



ΧΑΡΟΚΟΠΕΙΟ ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ

ΣΧΟΛΗ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ, ΓΕΩΓΡΑΦΙΑΣ ΚΑΙ ΕΦΑΡΜΟΣΜΕΝΩΝ
ΟΙΚΟΝΟΜΙΚΩΝ
ΤΜΗΜΑ ΓΕΩΓΡΑΦΙΑΣ

Μελέτη της μικροβιακής κοινότητας κατά τη διεργασία της κομποστοποίησης

Διδακτορική Διατριβή

Χρηστίνα Κ. Χρόνη



Αθήνα, 2017

This page was intentionally left blank



ΧΑΡΟΚΟΠΕΙΟ ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ

ΣΧΟΛΗ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ, ΓΕΩΓΡΑΦΙΑΣ ΚΑΙ ΕΦΑΡΜΟΣΜΕΝΩΝ ΟΙΚΟΝΟΜΙΚΩΝ
ΤΜΗΜΑ ΓΕΩΓΡΑΦΙΑΣ

Για την εξέταση της Διδακτορικής Διατριβής ορίστηκε η κάτωθι Επταμελής Επιτροπή:

Λαζαρίδη Κωνσταντία - Αικατερίνη (Επιβλέπουσα)

Καθηγήτρια, Τμήμα Γεωγραφίας,
Χαροκόπειο Πανεπιστήμιο

Κυριακού Αδαμαντίνη (μέλος 3-μελούς επιτροπής)

Αναπληρώτρια Καθηγήτρια, Τμήμα Επιστήμης Διαιτολογίας - Διατροφής, Χαροκόπειο
Πανεπιστήμιο

Μανιός Θρασύβουλος (μέλος 3-μελούς επιτροπής)

Καθηγητής, Τμήμα Τεχνολόγων Γεωπόνων, Σχολή Γεωπονίας,
Τεχνολογικό Εκπαιδευτικό Ίδρυμα Κρήτης

Τραγάκη Αλεξάνδρα

Αναπληρώτρια Καθηγήτρια, Τμήμα Γεωγραφίας,
Χαροκόπειο Πανεπιστήμιο

Αμπελιώτης Κωνσταντίνος

Αναπληρωτής Καθηγητής, Τμήμα Οικιακής Οικονομίας και Οικολογίας,
Χαροκόπειο Πανεπιστήμιο

Βελής Κωνσταντίνος

Lecturer, School of Civil Engineering,
University of Leeds, UK

Ζορπάς Αντώνης

Λέκτορας, Σχολή Θετικών και Εφαρμοσμένων Επιστημών,
Ανοικτό Πανεπιστήμιο Κύπρου

Η έγκριση της διδακτορικής διατριβής από το Τμήμα Γεωγραφίας του Χαροκοπείου Πανεπιστημίου δεν υποδηλώνει και αποδοχή των απόψεων του συγγραφέα.

Η διδακτορική διατριβή «Μελέτη της μικροβιακής κοινότητας κατά τη διεργασία της κομποστοποίησης» υποστηρίχθηκε οικονομικά από το Ίδρυμα Κρατικών Υποτροφιών.

Η υπογράφουσα Χρηστίνα Χρόνη δηλώνω υπεύθυνα ότι:

- 1)** Είμαι ο κάτοχος των πνευματικών δικαιωμάτων της πρωτότυπης αυτής εργασίας και από όσο γνωρίζω η εργασία μου δε συκοφαντεί πρόσωπα, ούτε προσβάλλει τα πνευματικά δικαιώματα τρίτων.
- 2)** Αποδέχομαι ότι η ΒΚΠ μπορεί, χωρίς να αλλάξει το περιεχόμενο της εργασίας μου, να τη διαθέσει σε ηλεκτρονική μορφή μέσα από τη ψηφιακή Βιβλιοθήκη της, να την αντιγράψει σε οποιοδήποτε μέσο ή/και σε οποιοδήποτε μορφότυπο καθώς και να κρατά περισσότερα από ένα 087 αντίγραφα για λόγους συντήρησης και ασφάλειας.

**Στους γονείς μου – μαζί τους έγινε ευκαίριο και εφικτό
και στον Άγγελο – μαζί του απέκτησε νόημα**

This page was intentionally left blank

«Κάποιος είπε κάποτε ότι εάν κάτι μπορεί να εξηγηθεί μ' ένα μόνο βιβλίο, τότε δεν αξίζει να εξηγηθεί.»

Σπούτνικ αγαπημένη, Χαρούκι Μουρακάμι

This page was intentionally left blank

Ευχαριστίες

Η συγκεκριμένη διδακτορική διατριβή εκπονήθηκε με την αμέριστη και ανιδιοτελή υποστήριξη της Καθηγήτριας κ. Κωνσταντίας-Αικατερίνης Λαζαρίδη και της Αναπληρώτριας Καθηγήτριας κ. Αδαμαντίνης Κυριακού, προς τις οποίες θέλω να εκφράσω ιδιαίτερα τις ευχαριστίες μου για την καθοδήγηση, την ενθάρρυνση και τη συμπαράστασή τους. Η συμβολή τους στο σχεδιασμό της διατριβής, την ερμηνεία των αποτελεσμάτων, καθώς και το αμείωτο ενδιαφέρον τους κατά την εκτέλεση των πειραμάτων υπήρξαν ανεκτίμητοι οδηγοί. Η παρουσία τους και ο οξυδερκής λόγος τους έπαιξαν καθοριστικό ρόλο στην πορεία των πειραμάτων, αλλά και σε ένα τμήμα της προσωπικής μου πορείας.

Επιπλέον, ευχαριστώ θερμά τον Αναπληρωτή Καθηγητή κ. Κωνσταντίνο Αμπελιώτη, για την άψογη συνεργασία όλα τα χρόνια που γνωριζόμαστε και τα μαθήματα ήθους που δίνει η στάση του. Ευχαριστώ ειλικρινά την κ. Εύη Μήτσου, Υποψήφια Διδάκτορα του Τμήματος Διαιτολογίας και Διατροφής και αναντικατάστατη παρουσία στο Εργαστήριο Βιολογίας, Βιοχημείας και Φυσιολογίας του Ανθρώπου και των Μικροοργανισμών, η οποία στάθηκε δίπλα μου κατά τη διεξαγωγή των πειραμάτων. Χάρη στις ευφυείς παρατηρήσεις, το χιούμορ και τη βοήθειά της έγινε δυνατή η εφαρμογή των κλασσικών μικροβιολογικών μεθόδων καλλιέργειας. Ευχαριστώ όλους όσοι εργάζονταν στο εργαστήριο το χρονικό διάστημα που πραγματοποιήθηκε η παρούσα διατριβή και ιδιαίτερα την κ. Μαρία Κώτσου, που δημιουργούσαν ο καθένας με το δικό του τρόπο ευχάριστες συνθήκες εργασίας και έρευνας. Εκφράζω θερμές ευχαριστίες προς το Διευθυντή του Εργαστηρίου Οικολογίας Εδάφους και Βιοτεχνολογίας του Κέντρου Γαία, Μουσείο Φυσικής Ιστορίας Γουλανδρή, κ. Σταμάτη Σταματιάδη, που μου επέτρεψε να κάνω μετρήσεις στο εργαστήριο του.

Ευχαριστώ τους γονείς μου, γιατί μου πρόσφεραν χωρίς δισταγμό όλα τα εφόδια και έπειτα με άφησαν ελεύθερη να αποφασίσω. Χωρίς τη στήριξή τους, οι (χαλεποί) καιροί θα είχαν νικήσει. Τέλος, αλλά όχι υποδεέστερα, ευχαριστώ τον Άγγελο, για την υπομονή, τη στήριξη, την αγάπη και τον (κοινό μας) χρόνο που μ' άφησε να κλέψω.

This page was intentionally left blank

Δημοσιεύσεις, ανακοινώσεις συνεδρίων και συμμετοχή σε συλλογικούς τόμους που προέκυψαν κατά την εκπόνηση της Διδακτορικής Διατριβής «Μελέτη της μικροβιακής κοινότητας κατά τη διεργασία της κομποστοποίησης

Δημοσιεύσεις σε επιστημονικά περιοδικά με σύστημα κριτών

Abeliotis K., Lasaridi K., **Chroni C.** (2015). Life cycle assessment of food waste home composting in Greece. *Toxicological & Environmental Chemistry*, DOI:10.1080/02772248.2015.1074235.

Fountoulakis, M.S., Makridis L., Prirounaki E.K., **Chroni C.**, Kyriacou A., Lasaridi K., Manios T. (2010). Fate and effect of Linuron and Metribuzin on the co-composting process of green waste and sewage sludge. *Waste Management* 30: 41-49.

Chroni C., Kyriacou A., Georgaki I., Manios T., Kotsou M., Lasaridi K.E. (2009). Microbial characterization during composting of biowaste. *Waste Management* 29:1520–1525.

Chroni C., Kyriacou A., Manios T., Lasaridi K.E. (2009). Investigation of the microbial community structure and activity as indicators of compost stability and composting process evolution. *Bioresource Technology* 100 (15): 3745-3750.

Ανακοινώσεις σε διεθνή συνέδρια με σύστημα κριτών

Lasaridi K., Kyriacou A., Chatzipavlidis I., Abeliotis K., Chroni C., Koufopoulos M., Miniadis M., Sgoubopoulou A. (2014). Stabilization and pathogens inactivation during home composting process. XII PRE SKIATHOS - 12th International Conference Protection and Restoration of the Environment, Skiathos, Greece.

Lasaridi K., Kyriacou A., Chatzipavlidis I., Abeliotis K., Zorpas A.A., Chroni C., Koufopoulos M., Miniadis M., Sgoubopoulou A. (2014). Assessment of home composting through stability indices and pathogen inactivation. ORBIT 2014 - 9th International Conference, New Challenges, New Responses in the 21st Century, Godollo, Hungary.

C. Chroni, K. Lasaridi, K. Abeliotis (2013). Respiration tests to assess compost stability. ICSWHK 2013 - International Conference on Solid Waste 2013 “Innovation in Technology and Management”, Hong Kong.

Chroni C., Kyriacou A., and Lasaridi K.-E. (2012). Abiotic parameters and microbial counts as stability indicators during composting of organic waste. 8th International Conference ORBIT

2012 on Global Assessment for Organic Resources and Waste Management, Rennes-France.

Chroni C., Kyriacou A., and K.E. Lasaridi (2010). Valorization of a co-composting process: Mixtures of sludge derived from non alcoholic beverage production industry. International Conference on Hazardous & Industrial Waste Management, Chania- Crete.

Chroni C., Kyriacou A., Stamatiadis S., and K.E. Lasaridi (2010). Stable isotopes fractionation and respirometry for composting monitoring. Orbit 2010 – 7th International Conference on Organic Resources in the Carbon Economy. Heraklion- Crete.

Makridis L., Pirounaki E.K., Fountoulakis M., Chroni C., Kyriacou A., Lasaridi K., and Manios T. (2009). Fate and effect of herbicides on co-composting process of green waste and sewage sludge. Second International Conference on Environmental Management, Engineering, Planning and Economics (CEMEPE 09) & SECOTOX Conference. 21-26 June 2009, Mykonos Island, Greece.

Chroni, C., Kyriacou, A., Manios, T., and Lasaridi K. (2008). Respiration and Microbial Community Succession as Compost Stability Indicators. Orbit 2008. 6th International Conference on Moving Organic Waste Recycling towards Resource Management and Biobased Economy. 13- 15 October, 2008, Wageningen, The Netherlands.

Chroni, C., Kyriacou, A., Manios, T., and Lasaridi, K. (2008). Investigation of the microbial community structure and activity as indicators of compost stability and composting process evolution. WasteEng08, 2nd International Conference on Engineering for Waste Valorisation. 3- 5 June 2008, Patras, Greece.

Chroni, C., Kyriacou, A. Oikonomou I., Georgaki, I., Manios, T., Kotsou, M., and Lasaridi K. (2006). Microbial Community Succession during Composting of Biowaste as evaluated by Plating Techniques and Denaturing Gradient Gel Electrophoresis Analysis. Orbit 2006 – 5th International Conference “Biological Waste Management, From Local to Global”. Weimer, Germany.

Συμμετοχή σε συλλογικούς τόμους

Χρόνη Χρ., Λαζαρίδη Κ. (2015). Κομποστοποίηση και ποιότητα κομπόστ: Προκλήσεις και Προοπτικές. Στον Τόμο “Διαχείριση και ενεργειακή εκμετάλλευση αποβλήτων στην Ελλάδα

(Επιμέλεια: Λουκάς Γ. Χριστοφόρου). Πρακτικά Ημερίδας, 3 Οκτωβρίου 2014, Ακαδημία Αθηνών, Αθήνα.

Lasaridi K., **Chroni C.**, Abeliotis K., Kyriacou A., Zorpas A.A. (2014). Environmental Assessment of Composting in the Context of Sustainable Waste Management. In “Sustainability behind Sustainability”, Editor: A.A. Zorpas. Nova Science Publishers Inc., New York.

This page was intentionally left blank

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

Περίληψη	23
Abstract	25
ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΠΙΝΑΚΩΝ.....	27
ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΔΙΑΓΡΑΜΜΑΤΩΝ	28
ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΔΙΑΓΡΑΜΜΑΤΩΝ	32
Μέρος Ι.....	35
1 Εισαγωγή.....	37
1.1 Ο ρόλος της κομποστοποίησης στη διαχείριση αποβλήτων	37
1.2 Η κομποστοποίηση στην Ευρωπαϊκή Ένωση	38
1.3 Το κομπόστ και το ζήτημα της ποιότητας	39
1.4 Σκοπός της διατριβής	40
2. Η κομποστοποίηση – Αναζητώντας τον ορισμό	41
2.1 Η εξέλιξη της κομποστοποίησης	45
2.1.1 Το μεσόφιλο στάδιο	48
2.1.2 Το θερμόφιλο στάδιο	50
2.1.3 Το στάδιο πτώσης της θερμοκρασίας.....	53
2.1.4 Το στάδιο της ωρίμανσης	53
3. Βασικοί αβιοτικοί παράγοντες για τη διεργασία της κομποστοποίησης.....	55
3.1 Ο λόγος άνθρακα προς άζωτο (C/N)	55
3.2 Η περιεκτικότητα σε υγρασία	59
3.3 Η οξύτητα του υποστρώματος	62
3.4 Η ηλεκτρική αγωγιμότητα	64
3.5 Η περιεκτικότητα σε οξυγόνο.....	66
4. Η μικροβιολογία της κομποστοποίησης.....	70
4.1. Ολικά βακτήρια	70
4.1.1 Βακτήρια που χρησιμοποιούν τα ιόντα του αζώτου στην αναπνευστική τους λειτουργία	73
4.1.2 Μικροοργανισμοί που εμπλέκονται στην αμμωνιοποίηση	75
4.2 Ακτινοβακτήρια	75
4.3 Μύκητες.....	77
4.4 Δυνητικά παθογόνοι μικροοργανισμοί και δείκτες παθογόνων του ανθρώπου και των ζώων	79
5. Προδιαγραφές ποιότητας του κομπόστ.....	82

5.1 Ταξινόμηση και χρήση των κόμποστ.....	83
5.2 Παράμετροι ποιότητας.....	84
5.2.1 Βαρέα μέταλλα.....	85
5.2.2 Προσμίξεις.....	85
5.2.3 Παρουσία παθογόνων μικροοργανισμών	86
5.2.4 Βιολογικές παράμετροι.....	86
5.2.5 Γενικές παράμετροι.....	87
5.3 Συστήματα διασφάλισης ποιότητας	87
5.4 Κανονισμοί για τη χρήση του κομπόστ	87
6. Η σταθεροποίηση του κομπόστ	89
6.1 Οι ανεπιθύμητες ιδιότητες του μη σταθεροποιημένου κομπόστ	90
6.2 Μέθοδοι εκτίμησης της σταθεροποίησης και της ωρίμανσης του κομπόστ	91
6.2.1 Η θερμοκρασία του υπό κομποστοποίηση μείγματος.....	93
6.2.2 Το χρώμα και η οσμή	95
6.2.3 Μείωση της οργανικής ύλης	96
6.2.4 Ο λόγος C/N.....	97
6.2.5 Η χουμοποίηση	98
6.2.6 Ηλεκτρική αγωγιμότητα.....	100
6.2.7 Η οξύτητα	101
6.2.8 Αμμωνιακά και νιτρικά ιόντα.....	102
6.2.9 Φασματοσκοπία.....	103
6.2.10 Διαλυτός οργανικός άνθρακας	103
6.2.11 Ικανότητα ανταλλαγής κατιόντων	104
6.2.12 Αναπνευστική δραστηριότητα.....	104
6.2.12.1 Ρυθμός κατανάλωσης οξυγόνου	105
6.2.12.2 Ρυθμός παραγωγής CO ₂	106
6.2.12.3 Δυναμικό αυτοθέρμανσης	107
Μέρος II.....	109
7. Χειρισμοί κομποστοποίησης.....	111
7.1 Χειρισμός: Κουτσουλιές από ωοπαραγωγικές κόττες Α (PM.A)	114
7.2 Χειρισμός: Κουτσουλιές από ωοπαραγωγικές κόττες Β (PM.B).....	116
7.3 Χειρισμός: Μείγμα από ιλύ αναερόβιας βιολογικής επεξεργασίας και τεμαχισμένα κλαδοκάθαρα (GWS).....	120
7.4 Χειρισμός: Μείγματα διαφορετικών βιοαποβλήτων Α (BIO.A).....	124
7.5 Χειρισμός: Μείγματα διαφορετικών βιοαποβλήτων Β (BIO.B)	128

