bacteria in SAT system recharged with recycling water. *International Biodeterioration and Biodegradation* 76, pp. 98-101
227. Linton A.H, Hinton M.H. 1984. The ecology of antibiotic resistant bacteria in animals and their environments. In *Antimicrobial and Agriculture*, Woodbine M, Ed. Butterworths, London, 533-49.
228. Loomis G. W. Soil based wastewater treatment. *Soil Chemical Properties*
229. McLeod M., J. Aislabie, J. Ryburn, A. McGill, M. Taylor. 2003. Microbial and chemical tracer movement through two Southland soils, New Zealand. *Aust. J. Soil Res.*, 41, pp. 1163–1169
230. Madigan, M.T., J.M. Martinko and J. Parker Brock. *Biology of microorganisms*. 8th ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, N.J.
231. Madsen E.L. and Alexander M. 1982. Transport of Rhizobium and Pseudomonas through soil. *Soil Sci. Am. J.* 46. 557-560.
232. Magesan G.N, 2001. Changes in soil physical properties after irrigation of two forested soils with municipal wastewater. *New Zealand forest Research Institute*. Issue 2. 762-767.
233. Magesan GN, Mclay CDA, Lal VV, 1998. Nitrate leaching from a freely-draining volcanic soil irrigated with municipal sewage effluent in New Zealand. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 70:181-187.
234. Maha Halalshah, Lina Abu Ghunmi, Nivin Al-Alami, and Manar Fayyad. 2008. Fate of Pathogens In Tomato Plants and Soil Irrigated With Secondary Treated Wastewater. Chapter 7. I. Al Baz et al. (eds.), *Efficient Management of Wastewater*. 81.

235. Majed Parvan, Shahnaz Danesh. 1999. Effects of irrigation with treated wastewater on Some Chemical Soil Properties in Parkandabad. Irrigation Department, College of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran.
236. Mandal UK, Bhardwaj AK, Warrington, DN, Goldstein D, Bar-Tal A, Levy GJ, 2008. Changes in soil hydraulic conductivity, runoff, and soil loss due to irrigation with different types of saline-sodic water. *Geoderma* 144, 509–516.
237. Mandi I., K. Bouhoum and N. Ouazzani, 1998. Application of constructed wetlands for domestic wastewater treatment in an arid climate. *IAWQ. Water sci. Techn.* 38, 1,379-387.
238. Mara D. D., P. A. Sleight, U. J. Blumenthal and R. M. Carr. 2007. Health risks in wastewater irrigation: Comparing estimates from quantitative microbial risk analyses and epidemiological studies. *journal of water and health.* 5.1. p.p (39-50).
239. Mara D., and S. Cairncross. 1989. Safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture. Measures for public health protection Water Sanitation Health WHO,
240. Mara D.D. 1995. Wastewater Treatment and Reuse in Agriculture. *Water resources journal*, 71-74.
241. Mara, D.D. 1995. Wastewater Treatment and Reuse in Agriculture. *Water resources journal*, 71-74.
242. Marecos de Monde, M.H.F., A. N. Angelakis, T. Asano.1996. Necessity and Basis for the Establishment of European Guidelines on Wastewater Reclamation and Reuse in the mediterranean Region. In : *Wastewater Reclamation and Reuse: Planning and Technologies* (A. Angelakis et al Eds) IAWQ Water Sci. and Techn., 33(10-11): 303-316.
243. Massoud May A., Akram Tarhini, Joumana A. Nasr. 2009. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. *Journal of Environmental Management* 90 (2009) 652–659.
244. Mathan KK, 1994. Studies of the influence of long-term municipal sewage-effluent irrigation on soil physical properties. *Bioresource Technology* 48:275-276.
245. Mawdsley J.L., Bargett R.D., Merry R.J., Pain B.F. and Theodorou M.K. 1995. A Review. Pathogens in livestock waste, their potential for movement through soil and environmental pollution. *Applied Soil Ecology.* 2. 1-15.
246. Maynard H. E., Ouki S. K. and Williams S. C. 1999. Tertiary lagoons: a review of removal mechanisms and performance. *Water Res.* 33, 1–13.
247. McDowel-Boyer M.L., J.R.Hunt and N.Sitar. 1986. Particle transport through porous media. *Wat.Res. Res.,Vol. 22, No13*, pp 1901-1921.

248. McLain Jean E.T., Channah M. Rock, Kathleen Lohse, and James Walworth. 2011. False- positive identification of *Escherichia coli* in treated municipal wastewater and wastewater irrigated soils. *Can. J. Microbiol.* 57. 775–784
249. McLain Jean E. T. , Clinton F. Williams. 2012. Assessing environmental impacts of treated wastewater through monitoring of fecal indicator bacteria and salinity in irrigated soils. *Environmental Monitoring and Assessment*. Volume 184, Issue 3, pp 1559-1572
250. MEDAWARE. 2005. Development of Tools and Guidelines for the Promotion of the Sustainable Urban Wastewater Treatment and Reuse in the Agricultural Production in the Mediterranean Countries. Task 5: Technical Guidelines on Wastewater Utilisation. European Commission. Euro-Mediterranean Partnership.
251. Metcalf & Eddy. 2003. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*, 4th ed., McGraw-Hill, New York. Tchobanoglous, G.,Burton, F.L. and Stensel, H.D. Ed: 4thISBN007 112250 8
252. Metcalf and Eddy. 2003. *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*, 4th Edition, McGraw-Hill, New York.
253. Miguel Salgot, Francois Brissaud and Claudia Campos. 1996. Disinfection of secondary effluents by infiltration-percolation. *Water Science and Technology* Vol 33 No 10-11 pp 271–276. IWA Publishing.
254. Mohammad MJ, Mazahreh N, 2003. Changes in soil fertility parameters in response to irrigation of forage crops with secondary treated wastewater, *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, 34 (9 & 10):1281–1294.
255. Mohammad Rusan MJ, Hinnawi S, Rousan L, 2007. Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. *Desalination* 215 :143–152.
256. Mohammad, M. J., and Mazahreh, N. 2003. Changes in soil fertility parameters in response to irrigation of forage crops with secondary treated wastewater, *Comm. Soil Sci. Plant Anal*, 34, 1281–1294
257. Mollahoseini Hamid. 2013. Long term effects of municipal wastewater irrigation on some properties of a semiarid region soil of Iran. *International journal of Agronomy and Plant Production*. Vol., 4 (5), 1023-1028
258. Monnett, G. T., Reneau, R. B., & Hagedorn, C. 1996. Evaluation of spray irrigation for on-site wastewater treatment and disposal on marginal soils. *Water Environmental Research*, 68, 11–18
259. Moon Seong Kang, Sang Min Kim, Seung Woo Park, Jeong Jae Lee and Kyung H. Yoo. 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, 439–445

260. Morales Ivan, Janet A. Atoyán , José A. Amador and Thomas Boving. 2014. Transport of Pathogen Surrogates in Soil Treatment Units: Numerical Modeling. *Water*, 6, 818-838.
261. Mote C. R. and J. R. Buchanan. 1994. System Design for Enhanced Wastewater Renovation in Shallow Soils, draft copy of paper submitted for presentation at the Seventh National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems.
262. Munir J.M., Mazahreh N. 2003. Changes in soil fertility parameters in response to irrigation of forage crops with secondary treated wastewater. vol. 34, 9-10, pp. 1281-1294 [14 page(s) (article)] (38 ref.)
263. Munir Mohammad J., Mazahreh N. 2003. Changes in soil fertility parameters in response to irrigation of forage crops with secondary treated wastewater. *Communications in soil science and plant analysis*. ISSN 0010-3624. Taylor & Francis, Philadelphia, PA, ETATS-UNIS (1970) (Revue)
264. Nagvenkar G. S. and N. Ramaiah. 2009. Abundance of sewage-pollution indicator and human pathogenic bacteria in a tropical estuarine complex. *Environmental Monitoring and Assessment*. Volume 155, Numbers 1-4, 245-256.
265. Nakayama E S. and D. A. Bucks. 1991. Temperature effects on calcium carbonate precipitation. *Water quality in drip/trickle irrigation: A review*. *Irrig Sci* . 12:187-192. In Asano, T. (1998). *Water quality management library: Wastewater reclamation and reuse*, Vol. 10. CRC Press LLC, Florida, USA.
266. National Research Council. 1998. Committee to Evaluate the Viability of Augmenting Potable Water Supplies with Reclaimed Water. *Issues in Potable Reuse: The Viability of Augmenting Drinking Water Supplies with Reclaimed Water*. ISBN: 978-0-309-06416-3, 280 pages
267. Nelson, D.W., and L.E. Sommers, 1982. Total Carbon, organic carbon and organic matter. In A.L. Page et al (ed). *Methods of soil Analysis, Part 2, Chemical and Microbiological Properties*, 2nd ed., Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI., pp.561-580.
268. Neumann M., Schulze-Roebbecke R., Hagenau C. and Behringer K. 1997. Comparison of methods for isolation of mycobacteria from water. *Appl. Environ. Microbiol.* 63, 547±552.
269. Ndour Yacine, Ezékiel Baudoin, Aliou Guisse, Mountakha Seck, Mamadou Khouma, Alain Brauman. 2016. Impact of irrigation water quality on soil nitrifying and total bacterial communities. [accessed Feb 27, 2016]. <https://www.researchgate.net/publication/227157405>
270. Nola, M., Njiné, T., Kemka, N., (...), Messouli, M., Boutin, C. 2006. Retention of staphylococci and total coliforms during wastewater percolation through equatorial soil in Central Africa: The role of the soil column near soil surface and