7.6 Χειρισμός: Μείγμα από υπολείμματα κηπευτικών και φρούτων και κλαδοκάθαρα (FVC)	130
8. Φυσικοχημικές αναλύσεις	133
8.1 Η θερμοκρασία	133
8.2 Η περιεκτικότητα σε υγρασία	134
8.4 Η οξύτητα του υποστρώματος	135
8.5 Η ηλεκτρική αγωγιμότητα	136
8.5.1 Διορθώσεις της ηλεκτρικής αγωγιμότητας ως προς το ξηρό βάρος	136
8.6 Προσδιορισμός C, N και σταθερών ισotόπων C13, N15	137
8.6.1 Προετοιμασία δειγμάτων	139
9. Δείκτες σταθεροποίησης του κομπόστ	141
9.1 Ειδικός ρυθμός κατανάλωσης οξυγόνου	141
9.2 Δυναμικό αυτοθέρμανσης	143
10. Μικροβιολογικές αναλύσεις	145
10.1 Προετοιμασία δειγμάτων	145
10.2 Οι μικροοργανισμοί που καταμετρήθηκαν	145
10.3 Μέθοδοι καταμέτρησης	146
10.4 Θρεπτικά μέσα για την ανάπτυξη μικροοργανισμών	146
10.4.1 Ολικά αερόβια βακτήρια	146
10.4.2 Σποριογόννα βακτήρια	147
10.4.3 Πρωτεολυτικά βακτήρια	147
10.4.4 Ακτινοβακτήρια	147
10.4.5 Μυκηλιακοί μύκητες	148
10.4.6 Ολικά κολίμορφα και <i>Escherichia coli</i>	148
10.4.7 Βακτήρια ανθεκτικά στα αντιβιοτικά ερυθρομυκίνη και τετρακυκλίνη	148
Μέρος III	151
11. Χειρισμός 1: Κουτσουλιές από ωοπαραγωγικές κότες PM.A	152
11.1. Φυσικοχημικές αναλύσεις	153
11.1.1 Το προφίλ της θερμοκρασίας	153
11.1.2 Ο λόγος άνθρακα προς άζωτο	155
11.1.3 Η περιεκτικότητα σε υγρασία	156
11.1.4 Η οξύτητα του υποστρώματος	158
11.1.5 Η ηλεκτρική αγωγιμότητα	159
11.1.6 Τα πτητικά στερεά	160
11.1.7 Μεταβολές του $\delta^{15}\text{N}$	161

11.1.8 Μεταβολές του $\delta^{13}\text{C}$	163
11.2 Δείκτες σταθεροποίησης του κομπόστ.....	164
11.2.1 Ειδικός Ρυθμός Κατανάλωσης Οξυγόνου – SOUR.....	164
11.3 Παρακολούθηση μικροβιακών πληθυσμών.....	165
11.3.1 Ολικά βακτήρια.....	165
11.3.2 Σποριογόνα βακτήρια.....	167
11.3.3 Πρωτεολυτικά βακτήρια.....	168
11.3.4 Μυκηλιακοί μύκητες & ζύμες.....	169
11.3.5 Παθογόνοι μικροοργανισμοί.....	169
12. Χειρισμός 2: Κουτσουλιές από ωοπαραγωγικές κόττες PM.B.....	172
12.1. Φυσικοχημικές αναλύσεις.....	172
12.1.1 Το προφίλ της θερμοκρασίας.....	172
12.1.2 Ο λόγος άνθρακα προς άζωτο.....	174
12.1.3 Η περιεκτικότητα σε υγρασία.....	176
12.1.4 Η οξύτητα του υποστρώματος.....	178
12.1.5 Η ηλεκτρική αγωγιμότητα.....	179
12.1.6 Τα πτητικά στερεά.....	180
12.1.7 Μεταβολές του $\delta^{15}\text{N}$	182
12.1.8 Μεταβολές του $\delta^{13}\text{C}$	184
12.2 Δείκτες σταθεροποίησης του κομπόστ.....	185
12.2.1 Ειδικός Ρυθμός Κατανάλωσης Οξυγόνου –SOUR.....	185
12.3 Παρακολούθηση μικροβιακών πληθυσμών.....	186
12.3.1 Ολικά βακτήρια.....	186
12.3.2 Ακτινοβακτήρια.....	187
12.3.3 Ολικά κολίμορφα.....	188
12.3.4 Βακτήρια ανθεκτικά σε αντιβιοτικά (ερυθρομυκίνη και τετρακυκλίνη).....	189
13. Χειρισμός 3: Μείγμα από ιλύ αναερόβιας βιολογικής επεξεργασίας και τεμαχισμένα κλαδοκάθαρα GWS	193
13.1. Φυσικοχημικές αναλύσεις.....	193
13.1.1 Το προφίλ της θερμοκρασίας.....	193
13.1.2 Ο λόγος άνθρακα προς άζωτο.....	195
13.1.3 Η περιεκτικότητα σε υγρασία.....	196
13.1.4 Η οξύτητα του υποστρώματος.....	197
13.1.5 Η ηλεκτρική αγωγιμότητα.....	199
13.1.6 Τα πτητικά στερεά.....	200

13.1.7 Μεταβολές του $\delta^{15}\text{N}$	201
13.1.8 Μεταβολές του $\delta^{13}\text{C}$	202
13.2 Παρακολούθηση μικροβιακών πληθυσμών	203
13.2.1 Ολικά βακτήρια	203
13.2.2 Ακτινοβακτήρια	204
13.2.3 Ολικά κολίμορφα	205
13.2.4 Μυκηλιακοί μύκητες & Ζύμες.....	205
14. Χειρισμός 4: Μείγματα διαφορετικών βιοαποβλήτων BIO.A.....	208
14.1. Φυσικοχημικές αναλύσεις	208
14.1.1 Το προφίλ της θερμοκρασίας	208
14.1.2 Ο λόγος άνθρακα προς άζωτο	209
14.1.3 Η περιεκτικότητα σε υγρασία	210
14.1.4 Η οξύτητα του υποστρώματος.....	211
14.1.5 Η ηλεκτρική αγωγιμότητα.....	212
14.1.6 Η περιεκτικότητα σε πτητικά στερεά.....	213
14.1.7 Μεταβολές του $\delta^{15}\text{N}$	214
14.1.8 Μεταβολές του $\delta^{13}\text{C}$	216
14.2 Δείκτες σταθεροποίησης του κομπόστ	216
14.2.1 Ο ειδικός ρυθμός κατανάλωσης οξυγόνου	216
14.2.2 Το δυναμικό αυτοθέρμανσης	218
14.3 Παρακολούθηση μικροβιακών πληθυσμών	218
14.3.1 Ολικά βακτήρια	218
14.3.3 Ολικά κολίμορφα	219
14.3.4 Βακτήρια ανθεκτικά σε αντιβιοτικά (ερυθρομυκίνη και τετρακυκλίνη).....	221
15. Χειρισμός 5: Μείγματα διαφορετικών βιοαποβλήτων BIO.B.....	224
15.1. Φυσικοχημικές αναλύσεις	224
15.1.1 Το προφίλ της θερμοκρασίας	224
15.1.2 Ο λόγος άνθρακα προς άζωτο	225
15.1.3 Η περιεκτικότητα σε υγρασία	226
15.1.4 Η οξύτητα του υποστρώματος.....	226
15.1.5 Η ηλεκτρική αγωγιμότητα.....	228
15.1.6 Τα πτητικά στερεά.....	229
15.1.7 Μεταβολές του $\delta^{15}\text{N}$	230
15.1.8 Μεταβολές του $\delta^{13}\text{C}$	231
15.2 Δείκτες σταθεροποίησης του κομπόστ	232

15.2.1 Ο ειδικός ρυθμός κατανάλωσης οξυγόνου	232
15.2.2 Το δυναμικό αυτοθέρμανσης	233
15.3 Παρακολούθηση μικροβιακών πληθυσμών	233
15.3.1 Ολικά βακτήρια	233
15.3.3 Ολικά κολίμορφα	234
15.3.4 Βακτήρια ανθεκτικά σε αντιβιοτικά (ερυθρομυκίνη και τετρακυκλίνη).....	235
16. Χειρισμός 6: Μείγμα από υπολείμματα κηπευτικών και φρούτων και κλαδοκάθαρα FVC	238
16.1. Φυσικοχημικές αναλύσεις	238
16.1.1 Το προφίλ της θερμοκρασίας	238
16.1.2 Ο λόγος άνθρακα προς άζωτο	239
16.1.2 Η περιεκτικότητα σε υγρασία	241
16.1.3 Η οξύτητα του υποστρώματος.....	241
16.1.4 Η ηλεκτρική αγωγιμότητα.....	243
16.1.5 Τα πτητικά στερεά.....	243
16.2 Παρακολούθηση μικροβιακών πληθυσμών	245
16.2.1 Ολικά βακτήρια	245
16.2.2 Ολικά κολίμορφα	246
16.2.2. Κλωστρίδια.....	247
17. Συμπεράσματα	249
17.1. Εκτίμηση της αναπνευστικής δραστηριότητας.....	249
17.2. Η χρήση των $\delta^{15}\text{N}$ και $\delta^{13}\text{C}$ στην εκτίμηση της σταθεροποίησης του κομπόστ.....	250
17.3. Άλλες παράμετροι	250
17.4. Οι μικροοργανισμοί.....	251
Βιβλιογραφικές αναφορές.....	251

Περίληψη

Στο πλαίσιο της Κυκλικής Οικονομίας απαιτούνται αρκετές αλλαγές στον τομέα της πρόληψης και διαχείρισης αποβλήτων, όπως η προώθηση στάσεων και διαδικασιών που συμβάλλουν στη διατήρηση των φυσικών πόρων και τη μείωση των περιβαλλοντικών επιπτώσεων των ανθρωπογενών ρύπων. Σε αυτή τη βάση σκέψης, η μείωση του βιοαποδομήσιμου κλάσματος των στερεών αποβλήτων έχει γίνει απαίτηση και η κομποστοποίηση αναδεικνύεται ως μία από τις πιο αποδοτικές επιλογές. Ωστόσο, βασική προϋπόθεση για την εφαρμογή της είναι να προσδιοριστεί με σαφήνεια ο τρόπος εκτίμησης της ποιότητας του κομπόστ.

Μια κοινή προσέγγιση για την εκτίμηση της ποιότητας κομπόστ είναι μέσω του προσδιορισμού των επιθυμητών ουσιών ή - αντίστροφα – των προσμίξεων που μπορεί να έχει. Ένας άλλος δρόμος είναι μέσω της εκτίμησης της σταθεροποίησης και της ωρίμανσης του υποστρώματος κομποστοποίησης. Σε μια προσπάθεια να προσδιοριστούν και να ποσοτικοποιηθούν οι δείκτες της σταθεροποίησης, μία σειρά από φυσικές, χημικές και μικροβιολογικές παραμέτρους έχουν ελεγχθεί κατά την κομποστοποίηση δεκάδων διαφορετικών μειγμάτων. Ωστόσο, λόγω των διαφορών της πρώτης ύλης σε συνδυασμό με την μεγάλη ποικιλία των συνθηκών κομποστοποίησης (π.χ. της κλίμακας της εγκατάστασης, του αερισμού, της θερμοκρασίας, του pH, της περιεκτικότητας σε υγρασία), τα αποτελέσματα πολλών μελετών δεν είναι συχνά σαφή. Τελευταία, έμφαση έχει δοθεί στους μικροοργανισμούς που συμβάλλουν στην κομποστοποίηση. Επιπλέον, έχει διερευνηθεί η αναπνευστική δραστηριότητα, όπως εκτιμάται έμμεσα από την κατανάλωση O_2 και / ή την παραγωγή CO_2 από τη βιομάζα.

Ο στόχος αυτής της διατριβής ήταν η διερεύνηση της μικροβιακής κοινότητας, όπως αυτή μπορεί να εκτιμηθεί μέσω της αναπνευστικής δραστηριότητας και του $\delta^{15}N$, κατά την παρακολούθηση της κομποστοποίησης διαφορετικών οργανικών μειγμάτων, και η αξιολόγησή τους ως δείκτες σταθεροποίησης. Για την υποστήριξη των αποτελεσμάτων, η αξιολόγηση της σταθεροποίησης προσεγγίστηκε επιπλέον μέσω συγκεκριμένων φυσικών και χημικών παραμέτρων (θερμοκρασία, pH, ηλεκτρική αγωγιμότητα, περιεκτικότητα σε υγρασία και πτητικά στερεά), καθώς και με την καταμέτρηση συγκεκριμένων μικροοργανισμών (ολικά

βακτήρια, ολικά κολίμορφα, βακτήρια ανθεκτικά στην ερυθρομυκίνη και τετρακυκλίνη). Συνολικά έξι χειρισμοί κομποστοποίησης παρακολουθήθηκαν.

Η εφαρμογή δύο μεθόδων εκτίμησης της αναπνευστικής δραστηριότητας – του Ειδικού Ρυθμού Κατανάλωσης Οξυγόνου – SOUR και του Ελέγχου του Δυναμικού Αυτοθέρμανσης Dewar – κατά την κομποστοποίηση διαφορετικών αρχικών μειγμάτων, επιβεβαίωσε τη σχέση της αναπνευστικής δραστηριότητας με τη σταθεροποίηση του κομπόστ. Τα αποτελέσματα για τις μεταβολές του $\delta^{15}\text{N}$ κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης είναι ενθαρρυντικά για τη χρήση της παραμέτρου ως δείκτης για την εκτίμηση της σταθεροποίησης του υποστρώματος κομποστοποίησης. Ωστόσο, δεν φαίνεται να είναι καταλληλός δείκτης για την εκτίμηση ωρίμανσης. Από την άλλη πλευρά, τα αποτελέσματα για τις μεταβολές του $\delta^{13}\text{C}$ κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης των μειγμάτων, έδειξαν ότι η παράμετρος αυτή δεν είναι κατάλληλη για να χρησιμοποιηθεί ως δείκτης για την εκτίμηση της σταθεροποίησης ή της ωρίμανσης.

Λέξεις κλειδιά: κομποστοποίηση, δείκτες σταθεροποίησης, SOUR, $\delta^{15}\text{N}$

Abstract

Circular Economy premises a change of policy in waste prevention and management; triggers attitudes and processes that conserve natural resources and reduce the environmental impact of anthropogenic pollutants. On this thinking track, a demand for reducing the biodegradable solid waste fraction has been emerged, and composting is being featured as one of the main options. One of the prerequisites for this option to fulfil its potential is the clarification of compost quality assessment.

A common approach to estimate compost quality is through the presence of desirable substances or – as a reverse measure – of specific contaminants, since their analysis is relatively straightforward. Another path, which invites a lot of attention, is via the stability and the maturity of composting substrate. In an effort to identify and quantify stability indices, both as a product quality indicator and a process evolution index, a multitude of physical, chemical and microbiological parameters have been monitored in a variety of composting feedstock. However, due to the feedstock differences coupled with the wide variety of composting conditions (e.g. facility-scale, aeration, temperature, pH, moisture content), the results of many reported studies are often ambiguous. All the while, particular attention has been drawn to the microorganisms that inhabit composting substrates and their community dynamics, for they have an enormous impact on the composting process and may reflect its evolution and performance. Moreover, of all parameters so far devised, respiration activity, measured as O₂ consumption and/or CO₂ production by the composting mass, has been widely exploited and is considered a reliable, reproducible and scientifically sound measure.

The objective of this study was to focus on the microflora evolution and the microbial activity variation, in the way this is assessed through the respiration rate and $\delta^{15}\text{N}$ signature during composting of a variety of organic waste, in order to evaluate their potential to serve as stability indicators. For the support of the results, stability evaluation in this study is also approached by specific physical and chemical parameters (temperature, pH, electrical conductivity, moisture and volatile solid content), as well as with the enumeration of specific bacteria populations (total bacteria, total coliforms and Erythromycine and Tetracycline resistant bacteria). Six composting runs were monitored.

The physical and chemical parameters examined varied depending on the composting material. The respiration rate (SOUR- test) for almost all substrates increased at the beginning of the active composting phase, as complex compounds were broken down to simpler, more easily degradable ones. Thereafter, the respiration rate gradually declined as to reach values below 2.5 mg O₂/g VS/hr. Moreover, results indicate that there is a correlation between composting time and some physicochemical parameters, such as volatile solids reduction. The temporal evolution of the microbial community structure seems to depict well, albeit in a qualitative manner, the changes in the composting matrix during the process. Overall, the SOUR-test and the $\delta^{15}\text{N}$ signature seem to offer a good indication of the progress of the stabilisation process during composting.