- that closely above groundwater table. *Water, Air, and Soil Pollution* 171 (1-4), pp. 253-271
271. Nyamangara J. and J. Mzezewa. 2000. Effect of long term application of sewage sludge to a grass pasture on organic carbon and nutrients of a clay soil in Zimbabwe. *Nutr. Cycling Agroecosyst.*, 59 . 13–18.
 272. Oades JM, 1984. Soil organic matter and structural instability mechanism and implications for management , P:319-338
 273. Olsen, S.R, and L.E. Sommers. 1982. Phosphorus Availability Indices. In A.L. Page et al (ed). *Methods of soil Analysis, Part 2, Chemical and Microbiological Properties*, 2nd ed., Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI., pp 416-422.
 274. Orlofsky Ezra, Nirit Bernstein, Mollie Sacks, Ahuva Vonshak, Maya Benami, Arti Kundu, Michael Maki, Woutrina Smith, Stefan Wuertz, Karen Shapiro, Osnat Gillor. 2016. Comparable levels of microbial contamination in soil and on tomato crops after drip irrigation with treated wastewater or potable water. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. Volume 215, Pages 140–150
 275. Opperman M.H., McBain L. and Wood M. 1987. Movement of cattle slurry through soil by *Eisenia foetida* (Savigny). *Soil Biol. Biochem.* 19. 741-745.
 276. Organización Mundial de la Salud (OMS). 1989. Guidelines for the Safe Use of Wastewater and Excreta in Agriculture and Aquaculture. Geneva. World Health Organization.
 277. Oron G., R. Armon, R. Mandelbaum, Y. Manor, C. Campos, L. Gillerman, M. Salgot, C. Gerba, I. Klein, and C. Enriquez. 2001. Secondary wastewater disposal for crop irrigation with minimal risks. *Water Science and Technology* Vol 43 No10 pp 139–146. IWA Publishing.
 278. Oron Gideon. 1996. Management modeling of integrative wastewater treatment and reuse systems. *Water Science and Technology*. Volume 33, Issues 10–11, Pages 95–105. *Wastewater Reclamation and Reuse* 1995
 279. Oron Gideon. 1996. Soil as a complementary treatment component for simultaneous wastewater disposal and reuse. *Water Science and Technology*. Volume 34, Issue 11, Pages 243–252.
 280. Oron, G. 1996. Management modeling of integrative wastewater treatment and reuse systems. *Wat. Sci. Tech.*, 33(10–11), 95–105.
 281. Oron, G., DeMalach, Y., Hoffman, Z. and Cibotaru, R. (1991). Subsurface microirrigation with effluent. *J. of Irrigation and Drainage Engineering*, ASCE, 117(1), 25–36.
 282. Oron, G., Goemans, M., Manor, Y. and Feyen, J. 1995. Poliovirus distribution in the soil-plant system under reuse of secondary wastewater. *Wat. Res.*, 29, 1069–1078.
 283. Otis, R.J. 1982. Water movement into and through soil. In Eikum, A.S., and R.W. Seabloom (eds) *Alternative Wastewater treatment*. D. Reidel Publ. pp.93-104.

284. Ottosson Jakob. 2004. Comparative analysis of pathogen occurrence in wastewater-management strategies for barrier function and microbial control. Thesis: 1021 ISSN 1650-8602.
285. Oved Tamar, Avi Shaviv, Tal Goldrath, Raphi T. Mandelbaum, and Dror Minz. 2001. Influence of Effluent Irrigation on Community Composition and Function of Ammonia-Oxidizing Bacteria in Soil ammonia-oxidizing bacteria(AOB). *Applied and Environmental Microbiology*, 0099-2240/01/\$04.0010 DOI: 10.1128/AEM.67.8.3426-3433., p. 3426-3433 Vol. 67, No. 8
286. Ouazzani Naila, Khadija Boussehaj and Younes Abbas. 1996. Reuse of wastewater treated by infiltration percolation. *Water Science and Technology* Vol 33 No 10-11 pp 401-408
287. Page A. L. and A. C. Chang, 1998. "Fate of Wastewater Constituents in Soil and Groundwater: Trace Elements", Chapter 13 in *Irrigation with Reclaimed Municipal Wastewater -- A Guidance Manual*, G. S. Pettygrove and T. Asano, eds., Lewis Publishers, Inc., 1988.
288. Palese A.M., V. Pasquale , G. Celano , G. Figliuolo , S. Masi , C. Xiloyannis. 2009. Irrigation of olive groves in Southern Italy with treated municipal wastewater: Effects on microbiological quality of soil and fruits. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 129 43-51
289. Palese A.M., V. Pasquale, G. Celano, G. Figliuolo, S. Masi, C. Xiloyannis. 2009. Irrigation of olive groves in Southern Italy with treated municipal wastewater: Effects on microbiological quality of soil and fruits. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 129 43-51
290. Papadopoulos I., 1995b. Wastewater management for agricultural production and environmental protection in the Near East Region. F.A.O. Regional Office for the Near east. Cairo, Egypt.
291. Paterson E., Kemp J.S., Gammack S.M., Fitzpatrick E.A., Cresser M.S., Mullins C.E. and Killham K. 1993. Leaching of genetically-modified *Pseudomonas fluorescens* through intact soil microcosms- Influence of soil type. *Biol.Fertil. Soil.* 15. 308-314.
292. Patni N.K., Toxopeus H.R. and Jui P.Y. 1985. Bacterial quality of runoff from manured and non manured cropland. *Trans. ASAE.* 28. 1871-1877.
293. Patni N.K., Toxopeus H.R., Tennant A.D. and Hore F.R. 1984. Bacterial quality of tile drainage water from manured and fertilized cropland. *Water Res.* 18. 127-132.
294. Peasey A., Blumenthal U., Mara D.D., and Ruiz-Palacios G. 2000. Review of Policy and Standards for Wastewater Reuse in Agriculture: A Latin American Perspective. Task No: 68-part II. WELL. London.UK.
295. Pedrero, F., Alarcón, J.J. 2009. Effects of treated wastewater irrigation on lemon trees. *Desalination* 246 (1-3), pp. 631-639

296. Pelczar M.J., Jr. E.C.S. Chan, and N.R. Krieg, 1986. Microbiology. 5th ed. Mc Grow-Hill, New York.
297. Pereira L.S. Health safety in wastewater reuse in irrigated Agriculture. Portugal. Technical University of Lisbon.
298. Pereira, B., Costa Rosa, L.F.B.P., Bechara, E.J.H., Newsholme, P., Curi, R., 1998. Changes in TBARS content and superoxide dismutase, catalase and glutathione peroxidase activities in the lymphoid organs and skeletal muscles of adrenodemedullated rats. *Braz. J. Med. Biol. Res.* 31, 827–833.
299. Pescod, M. B. 1992. Wastewater treatment and use in agriculture—FAO irrigation and drainage. Paper 47. Newcastle-upon-Tyne, UK. Food and agriculture organization of the United Nations Rome.
300. Petala M., P. Samaras, A. Kungolos, A. Zouboulis, A. Papadopoulos, G.P. Sakellaropoulos. 2006. The effect of coagulation on the toxicity and mutagenicity of reclaimed municipal effluents. *Chemosphere*. Volume 65, Issue 6, Pages 1007–1018
301. Petala M., P. Samaras, A. Zouboulis, A. Kungolos, G. Sakellaropoulos. 2006. Ecotoxicological Properties of Wastewater Treated Using Tertiary Methods. *Environmental Toxicology*. Published online in Wiley Inter Science. (www.interscience.wiley.com). DOI 10.1002/tox.20188
302. Petrovic A. M. 1990. The Fate of Nitrogenous Fertilizers Applied to Turfgrass. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 19, No. 2, pp. 1-14.
303. Petterson SR, Ashbolt NJ, Sharma A. 2001. Microbial risks from wastewater irrigation of salad crops: a screening-level risk assessment. *Water Environ Res.* 73(6):667-72.
304. Pettygrove, G.S. and T. Asano. 1985. Irrigation with reclaimed municipal wastewater - a guidance manual. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, MI, USA.
305. Picard C., C. Ponsonnet, E. Paget, X. Nesme, and P. Simonet. 1992. American Society for Microbiology Detection and Enumeration of Bacteria in Soil by Direct DNA Extraction and Polymerase Chain Reaction. *Applied and Environmental Microbiology*. p. 2717-2722.
306. Piccolo A, pietramellara G, mbagwu JSC, 1996. Effects of coal derived humic substances on water retention and structure stability of mediterranean soils, soil use manage, 12,209-213.
307. Pourcher Anne-Marie, Picard-Bonnaud Françoise, Ferré Virginie, Gosinska Agnieszka, Stan Vasilica, Moguedet Gérard. 2007. Survival of faecal indicators and enteroviruses in soil after land-spreading of municipal sewage sludge. *Applied Soil Ecology* Volume 35, Issue 3, Pages 473–479
308. Qian Y. L. and B. Mecham. 2005. Long-Term Effects of Recycled Wastewater Irrigation on Soil Chemical Properties on Golf Course Fairways. *Agron. J.* 97, 717–721