Keywords: composting, stability indices, SOUR, $\delta^{15}\text{N}$

ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΠΙΝΑΚΩΝ

Πίνακας 3.1: Η περιεκτικότητα (%) σε άνθρακα και άζωτο, και ο λόγος άνθρακα προς άζωτο (C/N) διαφορετικών οργανικών υλικών (βάσει του ξηρού βάρους).	56
Πίνακας 4.2: Ακτινοβακτήρια τα οποία έχουν ανιχνευθεί σε υποστρώματα κομποστοποίησης	76
Πίνακας 4.3: Μύκητες που έχουν ανιχνευθεί σε υποστρώματα κομποστοποίησης	78
Πίνακας 6.1: Συνοπτική παρουσίαση των κυριότερων προτεινόμενων/εφαρμοζόμενων δεικτών σταθεροποίησης και ωρίμανσης του υπό κομποστοποίηση μείγματος	93
Πίνακας 7.1: Συστήματα κομποστοποίησης που εξετάστηκαν στο πειραματικό μέρος.	111
Πίνακας 7.2: Οι χειρισμοί που εξετάστηκαν στο πειραματικό μέρος.	112
Πίνακας 7.3: Ονομαστική αναφορά των μετρήσεων που πραγματοποιήθηκαν σε κάθε διεργασία κομποστοποίησης	113
Πίνακας 7.4: Φυσικά και χημικά χαρακτηριστικά των αρχικών μειγμάτων που χρησιμοποιήθηκαν στους χειρισμούς της παρούσας μελέτης.	114
Πίνακας 9.1: Σύσταση διαλύματος θρεπτικών για τον έλεγχο SOUR.	142
Πίνακας 9.2: Οι λειτουργικές παράμετροι του προγράμματος που κατέγραφε τη συγκέντρωση διαλυτού οξυγόνου.	143
Πίνακας 10.1: Σύσταση διαλύματος θρεπτικών για την εκτίμηση ακτινοβακτηρίων	147
Πίνακας 11.1: Οι μεταβολές της περιεκτικότητας σε υγρασία (MC), της οξύτητας (pH), της ηλεκτρικής αγωγιμότητας (EC) και των πτητικών στερεών (VS) κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης του μείγματος PM.A.	156
Πίνακας 12.1: Οι μεταβολές της περιεκτικότητας σε υγρασία (MC), της οξύτητας (pH), της ηλεκτρικής αγωγιμότητας (EC) και των πτητικών στερεών (VS) κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης του μείγματος PM.B.	177
Πίνακας 14.1: Οι μεταβολές της περιεκτικότητας (%) σε υγρασία (MC), της οξύτητας (pH), της ηλεκτρικής αγωγιμότητας (EC) και των πτητικών στερεών (VS) κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης του μείγματος BIO.A (δύο επαναλήψεις).	210
Πίνακας 15.1: Οι μεταβολές της περιεκτικότητας (%) σε υγρασία (MC%), της οξύτητας (pH), της ηλεκτρικής αγωγιμότητας (EC) κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης του μείγματος BIO.B (δύο επαναλήψεις).	226
Πίνακας 16.1: Οι μεταβολές της περιεκτικότητας σε υγρασία (MC), της οξύτητας και της ηλεκτρικής αγωγιμότητας κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης των μειγμάτων FVC.	241

ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΔΙΑΓΡΑΜΜΑΤΩΝ

Διάγραμμα 11.1: Το προφίλ της θερμοκρασίας περιβάλλοντος και του μείγματος κομποστοποίησης κατά το χειρισμό PM.A (Με κόκκινο σημειώνονται οι ημέρες των «γυρισμάτων»).	152
Διάγραμμα 11.2: Οι μεταβολές του λόγου άνθρακα προς άζωτο (C/N) σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης του μείγματος PM.A.	154
Διάγραμμα 11.3: Το ποσοστό μείωσης των στερεών πτητικών (VS_{red}) σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διαδικασία κομποστοποίησης του μείγματος PM.A.	160
Διάγραμμα 11.4: Η διακύμανση του $\delta^{15}N$ σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διαδικασία κομποστοποίησης του μείγματος PM.A.	161
Διάγραμμα 11.5: Η διακύμανση του $\delta^{13}C$ σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διαδικασία κομποστοποίησης του μείγματος PM.A.	163
Διάγραμμα 11.6: Η διακύμανση του Ειδικού Ρυθμού Κατανάλωσης Οξυγόνου (SOUR) σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης του μείγματος PM.A.	164
Διάγραμμα 11.7: Η διακύμανση του πληθυσμού των ολικών βακτηρίων (μεσόφιλων και θερμόφιλων) κατά τη διεργασία κομποστοποίησης του PM.A.	165
Διάγραμμα 11.8: Η διακύμανση του πληθυσμού των σποριογόνων βακτηρίων (μεσόφιλων και θερμόφιλων) κατά τη διεργασία κομποστοποίησης του PM.A. Στο Διάγραμμα επιπλέον σημειώνονται οι τιμές της θερμοκρασίας και της περιεκτικότητας σε υγρασία του υποστρώματος κατά τη δειγματοληψία.	166
Διάγραμμα 11.9: Η διακύμανση του πληθυσμού των πρωτεολυτικών βακτηρίων (μεσόφιλων) κατά τη διεργασία κομποστοποίησης του PM.A.	168
Διάγραμμα 11.10: Η διακύμανση του πληθυσμού των σταφυλόκοκκων κατά τη διεργασία κομποστοποίησης του PM.A.	169
Διάγραμμα 12.1: Η εξέλιξη των τιμών της θερμοκρασίας κατά την πορεία κομποστοποίησης του χειρισμού PM.B. (δύο επαναλήψεις), σε σχέση με το χρόνο που αναλογεί στα σημεία δειγματοληψίας.	172

Διάγραμμα 12.2: Οι μεταβολές του λόγου άνθρακα προς άζωτο (C/N) σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης του μείγματος PM.B.	174
Διάγραμμα 12.3: Το ποσοστό μείωσης των στερεών πτητικών σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διαδικασία κομποστοποίησης του μείγματος PM.B (επαναλήψεις PM.B(1) και PM.B(2)).	180
Διάγραμμα 12.4: Η διακύμανση του $\delta^{15}\text{N}$ σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία της κομποστοποίησης του μείγματος PM.B (δύο επαναλήψεις).	182
Διάγραμμα 12.5: Η διακύμανση του $\delta^{13}\text{C}$ σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης των μειγμάτων PM.B.	183
Διάγραμμα 12.6: Η διακύμανση του Ειδικού Ρυθμού Αναπνευστικής Δραστηριότητας (SOUR) σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία της κομποστοποίησης των μειγμάτων PM.B.	184
Διάγραμμα 12.7: Η διακύμανση του πληθυσμού των ολικών βακτηρίων κατά τη διεργασία κομποστοποίησης των μειγμάτων PM.B.	186
Διάγραμμα 12.8: Η διακύμανση του πληθυσμού των ακτινοβακτηρίων κατά τη διεργασία κομποστοποίησης των μειγμάτων PM.B.	187
Διάγραμμα 12.9: Η διακύμανση του πληθυσμού των βακτηρίων με ανθεκτικότητα στην ερυθρομυκίνη κατά τη διεργασία κομποστοποίησης των μειγμάτων PM.B.	189
Διάγραμμα 12.10: Η διακύμανση του πληθυσμού των βακτηρίων με ανθεκτικότητα στην τετρακυκλίνη κατά τη διεργασία κομποστοποίησης των μειγμάτων PM.B.	190
Διάγραμμα 13.1: Το προφίλ της θερμοκρασίας περιβάλλοντος και του μείγματος κομποστοποίησης κατά τους 4 χειρισμούς GWS	193
Διάγραμμα 13.2: Οι μεταβολές του λόγου άνθρακα προς άζωτο (C/N) σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης των μειγμάτων GWS.	195
Διάγραμμα 13.3: Η περιεκτικότητα σε υγρασία των μειγμάτων κομποστοποίησης κατά τους χειρισμούς GWS.C-, GWS.L, GWS.M και GWS.C+.	196
Διάγραμμα 13.4: Το pH του μείγματος κομποστοποίησης κατά τους χειρισμούς GWS.C-, GWS.L, GWS.M και GWS.C+.	197
Διάγραμμα 13.5: Η ηλεκτρική αγωγιμότητα (EC) των μειγμάτων GWS.C-, GWS.L, GWS.M και	199

GWS.C+ κατά τη διεργασία της κομποστοποίησής τους.

Διάγραμμα 13.6: Η διακύμανση του $\delta^{15}\text{N}$ σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης των μειγμάτων GWS 200

Διάγραμμα 13.7: Η διακύμανση του $\delta^{13}\text{C}$ σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης των μειγμάτων GWS. 201

Διάγραμμα 13.8: Η διακύμανση του πληθυσμού των ολικών βακτηρίων κατά τη διεργασία κομποστοποίησης των μειγμάτων GWS. 202

Διάγραμμα 13.9: Η διακύμανση του πληθυσμού των ακτινοβακτηρίων κατά τη διεργασία κομποστοποίησης των μειγμάτων GWS. 203

Διάγραμμα 13.10: Η διακύμανση του πληθυσμού των μυκηλιακών μυκήτων κατά τη διεργασία κομποστοποίησης GWS. 205

Διάγραμμα 13.11: Η διακύμανση του πληθυσμού των ζυμών κατά τη διεργασία κομποστοποίησης GWS. 205

Διάγραμμα 14.1: Το προφίλ της θερμοκρασίας περιβάλλοντος και του μείγματος κομποστοποίησης κατά το χειρισμό BIO.A (2 επαναλήψεις). 207

Διάγραμμα 14.2: Οι μεταβολές του λόγου άνθρακα προς άζωτο (C/N) σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διαδικασία κομποστοποίησης του μείγματος BIO.A(1). 208

Διάγραμμα 14.3: Το ποσοστό μείωσης των στερεών πτητικών σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης των μειγμάτων BIO.A(1) και BIO.A(2). 213

Διάγραμμα 14.4: Η διακύμανση του $\delta^{15}\text{N}$ σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης του μείγματος BIO.A(1). 214

Διάγραμμα 14.5: Η διακύμανση του $\delta^{13}\text{C}$ σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης του μείγματος BIO.A(1). 215

Διάγραμμα 14.6: Η διακύμανση του Ειδικού Ρυθμού Κατανάλωσης Οξυγόνου (SOUR) σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης του μείγματος BIO.A. 216

Διάγραμμα 14.8: Η διακύμανση του πληθυσμού των (α) ολικών κολίμορφων και (β) *Escherichia coli* κατά τη διεργασία κομποστοποίησης BIO.A. 219

Διάγραμμα 14.10: Η διακύμανση του πληθυσμού των βακτηρίων που εμφανίζουν ανθεκτικότητα στην τετρακυκλίνη κατά τη διεργασία κομποστοποίησης BIO.A	221
Διάγραμμα 15.1: Το προφίλ της θερμοκρασίας περιβάλλοντος και του μείγματος κομποστοποίησης κατά τη διεργασία BIO.B (2 επαναλήψεις).	223
Διάγραμμα 15.2: Ο λόγος C/N του μείγματος κομποστοποίησης κατά το χειρισμό BIO.B(1) σε συνάρτηση με το χρόνο.	225
Διάγραμμα 15.3: Η διακύμανση του ποσοστού (%) μείωσης των πτητικών στερεών σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία της κομποστοποίησης του μείγματος BIO.B	228
Διάγραμμα 15.4: Η διακύμανση του $\delta^{15}\text{N}$ σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία της κομποστοποίησης του μείγματος BIO.B(1).	229
Διάγραμμα 15.5: Η διακύμανση του $\delta^{13}\text{C}$ σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης του μείγματος BIO.B(1).	230
Διάγραμμα 15.6: Η διακύμανση του Ειδικού Ρυθμού Κατανάλωσης Οξυγόνου (SOUR) σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης του μείγματος BIO.B	231
Διάγραμμα 15.7: Η διακύμανση του πληθυσμού των ολικών βακτηρίων κατά τη διεργασία κομποστοποίησης BIO.B (δύο επαναλήψεις).	233
Διάγραμμα 15.8: Η διακύμανση του πληθυσμού των βακτηρίων που εμφανίζουν ανθεκτικότητα στην ερυθρομυκίνη κατά τη διεργασία κομποστοποίησης BIO.B	235
Διάγραμμα 16.1: Το προφίλ της θερμοκρασίας περιβάλλοντος και του μείγματος κομποστοποίησης κατά τη διεργασία FVC (3 επαναλήψεις).	237
Διάγραμμα 16.2: Οι μεταβολές του λόγου άνθρακα προς άζωτο (C/N) σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης των μειγμάτων FVC.	239
Διάγραμμα 16.3: Το ποσοστό μείωσης των στερεών πτητικών σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης των μειγμάτων FVC.	243
Διάγραμμα 16.4: Η διακύμανση του πληθυσμού των ολικών βακτηρίων κατά τη διεργασία κομποστοποίησης των μειγμάτων FVC	244
Διάγραμμα 16.5: Η διακύμανση του πληθυσμού των (α) ολικών κολίμορφων και (β) <i>Escherichia</i>	246

coli κατά τη διεργασία κομποστοποίησης FVC.

Διάγραμμα 16.6: Η διακύμανση του πληθυσμού των κλωστριδίων κατά τη διεργασία κομποστοποίησης FVC. 247

ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΕΙΚΟΝΩΝ

Εικόνα 2.1: Σχηματική απεικόνιση των παραγόντων που περιγράφουν και ορίζουν τη διεργασία της κομποστοποίησης.	43
Εικόνα 2.2: Διαγραμματική απεικόνιση της αερόβιας βιολογικής διεργασίας που λαμβάνει χώρα κατά την κομποστοποίηση (T: Θερμότητα).	46
Εικόνα 7.1: Το εσωτερικό του ξύλινου κάδου που χρησιμοποιήθηκε για την κομποστοποίηση του χειρισμού PM.A, στο Χαροκόπειο Πανεπιστήμιο.	115
Εικόνα 7.2: Το εσωτερικό του οβάλ καναλιού του συστήματος κομποστοποίησης Hosoya στη μονάδα παραγωγής αυγών Παπαγιάννης (ν. Βοιωτίας, Ελλάδα).	118
Εικόνα 7.3: Αφού ολοκληρώσουν τη διαδρομή τους στο σύστημα Hosoya, τα υπό κομποστοποίηση μείγματα μεταφέρονται σε «διαμερίσματα» στα οποία παραμένουν ώσπου να ωριμάσουν και να καταστούν ασφαλή για χρήση σε καλλιέργειες.	118
Εικόνα 7.4: Κάτοψη του συστήματος Hosoya. Με κόκκινες κουκίδες επισημαίνονται οι θέσεις δειγματοληψίας.	119
Εικόνα 7.5 Ο ψεκασμός του μείγματος GWS με ζιζανιοκτόνο (ΤΕΙ Ηρακλείου Κρήτης, φωτογραφία: Μ. Φουντουλάκης).	121
Εικόνα 7.6: Απεικονίσεις του κομποστοποιητή που χρησιμοποιήθηκε στους χειρισμούς GWS	123
Εικόνα 7.7: Προκειμένου να διασφαλιστεί σωστή ανάδευση και διαβροχή, το μείγμα εξάγεται από τον κάδο κομποστοποίησης, πάνω σε πλαστικό φύλλο.	124
Εικόνα 7.8: Στιγμιότυπο από την ανάμιξη των υλικών του χειρισμού BIO.A (Ακράιφνιο, νομός Βοιωτίας).	126
Εικόνα 7.9: Η έναρξη της εγκατάστασης του σειραδίου BIO.A (Ακράιφνιο, νομός Βοιωτίας).	126
Εικόνα 7.10: Η ανάδευση του BIO.A(1) αμέσως μετά την εγκατάσταση (Ακράιφνιο, νομός Βοιωτίας).	127
Εικόνα 7.11: Σε πρώτο πλάνο σωρός από φλοιούς καρπών κακάο, οι οποίοι χρησιμοποιήθηκαν για τη σύνθεση του BIO.B. Στο βάθος διακρίνονται στρωμένη υποδρόμου και κουτσουλιές	127

(Ακραίφνιο, νομός Βοιωτίας).

Εικόνα 7.12: Σάκοι με «τούβλα» από υπολείμματα από καλλιέργεια μανιταριών. Τα «τούβλα» 129
θρυμματίζονται πριν προστεθούν στο εκάστοτε μείγμα προς κομποστοποίηση (Ακραίφνιο,
νομός Βοιωτίας).

Εικόνα 7.13: Τόπος συγκέντρωσης των αρχικών υλικών, δηλαδή κλαδοκάθαρων και νωπών 129
αποβλήτων κηπευτικών, όσο και της εγκατάστασης της κομποστοποίησης για το χειρισμό FVC,
ήταν το θερμοκήπιο του Χαροκοπέιου Πανεπιστημίου. (Χαροκόπειο Πανεπιστήμιο, Καλλιθέα,
νομός Αττικής).

Εικόνα 7.14: Η ανάμειξη και η διαβροχή των υλικών έγινε χειρωνακτικά (Χαροκόπειο 131
Πανεπιστήμιο, Καλλιθέα).

Εικόνα 7.15: Τρεις (3) πανομοιότυποι περιστρεφόμενοι κάδοι οικιακής κομποστοποίησης (180 131
L) χρησιμοποιήθηκαν στην παρακολούθηση της διεργασίας της κομποστοποίησης του
χειρισμού FVC (οργανικά απόβλητα κήπου και λαϊκής αγοράς

Εικόνα 7.16: Οι κάδοι οικιακής κομποστοποίησης πληρώθηκαν με το μείγμα την ημέρα της 132
εγκατάστασης (ημέρα 0).

This page was intentionally left blank

Μέρος Ι

ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΚΗ ΕΠΙΣΚΟΠΗΣΗ

This page was intentionally left blank

1 Εισαγωγή

1.1 Ο ρόλος της κομποστοποίησης στη διαχείριση αποβλήτων

Στις χώρες της Ευρωπαϊκής Ένωσης, υπολογίζεται ότι το 30% έως 40% των Αστικών Στερεών Αποβλήτων (ΑΣΑ) είναι βιοαπόβλητα, δηλαδή απόβλητα κουζίνας και απόβλητα κήπων, τα οποία μπορούν να υποστούν επεξεργασία μέσω της διεργασίας της κομποστοποίησης. Δεδομένου ότι το ποσοστό αυτό αντιστοιχεί σε τεράστιες ποσότητες οργανικών υλικών, γίνεται εύκολα αντιληπτό ότι η κομποστοποίησή του μπορεί να έχει θετική επίδραση στο περιβάλλον και αξιοσημείωτη συμβολή στην προσέγγιση ή/και επίτευξη της βιώσιμης διαχείρισης αποβλήτων. Η κομποστοποίηση μεγάλης κλίμακας μπορεί να θεωρηθεί ότι είναι μία από τις πλευρές της ανακύκλωσης, ενώ η οικιακή κομποστοποίηση μπορεί να ιδωθεί και ως δράση πρόληψης αποβλήτων (EC, 2012), δεδομένου ότι εκτρέπει ένα μέρος του οργανικού κλάσματος των αποβλήτων από την ταφή.

Από την άλλη πλευρά, οι εντατικές πρακτικές αγροτικής καλλιέργειας απομακρύνουν την οργανική ύλη από το έδαφος. Στην Ευρώπη, όπου η γεωργία μετρά περισσότερα από 8.000 χρόνια, το πρόβλημα αποκατάστασης της οργανικής ύλης - η οποία αποτελεί αναγκαιότητα για τη γονιμότητα του εδάφους - απαιτεί άμεση αντιμετώπιση. Η έκπλυση/διάσπαση της οργανικής ύλης του εδάφους έχει ως άμεσο αποτέλεσμα την ερημοποίηση, η οποία πλέον αποτελεί πραγματικότητα σε πολλές περιοχές της Μεσογείου (de Bertoldi *et al.*, 1985; Lopez-Real, 1996; Rodrigues *et al.*, 1996). Η χαμηλή περιεκτικότητα των καλλιεργήσιμων εδαφών σε οργανική ύλη σε αυτές τις περιοχές απαιτεί μεγάλη ποσότητα οργανικών βελτιωτικών εδαφών (Manios & Syminis, 1988), όπως είναι το κομπόστ. Η κομποστοποίηση μετασχηματίζει, μέσω μικροβιολογικών διεργασιών, τη νεκρή οργανική ύλη σε ένα σταθερό προϊόν, σχεδόν παρόμοια με τις φυσικές μετατροπές που λαμβάνουν χώρα στο έδαφος. «Μετασχηματίζει» δραστικά τις ποικίλες οργανικές ενώσεις, ανοργανοποιώντας τις πιο απλές και εύκολα αφομοιώσιμες, και χουμοποιώντας τις πιο πολύπλοκες.

Σύμφωνα με τα προηγούμενα, η κομποστοποίηση πληροί κατά το βέλτιστο τρόπο, τους αντικειμενικούς σκοπούς ενός κλειστού βιολογικού συστήματος, ενώ προωθεί την προσέγγιση των οργανικών αποβλήτων ως πόρους. Με την κομποστοποίηση το οργανικό κλάσμα εκτρέπεται από το ρεύμα των αποβλήτων και επιστρέφει στο έδαφος σε μία ωφέλιμη μορφή.

Ωστόσο, η διεργασία της κομποστοποίησης αλλά και η χρήση του κομπόστ ενδέχεται να παρουσιάσει και αρνητικές επιπτώσεις στο περιβάλλον και την ανθρώπινη υγεία (Amlinger *et al.*, 2008; Reigné & Girardin, 2004). Η παραγωγή κομπόστ υψηλής ποιότητας και η ανάπτυξη συστημάτων διασφάλισης και πιστοποίησης της ποιότητας, αναδεικνύονται ως απαραίτητη προϋπόθεση για την εφαρμογή της κομποστοποίησης σε μεγάλη κλίμακα. Σε μικρότερες κλίμακες, δηλαδή σε επίπεδο οικιακής κομποστοποίησης, η σωστή εκπαίδευση των πολιτών θα διασφαλίσει το θετικό πρόσημο που χρειάζεται να για λάβει μια θέση στις περιβαλλοντικά βέλτιστες πρακτικές διαχείρισης οργανικών αποβλήτων.

1.2 Η κομποστοποίηση στην Ευρωπαϊκή Ένωση

Σύμφωνα με την Οδηγία 99/31/ΕΚ περί Υγειονομικής Ταφής των Αποβλήτων τα Κράτη – Μέλη της Ευρωπαϊκής Ένωσης όφειλαν να αναπτύξουν στρατηγικές που θα οδηγήσουν στην εκτροπή από την ταφή ενός μεγάλου μέρους των βιοαποικοδομήσιμων αποβλήτων. Από την ανάπτυξη και εφαρμογή αυτών των εθνικών στρατηγικών έγινε σαφές ότι υπάρχει μεγάλη διαφοροποίηση μεταξύ των κρατών – μελών στο ρόλο που δίνουν στην κομποστοποίηση σε τοπικό και εθνικό επίπεδο (JRC, 2014). Ωστόσο, αυτό δεν σημαίνει ότι κράτη – μέλη με διαφορετικές προσεγγίσεις δεν μπορούν να προσεγγίσουν ή και να πετύχουν τους στόχους τους. Ενδεικτικά παραδείγματα αποτελούν η Δανία και Αυστρία.

Από την άλλη πλευρά μεταξύ των κρατών-μελών εμφανίζονται και ορισμένες διαφοροποιήσεις που επηρεάζουν δυσμενώς την αποτελεσματικότητα της κομποστοποίησης σε επίπεδο Ευρωπαϊκό. Σε ορισμένες χώρες έχουν οριστεί προδιαγραφές ποιότητας, ενώ σε άλλες - τις περισσότερες - τα συστήματα πιστοποίησης εφαρμόζονται εθελοντικά, ενώ σε κάποιες, όπως η Ελλάδα, δεν υπάρχουν ούτε εθελοντικά συστήματα πιστοποίησης της ποιότητας του κομπόστ. Ακόμη και στις χώρες που έχουν τεθεί προδιαγραφές, μπορεί να βρεθούν σημαντικές διαφορές στην προσέγγιση τους (παραδείγματος χάρη εκτίμηση κινδύνου vs αρχή της προφύλαξης) στις παραμέτρους που ελέγχονται και στις οριακές τιμές.

Στην Ευρώπη, οι περισσότερες εγκαταστάσεις κομποστοποίησης που παράγουν κομπόστ από ΑΣΑ, κατάλληλο να χρησιμοποιηθεί ως μέσο ανάπτυξης φυτών ή ως βελτιωτικό εδάφους, στηρίζονται σε συστήματα Διαλογής στην Πηγή, έτσι ώστε να ελαχιστοποιηθεί η παρουσία ανεπιθύμητων υλικών (παραδείγματος χάρη πλαστικών, γυαλιών), αλλά και επικινδυνων

ρύπων (παραδείγματος χάρη βαρέα μέταλλα, οργανικοί ρύποι) στο τελικό προϊόν (JRC, 2014). Η δυναμικότητα των μονάδων κομποστοποίησης κυμαίνεται κατά μέσο όρο από 1.000 τόνους ανά έτος έως περισσότερους από 100.000 τόνους οργανικών ανά έτος, ενώ χρησιμοποιούνται πολλές διαφορετικές τεχνολογίες: ανοικτά ή κλειστά συστήματα, με ή χωρίς αερισμό, σειράδια, κοντέινερς, κανάλια, κλπ (JRC, 2014).

1.3 Το κομπόστ και το ζήτημα της ποιότητας

Το κύριο τελικό προϊόν της κομποστοποίησης είναι ένα σταθεροποιημένο οργανικό υλικό, το οποίο για να αποθηκευτεί, να θεωρηθεί εμπορεύσιμο και ασφαλές για εφαρμογή, πρέπει να πληροί συγκεκριμένα κριτήρια ποιότητας. Πιο συγκεκριμένα, πρέπει να κριθεί ευεργετικό για τις γεωργικές καλλιέργειες και ασφαλές για τη δημόσια υγεία και το περιβάλλον.

Σύμφωνα με τους Lasaridi *et al.* (2006), η έννοια ποιότητα στη διεργασία της κομποστοποίησης *«αναφέρεται στη συνολική κατάσταση του κομπόστ σε σχέση με τα φυσικά, χημικά και βιολογικά χαρακτηριστικά του, η οποία υποδηλώνει το τελικό αντίκτυπο του κομπόστ στο περιβάλλον»*. Για την εκτίμηση της ποιότητας έχουν προταθεί πολλοί και διαφορετικοί δείκτες, καθένας από τους οποίους χαρακτηρίζεται τόσο από δυνατά όσο και αδύνατα σημεία. Συνήθως, τα αποτελέσματα για την ποιότητα είναι πιο αξιόπιστα όταν συνεκτιμώνται δύο ή και περισσότεροι δείκτες.

Η ποιότητα του κομπόστ, τόσο από πλευράς ορισμού, όσο και διαδικασία αξιολόγησης, αποτελεί σημαντικό αντικείμενο διερεύνησης στον τομέα της διαχείρισης οργανικών αποβλήτων, γιατί καθορίζει εντός ορίων τη διαχείριση της διεργασίας της κομποστοποίησης, τις εφαρμογές του κομπόστ και την οικονομική του αποδοτικότητα. Η διεπιστημονική προσέγγιση της διεργασίας της κομποστοποίησης, δηλαδή η διύλιση αυτής μέσα από τα θεωρητικά φίλτρα της Βακτηριολογίας, της Μυκητολογίας, της Μικροβιακής Οικολογίας, της Μοριακής Βιολογίας, της Εδαφολογίας, της Φυσικής, της Γεωπονίας, της Περιβαλλοντολογίας και της Οικονομικής Επιστήμης, προσφέρει πιθανές ερμηνείες και εξηγήσεις για την παραγωγή κομπόστ καλής ποιότητας, ενώ παράλληλα ανοίγει το δρόμο για την περιβαλλοντικά αποδεκτή και οικονομικά βιώσιμη εφαρμογή της στο ευρύτερο πλαίσιο της Κυκλικής Οικονομίας.

1.4 Σκοπός της διατριβής

Έως σήμερα, μία πολυάριθμη σειρά από παραμέτρους έχουν μελετηθεί με σκοπό να αποδειχθεί αν είναι ή όχι κατάλληλοι για να χρησιμοποιηθούν για την εκτίμηση της σταθεροποίησης του υποστρώματος κομποστοποίησης. Ορισμένες από αυτές έχουν ήδη ενσωματωθεί στις διεθνείς προδιαγραφές ποιότητας για το κομπόστ. Ωστόσο, μέχρι στιγμής, καμία δεν έχει χαρακτηριστεί ως καθολικά αποδεκτός δείκτης σταθεροποίησης (Baffi *et al.*, 2007; Lasaridi & Stentiford, 1998; Said-Pullicino *et al.*, 2007). Η αναζήτηση δυσχεραίνεται ακόμη περισσότερο από τις διαφορές που χαρακτηρίζουν τη σύσταση των οργανικών αποβλήτων λόγω γεωγραφικής θέσης, τοπικού κλίματος και οικονομίας.

Σε αυτό το πλαίσιο, η συγκεκριμένη διατριβή θέτει τους εξής αντικειμενικούς σκοπούς:

- Να διερευνήσει τη σταθεροποίηση υποστρωμάτων κομποστοποίησης μέσω μεθόδων εκτίμησης της αναπνευστικής δραστηριότητας, και συγκεκριμένα δίνοντας έμφαση στον Ειδικό Ρυθμό Κατανάλωσης Οξυγόνου (SOUR – Specific Oxygen Uptake Rate). Για τη διερεύνηση αυτή παρακολουθήθηκε η διεργασία της κομποστοποίησης διαφορετικών οργανικών αποβλήτων, σε διαφορετικά συστήματα. Κύρια κριτήρια για την επιλογή των αποβλήτων ήταν η (σημαντική) παρουσία τους στον Ελλαδικό, αλλά και τον Ευρωπαϊκό χώρο και η ανάγκη διερεύνησης του καταλληλότερου, από περιβαλλοντικής, κοινωνικής και οικονομικής πλευράς, τρόπου διαχείρισής τους.
- Να αναζητήσει δείκτες για τη σταθεροποίηση του μείγματος κομποστοποίησης, οι οποίοι μπορούν να εφαρμοστούν ανεξαρτήτως της αρχικής (ποσοτικής και ποιοτικής) σύστασής του ή του τύπου του συστήματος. Κατά συνέπεια, εξετάστηκαν τέσσερα ευρέως εφαρμοζόμενα συστήματα κομποστοποίησης, τα οποία καλύπτουν τα κυριότερα πεδία εφαρμογής, δηλαδή τις εμπορικές/αγροτικές/βιομηχανικές εγκαταστάσεις, τους κήπους και τα μικρά κτήματα και τις κατοικίες.
- Να δοκιμάσει αν ο προσδιορισμός των $\delta^{13}\text{C}$ (‰) και $\delta^{15}\text{N}$ (‰), δηλαδή των λόγων $\text{N}^{15}/\text{N}^{14}$ και $\text{C}^{13}/\text{C}^{12}$, όπως μετριέται με Φασματογράφο Μάζα Ισοτοπικής Αναλογίας (IRMS - Isotope Ratio Mass Spectrometer) σε συνδυασμό με Στοιχειακό Αναλυτή συνεχούς ροής, μπορεί να δώσει πληροφορίες για τη σταθεροποίηση του κομπόστ.

2. Η κομποστοποίηση – Αναζητώντας τον ορισμό

Παρότι οι πρώτες προσπάθειες εφαρμογής της κομποστοποίησης σε μονάδες μεγάλης κλίμακας ξεκίνησαν στις αρχές του προηγούμενου αιώνα, η διατύπωση ενός καθολικά αποδεκτού ορισμού για τη διεργασία δεν έχει ακόμη επιτευχθεί. Κάθε σχολή σκέψης (ακαδημαϊκού ή τεχνολογικού προσανατολισμού) προσεγγίζει τον ορισμό της κομποστοποίησης – ή σε αμιγώς περιφραστικά Ελληνικά, της ελεγχόμενης διεργασίας της θερμόφιλης αερόβιας βιοαποδόμησης οργανικών υλικών - ακολουπώντας στο δικό της γνωστικό και ερευνητικό πλαίσιο. Ένα πλαίσιο, το οποίο συνήθως προσαρμόζεται στις τάσεις που διέπουν τη διαχείριση αποβλήτων και πόρων κάθε εποχής.

Ορισμένες σχολές εστιάζουν στις λειτουργικές παραμέτρους της διεργασίας και ιδιαίτερα στη μεταβολή της θερμοκρασίας και τον αερισμό (Marshall *et al.*, 2004). Άλλες δίνουν έμφαση στη βιοαποδομητική φύση της διεργασίας (Day & Shaw, 2001; Insam *et al.*, 2010; Steger *et al.*, 2007), ενώ πλέον πολλές υπογραμμίζουν τα χαρακτηριστικά και τις ιδιότητες που πρέπει να έχει το τελικό της προϊόν, δηλαδή το κομπόστ (Diaz *et al.*, 2002).

Πιο συγκεκριμένα, οι Marshall *et al.* (2004) περιγράφουν τη διεργασία της κομποστοποίησης ως «την αποικοδόμηση οργανικών υπολειμμάτων, η οποία ελέγχεται μέσω της διαχείρισης ενός αριθμού παραμέτρων, όπως η σύσταση του μείγματος, η περιεκτικότητα σε υγρασία, το οξυγόνο και η θερμοκρασία». Με το βλέμμα στη μικροβιολογία, οι Insam *et al.* (2010) επισημαίνουν ότι «οι συνεχείς διεργασίες της κομποστοποίησης μπορεί να θεωρηθούν ως μία αλληλουχία συνεχών (μικροβιακών) καλλιέργειών, καθεμιά από τις οποίες έχει τις δικές της, ιδιαίτερες φυσικές (π.χ. θερμοκρασία), χημικές (π.χ. τα διαθέσιμα υποστρώματα) και βιολογικές (π.χ. η σύνθεση της μικροβιακής κοινότητας) ιδιότητες, μα και μονοπάτια ανάδρασης».

Επισκοπώντας τη σχετική βιβλιογραφία (Diaz *et al.*, 1993; Golueke, 1972; McGauhey *et al.*, 1953), οι Diaz *et al.* (2002) θεωρούν ότι η «κομποστοποίηση είναι η υπό ελεγχόμενες συνθήκες βιολογική αποικοδόμηση του βιοδιασπώμενου οργανικού κλάσματος των Αστικών Στερεών Αποβλήτων, μέχρι μία κατάσταση επαρκώς σταθερή για αποθήκευση και χειρισμό χωρίς οχλήσεις και για ασφαλή χειρισμό στο έδαφος». Στο ίδιο πεδίο, αυτό της διαχείρισης (βιο)αποβλήτων, η Ευρωπαϊκή Επιτροπή παρουσίασε μέσα από το “Working Document on

biological treatment of biowaste” (EC, 2001), έναν προκαταρκτικό, αλλά περιεκτικό ορισμό, που βοηθά στη διάκριση της κομποστοποίησης από μη διαχειριζόμενες και ανεπαρκώς ελεγχόμενες διεργασίες. Σύμφωνα με αυτόν, η κομποστοποίηση είναι η *«η αυτόθερμη και θερμόφιλη βιολογική αποικοδόμηση διαλεγμένων στην πηγή βιοαποβλήτων, παρουσία οξυγόνου και υπό ελεγχόμενες συνθήκες, μέσω της δράσης μικρο- και μακρο- οργανισμών, προκειμένου να παραχθεί κομπόστ»* (EC, 2001). Αντίστοιχα, στη νεότευκτη υπουργική απόφαση της Ελληνικής Νομοθεσίας, η κομποστοποίηση διαχωρίζεται σαφώς από την αναερόβια χώνευση, αφού ορίζεται ως η *«ελεγχόμενη αερόβια (οξειδωτική) βιολογική διαδικασία αποδόμησης και σταθεροποίησης οργανικών υλικών, που πραγματοποιείται υπό τις φυσικές και χημικές εκείνες συνθήκες που ευνοούν τη διαδοχή συγκεκριμένων θερμόφιλων, θερμοάντοχων και μεσόφιλων μικροβιακών πληθυσμών»* (ΚΥΑ 56366/4351/2012).