309. Quanrud David M., Robert G. Arnold, L. Gray Wilson and Martha H. Conklin. 1996 Effect of soil type on water quality improvement during soil aquifer treatment . Water Science and Technology Vol 33 No 10-11 pp 419–431
310. Rahe T. M., Hagedorn C., McCoy E.L. and Kling G.F. 1978. Transport of antibiotic resistant *Escherichia coli* through western Oregon hillslope soils under conditions of saturated flow. J. Environ. Qual. 7. 487-494.
311. Rafael A.Rojas-Herrera, Alejandra S. Ramos-Castillio, Hector Esrada-Medina, Cesar De los Santos-Briones, Miguel a. Keb-Llanes, Roberto C. Barrientos-Medina, Yuri j. Pena-Ramirez, Aileen O Connor-Sanchez. 2014. Living with detergents: pyrosequencing-based assessment of bacterial community structures in soils subjected for decades contamination by detergents. Ann. Microbiol. DOI10.1007/s13213-014-0969
312. Ramirez-Fuentes, E., Lucho-Constantino, C., Escamilla- Silva, E. and Dendooven, L. (2002) Characteristics, and carbon and nitrogen dynamics in soil irrigated with waste- water for different lengths of time. Bioresource Technology, 85, 179-187.
313. Rattan RK, Datta SP, Chhonkar PK, Suribabu K, Singh AK. 2005. Long-term impact of irrigation with waste water effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater-a case study. Agr.Ecosyst. Environ. 109, 310.
314. Rawls W.J., Brakensiek D.L., and Saxton K.E., 1982. Estimation of soil water properties. Transactions of the ASAE, 25, 1316-1320.
315. Reddy, K. R., R. Khaleel, and M. R. Overcash. 1981. Behavior and transport of microbial pathogens and indicator organisms in soils treated with organic wastes. J. Environ. Qual. 10(3): 255- 266
316. Rees, Y.J., 1990. A comparison of a leachate contamination following application of cattle slurry and dairy washing to soil: Lalaboratory study. M.Sc. thesis. University of Reading.
317. Reneau R. B., Hagedorn Jr., C. and Degen M. J.. 1989. Fate and Transport of Biological and Inorganic Contaminants from On-Site Disposal of Domestic Wastewater. Journal of Environmental Quality, Vol. 18, No. 2, pp. 135-144.
318. Richard A. Mills and Takashi Asano. 1996. A retrospective assessment of water reclamation projects. Water Science and Technology Vol 33 No 10-11 pp 59–70 IWA Publishing 1996
319. Riebschleager, K.J., Karthikeyan, R., Srinivasan, R., Mckee, K. 2012. Estimating Potential *E. coli* Sources in a Watershed Using Spatially Explicit Modeling Techniques. Journal of the American Water Resources Association 48 (4), pp. 745-761
320. Roads, J.D. 1982. Cation Exchange Capacity. In A.L. Page et al (ed). Methods of soil Analysis, Part 2, Chemical and Microbiological Properties, 2nd ed., Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI., pp 561-580

321. Rusan, M. J. M., Hinnawi, S., & Rousan, L. 2007. Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. *Desalination*, 215, 143–152
322. Sakthivadivel, R. and S. Irmay. 1966. Quantitative Aspects of Filter Clogging. Publication Hel-15-4. Hydraulic Engineering Laboratory, University of California, Berkley, CA.
323. Sawhney B. L. and Hill D. E. 1975. Phosphate Sorption Characteristics of Soils Treated with Domestic Waste Water. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 4, No. 3, pp. 342-346.
324. Schijven, J.F., de Bruin, H.A.M., Hassanizadeh, S.M., de Rosa Husman, A.M., 2003. Bacteriophages and Clostridium spores as indicator organisms for removal of pathogens by passage through saturated dune sand. *Water Res.* 37, 2186–2194.
325. Schippe L.A. r, J.C. Williamson, H.A. Kettles and T.W. Speir, 1996. Impact of land-applied tertiary-treated effluent on soil biochemical properties. *J. Environ. Quality*, 25 (5). 1073–1077.
326. Seidu R, Heistad A, Amoah P, Drechsel P, Jenssen PD, Stenström T.A. 2008. Quantification of the health risk associated with wastewater reuse in Accra, Ghana: a contribution toward local guidelines. *J Water Health*. Dec;6(4):461-71.
327. Seidu R, Heistad A, Amoah P, Drechsel P, Jenssen PD, Stenström TA. 2008 Dec; Quantification of the health risk associated with wastewater reuse in Accra, Ghana: a contribution toward local guidelines. *J Water Health*. 6(4):461-71.
328. Shalinee Naidoo and Ademola O. Olaniran. 2014. Treated Wastewater Effluent as a Source of Microbial Pollution of Surface Water Resources. Review. *Int. J. Environ. Res. Public Health*.11, 249-270
329. Shapiro, L. 1995. The bacterial flagellum. From genetic network to complex architecture. *Cell* 80:525-527.
330. Shelton D.D., Pachepsky Y.A., Sadeghi A.M., Stout W.L., Karns J.S., and Gburek W.J., 2003. Release rates of manure-borne coliform bacteria from data on leaching through stony soil. *Vadose Zone J.*, 2, 34-39.
331. Shuval H., Y. Lampert and B. Fattal 1997, Development of a risk assessment approach for evaluating wastewater reuse standards for agriculture *Water Science and Technology* ,Volume 35, Issues 11-12, Pages 15-20.
332. Shuval HI. 1991. Effects of wastewater irrigation of pastures on the health of farm animals and humans. *Rev Sci Tech*. 10(3):847-66.
333. Shuval Hillel. 2003. Estimating the global burden of thalassogenic diseases: human infectious diseases caused by wastewater pollution of the marine environment *J Water Health* 01 (2003) 53-64
334. Siebe C, 1998. Nutrient inputs to soils and their uptake by alfalfa through long-term irrigation with untreated sewage effluent in Mexico. *Soil Use Manage* 13: 1-5.

335. Siebe C, Cifuentes E, 1995. Environmental impact of wastewater irrigation in central Mexico: an overview. *Int J Environ Health Res* 5: 161-173.
336. Siegrist RL, 1987. Soil clogging during subsurface waster infiltration as affected by effluent composition and loading , *J. Environ . Qual .* 16:181-187
337. Sinclair, A., Hebb, D., Jamieson, R., Stratton, G.W., Madani, A. 2009. Growing season surface water loading of fecal indicator organisms within a rural. watershed *Water Research* 43 (5), pp. 1199-1206
338. Sinton L. W. , A. M. Donnison & C. M. Hastie. 1993. Faecal streptococci as faecal pollution indicators: a review. Part II: Sanitary significance, survival, and use. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 1993: Vol. 27: 117-137
339. Sjöström Å.E., C.D. Collins, S.R. Smith, G. Shaw. 2008. Degradation and plant uptake of nonylphenol (NP) and nonylphenol-12-ethoxylate (NP12EO) in four contrasting agricultural soils. *Environmental Pollution*. Volume 156, Issue 3, Pages 1284–1289.
340. Smith C.J., Hopmans P. Cook F.J. , 1996. Accumulation of Cr, Mb, Cu, Ni, Zn, and Cd in soil following irrigation with treated urban effluent in Australia. *Environmental pollution*, Vol.94, No 3, pp. 317-323
341. Smith, E., Badawy, A. 2010. Bacteria survival experiment for assessment of wastewater reuse in agriculture. *Water Science and Technology* 61 (9), pp. 2251-2258
342. Smith, M. S., Thomas, G. W., White, R. E., and Ritonga, D. 1985. Transport of *Escherichia coli* through intact and disturbed soil columns. *Journal of Environmental Quality* 14. 87-91.
343. Sobsey M.D., Bartam S. 2003. Water quality and health in the new millennium: the role of the World Health Organization Guidelines for Drinking-Water Quality. *Forum Nutr.* 56:396-405.
344. Stensom T.A. 1989. Bacterial hydrophobicity, an overall parameter for the measurement of adhesion potential to soil particles. *Appl. Environ. Microbiol.* 55. 142-147.
345. Stine SW, Song I, Choi CY, Gerba CP. 2005. Application of microbial risk assessment to the development of standards for enteric pathogens in water used to irrigate fresh produce. *J Food Prot.* 68(5):913-8.
346. Sylvia D.M., Furhmann j.j. Hartel P.j. and Zuberer D.A. 1998. *Principles and Applications of soil Microbiology*. 2th ed. Prentice-Hall, Inc. New Jersey.
347. Tabari M and Salehi A, 2009. The Use of Municipal Waste Water in Afforestation: Effects on Soil Properties and Eldar Pine Trees. *Polish J. of Environ. Stud.* Vol. 18, No. 6, 1113-1121.
348. Tamar Oved, Avi Shaviv, Tal Goldbrath, Raphi T. Mandelbaum, and Dror Minz. 2001. American Society for Microbiology. All Rights Reserved. Influence of Effluent Irrigation on Community Composition and Function of Ammonia-

- Oxidizing Bacteria in Soil. *Applied and Environmental Microbiology*, p. 3426–3433
Vol. 67, No. 8 2001,
349. Tan Y. Bond W.J., Rovira A.D., Brisbain P.G. and Griffin D.M. 1991. Movement through soil of biological control agent, *Pseudomonas fluorescens*. *Soil Biol. Biochem.* 23. 821-825.
 350. Tan, Y., W.J. Bond and D.M. Griffin. 1992. Transport of bacteria during unsteady unsaturated soil water flow. *Soil Science Society of America Journal* 56. 1331-1340.
 351. Tarchitzky J, Golobati Y, 1999. Reclaim wastewater effects on flocculation value of montmorillonite and hydraulic properties of a sandy soil. *Soil. So. Sic. Aus. J.* 63: 554-560.
 352. Tchobanoglous George and Andreas N. Angelakis. 1996. Technologies for wastewater treatment appropriate for reuse: Potential for applications in Greece. *Water Science and Technology*. Volume 33, Issues 10–11, Pages 15–24. *Wastewater Reclamation and Reuse 1995*
 353. Thomas G.W. and Phillips R.E. 1979. Consequences of water movement in macropores. *J. Environ. Qual.* 8. 149-152.
 354. Traina, S.J., Novak, J. and Smeck, N.E. 1990. An ultra-violet absorbance method of estimating the percent aromatic carbon content of humic acids. *Journal of Environmental Quality*, 19, 151-153.
 355. Travis Micheal J., Alit Wiel-Shafran, Noam Weisbrod, Eilon Adar, Amit Gross. 2010. Greywater reuse for irrigation: Effect on soil properties. *Science of the Total Environment* 408, 2501–2508.
 356. Trevors J.T., van Elsas J.D. van Overbeek L.S. and Starodub M.E. 1990. Transport of genetically engineered *Pseudomonas fluorescens* strain through a soil microcosm. *Appl. Environ. Microbiol.* 56. 401-408.
 357. Tsagarakis K.P., G.E. Dialynas b, A.N. Angelakis. 2004. Water resources management in Crete (Greece) including water recycling and reuse and proposed quality criteria. *Agricultural Water Management* 66. 35–47
 358. Tsiridis V , Kougolos A, Kotios A, Plageras P, Saratsis Y. 2009. Wastewater Reclamation and Reuse. *Discussion Paper Series*, 15(7): 139-148
 359. Tyler J. E. J., Laak R., McCoy E., and Sandhu S. S.. 1977. The Soil as a Treatment System, Home Sewage Treatment, *Proceedings of the Second National Home Sewage Treatment Symposium*, ASAE Publication 5-77, pp. 22-37.
 360. Unc A, M.J. Goss.2003. Movement of faecal bacteria through the vadose zone. *Water Air Soil Pollut.*, 149,pp. 327–337
 361. U. S. EPA. 1977. *Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater*, Office of Water Program Operations, EPA 625/1-77-008.
 362. U.S. Environmental Protection Agency. 2004. *Guidelines for Water Reuse* (Report No. EPA-625/R-04-108), USA.

363. U.S. EPA 1992. Manual-Guidelines for Water Reuse, EPA/625/R-92/004, U.S. Environmental Protection Agency and U.S. Agency for International Development, Washington D.C.
364. Vazquezmontiel O., N.J. Horan and D.D. Mara. 1996. Management of domestic waste-water for reuse in irrigation, *Water Sci. Technol.*, 33 (10–11). 355–362.
365. Van Elsas J.D. Trevors J.T. and van Overbeek L.S., 1991. Influence of soil properties on the vertical movement of genetically-marked *Pseudomonas fluorescens* through large soil microcosm. *Biol. Fertil. Soil.* 10. 249-255.
366. Varnam A. and Evans M., 2000. *Environmental Microbiology*. Manson publishing ltd.
367. Vaseghi S, Afyuni M, Shariatmadari H, Mobli M, 2005. Effect of sewage sludge on some nutrients concentration and soil chemical properties. *Journal of Isfahan Water and Wastewater*, 53: 15-19 (in Persian).
368. Ver Hey M. E. and Woessner W. W. 1987. Documentation of the Degree of Waste Treatment Provided by Septic Systems, Vadose Zone and Aquifer in Intermontane Soils Underlain by Sand and Gravel," On-Site Wastewater Treatment, Proceedings of the Fifth National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems, ASAE Publication 10-87, pp. 77-86.
369. Vergine P., R. Saliba, C. Salerno, G. Laera, G. Berardi, A. Pollice 2015. Fate of the fecal indicator *Escherichia coli* in irrigation with partially treated. Wastewater. *Water Research*. Vol. 85, Issue 15, Pages 66–73
370. Vinters AJA, 1983. The effect of suspended solids in wastewater on soil hydraulic conductivity. Vertical distribution of suspended solids . *Soil.Sci .Soc. Aus . J.* 47:408-412.
371. Vivaldi G. A. , Camposeo S, Rubino P, Lonigro A. 2013. Microbial impact of different types of municipal wastewaters used to irrigate nectarines in Southern Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 181, 50– 57
372. Vivaldi G. A., Camposeo S, Rubino P, Lonigro A. 2013. Microbial impact of different types of municipal wastewaters used to irrigate nectarines in Southern Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 181, 50– 57
373. Wagner Walker de Albuquerque Alves, Carlos Alberto Vieira de Azevedo, José Dantas Neto, Vera Lucia Antunes de Lima, José Wellington do Santos. 2006. Treated Wastewater and Nitrogen: Effects on the Chemical Properties of the Soil, American society of Agricultural and biological engineers. ASABE Annual International Meeting Portland, Oregon, 9 - 12 July 2006
374. Walker C., H.S. Lin. 2007. Soil property changes after four decades of wastewater irrigation: A landscape perspective. *CATENA*. Volume 73, Issue 1, 15 March 2008, Pages 63–74.

375. Wang JF, Wang GX, Wanyan H, 2007. Treated wastewater irrigation effect on soil, crop and environment: Wastewater recycling in the loess area of China. *Journal of Environmental Sciences* 19:1093–1099.
376. Wang Y., C. Ye, H. Yang, J. Zhang, C. Huang, B. Xie. 2013. "Methane formation in soil-plant systems treating wastewater as influenced by microbial populations". *Environmental Earth Science*. Volume 70. p. 1647-1652.
377. Water Authority. State of Israel. 2012. The Water Issue Between Israel and the Palestinians. Garden state. *Environmental Issues and Animal Rights in Israel*.
378. Westrell T, Schönning C, Stenström TA, Ashbolt NJ. 2004. QMRA (quantitative microbial risk assessment) and HACCP (hazard analysis and critical control points) for management of pathogens in wastewater and sewage sludge treatment and reuse. *Water Sci Technol*. 50(2):23-30
379. Whelan B. R.1988. Disposal of Septic Tank Effluent in Calcareous Sands", *Journal of Environmental Quality*, Vol. 17, No. 2, pp. 272-277.
380. White, R.E. 1985. The influence of macropores on the transport of dissolved and suspended matter through soil. *Advances in Soil Science*. 3. 94-120.
381. WHO, 1989. Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. Report of a WHO Scientific Group. Geneva, , Switzerland. (Technical Report Series, No. 778).
382. Wilson R. and Fujioka R. 1995. Development of a method to selectively isolate pathogenic *Leptospira* from environmental samples. *Water Sci. Technol*. 31, 275± 282.
383. Wong P.T. and Griffin D.M. 1976. Bacterial movement at high matric potentials I. In artificial and natural soils. *Soil Biol. Biochem*. 8. 215-218.
384. Worall V. and Roughley R.J. 1991. Vertical movement of *Rhizobium leguminosarum* biovar *trifolii* in soil as influenced by soil water potential and water flow. *Soil Biol. Biochem*. 23. 485-486.
385. Xu Ying , Zhang Fang 2006. Experimental research on heavy metal wastewater treatment with dipropyl dithiophosphate. *Journal of Hazardous Materials*. Volume 137, Issue 3, Pages 1636–1642
386. Xu, P., et al. 2002. Wastewater disinfection by ozone: main parameters for process design, *Wat.Res.*, 36, 4, 1043-1055.
387. Xue, S., Zhao, Q.L., Wei, L.L., Wang, L.N. and Liu, Z.G. 2007. Fate of secondary effluent dissolved organic matter during soil-aquifer treatment. *Chinese Science Bulletin*, 52, 2496-2505.
388. Yacine Ndèye, Badiane Ndour ,Ezékiel Baudoin , Aliou Guissé, Mountakha Seck ,Mamadou Khouma ,Alain Brauman. 2008. Impact of irrigation water quality on soil nitrifying and total bacterial communities. *Biol Fertil Soils* . 44:797–803
389. Yadav, B., Goyal, R.K., Sharma, S.K., Dubey, P.S. and Minhas, R.K. 2002. Post-irrigation impact of domestic sewage effluent on composition of soils, crops and ground- water—A case study. *Environment International*, 28, 481- 486.

390. Yahya A.S. 1994. Characteristics of chlorine tablet solubility and their disinfection efficiency of Johkasou effluents. *Bull Inst. Public Health Jpn* 43(3). 316-319.
391. Yang H.X, 2002. Effects of irrigation with wastewater on the crops in Datong, Shanxi China. *Agro- Environment and Development*, 4: 18-19.
392. Yehia H.M., S.Z. Sabae. 2011. Microbial pollution of water in El-Salam canal, Egypt. *Am Eurasian J. Agric. Environ. Sci.*, 11 (2), pp. 305–309
393. Yossi Inbar. 2007. New standards for Treated wastewater reuse in Israel. M.K. Zaidi (ed.), *Wastewater Reuse –Risk Assessment, Decision-Making and Environmental Security*, 291–296. Springer.
394. Zalidis, G., A. Gerakis, V. Takavakoglou, G. Bilas, A. Apostolakis, S. Katsavouni. 1998. Restoration of wetland functions in Mediterranean: The Karla case. *Proceedings in International Conference on Protection and Restoration of the Environment IV, Halkidiki, Greece, July, 1998*, σελ. 1009-1010.
395. Zeribl T. 2005 Jan-Mar. [Water problems in the Eastern Mediterranean Region] *East Mediterr Health J.* 11(1-2):199-208.
396. Zhang, Y. L., Dai, J. L., Wang, R. Q., & Zhang, J. 2008. Effects of long-term sewage irrigation on agricultural soil microbial structural and functional characterizations in Shandong, China. *European Journal of Soil Biology*, 44, 84-91
397. Zhenjie Qiu. 2015. Effects of lateral depth on transport of E. coli in soil and maize production for subsurface drip irrigation system applying treated sewage effluent. *ASABE Annual International Meeting Sponsored by ASABE New Orleans, Louisiana July 26 – 29*
398. Zongwu, Tang, Li Guihua, Larry W. Mays and Peter Fox. 1996. Development of methodology for the optimal operation of soil aquifer treatment systems. *Water Science and Technology*. Vol.33, No 10-11, pp 433-442.