Ορισμένα (λιγοστά) κείμενα στρέφουν την προσοχή στην εξώεργη φύση της κομποστοποίησης και στα «παράπλευρα» προϊόντα της. Επισημαίνουν ότι το κομπόστ δεν χρειάζεται αναγκαστικά να είναι ο απώτερος στόχος της κομποστοποίησης: Η θερμότητα που παράγεται θα μπορούσε να αποκτήσει βαρύνουσα σημασία, εφόσον βέβαια υπήρχε τρόπος αξιοποίησής της (ADAS Consulting Limited, 2005). Η εργασία των Klejment & Rosiński (2008), είναι μία από τις (λίγες) προσπάθειες εκτίμησης των θερμικών ιδιοτήτων των μειγμάτων κομποστοποίησης. Είχε ως προοπτική την ανάδειξη της κομποστοποίησης ως ανανεώσιμη πηγή θερμότητας (χαμηλών θερμοκρασιών), ωστόσο τα αποτελέσματά της έδειξαν ότι απαιτείται περαιτέρω διερεύνηση (Klejment & Rosiński, 2008). Με παρόμοιο σκεπτικό, πολλές από τις μεταβολές που λαμβάνουν χώρα κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης, όπως *«η υγιεινοποίηση, η σταθεροποίηση, η μείωση της παραγωγής μεθανίου και του όγκου των οργανικών αποβλήτων»* θα μπορούσαν να αναδειχθούν σε στόχους (ADAS Consulting Limited, 2005).

Εξετάζοντας τους προαναφερθέντες ορισμούς και τις σχετικές περιγραφές, μπορεί να εξαχθεί το συμπέρασμα ότι η κομποστοποίηση ως βιολογική διεργασία, αλλά και ως μέθοδος επεξεργασίας αποβλήτων, ενεργοποιείται, εξελίσσεται και ελέγχεται από τέσσερις παράγοντες (Εικόνα 2.1):

- το αρχικό μείγμα, το οποίο καθορίζεται από το διαχειριστή,
- τους παράγοντες βιοαποικοδόμησης, δηλαδή τους εμπλεκόμενους μικρο- και μακρο- οργανισμούς,

- τις λειτουργικές συνθήκες, δηλαδή τις περιβαλλοντικές παραμέτρους που μπορεί/πρέπει να ελεγχθούν κατά την εξέλιξη της διεργασίας, και
- την απαιτούμενη ποιότητα του τελικού προϊόντος (Εικόνα 2.1).

Ανακεφαλαιώνοντας ή συγκερνώντας τις κυρίαρχες διατυπώσεις, ο όρος κομποστοποίηση περιγράφει την ελεγχόμενη βιολογική οξειδωτική διεργασία αποικοδόμησης (ανοργανοποίησης και μερικής χουμοποίησης) ετερόκλητων οργανικών υλικών.

Η αποικοδόμηση αυτή πραγματοποιείται με τη διαδοχή μεσόφιλων, θερμόφιλων και θερμοάντοχων μικροβιακών πληθυσμών¹, των οποίων οι μεταβολικές διεργασίες οδηγούν στην έκλυση θερμότητας και την παραγωγή ενός σταθεροποιημένου οργανικού προϊόντος, του επονομαζόμενου κομπόστ (ADAS Consulting Limited, 2005; Diaz *et al.*, 2002; Haug, 1993; Zucconi & de Bertoldi, 1987).



Εικόνα 2.1: Σχηματική απεικόνιση των παραγόντων που περιγράφουν και ορίζουν τη διεργασία της κομποστοποίησης.

Αναλύοντας την προαναφερθείσα περιγραφή, γίνεται εμφανές ότι:

¹Παρότι η συμβολή συγκεκριμένων μακρο-οργανισμών (π.χ. ισόποδα, γεωσκώληκες, κολέμβολα, νηματώδεις - Day & Shaw, 2001; Dindal, 1978) στην κομποστοποίηση αναγνωρίζεται από την επιστημονική κοινότητα, εντούτοις θεωρείται μικρή σε σύγκριση με τη συμβολή των μικροοργανισμών και δεν συμπεριλαμβάνεται στην προσέγγιση της συγκεκριμένης μελέτης.

(1) **Η κομποστοποίηση είναι ελεγχόμενη διεργασία:** Παρότι η κομποστοποίηση πραγματοποιείται αυθόρμητα στη φύση, όταν γίνεται αντικείμενο της βιοτεχνολογίας απαιτείται ο έλεγχος συγκεκριμένων παραμέτρων της ώστε να αποτραπούν οχλήσεις (όπως αιωρούμενα σωματίδια, δυσάρεστες οσμές) και να ληφθεί ένα τελικό προϊόν κατάλληλο για αγροτική ή άλλη χρήση (Bernal *et al.*, 2009). Η κομποστοποίηση διακρίνεται ως διεργασία από την αποσύνθεση ή τη χουμοποίηση, δηλαδή τις διεργασίες εκείνες που λαμβάνουν χώρα αντίστοιχα σε ανοιχτές χωματερές –«σκουπιδότοπους» (Diaz *et al.*, 2002) ή σε φυσικά οικοσυστήματα, χωρίς κατ' ανάγκη θερμόφιλες ή αερόβιες συνθήκες.

(2) **Πρόκειται για μία βιολογική οξειδωτική διεργασία:** Για την υλοποίησή της πρωταρχικό ρόλο παίζουν οι αερόβιοι μικροοργανισμοί (βακτήρια, αρχαία και μύκητες), χωρίς ωστόσο να αποκρύπτεται η ανάγκη για διερεύνηση της παρουσίας και της πιθανής δραστηριότητας αναερόβιων μικροοργανισμών σε αναερόβιους θύλακες του οργανικού μείγματος (Cabanas-Vargas & Stentiford, 2006; Chroni *et al.*, 2009; Thummes *et al.*, 2007). Κατά την αερόβια αποικοδόμηση της οργανικής ύλης καταναλώνεται O_2 , ενώ με παράλληλη έκλυση θερμότητας, παράγονται CO_2 , NH_3 , H_2O και οργανικά οξέα (Day & Shaw, 2001). Η θερμότητα που εκλύεται κατά τη μικροβιακή οξείδωση του C, μπορεί να συσσωρευτεί και να αυξήσει τη θερμοκρασία του υπό κομποστοποίηση υλικού, μόνο αν η μάζα του υλικού είναι επαρκής για να δημιουργηθούν μονωτικές συνθήκες (Finstain, 1992).

(3) **Αφορά στην αποικοδόμηση ετερόκλητων οργανικών υλικών:** Κομποστοποιούνται τόσο φυσικά όσο και συνθετικά (ξενοβιοτικά - xenobiotics) ετερόκλητα οργανικά υλικά. Από τις συνθετικές ενώσεις μπορεί να αποικοδομηθούν μέσω της κομποστοποίησης και ξενοβιοτικά, δηλαδή ενώσεις που δεν απαντώνται στη φύση (Büyüksönmez *et al.*, 2000 & 1999; Carlstrom & Tuovinen, 2003).

(4) **Πραγματοποιείται υπό κατάλληλες φυσικές και χημικές συνθήκες:** Εξελίσσεται σε διαδοχικά στάδια, τα οποία «φωτογραφίζουν» τις μεταβολές φυσικών και χημικών παραμέτρων, τη διαδοχή μικροβιακών κοινοτήτων, την παραγωγή μεταβολικών προϊόντων (χουμικών ενώσεων, λιγνο-πρωτεϊνών) και την απελευθέρωση θρεπτικών στοιχείων από οργανικές ενώσεις (Marshall *et al.*, 2004).

(5) **Κύριο προϊόν της είναι ένα σταθεροποιημένο οργανικό υλικό:** Καταλήγει – όταν εξελίσσεται ομαλά - σε ένα σταθεροποιημένο οργανικό προϊόν, το κομπόστ. Η σταθεροποίηση και ωρίμανση του κομπόστ είναι προαπαιτούμενο για την ασφάλή ως προς το περιβάλλον και

τη δημόσια υγεία αποθήκευση και εφαρμογή του (Diaz *et al.*, 2002). Η αποτίμηση κάθε συστήματος κομποστοποίησης τόσο από οικονομικής όσο και από περιβαλλοντικής πλευράς, εξαρτάται από το βαθμό σταθεροποίησης και ωρίμανσης του κομπόστ (Brinton, 2000).

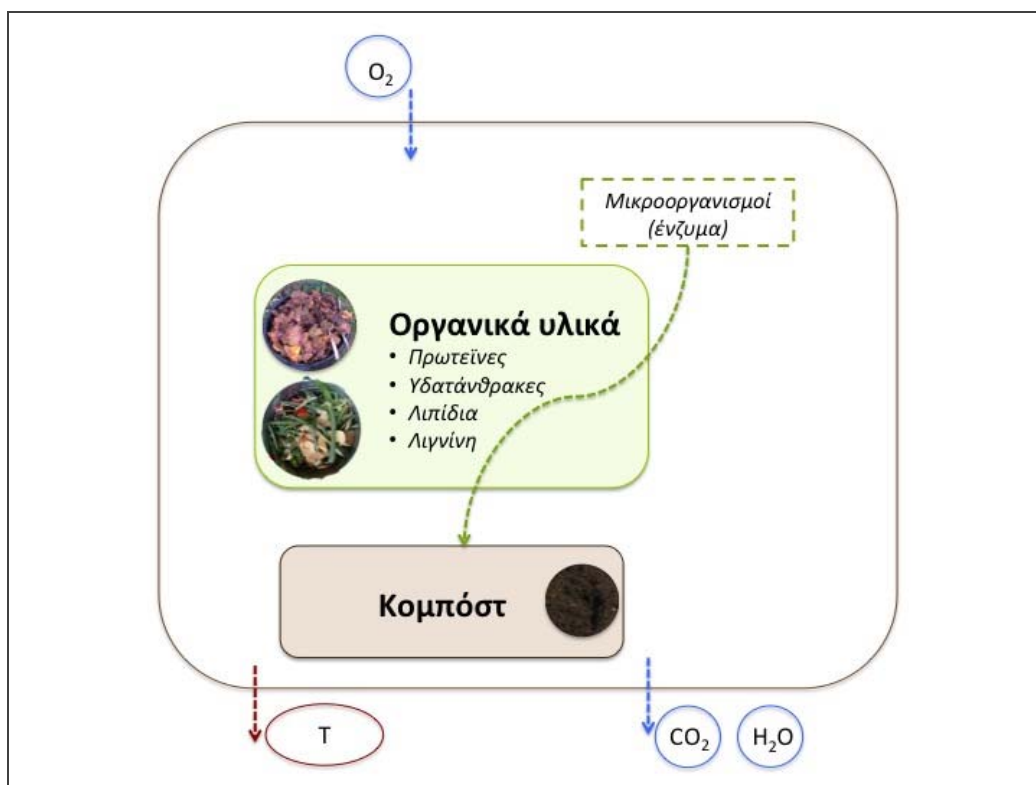
2.1 Η εξέλιξη της κομποστοποίησης

Κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης πολλοί διαφορετικοί πληθυσμοί αερόβιων μικροοργανισμών – κυρίως βακτηρίων και μυκήτων – διασπούν το αποικοδομήσιμο κλάσμα της οργανικής ύλης. Τα οργανικά υλικά «λειτουργούν» για τους μικροοργανισμούς ως ένα υπόστρωμα φυσικής στήριξης και ανταλλαγής αερίων, ως πηγή οργανικών και ανόργανων θρεπτικών ενώσεων, ως δεξαμενή για τα απόβλητα του μεταβολισμού τους και ως θερμική μόνωση. Η κύρια μεταβολική οδός είναι η αερόβια αναπνοή. Οι βιοχημικές αλλαγές της οργανικής ύλης κατά τη διεργασία της κομποστοποίησης υλοποιούνται στην υδατοδιαλυτή φάση μέσω του μεταβολισμού μικροοργανισμών (Said- Pullicino *et al.*, 2007).

Όταν οι περιβαλλοντικοί παράγοντες – συγκεκριμένα, η περιεκτικότητα σε υγρασία, η θερμοκρασία και η συγκέντρωση οξυγόνου – είναι ευνοϊκοί για την ανάπτυξη των μικροοργανισμών, η μικροβιακή δραστηριότητα ξεκινά. Λίγο χρόνο μετά τη συγκέντρωση και ανάμιξη των οργανικών υλικών οι μικροοργανισμοί αρχίζουν να αυξάνονται και να αναπαράγονται. Κατά την αερόβια αποικοδόμηση της οργανικής ύλης, η οποία εξυπηρετεί τον ενεργειακό μεταβολισμό των μικροοργανισμών, καταναλώνεται O_2 , ενώ παράγονται οργανικά προϊόντα, CO_2 , H_2O και ενέργεια με κυρίως τη μορφή θερμότητας (Chiumenti *et al.*, 2005; Day & Shaw, 2001; Peigne & Girardin, 2004), όπως απεικονίζεται στην Εικόνα 2.2. Η θερμότητα που εκλύεται κατά τη μικροβιακή οξείδωση του C μπορεί να συσσωρευτεί και να αυξήσει τη θερμοκρασία του υπό κομποστοποίηση μείγματος, μόνο αν η μάζα του είναι επαρκής (συνήθως $> 1m^3$) για την επίτευξη μονωτικών συνθηκών (Finstain, 1992). Το τελικό προϊόν, δηλαδή το κομπόστ, αποτελείται από τα περισσότερα ανθεκτικά στην αποικοδόμηση μέρη των οργανικών υλικών, από προϊόντα αποικοδόμησης, τη βιομάζα νεκρών και ζωντανών μικροοργανισμών και προϊόντα χημικών αντιδράσεων που λαμβάνουν χώρα μεταξύ των προαναφερθέντων υλικών (Biddlestone & Gray, 1987).

Οι μεταβολές της θερμοκρασίας που παρατηρούνται κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης, αντανakλούν αλλά και επηρεάζουν τη δυναμική και τη διαδοχή των

μικροβιακών κοινοτήτων. Με αποτέλεσμα, το προφίλ της θερμοκρασίας, δηλαδή η καμπύλη που προκύπτει από τη γραφική απεικόνιση των τιμών της θερμοκρασίας σε συνάρτηση με το χρόνο, να είναι ως ένα βαθμό χαρακτηριστικό για κάθε σύστημα κομποστοποίησης (π.α.αδειγματος χάρη, σειράδια, σωροί, κλειστά κανάλια κ.λπ.), και να μπορεί να χρησιμοποιηθεί με σχετική ασφάλεια για την παρακολούθηση της διεργασίας.



Εικόνα 2.2: Διαγραμματική απεικόνιση της αερόβιας βιολογικής διεργασίας που λαμβάνει χώρα κατά την κομποστοποίηση (*T*: Θερμότητα).

Πρέπει να σημειωθεί ότι το χαρακτηριστικό αυτό προφίλ καταγράφεται μόνο όταν η διεργασία της κομποστοποίησης εξελίσσεται ομαλά. Οποιαδήποτε απόκλιση από τη γενική τάση υποδεικνύει ότι η διεργασία έχει διαταραχθεί (Diaz *et al.*, 2002) και πρέπει να εκλαμβάνεται από τους διαχειριστές των συστημάτων κομποστοποίησης ως προειδοποίηση για τη λήψη διορθωτικών μέτρων.

Αναλύοντας τον τρόπο με τον οποίο η μικροβιακή δράση αντανακλάται στη διακύμανση των τιμών της θερμοκρασίας, η επιστημονική κοινότητα γενικά συναινεί στο ότι η εξέλιξη της κομποστοποίησης χαρακτηρίζεται από τα εξής τέσσερα διαδοχικά στάδια:

- το **μεσόφιλο στάδιο**, κατά το οποίο σημειώνεται ραγδαία αύξηση της θερμοκρασίας (20-45 °C),
- το **θερμόφιλο στάδιο**, κατά το οποίο η θερμοκρασία διατηρείται σε σχετικά υψηλά επίπεδα (45-65 °C),
- το **στάδιο πτώσης της θερμοκρασίας** στο επίπεδο της θερμοκρασίας περιβάλλοντος, και
- το **στάδιο της ωρίμανσης**, με θερμοκρασία στο επίπεδο θερμοκρασίας περιβάλλοντος.

Δεδομένου ότι τα όρια μεταξύ των δύο τελευταίων σταδίων είναι δυσδιάκριτα, ορισμένες ερευνητικές ομάδες προτείνουν την ενοποίησή τους και τα εκλαμβάνουν από επιστημονική και/ή διαχειριστική πλευρά ως ένα (Marshall *et al.*, 2004). Τα στάδια περιγράφονται αναλυτικά στις ενότητες 2.2.1 – 2.2.4.

Όπως σημειώνουν οι Insam *et al.* (2010), ο πρώτος που απέδειξε ότι η αύξηση της θερμοκρασίας κατά τη διαδικασία της κομποστοποίησης οφείλεται στη μικροβιακή δράση, δηλαδή στις εξώθερμες αντιδράσεις του μικροβιακού μεταβολισμού, ήταν ο Browne τον προηγούμενο αιώνα (Browne, 1933). Κάτι λιγότερο από εκατό χρόνια ή αρκετές χιλιάδες δημοσιεύσεις μετά, είναι κοινώς αποδεκτό ότι οι μικροβιακές κοινότητες και η θερμοκρασία που αναπτύσσει το υπό κομποστοποίηση μείγμα συνδέονται με μία σχέση ανάδρασης.