ΕΛΛΗΝΙΚΗ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

1. Αγγελάκης Ν. και G. Tchobanoglous. 1995. *Υγρά Απόβλητα. Φυσικά συστήματα επεξεργασίας και ανάκτησης, επαναχρησιμοποίηση και διάθεση εκροών*. Παν/κες εκδόσεις Κρήτης. ISBN-10 96-7309-95-2.
2. Αγγελάκης Α. Ν. και Ν. Β. Παρανυχιανάκης. 2005. *Επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων αστικών υγρών αποβλήτων: Ανάγκη θέσπισης κριτηρίων*. Εθνικό Ίδρυμα Αγροτικής Έρευνας, Ινστιτούτο Ηρακλείου, 71307 Ηράκλειο Κρήτης *Διαχείριση Υγρών Αποβλήτων με Αποκεντρωμένα Συστήματα Επεξεργασία*, Καρδίτσα, 14-15 Οκτ.
3. Αγγελάκης, Α. Ένωση ΔΕΥΑ. *Επαναχρησιμοποίηση Αστικών Υγρών Αποβλήτων στην Ελλάδα: Ποιοτικά κριτήρια επαναχρησιμοποίησης*. Λάρισα.

4. Ειδική Γραμματεία Υδάτων. ΥΠΕΚΑ. 2013. Θεσμικό πλαίσιο για την επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων. Χανιά. Νοέμβριος 2013
5. Κοτσωβίνος, Ν. Εφημερίδα Ελευθεροτυπία 11/11/2000.
6. Πανώρας Α. και Α. ηλίας 1999. Άρδευση με επεξεργασμένα υγρά αστικά απόβλητα. Θεσσαλονίκη
7. Τερζίδης Γ.Α. και Παπαζαφειρίου Ζ.Γ., 1998. Γεωργική Υδραυλική. Εκδόσεις Ζήτη, Θεσσαλονίκη.
8. Τζιμόπουλος Δ. Χρήστος. 1994. Τόμος 1. Γεωργική Υδραυλική. Εξατμισοδιαπνοή - Διηθητικότητα -Ατομικά δίκτυα. Θεσ/νίκη.
9. Τσαγκαράκης, Κ. 1999. The Treatment of Municipal Wastewater in Greece. Ph.D. Thesis, University of Leeds, School of Civil Engineering, Leeds, UK.

ΕΥΧΑΡΙΣΤΗΡΙΑ

Θα ήθελα να ευχαριστήσω αυτούς που με τις επιστημονικές τους γνώσεις, βοήθησαν στην εκπόνηση της διδακτορικής διατριβής:

Τον Καθηγητή κ. Κυρίτση Σπυρίδωνα, Ομότιμο καθηγητή του Γεωπονικού Πανεπιστημίου Αθηνών, ο οποίος με την ολοκληρωμένη και διεθνή γνώση στα θέματα της Επαναχρησιμοποίησης των αστικών λυμάτων, όπως και με την επιστημονική του κατάρτιση, μου ανέθεσε αυτή την διατριβή και με βοήθησε στον πειραματικό σχεδιασμό καθώς και την ολοκλήρωση αυτής της μελέτης.

Τον κ. Ιωάννη Αργυροκαστρίτη, Αναπληρωτή Καθηγητή στο Γεωπονικό Παν/μιο Αθηνών, με γνωστικό αντικείμενο στην Φυσική της Υδραυλικής με έμφαση στην άρδευση, για την σημαντική βοήθειά που μου προσέφερε στο πεδίο που αφορά τις φυσικές και χημικές ιδιότητες του εδάφους μετά την άρδευση με λύματα.

Την κ. Αδαμαντία Κυριακού, Επίκουρη Καθηγήτρια στο Χαροκόπειο Παν/μίο, με γνωστικό αντικείμενο την Βακτηριολογία με έμφαση στις Βιοτεχνολογικές εφαρμογές, η οποία με την επιστημονική της κατάρτιση καθώς επίσης και με την δυνατότητα της Εργαστηριακής Υποδομής που μου προσέφερε όπως και την συμμετοχή της στον πειραματικό σχεδιασμό, βοήθησε τα μέγιστα στην διεξαγωγή των μικροβιολογικών αποτελεσμάτων.

Την Επταμελή Εξεταστική Επιτροπή, τόσο για τον χρόνο που διέθεσε για την εν λόγω διδακτορική διατριβή όσο και για τις γόνιμες παρατηρήσεις σχετικά με την βελτίωσή της.

Επίσης θα ήθελα να ευχαριστήσω την Δρ. Μαρία Κώτσου, μέλος ΕΔΙΠ στο Ε.Β.ΒΙ. Φ. Α. Μ. (Εργαστήριο Βιολογίας, Βιοχημείας, Φυσιολογίας του Ανθρώπου και των Μικροοργανισμών) του Χαροκοπέιου Παν/μίου, για την αμέριστη βοήθειά της και την επιστημονική της κατάρτιση στην αξιολόγηση των Μικροβιολογικών δεδομένων. Τον κ. Στέλλιο Δάλλα, τεχνικό στο Εργαστήριο εδαφολογίας, για την βοήθειά του στην διεξαγωγή των χημικών αναλύσεων.

Τέλος θα ήθελα να ευχαριστήσω όλους όσους με βοήθησαν γενικότερα.

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ

ΚΥΑ 145116/2011(ΦΕΚ Β 354) 'Καθορισμός μέτρων, όρων και διαδικασιών για την επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων', όπως αυτή τροποποιήθηκε από την **ΚΥΑ 191002/2013(ΦΕΚ Β 2220)**, (*Ε. Γ. Υδάτων. ΥΠΕΚΑ, 2013*).

Το Άρθρο 4, αναφέρεται στην Επαναχρησιμοποίηση για Άρδευση, και περιγράφει τα παρακάτω κριτήρια: (*Ε. Γ. Υδάτων. ΥΠΕΚΑ,2013*)

Πίνακας 1: κριτήρια για την Επαναχρησιμοποίηση για Άρδευση στην Ελλάδα

(*Ε. Γ. Υδάτων. ΥΠΕΚΑ,2013*)

άρδευση	E. Coli	BOD,SS,mg/l Θολότητα, ntu	επεξεργασία	καλλιέργειες	Τεχνική άρδευσης
περιορισμένη άρδευση	EC≤200/100ml	BOD<25mg/l, SS<35mg/l	2-βάθμια επεξεργασία + απολύμανση	Καλλιέργειες που καταναλώνονται μετά επεξεργασία (π.χ. θερμική), ή δεν είναι ανθρώπινης κατανάλωσης ή δεν έρχονται σε επαφή με έδαφος	Δεν επιτρέπεται καταιονισμός Δεν επιτρέπεται πρόσβαση του κοινού
απεριόριστη άρδευση	EC ≤ 5 /100ml για το 80% δειγμάτων	-BOD≤10 mg/l για το 80% δειγμάτων -SS≤10mg/l για το 80% δειγμάτων -Θολότητα ≤ 2 ntu	2-βάθμια + 3-βάθμια+ απολύμανση	Όλα τα είδη καλλιεργειών	Επιτρέπονται διάφορες μέθοδοι χρήσης συμπεριλαμβανομέ νου καταιονισμού Χωρίς περιορισμούς πρόσβασης

* επιπρόσθετα για τους δύο τύπους άρδευσης θα πρέπει να τηρούνται οι μέγιστες επιτρεπόμενες συγκεντρώσεις μετάλλων και στοιχείων, τα επιθυμητά αγρονομικά χαρακτηριστικά των προς άρδευση αποβλήτων και οι μέγιστες επιτρεπόμενες συγκεντρώσεις ουσιών προτεραιότητας.

Σημείωση: απεριόριστη άρδευση ορίζεται ότι επιτρέπει την άρδευση όλων των καλλιεργειών, ενώ περιορισμένη άρδευση αποκλείει καλλιέργειες σαλάτας και τα λαχανικά που τρώγονται ωμά.

Πίνακας 2: Οι οδηγίες του (WHO) για την χρήση των επεξεργασμένων λυμάτων στη γεωργία^a του 1989.

κατηγορία	Συνθήκες επαναχρησιμοποίησης	Εκτιθέμενες ομάδες	Intestinal nematode ^b (μέσος αριθμητικός no. eggs per litre) ^c	Faecal coliforms (μέσος γεωμετρικός no. per 100ml) ^c	Επεξεργασία των λυμάτων με στόχο τις μικροβιολογικές απαιτήσεις
A	άρδευση των καλλιεργειών που είναι πιθανό να καταναλωθούν νωπές, γήπεδα, δημόσιες πάρκα ^d	Εργάτες, καταναλωτές, κοινό	≤1	≤1000	Μια σειρά από λίμνες σταθεροποίησης με στόχο την επίτευξη της μικροβιολογικής ποιότητας που αναφέρεται ή ισοδύναμη επεξεργασία
B	άρδευση των σιτηρών, βιομηχανικών φυτών, κτηνοτροφικών φυτών, τα λιβαδιών και δένδρων ^e	εργάτες	≤1	Δεν συνιστάται πρότυπο ^d	Διατήρηση σε λίμνες σταθεροποίησης για 8-10 ημέρες ή ισοδύναμο και αφαίρεση ελμίνθων και κοπρανωδών κολοβακτηρίδια
C	εντοπισμένη άρδευση των καλλιεργειών της κατηγορίας B εάν δεν συμβεί έκθεση των εργαζομένων και του κοινού	κανένα	Δεν ισχύει	Δεν ισχύει	Προεπεξεργασία, όπως απαιτείται από την τεχνολογία άρδευσης, αλλά όχι λιγότερο από πρωτοβάθμια καθίζηση

1. a Σε ειδικές περιπτώσεις, οι τοπικές επιδημιολογικές, κοινωνικοπολιτισμικές και περιβαλλοντικοί παράγοντες πρέπει να ληφθούν υπόψη και οι κατευθυντήριες γραμμές να τροποποιηθούν ανάλογα.
2. b Τα είδη *Ascaris* και *Trichuris* και hookworms (ταινία).
3. c κατά τη διάρκεια της αρδευτικής περιόδου.
4. d Μια πιο αυστηρή οδηγία (200 κολοβακτηρίδια κοπράνων ανά 100 ml) είναι κατάλληλη για δημόσιους χλοοτάπητες, όπως γρασίδι ξενοδοχείων, με την οποία το κοινό μπορεί να έρχεται σε άμεση επαφή.
5. e Στην περίπτωση των οπωροφόρων δένδρων, η άρδευση θα πρέπει να παύσει δύο εβδομάδες πριν την συλλογή των φρούτων, και κανένα φρούτο δεν θα πρέπει να συλλέγεται από το έδαφος.