Η σχέση μεταξύ των μικροβιακών κοινοτήτων και της θερμοκρασίας ξεκινά με την αποικοδόμηση των εύκολα αφομοιώσιμων οργανικών υλικών του μείγματος από μικροοργανισμούς, η οποία συνοδεύεται από έκλυση (μεταβολικής) θερμότητας. Στην περίπτωση που η μάζα του μείγματος είναι αρκετή (Finstain, 1992), και δεδομένου ότι η θερμική αγωγιμότητα των υποστρωμάτων είναι γενικά χαμηλή (Klejment & Rosiński, 2008), η θερμότητα αυτή συσσωρεύεται στο μείγμα. Η απομάκρυνση της θερμότητας συντελείται βραδύτερα από την παραγωγή της και επομένως η θερμοκρασία του υποστρώματος αυξάνεται. Η αυξημένη τιμή της θερμοκρασίας επιδρά με τη σειρά της στη δομή και τη δραστηριότητα των μικροβιακών κοινοτήτων. Η επίδραση αυτή μπορεί να είναι είτε άμεση (π.χ. να προκαλεί θερμικό σοκ και άρα την κατάρρευση ορισμένων μικροβιακών πληθυσμών)

είτε έμμεση (π.χ. μέσω των μεταβολών που επιφέρει η άνοδος της θερμοκρασίας στην περιεκτικότητα σε υγρασία και τη διαθεσιμότητα του οξυγόνου στο υπό κομποστοποίηση μείγμα). Η διαμόρφωση, ενίσχυση ή αποδυνάμωση της προαναφερόμενης σχέσης ανάδρασης εξαρτάται από την οξύτητα και τη μάζα του υποστρώματος, την περιεκτικότητα τού σε υγρασία, τη διαθεσιμότητα του οξυγόνου και των θρεπτικών (για τους μικροοργανισμούς) στοιχείων.

Από τα παραπάνω συνάγεται ότι οι συνθήκες θερμοκρασίας που δημιουργούνται από την κυρίαρχη κάθε φορά μικροβιακή κοινότητα, άλλοτε υποθάλπουν και άλλοτε ενισχύουν την κυριαρχία της. Έτσι, καθορίζουν μέχρι ένα βαθμό τη σύνθεση που θα έχει η μικροβιακή κοινότητα στην αμέσως επόμενη φάση. Η θερμοκρασία του υποστρώματος αντανakλά τόσο την τρέχουσα μικροβιακή δραστηριότητα, όσο και εκείνη που έχει προηγηθεί (Beffa *et al.*, 1996), και αποτελεί προϊόν των μικροβιακών «δυνάμεων», που συμπράττουν ή συγκρούονται στην προσπάθεια εκμετάλλευσης της τροφικής δεξαμενής.

2.1.1 Το μεσόφιλο στάδιο

Η διαδικασία της κομποστοποίησης ξεκινά σε θερμοκρασία περιβάλλοντος, όταν οι μικροοργανισμοί που ενδημούν στα υλικά του αρχικού μείγματος, αλλά και εκείνοι που μεταφέρονται στο υπόστρωμα από το περιβάλλον (ατμόσφαιρα, νερό, έδαφος), βρεθούν σε συνθήκες κατάλληλες για την ανάπτυξή τους. Δηλαδή, όταν το αρχικό μείγμα τους προσφέρει επάρκεια σε εύκολα αφομοιώσιμες μορφές του άνθρακα, του αζώτου και του οξυγόνου, καθώς και το απαραίτητο² επίπεδο υγρασίας. Τότε, ξεκινούν να βιοαποικοδομούν τις εύκολα διασπώμενες οργανικές ενώσεις του μείγματος (σάκχαρα, άμυλο, λιπίδια, αμινοξέα, πρωτεΐνες κ.ά.) και να εκλύουν θερμότητα, η οποία οδηγεί σε ραγδαία αύξηση της θερμοκρασίας του μείγματος. Το στάδιο αυτό της κομποστοποίησης ονομάζεται μεσόφιλο. Κατά συνέπεια, το μεσόφιλο στάδιο αντανakλά την «ενεργοποίηση» των βιοαποικοδομητικών μικροοργανισμών, την εντατικοποίηση των μεταβολικών τους διεργασιών και την επακόλουθη ανάπτυξη και αύξησή τους.

Η έναρξη (φάση υστέρησης) και η εντατικοποίηση των διεργασιών μεταβολισμού (εκθετική φάση αύξησης) των μικροοργανισμών λαμβάνουν χώρα ταχύτατα. Με αποτέλεσμα,

² για τη θρέψη και κίνησή τους

το μεσόφιλο στάδιο να διαρκεί 12 h έως 72 h (συνήθως 24 h έως 48 h) και να χαρακτηρίζεται από έντονους ρυθμούς αύξησης της θερμοκρασίας του μείγματος από το επίπεδο της θερμοκρασίας περιβάλλοντος μέχρι το επίπεδο των 40 – 45 °C. Όπως χαρακτηριστικά αναφέρουν οι Harper *et al.* (1992) κάτω από συνθήκες που ευνοούν τους ρυθμούς βιοαποικοδόμησης «η θερμοκρασία του αρχικού υλικού μπορεί να αυξηθεί περισσότερο από 30 °C σε λιγότερο από 24 h».

Η παρατηρούμενη ραγδαία άνοδος της θερμοκρασίας οφείλεται στο ότι η θερμότητα που παράγουν οι μικροοργανισμοί μέσω των ενεργειακών μεταβολικών τους οδών, δεν απομακρύνεται αρκετά γρήγορα από το υπόστρωμα. Η αιτία βρίσκεται στα χαρακτηριστικά και τις ενδογενείς ιδιότητες του υποστρώματος, π.χ. στον όγκο, τη χαμηλή θερμική αγωγιμότητα και τις συνθήκες αερισμού (Finstain, 1992; Klejment & Rosiński, 2008).

Η αφθονία του αρχικού μείγματος σε εύκολα διασπώμενες ενώσεις υψηλής ενέργειας, όπως τα σάκχαρα και οι πρωτεΐνες, ενθαρρύνει την ανάπτυξη των βακτηρίων και των μυκήτων, οι οποίοι συχνά αναφέρονται ως οι πρώτοι αποικοδομητές. Στις συνθήκες αυτές οι μύκητες ανταγωνίζονται τα βακτήρια για τις διαθέσιμες ενώσεις (Insam *et al.*, 2010). Ωστόσο, φαίνεται ότι τα βακτήρια αναπτύσσονται ταχύτερα σε σχέση με τους υπόλοιπους μικροοργανισμούς (Finstain & Morris, 1975), και υποσκελίζουν τους μύκητες από τη στιγμή που ο μέγιστος ειδικός ρυθμός αύξησής τους ξεπεράσει κατά μία τάξη εκείνον των μυκήτων (Insam *et al.*, 2010).

Οι μικροοργανισμοί που δρουν σε αυτό το στάδιο ανήκουν κατά κύριο λόγο στην κατηγορία των μεσόφιλων (εύρος θερμοκρασιών: 25 – 45 °C). Ωστόσο, δεν απουσιάζουν επιστημονικές αναφορές (Lynch & Cherry, 1996) για τη συμβολή ψυχρόφιλων μικροοργανισμών (εύρος θερμοκρασιών: 0 – 25 °C) στην έναρξη της κομποστοποίησης. Για παράδειγμα, σε έρευνες που πραγματοποιήθηκαν στον Καναδά και τις βόρειες περιοχές των Η.Π.Α. η κομποστοποίηση ξεκίνησε και εξελίχθηκε ομαλά, χωρίς φαινόμενα ή ενδείξεις ανάσχεσης, παρά το γεγονός ότι η θερμοκρασία περιβάλλοντος κυμαινόταν από -27 °C έως 15 °C (Lynch & Cherry, 1996). Τέτοια αποτελέσματα ενισχύουν την απόφαση ορισμένων ερευνητών να μετονομάζουν το μεσόφιλο στάδιο, σε στάδιο αυτό-θέρμανσης (Marshall *et al.*, 2004).

Οι συνθήκες υψηλών θερμοκρασιών που προκύπτουν από τις μεταβολικές αντιδράσεις των μικροοργανισμών κατά το μεσόφιλο στάδιο, δρουν δυσμενώς στην ανάπτυξη των

μεσόφιλων (και ψυχρόφιλων) μικροοργανισμών, αλλά ευνοϊκά για την ανάπτυξη θερμόφιλων και θερμοάντοχων. Με αποτέλεσμα, οι θερμόφιλοι και οι θερμοάντοχοι να αποκτούν σταδιακά συγκριτικό πλεονέκτημα έναντι των μεσόφιλων και να πραγματοποιείται διαδοχή των μικροβιακών κοινοτήτων ή – ορθότερα - η διαδοχή της μεσόφιλης μικροχλωρίδας από τη θερμόφιλη.

Ο προσδιορισμός του σημείου μετάβασης από το μεσόφιλο στο θερμόφιλο στάδιο έχει επιχειρηθεί μέσω της παρακολούθησης μικροβιολογικών, φυσικών και χημικών παραμέτρων. Ο ρυθμός αναπνευστικής δραστηριότητας είναι μία από τις παραμέτρους που την εκφράζουν σχετικά αξιόπιστα. Ενδεικτικά, οι Nakasaki *et al.* (1985), κατάφεραν να συσχετίσουν την παρατηρούμενη μείωση του εκλυόμενου CO₂ στο τέλος του μεσόφιλου σταδίου, καθώς η θερμοκρασία προσέγγιζε τους 45 °C, και τη μετέπειτα ανάκαμψη του, με τη διαδοχή των μικροοργανισμών (Nakasaki *et al.*, 1985).

2.1.2 Το θερμόφιλο στάδιο

Η παράδοση της σκυτάλης από τους μεσόφιλους στους θερμόφιλους μικροοργανισμούς συντελείται όταν η θερμοκρασία του μείγματος αγγίζει τους 45 °C, και σηματοδοτεί την έναρξη του θερμόφιλου σταδίου (Miller, 1993). Το στάδιο αυτό χαρακτηρίζεται από υψηλές τιμές της θερμοκρασίας και μέτρια επίπεδα εύκολα αποικοδομήσιμων οργανικών ενώσεων, υγρασίας και οξυγόνου (Marshall *et al.*, 2004). Η διάρκειά του συνήθως είναι 6 έως 9 εβδομάδες.

Οι Klejment & Rosiński (2008) εκτίμησαν ότι κατά το θερμόφιλο στάδιο της κομποστοποίησης αστικών αποβλήτων παρήχθηκε κατά μέσο όρο θερμότητα 1,14 MJ/kg μείγματος. Ο ρυθμός της αποικοδόμησης στο στάδιο αυτό είναι ταχύς και επιταχυνόμενος μέχρι το σημείο εκείνο που:

⇒ η θερμοκρασία του υποστρώματος φτάσει περίπου τους 62°C (Insam *et al.*, 2010), οι αποικοδομήσιμες οργανικές ενώσεις εξαντληθούν (βιοαποικοδομηθούν) και απομείνουν όσες ανθίστανται στη βιοαποικοδόμηση, όπως η λιγνίνη και η κυτταρίνη (Iglesias Jiménez & Pérez García, 1991).

Σύμφωνα με τους Marshall *et al.* (2004), το θερμόφιλο στάδιο αποτελεί την ακρογωνιαία λίθο στη διαχείριση ενός συστήματος κομποστοποίησης. Οι παράμετροι που το

προσδιορίζουν, δηλαδή οι **διακυμάνσεις της θερμοκρασίας**, η **μέγιστη τιμή** της θερμοκρασίας και ο **χρόνος έκθεσης του υποστρώματος κομποστοποίησης στη μέγιστη θερμοκρασία**, παίζουν καθοριστικό ρόλο:

- στις οσμές που θα αναδυθούν,
- στις απώλειες της αμμωνίας,
- στην εξουδετέρωση των παθογόνων του ανθρώπου,
- στην εξουδετέρωση των παθογόνων και των εχθρών των φυτών (βακτηρίων, μυκήτων, σπόρων ζιζανίων, προνυμφών εντόμων), και
- στη βιωσιμότητα της μικροβιακής κοινότητας που συμμετέχει στην κομποστοποίηση³.

Ζητούμενο για το διαχειριστή ενός συστήματος κομποστοποίησης είναι να βρει τη χρυσή τομή στη σχέση «μέγιστη θερμοκρασία - χρόνος έκθεσης», δηλαδή στο να καθορίσει για πόσο χρονικό διάστημα θα πρέπει να παραμείνει το υπό κομποστοποίηση μείγμα στη μέγιστη θερμοκρασία, έτσι ώστε να μειώσει τις οχλήσεις (αμμωνία, οσμές και παθογόνα), χωρίς να διαταράξει την ομαλή εξέλιξη της διαδικασίας.

Ο καθορισμός της βέλτιστης ανώτατης θερμοκρασίας κατά το θερμόφιλο στάδιο, αλλά και του χρονικού διαστήματος που απαιτείται αυτή να διατηρηθεί, έχουν αποτελέσει αντικείμενο επισταμένης έρευνας και ήπιων επιστημονικών διαξιφισμών. Οι βέλτιστες τιμές που έχουν αναφερθεί στη βιβλιογραφία, κυμαίνονται από 40 °C έως 70 °C (Haug, 1993) και λέγεται ότι αυτές εξαρτώνται σε μεγάλο βαθμό από το υπόστρωμα και το σύστημα κομποστοποίησης. Σύμφωνα με το Miller (1993), η μέγιστη απόδοση της κομποστοποίησης σημειώνεται μεταξύ 55 °C και 59 °C, ενώ πάνω από τους 60 °C ξεκινάει η θερμοκρασιακή αναστολή των μικροοργανισμών αφού «βγαίνουν» από το βέλτιστο όριο δράσης τους.

Η σχέση αυτή ενσωματώνεται μέτρια στην Ελληνική Νομοθεσία που ορίζει τις απαιτούμενες συνθήκες επεξεργασίας για την παραγωγή κομπόστ τύπου Α ως εξής: *«Επίτευξη θερμοκρασίας ≥ 55 °C για διάστημα δύο εβδομάδων κατά την κομποστοποίηση σε σειράδια ανοικτού τύπου, με 5 αναμίξεις στο διάστημα αυτό. Εναλλακτικά, επίτευξη θερμοκρασίας ≥ 65 °C για διάστημα μιας εβδομάδας, κατά την κομποστοποίηση σε σειράδια ανοικτού τύπου, με 2*

³ Όταν οι τιμές της θερμοκρασίας ξεπεράσουν τους 70 °C και θανατωθεί η πλειονότητα των μεσόφιλων πληθυσμών, η ανάκαμψη της μεσόφιλης μικροβιακής κοινότητας θα καθυστερήσει.

αναμίξεις» (ΚΥΑ 56366/4351/2012), δίνοντας μεγαλύτερη έμφαση στην υγεινολογία του υποστρώματος από ότι στη γρήγορη αποδόμηση των βιοδιασπάσιμων ουσιών.

Η μέγιστη θερμοκρασία που έχει ως τώρα (έτος 2016) καταγραφεί σε συστήματα κομποστοποίησης πλησιάζει τους 82 °C, και έχει σημειωθεί ότι σε αυτήν η μικροβιακή δραστηριότητα παύει (Finstain *et al.*, 1983). Σύμφωνα με τους Insam *et al.* (2010), η άνοδος της θερμοκρασίας σε τιμές που προκαλούν αναστολή ή παύση της μικροβιακής δραστηριότητας, πιθανόν να μην οφείλεται στο μικροβιακό μεταβολισμό, αλλά σε εξώθερμες χημικές αντιδράσεις, στις οποίες ενδέχεται να εμπλέκονται θερμο-σταθερά ένζυμα των ακτινοβακτηρίων.

Από ένα σημείο και πέρα, η διατήρηση υψηλών θερμοκρασιών στο υπο κομποστοποίηση μείγμα μετατρέπεται σε περιοριστικό παράγοντα για τη μικροβιακή κοινότητα. Οι υψηλές θερμοκρασίες τείνουν να συρρικνώνουν τη μικροβιακή κοινότητα τόσο σε επίπεδο ποικιλότητας, όσο και πληθυσμού. Άμεση συνέπεια είναι η πτώση της θερμοκρασίας, λόγω της επιβράδυνσης της μεταβολικής παραγωγής θερμότητας.

Ωστόσο, το φαινόμενο αυτό δεν σηματοδοτεί κατά ανάγκη την αρχή του τέλους για το θερμόφιλο στάδιο: Η επιβράδυνση της μεταβολικής παραγωγής θερμότητας ενδέχεται να είναι επακόλουθο της συσσωρευμένης θερμότητας και της κατανάλωσης του διαθέσιμου οξυγόνου και όχι της εξάντλησης των βιοαποικοδομήσιμων οργανικών ενώσεων. Στην περίπτωση αυτή η μικροβιακή κοινότητα μπορεί να ανακάμψει και το σύστημα να οδηγηθεί σε έναν ή περισσότερους ακόμη κύκλους ανάπτυξης και κατάρρευσης μικροβιακών πληθυσμών, εφόσον οι διαχειριστές του επέμβουν κατάλληλα με αναδεύσεις, αερισμό ή και διαβροχή.

Κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης, συχνά το pH λαμβάνει αλκαλικές τιμές, δεδομένου ότι οι αζωτούχες οργανικές ενώσεις μετατρέπονται σε αμμωνία και οδηγούν σε απώλεια αζώτου. Όταν η επίδραση των επεμβάσεων στην άνοδο της θερμοκρασίας ατονήσει, οι εύκολα βιοαποικοδομήσιμες ενώσεις θα έχουν ελαττωθεί σημαντικά ή στερεύσει. Τότε, η μετάβαση του συστήματος στο επόμενο στάδιο της κομποστοποίησης – το στάδιο πτώσης της θερμοκρασίας - έχει δρομολογηθεί.

2.1.3 Το στάδιο πτώσης της θερμοκρασίας

Αν και «χρωστάει» το όνομά του αποκλειστικά στη μείωση της θερμοκρασίας, το συγκεκριμένο στάδιο κομποστοποίησης χαρακτηρίζεται από γενικότερη ύφεση. Σε αυτό σημειώνονται μείωση έως και εξάντληση θρεπτικών στοιχείων (συμπεριλαμβανομένων των άμεσα διαθέσιμων πηγών άνθρακα και αζώτου), μείωση της περιεκτικότητας σε υγρασία και περιορισμό της μικροβιακής δραστηριότητας, η οποία οδηγεί στην – προαναφερόμενη – πτώση της θερμοκρασίας.

Με την εξάντληση των εύκολα βιοδιασπώμενων ενώσεων, οι θερμόφιλοι μικροοργανισμοί, υποχωρούν πληθυσμιακά και ως προς την ποικιλότητά τους, αφήνοντας το πεδίο ελεύθερο για μία ακόμη διαδοχή των μικροβιακών κοινοτήτων. Οι νέες συνθήκες θερμοκρασίας μαζί με τις νέες δεξαμενές τροφής που προέκυψαν από τη διάσπαση των εύκολα και μέτρια βιοαποικοδομήσιμων ενώσεων, επιτρέπουν την ανάκαμψη των μεσόφιλων μικροοργανισμών που επιβίωσαν (ως σπόρια ή μέσα σε μικρο-ενδιαιτήματα στα οποία επικρατούσαν ευνοϊκές συνθήκες), αλλά και την ανάπτυξη άλλων, νεοφερμένων μεσόφιλων, που προέρχονται από το περιβάλλον είτε τυχαία μέσω μόλυνσης είτε εσκεμμένα με εμβολιασμό.

Στο σημείο αυτό πρέπει να σημειωθεί ότι η σύνθεση της μεσόφιλης μικροβιακής κοινότητας που δρα στο πρώτο στάδιο της κομποστοποίησης (το μεσόφιλο), διαφέρει από τη σύνθεση αυτής που κυριαρχεί στο τρίτο στάδιο (πτώσης της θερμοκρασίας), κυρίως λόγω των μεταβολών που έχει υποστεί το υπόστρωμα κομποστοποίησης. Ενώ κατά το μεσόφιλο στάδιο της κομποστοποίησης κυριαρχούν οι μικροοργανισμοί που αποικοδομούν τα σάκχαρα, τους ολιγοσακχαρίτες και τις πρωτεΐνες, στο στάδιο πτώσης της θερμοκρασίας καταγράφονται αυξημένοι οι πληθυσμοί μικροοργανισμών που διασπούν το άμυλο ή την κυτταρίνη (Insam *et al.*, 2010).

2.1.4 Το στάδιο της ωρίμανσης

Όπως συμβαίνει στο σύνολο σχεδόν των φυσικών διεργασιών, το όριο μεταξύ δύο σταδίων δεν χαράσσεται με μία λεπτή γραμμή, όσο με μία φαρδιά ζώνη, η οποία δηλώνει ότι το τέλος του ενός συγχωνεύεται και εναλλάσσεται βαθμιαία με την αρχή του άλλου. Αυτός, ίσως είναι και ο λόγος που πολλοί επιστήμονες εκλαμβάνουν τα δύο αυτά στάδια της

κομποστοποίησης, δηλαδή το στάδιο πτώσης της θερμοκρασίας και το στάδιο ωρίμανσης ως ένα (Marshall *et al.*, 2004).

Κατά το πέρασμα από το ένα στάδιο στο άλλο, η θερμοκρασία του υποστρώματος κομποστοποίησης τείνει να ταυτιστεί με τη θερμοκρασία περιβάλλοντος. Γεγονός, που υποδηλώνει ότι η διαδικασία βαίνει στην ολοκλήρωσή της (Haug, 1993). Στο στάδιο της ωρίμανσης, έχουν απομείνει κυρίως οι μη βιοαποικοδομήσιμες ενώσεις (π.χ. λιγνινοκυτταρίνες, λιγνίνες, σύμπλοκα λιγνίνης και χουμικών ενώσεων), ενώ η μικροβιακή κοινότητα αλλάζει ριζικά σε (αρκετά) διαδοχικά βήματα. Παρότι τα φυσικά και χημικά χαρακτηριστικά του υποστρώματος δεν σημειώνουν έντονες ή ταχείες μεταβολές, μελέτες έχουν δείξει ότι οι μικροβιακές κοινότητες εξακολουθούν να εξελίσσονται (Danon *et al.*, 2008). Ο διαχειριστικός στόχος στο συγκεκριμένο στάδιο της κομποστοποίησης είναι η αδρανοποίηση των τοξικών ενώσεων που ενδεχομένως περιέχονται στο υπόστρωμα, ώστε το τελικό προϊόν να μπορεί να χρησιμοποιηθεί με ασφάλεια.

3. Βασικοί αβιοτικοί παράγοντες για τη διεργασία της κομποστοποίησης

Η διεργασία της κομποστοποίησης ελέγχεται κυρίως από τις ενδογενείς ιδιότητες του αρχικού μείγματος (σύσταση, διαστάσεις τεμαχιδίων), αλλά και ορισμένες εξωγενείς παραμέτρους (περιεκτικότητα σε υγρασία, οξύτητα, ηλεκτρική αγωγιμότητα και περιεκτικότητα σε οξυγόνο). Κοινός παρονομαστής όλων είναι η επίδραση τους στην υποστήριξη και τη δράση των μικροοργανισμών που συμμετέχουν στη διεργασία της κομποστοποίησης.

3.1 Ο λόγος άνθρακα προς άζωτο (C/N)

Οι ετερότροφοι μικροοργανισμοί χρειάζονται τον άνθρακα (C) ως πηγή ενέργειας και το άζωτο (N) για να συνθέσουν πρωτεΐνες (Haug, 1993; Tiquia & Tam, 2000). Η λήψη του N επιτυγχάνεται από την αποικοδόμηση των πρωτεϊνών σε πεπτίδια και ελεύθερα αμινοξέα, τα οποία είτε αφομοιώνονται ως έχουν είτε μετά την περαιτέρω αποικοδόμησή τους σε αμμωνία (Chiumenti *et al.*, 2005).

Ο λόγος άνθρακα προς άζωτο (C/N) υποδηλώνει κατά πόσο διασφαλίζεται η απαιτούμενη για τη θρέψη των μικροοργανισμών αναλογία άνθρακα προς άζωτο, και αναγνωρίζεται ως ένα μέγεθος με σημαντική επίδραση στην εξέλιξη της κομποστοποίησης και την ποιότητα του κομπόστ. Πρόκειται για έναν καθαρό αριθμό, που υπολογίζεται από την ολική συγκέντρωση του οργανικού άνθρακα και την ολική συγκέντρωση του αζώτου του υποστρώματος. Η τιμή του λόγου C/N του αρχικού μείγματος, η οποία καθορίζεται από την αρχική σύσταση (Πίνακας 3.1) επηρεάζει την εξέλιξη της κομποστοποίησης. Ο λόγος C/N του κομπόστ αποτελεί ένδειξη για την ποιότητα του και τις χρήσεις που θα μπορούσε να έχει.

Το 1992 οι Kayhanian & Tchobanoglous ακολούθησαν μία νέα οδό για τον υπολογισμό του C/N, δηλώνοντας ότι η επικρατούσα μεθοδολογία ίσως να μην αρμόζει για όλα ανεξαρτήτως τα οργανικά υλικά. Η προσέγγισή τους στηρίζεται στη διαπίστωση ότι τα οργανικά υλικά παρουσιάζουν διαφορές στο βαθμό βιοδιαθεσιμότητας και βιοαποικοδόμησης, οι οποίες δεν «αποκαλύπτονται» από τη συνολική συγκέντρωση του οργανικού C. Οι δύο ερευνητές

υπέθεσαν ότι ο βαθμός αυτός μπορεί να αντανakλάται στα ποσοστά των διαφορετικών κλάσεων του C και στις συγκεντρώσεις του C σε αυτές. Συνηγορώντας σε αυτό, οι Day & Shaw (2001) ανέφεραν ότι οι Jeris & Regan κατέδειξαν το 1973 την επίδραση της διαφορετικής προέλευσης του C στο δυναμικό κομποστοποίησης ποικίλων υποστρωμάτων. Ενδεικτικά, τα ξυλώδη υλικά, παρότι έχουν υψηλές τιμές C, συχνά δεν συνεισφέρουν στη διόρθωση του λόγου C/N του αρχικού μείγματος εξαιτίας της χαμηλής βιοαποικοδομησιμότητάς τους.

Όσον αφορά στο ολικό άζωτο, η μέτρησή του πραγματοποιείται κυρίως με τη μέθοδο Kjeldhal, η οποία δεν ανιχνεύει όλα τα νιτρώδη και νιτρικά ιόντα, εντούτοις η συγκέντρωση των μη ανιχνεύσιμων μορφών αζώτου είναι αμελητέα σε σχέση με τη μετρήσιμη τιμή.

Πίνακας 3.1: Η περιεκτικότητα (%) σε άνθρακα και άζωτο, και ο λόγος άνθρακα προς άζωτο (C/N) διαφορετικών οργανικών υλικών (βάσει του ξηρού βάρους). Πηγές: Day & Shaw, 2001, Diaz et al., 2002.

Υλικό	C (%)	N (%)	C/N	Αναφορά
Κοπριά αγελάδων	30,6	1,7	18,0	Polprasert, 1989
Υπολείμματα τροφίμων	50,0	3,2	15,6	Kayhanian & Tchobanoglous, 1992
Υπολείμματα κήπου	44,5	0,93	48,0	Kayhanian & Tchobanoglous, 1992
Χαρτόνι	48,2	0,20	254	Day et al., 1998
Χαρτί	43,3	0,25	173	Savage, 1996
Πριονίδι	56,2	0,11	511	Willson, 1993
Κουτσουλιές	35,3	5,6	6,3	Poincelet, 1977
Ενεργή ιλύς	-	2-6,9	5-16	Rynk, 1992

Το εύρος των τιμών του λόγου C/N που οδηγεί στην απρόσκοπτη εξέλιξη της κομποστοποίησης εξαρτάται από τις ανάγκες των μικροοργανισμών. Γενικά εκτιμάται ότι ένα τυπικό βακτήριο αποτελείται κατά 50% από C και κατά 12% από N, με βάση το ξηρό του βάρος (Madigan et al., 2005). Μέρος του C οξειδώνεται προς CO₂ ώστε να παραχθεί η ενέργεια που χρειάζονται τα βακτήρια, ενώ ο υπόλοιπος χρησιμοποιείται μαζί με το N για την παραγωγή των δομικών στοιχείων των μικροβιακών κυττάρων. Με την παραδοχή ότι για τις διεργασίες του μεταβολισμού τού απαιτούνται τριάντα (30) μέρη άνθρακα για ένα (1) μέρος αζώτου, ο λόγος C/N του υποστρώματος της κομποστοποίησης θα πρέπει να κυμαίνεται από 20 έως 30

(Sadaka & El-Taweel, 2003) ή από 25 έως 30 (Kumar *et al.*, 2010; Vallini *et al.*, 2002). Ορισμένοι ωστόσο, ερευνητές διευρύνουν ελαφρώς το εύρος των τιμών θέτοντας ανώτερο όριο το 40, ενώ υπογραμμίζουν ότι οι βέλτιστες τιμές (του λόγου) εξαρτώνται από τον τύπο του υποστρώματος (Tuomela *et al.*, 2000).

Όπως, ωστόσο, ορθά επισημαίνει ο Stentiford (2001) η κομποστοποίηση πραγματοποιείται ακόμη και όταν ο C/N κινείται εκτός των ιδανικών ορίων: οι τιμές εκτός ορίων επηρεάζουν αρνητικά κυρίως τη διαχείριση (με την έννοια της απόδοσης) του συστήματος κομποστοποίησης και λιγότερο τη διεξαγωγή της διεργασίας.

Όταν ο λόγος λαμβάνει υψηλές τιμές, το άζωτο δεν επαρκεί για την αξιοποίηση του άνθρακα από τους μικροοργανισμούς. Με αποτέλεσμα, το άζωτο να μετατρέπεται σε περιοριστικό παράγοντα για τις μικροβιακές μεταβολικές διεργασίες, ενώ η διαδικασία της κομποστοποίησης να επιβραδύνεται (Sadaka & El-Taweel, 2003, Tuomela *et al.*, 2000). Από την άλλη πλευρά, όταν ο λόγος αποκτά χαμηλές τιμές, ο άνθρακας αξιοποιείται πλήρως, ενώ το πλεονάζον άζωτο χάνεται είτε μέσω της πτητικοποίησης της αμμωνίας (NH₃-N) είτε με τα υγρά της στράγγισης (Guo *et al.*, 2012; Tiquia & Tam, 2000; Zhu, 2007).

Οι παραπάνω διαπιστώσεις περιγράφονται πιο αναλυτικά μέσω των αποτελεσμάτων που έδωσαν στη δημοσιότητα οι Eiland *et al.* το 2001. Σύμφωνα με αυτά οι χαμηλές τιμές του λόγου C/N στο αρχικό μείγμα επιφέρουν ταχεία αποικοδόμηση των κυτταρινούχων ινών τους πρώτους τρεις μήνες της κομποστοποίησης (ημικυτταρίνη: 50-80%, κυτταρίνη 40-60%), σε σύγκριση με τις υψηλότερες τιμές C/N (10-20% σε αμφότερες την ημικυτταρίνη και κυτταρίνη) - Eiland *et al.*, 2001. Η διαφορά αυτή αντανακλάται και στα αποτελέσματα που προέκυψαν, στην ίδια εργασία, από τις μετρήσεις της βιομάζας και της αναπνευστικής δραστηριότητας.

Συχνά, η “διόρθωση” των χαμηλών τιμών του λόγου C/N επιτυγχάνεται με την προσθήκη ενός υλικού διόγκωσης, όπως τα άχυρα ή τα πριονίδια, το οποίο παρότι χρησιμοποιείται ουσιαστικά για το πορώδες του μείγματος, εμπλουτίζει το μείγμα με οργανικό άνθρακα. Ωστόσο, οι Day & Shaw (2001) αναφέρουν ότι από το 1965 κιόλας έχει επισημανθεί ότι τα διαφορετικά είδη ξυλείας έχουν και διαφορετικούς βαθμούς βιοαποικοδόμησης (Allison, 1965).

Επειδή οι (αρχικές κυρίως) τιμές του λόγου C/N επιδρούν στη διάρκεια ολοκλήρωσης της διεργασίας της κομποστοποίησης και κατ’ επέκταση στη διαχείριση και το οικονομικό της

κόστος, η διερεύνηση της απαιτούμενης ελάχιστης τιμής C/N έχει γίνει δημοφιλές αντικείμενο μελετών (Gao *et al.*, 2010; Kumar *et al.*, 2010; Ogunwande *et al.*, 2008). Σε μία από αυτές (Ogunwande *et al.*, 2008), ο πειραματικός σχεδιασμός περιλάμβανε την παρακολούθηση εννέα (9) διαφορετικών χειρισμών κομποστοποίησης: Τρία (3) μείγματα που διέφεραν ως προς την αναλογία των αρχικών υλικών (κουτσουλιές και πριονίδια) και άρα χαρακτηρίζονταν από διαφορετικούς λόγους C/N (20, 25 και 30 αντίστοιχα), κομποστοποιήθηκαν με τρεις (3) διαφορετικές συχνότητες ανάδευσης (2, 4 και 6 ημερών). Οι μετρήσεις που ελήφθησαν έδειξαν ότι όλοι ανεξαιρέτως οι χειρισμοί εξελίχθηκαν με επιτυχία, παρά το γεγονός ότι ορισμένα μείγματα χαρακτηρίζονταν από χαμηλό λόγο C/N. Αξίζει πάντως να σημειωθεί ότι τις μικρότερες απώλειες σε ολικό άζωτο σημείωσε το υπόστρωμα με λόγο C/N ίσο με 25 και συχνότητα γυρισμάτων ανά 4 ημέρες.

Το 2010 οι σελίδες του επιστημονικού περιοδικού Chemosphere φιλοξένησαν τα αποτελέσματα μίας σειράς πειραμάτων κομποστοποίησης, με σημείο έναρξης χαμηλές τιμές του λόγου C/N. Συγκεκριμένα, οι Gao *et al.* (2010) παρακολούθησαν τη σταθεροποίηση και την ωρίμανση υποστρωμάτων (κουτσουλιών και πριονιδιών) με λόγους C/N ίσους με 12, 18 και 20. Αναλύοντας τα αποτελέσματά τους κατέληξαν στο συμπέρασμα ότι τα δύο πρώτα υποστρώματα (C/N=12 και C/N =18) δεν ήταν επαρκή για την αύξηση της θερμοκρασίας στο επίπεδο εξουδετέρωσης παθογόνων μικροοργανισμών. Η διάρκεια και η ένταση του θερμόφιλου σταδίου ήταν μικρότερες από εκείνες που σημειώθηκαν κατά την κομποστοποίηση του υποστρώματος με C/N ίσο με 20. Επιπρόσθετα, οι μετρήσεις του Ειδικού Ρυθμού Κατανάλωσης Οξυγόνου (SOUR- Specific Oxygen Uptake Rate) κατέδειξαν ότι το υπόστρωμα με το μεγαλύτερο λόγο C/N, παρουσίαζε μεγαλύτερο βαθμό κομποστοποίησης.

Οι Ogunwande *et al.* (2008) ισχυρίζονται ότι ο λόγος C/N επηρεάζει στατιστικώς σημαντικά το προφίλ της θερμοκρασίας, τις μεταβολές του pH, την ξηρή ουσία, τις απώλειες σε ολικό άζωτο, ολικό άνθρακα, φωσφόρο και κάλιο. Οι Guo *et al.* (2012) συμπεραίνουν ότι η τιμή C/N του αρχικού μείγματος επηρεάζει κυρίως την ωρίμανση του τελικού προϊόντος, του κομπόστ. Η Tiquia (2002) επισημαίνει ότι ο λόγος C/N είναι η πιο κρίσιμη παράμετρος όσον αφορά στις μεταβολές του ολικού αζώτου κατά την κομποστοποίηση των κοπριών πουλερικών και χοίρων.