Πίνακας 3: οι αναθεωρημένες οδηγίες του WHO για μικροβιολογικά κριτήρια, για την χρήση των επεξεργασμένων λυμάτων στην γεωργία^a (2006)

κατηγορία	Συνθήκες επαναχρησιμοποίησης	Εκτιθέμενες ομάδες	Τεχνικές άρδευσης	Εντερικοί νηματώδεις ^b (μέσος αριθμ. no αυγών/l c)	Fecal coliforms (μέσος γεωμ. no / 100 ml d)	επεξεργασία των λυμάτων με στόχο τις μικροβιολογικές απαιτήσεις
A	A1 απεριόριστη άρδευση κηπευτικά και καλλιέργειες σαλάτας που τρώγονται νωπά, γήπεδα, δημόσια πάρκα ^e	εργαζόμενοι, καταναλωτές, κοινό	οποιαδήποτε	$\leq 0.1f$	$\leq 10^3$	Καλά σχεδιασμένες σε σειρά λίμνες σταθεροποίησης των λυμάτων (WSP), διαδοχική αποθήκευση των λυμάτων και δεξαμενές επεξεργασίας (WSTR) ή ισοδύναμη επεξεργασία (π.χ. συμβατική δευτεροβάθμια επεξεργασία που συμπληρώνεται η με δεξαμενές διάγυσης η με διήθηση και απολύμανση
B	περιορισμένη άρδευση καλλιεργειών δημητριακών, βιομηχανικών, κτηνοτροφικών, δέντρα και βοσκότοποι ^β	B1 εργαζόμενοι αλλά όχι παιδιά <15 ετών, πλησίον σε κοινότητες	(a) στρέι / ψεκαστήρες	≤ 1	$\leq 10^5$	παραμονή σε λίμνες ωρίμανσης WSP ή σε διαδοχικές λίμνες WSTR ή ισότιμη επεξεργασία (π.χ. συμβατική δευτεροβάθμια επεξεργασία που συμπληρώνεται είτε με διήθηση η με δεξαμενές διάγυσης
		B2 όπως B1 (b)	Με Πλημμύρες / σε αυλάκια	≤ 1	$\leq 10^3$	Όπως κατηγορία A
		B3 εργαζόμενοι και παιδιά <15 ετών, πλησίον σε	οποιαδήποτε	≤ 0.1	$\leq 10^3$	Όπως κατηγορία A

		κοινότητες				
C	άρδευση καλλιεργειών κατηγορίας Β χωρίς έκθεση του κοινού	None	Στάγδην η με φυσαλίδες	Δεν εφαρμόζονται	Δεν εφαρμόζονται	Προ επεξεργασία, όπως απαιτείται από τεχνολογίες άρδευσης, αλλά όχι λιγότερο από πρωτοβάθμια καθίζηση.

πηγές: όπως προσαρμόστηκαν από τους Blumenthal et al. (2000a); WHO (1989)

• Οι τιμές σε παρένθεση είναι των κατευθυντήριων τιμών του 1989 .

α Σε ειδικές περιπτώσεις, πρέπει να ληφθούν υπόψη οι τοπικοί επιδημιολογικοί παράγοντες, οι κοινωνικοπολιτισμικοί και οι περιβαλλοντικοί ώστε οι κατευθυντήριες γραμμές να τροποποιηθούν .

β τα είδη *Ascaris* και *Trichuris* και τα αγκυλόστομα, επίσης η κατευθυντήρια γραμμή που προορίζεται για την προστασία από κινδύνους από παρασιτικά πρωτόζωα.

γ Κατά τη διάρκεια της αρδευτικής περιόδου (αν το λύμα επεξεργάζεται σε WSP ή WSTR όπως έχει σχεδιαστεί για να επιτύχει τον συγκεκριμένο αριθμό αυγών, τότε η παρακολούθηση της ποιότητας του λύματος δεν είναι απαραίτητη)

δ Κατά την διάρκεια της αρδευτικής περιόδου (οι μετρήσεις των faecal coliform γίνονται προαιρετικά εβδομαδιαίως, αλλά το λιγότερο μηνιαίως).

ε Αυστηρότερες κατευθυντήριες γραμμές (≤ 200 faecal coliforms ανά 100 ml) ενδείκνυται για δημόσιους χλοοτάπητες, όπως των ξενοδοχείων, με τους οποίους το κοινό μπορεί να έρθει σε άμεση επαφή.

ζ Η παρούσα κατευθυντήρια γραμμή μπορεί να αυξηθεί σε ≤ 1 αυγό ανά λίτρο, αν (i) οι συνθήκες είναι ζεστές και ξηρές και δεν χρησιμοποιείται επιφανειακή άρδευση, ή (ii) εάν η επεξεργασία των λυμάτων συμπληρώνεται με ενημέρωση σε περιοχές επαναχρησιμοποίησης των λυμάτων.

g Στην περίπτωση οπωροφόρων δένδρων, η άρδευση πρέπει να παύσει δύο εβδομάδες πριν ο καρπός συγκομιστεί και κανένα φρούτο δεν θα πρέπει να συλλέγεται από το έδαφος. Δεν πρέπει να χρησιμοποιείται άρδευση με ψεκαστήρες.

Πίνακας 4: οδηγίες για γεωργική επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων (προσαρμοσμένες σε οδηγίες που προτάθηκαν για επαναχρησιμοποίηση του νερού) (USEPA/USAID, 1992)[πηγή: EPA, Process Design Manual: Guidelines for Water Reuse, Cincinnati, Ohio, 1992: Report No. EPA-625/R-92-004] 1

Τύποι επαναχρησιμοποίησης	επεξεργασία	Ποιότητα ανακυκλωμένου νερού	Έλεγχος ανακυκλωμένου νερού
Αστική Επαναχρησιμοποίηση άρδευση των τύπων τοπίου (π.χ. γήπεδα γκολφ, πάρκα, νεκροταφεία)	δευτεροβάθμια 2 διήθηση απολύμανση	<p>pH = 6-9</p> <p><10 mg/l BOD</p> <p>< 2 NTU</p> <p>Μη ανιχνεύσιμα FC/100 ml³</p> <p>1 mg/l Cl₂ υπόλειμμα (min.)</p>	<p>pH - εβδομαδιαία</p> <p>BOD - εβδομαδιαία</p> <p>Turbidity - συνεχώς</p> <p>Coliform - ημερησίως</p> <p>Cl₂ υπόλειμμα -συνεχώς</p>
Επαναχρησιμοποίηση σε αγροτικά προϊόντα - καλλιέργειες τροφίμων χωρίς επεξεργασία Επιφανειακή ή άρδευση με σπρέι, συμπεριλαμβανομένων καλλιεργειών	δευτεροβάθμια 2 διήθηση απολύμανση	<p>pH = 6-9</p> <p><10 mg/l BOD</p> <p><2 NTU</p> <p>No detectable FC/100 ml³</p> <p>1 mg/l Cl₂ υπόλειμμα (min.)</p>	<p>pH - εβδομαδιαία</p> <p>BOD - εβδομαδιαία</p> <p>Turbidity συνέχεια</p> <p>Coliform - ημερησίως</p> <p>Cl₂ υπόλειμμα -συνεχώς</p>
Επαναχρησιμοποίηση σε αγροτικά προϊόντα - καλλιέργειες τροφίμων χωρίς επεξεργασία	δευτεροβάθμια 2 απολύμανση	<p>pH = 6-9</p> <p><30 mg/l BOD</p> <p><30 mg/l SS</p> <p><200 FC/100 ml⁴</p> <p>1 mg/l Cl₂ υπόλειμμα (min.)</p>	<p>pH - εβδομαδιαία</p> <p>BOD - εβδομαδιαία</p> <p>SS - ημερησίως</p> <p>Coliform - ημερησίως</p> <p>Cl₂ υπόλειμμα -συνεχώς</p>
Επαναχρησιμοποίηση σε αγροτικά προϊόντα – μη βρώσιμες καλλιέργειες Βοσκότοποι, ζωοτροφές ζώων για άμελη, ινώδη φυτά και ελαιούχοι σπόροι	δευτεροβάθμια 2 απολύμανση	<p>pH = 6-9</p> <p><30 mg/l BOD</p> <p><30 mg/l SS</p> <p>200 FC/100 ml⁴</p> <p>1 mg/l Cl₂ υπόλειμμα (min.)</p>	<p>pH - εβδομαδιαία</p> <p>BOD - εβδομαδιαία</p> <p>SS - ημερησίως</p> <p>Coliform –ημερησίως</p> <p>Cl₂ υπόλειμμα -συνεχώς</p>

Legend: SS= suspended solids; FC= fecal coliforms

Πίνακας 5: Κριτήρια για την ανακύκλωση του νερού του κανονισμού της Πολιτείας της Καλιφόρνια^a

Κατηγορία του ανακυκλωμένου νερού	ολικά κολοβακτηρίδια MPN/100ml	Θολότητα NTU	Κατάλληλη χρήση
Απολύμανση μετά τριτοβάθμια επεξεργασία	<2.2	2 μέσος όρος 5 maximum	Όλες οι χρήσεις της § 1
Απολύμανση μετά δευτεροβάθμια επεξεργασία	<2.2	na ^d	όλες οι χρήσεις , εκτός από την άρδευση των πάρκων και παιδικών χαρών, καλλιέργειες τροφίμων που έρχονται σε επαφή με ανακυκλωμένο νερό, μη περιορισμένη άρδευση
Απολύμανση μετα δευτεροβάθμια επεξεργασία	<23	na ^d	ίδιοι περιορισμοί όπως απολυμαίνονται δευτεροβάθμιας 2.2 , εκτός μη άρδευση των καλλιεργιών τροφίμων , καμία μη-περιορισμένη άρδευση , και όχι πότισμα αυλών
Μη απολύμανση μετά δευτεροβάθμια επεξεργασία	na ^d	na ^d	Στάγδην ή επιφανειακή άρδευση των κτηνοτροφικών φυτών , φυτικές ίνες , σποροπαραγωγής, και δενδρώδεις καλλιέργειες και ζαχαρότευτλα (εμπορικά επεξεργασμένες καλλιέργειες τροφίμων)

^aΑπό Καλιφόρνια Κριτήρια ανακύκλωσης νερού, 2 Δεκ., 2000

^bΔιηθείται μέσω φυσικά ανενόχλητων εδάφων ή φίλτρα, όπως η άμμος ή η γη διατόμων.

^c μη απολύμανση σημαίνει λύματα όπου η οργανική ύλη έχει σταθεροποιηθεί και περιέχει διαλυμένο οξυγόνο.

^dna=δεν εφαρμόζεται.

Πίνακας 6: Οι οδηγίες για την ποιότητα των υδάτων για άρδευση από FAO (1985)

(Προσαρμοσμένες σε αποτελέσματα Επιτροπής Συμβούλων του Πανεπιστημίου της Καλιφόρνιας του 1974)

Πιθανό πρόβλημα άρδευσης	μονάδες	Περιορισμός χρήσης		
		κανένας	Ελαφρά ως μέτρια	σοβαρή
αλατότητα				
EC _w ¹	dS/m	< 0.7	0.7 - 3.0	> 3.0
or				
TDS	mg/l	< 450	450 - 2000	> 2000
δήθηση				
SAR ² = 0 - 3 and 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		> 5.0	5.0 - 2.9	< 2.9
Τοξικότητα συγκεκριμένων ιόντων				
Νάτριο (Na)				
Επιφανειακή άρδευση	SAR	< 3	3 - 9	> 9
Άρδευση με ψεκασμό	me/l	< 3	> 3	
χλώριο (Cl)				
Επιφανειακή άρδευση	me/l	< 4	4 - 10	> 10
Άρδευση με ψεκασμό	m ³ /l	< 3	> 3	
βόριο (B)	mg/l	< 0.7	0.7 - 3.0	> 3.0
υχνοστοιχεία (see Table 10)				
Miscellaneous επιδράσεις				
άζωτο (NO ₃ -N) ³	mg/l	< 5	5 - 30	> 30
δισανθρακικά (HCO ₃)	me/l	< 1.5	1.5 - 8.5	> 8.5
pH	Normal range 6.5-8			

¹ EC_w μέση E.C. σε deci Siemens / m στους 25°C

² SAR μέση απορρόφηση νατρίου

³ NO₃-N μέσο νιτρικό άζωτο ως προς το στοιχείο N

πηγή: FAO (1985) Ayers R.S., D.W. Westcot.

Πίνακας 7: Ποιοτική σύγκριση διαφόρων συστημάτων επεξεργασίας αστικών λυμάτων

	κριτήρια	Πακέτο εγκατάστασης	Εγκατάσταση ενεργοποιημένης ιλύος	Παρατεταμένος αερισμός ενεργοποιημένης ιλύος	Βιολογικά φίλτρα	Τάφρος οξειδωσης	Λίμνες αερισμού	Σύστημα λιμνών σταθεροποίησης αστικών λυμάτων
Απόδοση συστημάτων	BOD αφαίρεση	F	F	F	F	G	G	G
	FC αφαίρεση	P	P	F	P	F	G	G
	SS αφαίρεση	F	G	G	G	G	F	F
	Αφαίρεση παρασιτικών σκωλίκων	P	F	P	P	F	F	G
	αφαίρεση ιών	P	F	P	P	F	G	G
Οικονομικοί παράγοντες	Απλή και φθηνή κατασκευή	P	P	P	P	F	F	G
	Απλή λειτουργία	P	P	P	F	F	P	G
	Απαίτηση γης	G	G	G	G	G	F	P
	Κόστος συντήρησης	P	P	P	F	P	P	G
	Ενεργειακή ζήτηση	P	P	P	F	P	P	G
	Έξοδα μεταφοράς ιλύος	P	F	F	F	P	F	G

Key: FC = Faecal coliform; SS = αιωρούμενα στερεά: G = καλή: F = μέση: P = κακή
 πηγή: Arthur (1983).

Πίνακας 8: Η μείωση των εντερικών παθογόνων στα διάφορα συστήματα επεξεργασίας των λυμάτων πηγή: Mara and Cairncross (1989).

Διαδικασία επεξεργασίας	αφαίρεση (\log_{10} units) απο (π.χ., $4 \log_{10}$ units, ίσο με 10^{-4} (99.9% ποσοστό αφαίρεσης)			
	βακτήρια	Παρασιτικοί Σκώλικες (Helminths)	ιοί	κύστεις
Πρωτογενής καθίζηση				
Plain	0-1	0-2	0-1	0-1
Χημικά υποβοηθούμενη ^a	1-2	1-3 ^g	0-1	0-1
Ενεργοποιημένη ιλύς ^b	0-2	0-2	0-1	0-1
βιοδιήθηση ^c	0-2	0-2	0-1	0-1
Αεριζόμενες λίμνες ^c	1-2	1-3 ^g	1-2	0-1
Τάφρος οξείδωσης ^b	1-2	0-2	1-2	0-1
απολύμανση ^d	2-6 ^g	0-1	0-4	0-3
Λίμνες σταθεροποίησης ^e	1-6 ^g	1-3 ^g	1-4	1-4
Δεξαμενές αποθήκευσης λυμάτων ^f	1-6 ^h	1-3 ^h	1-4	1-4

^a απαιτείται επιπλέον έρευνα για να επιβεβαιωθεί η απόδοση

^b Συμπεριλαμβανομένης της δευτεροβάθμιας καθίζησης.

^c περιλαμβάνει λίμνες σταθεροποίησης.

^d χλωρίωση η οζόνωση.

^e Η Απόδοση εξαρτάται από τον αριθμό των λιμνών σε σειρά και άλλους περιβαλλοντικούς παράγοντες.

^f η απόδοση εξαρτάται από τον χρόνο παραμονής και ποικίλει ανάλογα με την απαίτηση.

^g Με καλό σχεδιασμό και σωστή λειτουργία οι συνιστώμενες οδηγίες μπορούν να επιτευχθούν

Πίνακας 9: Οι φυσικο-χημικές παράμετροι, η σημασία τους και το κατά προσέγγιση εύρος σε επεξεργασμένα λύματα [SAR= Sodium adsorption ratio]

Παράμετρος	Σημασία	εύρος κατά προσέγγιση σε επεξεργασμένα λύματα
ολικά αιωρούμενα στερεά (TSS)	τα TSS μπορεί να οδηγήσουν σε εναπόθεση λάσπης σε αναερόβιες συνθήκες. Υπερβολικές ποσότητες προκαλούν απόφραξη του αρδευτικού συστήματος, επίσης μπορεί να σχετίζονται	< 1 to 30 mg/l
Οργανικοί δείκτες TOC Διασπώμενες οργανικές ουσίες (COD, BOD)	Μέτρηση του οργανικού άνθρακα. Η βιολογική τους αποσύνθεση μπορεί να οδηγήσει σε εξάντληση του οξυγόνου. Για την άρδευση μόνο υπερβολικές ποσότητες μπορεί να προκαλέσουν προβλήματα. Χαμηλή έως μέτρια συγκέντρωση είναι ευεργετική	1 – 20 mg/l 10 – 30 mg/l
Θρεπτικά στοιχεία N,P,K	Όταν εκχέονται στο υδάτινο περιβάλλον μπορεί να οδηγήσουν σε ευτροφισμό. Στην άρδευση είναι ευεργετική πηγή θρεπτικών συστατικών. Υπερβολικές ποσότητες νιτρικών ιόντων, μπορεί να προκαλέσουν μόλυνση σε υπόγεια ύδατα	N: 10 to 30 mg/l P: 0.1 to 30 mg/l
Σταθερές οργανικές ουσίες (e.g. phenols, pesticides, chlorinated pH	Μερικά είναι τοξικά στο περιβάλλον, προκαλούν συσσώρευση στο έδαφος Επηρεάζει τη διαλυτότητα των μετάλλων, την αλκαλικότητα και δομή του εδάφους, όπως και την ανάπτυξη των φυτών	
Βαρέα μέταλλα (Cd, Zn, Ni, etc.)	συσσώρευση στο έδαφος, τοξικότητα για φυτά	
Διαλυμένες ανόργανες ουσίες (TDS, EC, SAR)	υπερβολική περιεκτικότητα σε άλατα μπορεί να βλάψει τις καλλιέργειες. Το Cl, το Na και Βο είναι τοξικά για ορισμένες καλλιέργειες, μεγάλη περιεκτικότητα σε Na μπορεί να προκαλέσει προβλήματα διαπερατότητας στο έδαφος	

Πίνακας 10: Παθογόνοι που βρίσκονται στα αστικά λύματα και οι ασθένειες που προκαλούν.

Παθογόνοι μικροοργανισμοί	Ασθένεια
Βακτήρια	
Shigella (4 spp)	Σιγγέλωση
Salmonella typhi	Τύφος
Salmonella (~ 1700 spp)	Σαλμονέλλωση
Vibrio cholera	Χολέρα
Esherichia coli (enteropathogenic)	Γαστρεντερίτιδα
Yersinia enterocolitica	Γαστροεντερίτις
Leptospira (spp)	Γερσινίωση
Legionella	Λεπτοσπείρωση
Campylobacter jejunii	ασθένεια Λεγεωναρίων
	Γαστροεντερίτις
Πρωτόζωα	
Entamoeba histolytica	Αμοιβάδωση
Giardia lamblia	Λαμπλίωση
Balantidium col	Βαλαντίδωση
Cryptosporidium	Κρυπτοσποριδιοσις, διάρροια, πυρετός
Έλμινθες	
Ascaris lumbricoides	Ασκαρίδωση
Necator americanus	Νεκατωρίαση
Ancylostoma (spp)	Αγγυλοστομίαση
Strongyloides stercoralis	Στρογγυλοδίωση
Trichuris trichiura	Τριχουρίωση
Taenia (spp)	Ταινίωση
Enterobius vermicularis	Εντεροβίωση
Echinococcus granulosus (spp)	Εχينوκοκκίωση
Ιοί	
Enteroviruses (71 τύποι)	Γαστρεντερίτιδα
Polio, echo, coxasckie	Καρδιακές ανωμαλίες
Hepatitis A virus	Μηνιγγίτιδα
Adenovirus (31 τύποι)	Λοιμώδης ηπατίτιδα Α
Rotavirus	Αναπνευστικά νοσήματα
Parvovirus (2 τύποι)	Γαστρεντερίτιδα
	Γαστρεντερίτιδα

Πηγή: Crook (1985) , U.S.EPA (19

Πίνακας 11: Παθογόνοι μικροοργανισμοί που ανιχνεύθηκαν σε μη επεξεργασμένα λύματα Πηγή: Toze, 1997

Μικροβιακός τύπος	σοβαρές ασθένειες	Συγκέντρωση στα λύματα	Μολυσματική δόση
ιοί			
Enteroviruses Poliovirus Enterovirus Echovirus Coxsackievirus Hepatitis A virus	πολυομυελίτις γαστροεντερίτις, καρδιά ανωμαλίες, μενιγγίτις ηπατίτιδα	Μεσαία ως υψηλή	χαμηλή
Adenovirus	ασθένειες αναπνευστικού, επιπεφυκίτιδα		
Reovirus	Δεν είναι σαφές		
Calicivirus Norwalk agent SSRV	γαστροεντερίτις γαστροεντερίτις, διάρροια, εμετός, πυρετός		
Rotavirus	γαστροεντερίτις		
Astrovirus	γαστροεντερίτις		
βακτήρια			
Vibrio cholerae Salmonella typhi Enteropathogenic E.coli Campylobacter jejunei Shigella dysinterae Yersinia enterocolitica	χολέρα Typhoid, σαλμονέλωση γαστροεντερίτις γαστροεντερίτις δυσεντερία γερσινίωση	Μεσαία ως υψηλή	υψηλή υψηλή υψηλή χαμηλή υψηλή
πρωτόζωα			
Giardia intestinalis Cryptosporidium Parvum Entamoeba histolytica	γιαρδίαση διάρροια, πυρετός αμοεβική δυσεντερία	χαμηλή ως υψηλή	χαμηλή χαμηλή χαμηλή
ελμίνθες			
Ascaris lumbricoides (Round worm) Ancylostoma spp. (Hook worm) Trichuris trichiura (Wrip worm) Strongiloides stercoralis	ασκαρίαση ανκυλοστομίαση τριχουρίαση στρονκυλοΐδαση	χαμηλή	χαμηλή χαμηλή χαμηλή χαμηλή

Πίνακας 12: Ο χρόνος επιβίωσης των παθογόνων που βρίσκονται στα απόβλητα (20-30°C) Πηγή: Feachem et al, 1983

Τύπος παθογόνου	Χρόνος επιβίωσης σε ημέρες			
	Στα κόπρανα, στη λάσπη	Στο γλυκό νερό, στα λύματα	Στο έδαφος	Στις καλλιέργειες
Ιοί Enteroviruses	<100 (<20)	<120 (<50)	<100 (<20)	<60 (<15)
Βακτήρια Feacal coliforms Salmonella spp	<90 (<50) <60 (<30)	<60 (<30) <60 (<30)	<70 (<20) <70 (<20)	<30 (<15) <30 (<15)
Πρωτόζωα Entamoeba histolytica (κύστεις)	<30 (<15)	<30 (<15)	<20 (<10)	<10 (<2)
Ελμίνθες Ascaris lubricoides (αυγά)	Πολλούς μήνες	Πολλούς μήνες	Πολλούς μήνες	<60 (<30) -

* οι τιμές στις παρενθέσεις δείχνουν τον συνήθη χρόνο επιβίωσης

Πίνακας 13: Απεριόριστη άρδευση: μέσος κίνδυνος μόλυνσης από την κατανάλωση μαρουλιού που αρδεύτηκε με λύματα, εκτίμηση από 10.000 - trial Monte Carlo simulations *

Ποιότητα λύματος	μέσος κίνδυνος μόλυνσης ανα άτομο ανα έτος		
	<i>Rotavirus</i>	<i>Campylobacter</i>	<i>Cryptosporidium</i>
(<i>E. coli</i> per 100 ml)			
10^7-10^8	0.99	0.28	0.50
10^6-10^7	0.65	6.3×10^{-2}	6.3×10^{-2}
10^5-10^6	9.7×10^{-2}	2.4×10^{-3}	6.3×10^{-3}
10^4-10^5	9.6×10^{-3}	2.6×10^{-4}	6.8×10^{-4}
10^4	2.2×10^{-3}	1.3×10^{-4}	4.5×10^{-4}
10^3-10^4	1.0×10^{-3}	2.6×10^{-5}	3.1×10^{-5}
10^3	2.2×10^{-4}	5.6×10^{-6}	1.4×10^{-5}
100-1000	8.6×10^{-5}	3.1×10^{-6}	6.4×10^{-6}
10-100	8.0×10^{-6}	3.1×10^{-7}	$6,7 \times 10^{-7}$
1-10	$1,0 \times 10^{-6}$	$3,0 \times 10^{-8}$	$7,0 \times 10^{-8}$

* 100 g μαρούλια που τρώγονται ανά άτομο σε κάθε 2 ημέρες. 10-15 ml υγρών αποβλήτων που παραμένουν σε 100 g μαρούλια μετά την άρδευση. 0,1-1 Rotavirus και Campylobacter, και 0,01-0,1 ωοκύστεις, ανά 10^5 E. Coli. 10^{-2} - 10^{-3} Rotavirus και Campylobacter die-off, και 0-0,1 ωοκυστεων die-off, μεταξύ συγκομιδής και κατανάλωσης. ID50 = $6.17 \pm 25\%$ και $\alpha = 0,253 \pm 25\%$ για Rotavirus. ID50 = $896 \pm 25\%$ και $\alpha = 0,145 \pm 25\%$ για Campylobacter, $r = 0,0042 \pm 25\%$ για *Cryptosporidium* (ID50 σημαίνει μέση μολυσματική δόση, α και r είναι παθογόνα σταθερές μολυσματικότητας).

Πίνακας 14: Απεριόριστη άρδευση: μέσος κίνδυνος λοίμωξης από κατανάλωση κρεμμυδιών που αρδεύτηκαν με λύματα. εκτίμηση με 10,000- trial Monte Carlo simulations*

Ποιότητα λύματος	Μέσος κίνδυνος μόλυνσης ανα άτομο ανα έτος (Median infection risk per person per year)		
	<i>Rotavirus</i>	<i>Campylobacter</i>	<i>Cryptosporidium</i>
(<i>E. coli</i> per 100 ml)			
10 ⁷ –10 ⁸	1.00	0.99	3.6×10 ⁻²
10 ⁶ –10 ⁷	0.99	0.81	3.9×10 ⁻³
10 ⁵ –10 ⁶	0.99	0.17	3.2×10 ⁻⁴
10 ⁴ –10 ⁵	0.43	1.6×10 ⁻²	3.7×10 ⁻⁵
10 ³ –10 ⁵	0.39	1.7×10 ⁻²	2.8×10 ⁻⁴
3×10 ⁴	0.29	1.1×10 ⁻²	2.3×10 ⁻⁴
10 ³ –10 ⁴	4.5×10 ⁻²	2.6×10 ⁻⁵	3.7×10 ⁻⁶
1000	1.1×10 ⁻²	1.8×10 ⁻³	7.6×10 ⁻⁶
100–1000	5.6×10 ⁻³	1.0×10 ⁻⁴	3.8×10 ⁻⁷
100	1.2×10 ⁻³	3.2×10 ⁻⁵	8.0×10 ⁻⁸
10–100	4.4×10 ⁻⁴	1.1×10 ⁻⁶	3.0×10 ⁻⁸
1–10	5.7×10 ⁻⁵	1.8×10 ⁻⁶	<10 ⁻⁸

* 100 g κρεμμύδια που καταναλώνονται ανά άτομο μία φορά την εβδομάδα για πέντε μήνες. 1-5 ml υγρών αποβλήτων που παραμένουν σε 100 g κρεμμύδια μετά την άρδευση. 1-10 Rotavirus και Campylobacter, και 0,1-1 ωκύστεων, για 10⁵ E. Coli. 0,1-1 Rotavirus και Campylobacter που die-off, και 001-0.1 ωκύστεων die-off, μεταξύ συγκομιδής και κατανάλωσης. ID50 = 6.17 ± 25% και α = 0,253 ± 25% για Rotavirus. ID50 = 896 ± 25% και α = 0,145 ± 25% για Campylobacter, r = 0,0042 ± 25% για Cryptosporidium