Συνήθως, ο λόγος C/N μειώνεται με την εξέλιξη της κομποστοποίησης (Golueke, 1972), χωρίς αυτό να σημαίνει ότι δεν υπάρχουν αναφορές για περιπτώσεις αύξησης (Tiquia & Tam, 2000, Tiquia *et al.*, 2000). Μια πιθανή και αρκετά πειστική εξήγηση για την παρατηρούμενη

αύξηση, βρίσκεται στο κείμενο της Tiquia (2002) που περιλαμβάνεται στο συλλογικό έργο *Microbiology of Composting*. Η στατιστική επεξεργασία των μετρήσεων της κατέδειξε σημαντική αρνητική συσχέτιση του λόγου C/N με το ολικό και το οργανικό άζωτο. Κάτι, που συνεπάγεται την αύξηση του λόγου καθώς το οργανικό άζωτο μειώνεται. Η μείωση αυτή οφείλεται πιθανώς στην πτητικοποίηση της αμμωνίας.

Ο λόγος C/N του τελικού προϊόντος, δηλαδή του κομπόστ, αποτελεί ένδειξη, αλλά δεν προσφέρει βεβαιότητα για την αξία και τις πιθανές χρήσεις του. Συνήθως, ο στόχος των διαχειριστών ενός συστήματος κομποστοποίησης κυμαίνεται μεταξύ 15 και 20 (Kayhanian & Tchobanoglous, 1992), αν και υπάρχουν αναφορές ότι η ιδανική τιμή είναι ίση με 10 (Mathur, 1991). Οι Zmora-Nahum *et al.* (2005) αναφέρουν ότι το υποστρώμα μπορεί να εμφανίσει λόγο C/N ίσο με 10 έως 15 πριν σταθεροποιηθεί (Chefetz *et al.*, 1996; Namkoong *et al.*, 1999). Επιπλέον, μεταφέρουν τα ευρήματα των Hue και Liu (1995) ότι η τελική τιμή του λόγου εξαρτάται από την πηγή των υλικών και τη μέθοδο μέτρησης του αζώτου. Οι de Guardia *et al.* (2010) συμπεραίνουν από τα πειράματά τους ότι ο λόγος C/N δεν μπορεί να χρησιμοποιηθεί για να προβλεφθεί η βιοαποικοδόμηση του υπό κομποστοποίηση μείγματος.

3.2 Η περιεκτικότητα σε υγρασία

Η περιεκτικότητα του υποστρώματος σε υγρασία παίζει καθοριστικό ρόλο στην εξέλιξη της κομποστοποίησης. Το νερό αφενός είναι απαραίτητο για τη θρέψη (Fricke & Vogtmann, 1993; Hamoda *et al.*, 1998; Liang *et al.*, 2003) και τη μεταφορά των μικροοργανισμών (Griffin, 1981), αφετέρου διαμορφώνει ένα πλήθος φυσικών και χημικών παραμέτρων (αερισμός, συγκέντρωση στοιχείων, οσμωτικό ισοδύναμο του υποστρώματος), οι οποίες με τη σειρά τους επηρεάζουν τη μικροβιακή δραστηριότητα (Μανιός, 1979). Επιπλέον η περιεκτικότητα σε υγρασία μπορεί να έχει σημαντική επίδραση στην πυκνότητα του υποστρώματος, το πορώδες στο οποίο κυκλοφορεί αέρας, τη διαπερατότητα του υποστρώματος στον αέρα και τη θερμική αγωγιμότητα του υποστρώματος (Huet *et al.*, 2012).

Το επίπεδο της υγρασίας της υπό κομποστοποίηση μάζας εκφράζεται σε ποσοστό επί τοις εκατό (%) επί του ξηρού ή του υγρού βάρους. Το συγκεκριμένο μέγεθος δεν σκιαγραφεί την πιο λεπτομερή εικόνα της υδατικής κατάστασης, γιατί ενδέχεται υποστρώματα διαφορετικής σύστασης να εμφανίζουν το ίδιο ποσοστό, αλλά διαφορετική τάση νερού (Μανιός, 1979).

Ωστόσο, η εκατοστιαία συγκέντρωση της υγρασίας είναι αποδεκτή και χρησιμοποιείται ευρέως στην επιστημονική βιβλιογραφία, με τις συγκρίσεις να περιορίζονται μεταξύ υποστρωμάτων ίδιας ή παρόμοιας σύστασης. Εναλλακτικό μέγεθος για την εκτίμηση της περιεκτικότητας του υποστρώματος σε νερό θεωρείται από ορισμένους το υδατικό δυναμικό, με μονάδα μέτρησης το 1Pa (Miller, 1993).

Το 1973 οι Jeris & Regan συγκέντρωσαν τις βέλτιστες τιμές υγρασίας για μια μεγάλη ποικιλία οργανικών αποβλήτων, οι οποίες κυμαίνονταν από 25 % έως 80 % (Jeris & Regan, 1973). Με τις παρατηρήσεις τους συνέβαλαν στην ευρέως αποδεκτή – σήμερα - διατύπωση ότι το βέλτιστο διάστημα τιμών για την περιεκτικότητα σε υγρασία ενός υποστρώματος εξαρτάται από το είδος των αρχικών υλικών (Bernal *et al.*, 2009; Guo *et al.*, 2012). Είκοσι τρία χρόνια μετά την εργασία των Jeris & Regan, ο Miller (1993) έθεσε ως γενικό κανόνα – ο οποίος εμφανίζει χαρακτηριστικά αξιώματος - ότι «η βέλτιστη μικροβιακή δραστηριότητα επιτυγχάνεται όταν η περιεκτικότητα του υποστρώματος σε υγρασία λαμβάνει τη μεγαλύτερη από τις τιμές που δεν διαταράσσουν τις αερόβιες συνθήκες». Κάτι, που συνδέεται ευθέως με το πορώδες του υποστρώματος, δηλαδή το σύνολο των πόρων και των μεταξύ τους διαύλων επικοινωνίας.

Παρά τους βαθμούς ελευθερίας που έχουν προσφέρει οι προαναφερθέντες επιστήμονες στη διαχείριση της υγρασίας, τα αποτελέσματα μιας πολυάριθμης σειράς εργασιών δείχνουν ότι τις περισσότερες φορές είναι προτιμότερο η περιεκτικότητα σε υγρασία να περιορίζεται μεταξύ 50 % και 60 % (Gajalakshmi & Abbasi, 2008; Hachicha *et al.*, 1992; Hamoda *et al.*, 1998; Miller, 1989; Stentiford, 1996). Όταν η υγρασία διολισθαίνει κάτω από το 45 %, αυξάνονται οι πιθανότητες να επιδράσει περιοριστικά στο ρυθμό βιοαποικοδόμησης και να οδηγήσει στο εσφαλμένο συμπέρασμα ότι το υπόστρωμα έχει σταθεροποιηθεί (Richard, 1992; Stentiford, 1996).

Πάντως τα χαμηλά ποσοστά υγρασίας δεν συνεπάγονται κατά ανάγκη καταστολή της διεργασίας της κομποστοποίησης. Τουλάχιστον όχι σε όλα τα συστήματα κομποστοποίησης. Από αρκετά παλιά, οι Shell & Boyd (1969) διαπίστωσαν υψηλή μικροβιακή δραστηριότητα σε σχετικά στεγνά υποστρώματα, σε συστήματα συνεχούς ανάδευσης. Αντίστοιχα, οι Finstein *et al.* (1983) παρατηρούν σημαντική μικροβιακή δραστηριότητα ακόμη και σε υπόστρωμα με υγρασία 22 %, όταν όμως όλες οι άλλες συνθήκες διατηρούνται ευνοϊκές για την κομποστοποίηση και οι μικροβιακές αποικίες είναι καλά εγκατεστημένες.

Στο άλλο άκρο του προτεινόμενου εύρους υγρασίας, στο μέγιστο ποσοστό, φαίνεται πως «όταν η τιμή αυξάνεται μέχρι ένα βέλτιστο επίπεδο, η βιοαποικοδόμηση της οργανικής ουσίας βελτιώνεται» (Tremier *et al.*, 2009). Από τη βέλτιστη τιμή και πέρα, το νερό επιδρά αρνητικά στον αερισμό και την παροχή O₂ για το μικροβιακό μεταβολισμό (Tremier *et al.*, 2009). Οι Das & Keener (1997) τοποθέτησαν την τιμή αυτή στο 60 %. Οι υψηλές τιμές σε υγρασία του υποστρώματος ενδέχεται επιπλέον να οδηγήσουν -μέσω των υγρών στράγγισης ή «στραγγισμάτων»- σε απώλεια θρεπτικών στοιχείων και απελευθέρωση παθογόνων στο περιβάλλον (Polprasert, 1989).

Οι μεταβολές της περιεκτικότητας σε υγρασία κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης, εξαρτώνται σε μεγάλο βαθμό από ενδογενείς παραμέτρους, όπως οι διεργασίες του μικροβιακού μεταβολισμού, τα υλικά διόγκωσης⁴ και -τέλος- το σύστημα κομποστοποίησης. Στην περίπτωση σειραδιών ή σωρών σε μη στεγασμένο χώρο, η υγρασία του υποστρώματος επηρεάζεται επιπλέον από εξωγενείς παραμέτρους, όπως τα κατακρημνίσματα (βροχοπτώσεις, χιόνι, χαλάζι), τον άνεμο (ζεστά ή ψυχρά ρεύματα αέρα) και τη θερμοκρασία περιβάλλοντος.

Μια γνωστή, αρκετά ενδιαφέρουσα, αλλά σε πολλές περιπτώσεις αγνοημένη ή λιγότερο μελετημένη πτυχή του μικροβιακού μεταβολισμού κατά την κομποστοποίηση, είναι η παραγωγή νερού. Σύμφωνα με τα θεωρητικά μοντέλα, αυτή κυμαίνεται από 0,6 g έως 0,8 g για κάθε 1 g οργανικής ύλης που αποικοδομείται από τη μικροβιακή κοινότητα (Haug, 1993; Finstein *et al.*, 1983), ενώ με βάση πειραματικά αποτελέσματα, εμφανίζεται ελαφρώς χαμηλότερη, μεταξύ 0,50 g και 0,55 g ανά 1 g οργανικής ύλης (Hogan *et al.*, 1989). Οι ποσότητες αυτές θεωρούνται αμελητέες κατά τη ρύθμιση της περιεκτικότητας της υγρασίας στα μείγματα κομποστοποίησης, γιατί όπως αναφέρουν οι Day & Shaw (2001), μνημονεύοντας παλιότερη εργασία των Finstein *et al.* (1986), η θερμότητα που παράγεται κατά τη βιοαποικοδόμηση 1 g οργανικής ύλης είναι ίση περίπου με 25 kJ, η οποία είναι αρκετή για να εξατμιστούν 10,2 g νερού, δηλαδή σχεδόν η εικοσαπλάσια ποσότητα νερού από εκείνη που παράγεται μεταβολικά.

Οι διεργασίες του μικροβιακού μεταβολισμού προκαλούν διολίσθηση του ποσοστού υγρασίας του ώριμου κομπόστ στο 20% ή 30% (Miller & Finstein, 1985). Σε ορισμένα οργανικά απόβλητα, η πτώση είναι τέτοια που η περιεκτικότητα σε υγρασία μετατρέπεται σε

⁴ προσδίδουν το αναγκαίο πορώδες στο υπόστρωμα

περιοριστικό παράγοντα. Σε αυτές τις περιπτώσεις κρίνεται απαραίτητη η προσθήκη νερού (ενίοτε των στραγγισμάτων που είχαν συλλεχθεί σε πρότερο στάδιο της διεργασίας), με σκοπό να αυξηθεί το ποσοστό υγρασίας, να ανακάμψει η μικροβιακή κοινότητα και το υπόστρωμα να εισέλθει στη διαδικασία ωρίμανσης (Robinson & Stentiford, 1993).

3.3 Η οξύτητα του υποστρώματος

Οι μεταβολές των τιμών του pH, δηλαδή του αρνητικού δεκαδικού λογάριθμου της συγκέντρωσης υδρογονιοκατιόντων, αποτελούν ένδειξη για την ομαλή ή μη εξέλιξη της κομποστοποίησης ενός συστήματος. Παρότι ενίοτε δυσχεραίνουν την έναρξη και την εξέλιξη της, εντούτοις σπάνια την αποτρέπουν, αφού οι μικροβιακές κοινότητες που συμμετέχουν στην κομποστοποίηση, αποτελούνται από μικροοργανισμούς που δρουν σε ένα σχετικά μεγάλο εύρος τιμών του pH.

Χαρακτηριστική είναι η αναφορά των Lei & VanderGheynst (2000), σύμφωνα με την οποία οι επεμβάσεις τους στις τιμές του pH ορισμένων μειγμάτων επηρέασαν τη δομή της μικροβιακής κοινότητας, αλλά καθόλου την κατανάλωση O₂. Στην εργασία τους εικάζεται ότι οι παρατηρούμενες μεταβολές στη δομή της μικροβιακής κοινότητας οφείλονται στην επιμήκυνση του θερμοφίλου σταδίου, που επέφερε η μεταβολή του pH.

Καθοριστικό ρόλο για τις τιμές του pH παίζει η αρχική σύσταση του μείγματος κομποστοποίησης, καθώς και ο βαθμός αποικοδόμησής του κατά την έναρξη της διεργασίας (νωπές ή μη πρώτες ύλες). Ενδεικτικά, τα απόβλητα τροφών και τροφίμων (διαχωρισμένα στην πηγή) χαρακτηρίζονται από χαμηλές τιμές pH (Eklind *et al.*, 1997), οι οποίες οφείλονται σε λιπαρά οξέα με μικρές αλυσίδες άνθρακα (Beck-Friis *et al.*, 2003; Choi & Park, 1998) και οι οποίες συνήθως δρουν ανασταλτικά για τη διεργασία της κομποστοποίησης.

Γενικά, το βέλτιστο εύρος τιμών pH για την πλειονότητα των βακτηρίων κυμαίνεται από 6,0 έως 7,5, ενώ για τους μύκητες από 5,5 έως 8,0. Αυτό το πλατύ πεδίο δράσης των μικροοργανισμών επιτρέπει την κομποστοποίηση οργανικών υλικών με πολύ διαφορετικές τιμές οξύτητας. Για παράδειγμα, κάνει εφικτή την κομποστοποίηση ενεργής ιλύος με pH από 5,0 έως 6,5 (Haug, 1993), αλλά και την κομποστοποίηση αναερόβια επεξεργασμένης ιλύος με τιμή pH ίση με 11,0 (Day & Shaw, 2001). Παρά τη διαπίστωση αυτή, στο πλαίσιο των βέλτιστων

συνθηκών, οι τιμές pH του υποστρώματος πρέπει να κυμαίνονται μεταξύ 5,5 και 8,0 (De Bertoldi *et al.*, 1983; Miller, 1993) ή από 6,5 έως 8,5 (Willson, 1993).

Κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης, οι τιμές του pH παίζουν σημαντικό ρόλο στον έλεγχο των απωλειών του N που οφείλονται στην πτητικοποίηση της αμμωνίας και κατά συνέπεια στον έλεγχο των οσμών. Δεδομένου ότι η πτητικοποίηση εντατικοποιείται όταν η τιμή του pH ξεπεράσει το 7,5, πολλοί επιστήμονες συμβουλεύουν τους διαχειριστές των συστημάτων κομποστοποίησης να αποφεύγουν υποστρώματα με πολύ υψηλές τιμές pH (Day & Shaw, 2001; Miller *et al.*, 1991). Άλλοι επιχειρούν τη διόρθωση των πολύ υψηλών τιμών με διάφορες προσθήκες, π.χ. στοιχειακού θείου (S_0) (Mari *et al.*, 2005).

Στο ξεκίνημα της διεργασίας της κομποστοποίησης και συγκεκριμένα τις πρώτες ώρες του μεσόφιλου σταδίου, ενδέχεται να παρουσιαστεί μικρή μείωση του pH, η οποία ωστόσο ακολουθείται από ελαφριά άνοδο. Η τάση αυτή έχει καταγραφεί σε μελέτες σχετικές με οικιακά οργανικά απόβλητα διαχωρισμένα στην πηγή και αστικά στερεά απόβλητα (Day *et al.*, 1998; Nakasaki *et al.*, 1992).

Η παρατηρούμενη αυτή μείωση των τιμών του pH πιθανώς οφείλεται στις μεταβολικές διεργασίες βακτηρίων που συνθέτουν οξέα και την απελευθέρωση CO_2 . Τα βακτήρια αυτά αποικοδομούν οργανικές ενώσεις παράγοντας ενδιάμεσες ενώσεις οργανικών οξέων. Επιπλέον, είναι πιθανόν να παράγονται ορισμένα οξέα από αναερόβια βακτήρια στους θύλακες του υποστρώματος από τους οποίους απουσιάζει το οξυγόνο (Diaz *et al.*, 2002). Το γεγονός ότι σε άλλες μελέτες (Chroni *et al.*, 2009; Sadaka & El-Taweel, 2003) δεν σημειώνεται η προαναφερθείσα μείωση των τιμών του pH, αλλά εμφανίζεται εξαρχής σταδιακή αύξηση του, αν και όχι πάντα σημαντική, οδηγεί σε δύο πιθανές εξηγήσεις: κατά πρώτον, ότι η τάση αυτή δεν είναι γενικεύσιμη, κατά δεύτερον ότι ορισμένες φορές οι μεταβολικές διεργασίες που οδηγούν στη μείωση υποσκελίζονται από άλλες μεταβολικές διεργασίες που εκτελούνται παράλληλα και προκαλούν αύξηση του pH (Diaz *et al.*, 2002). Τέτοιες μεταβολικές διεργασίες είναι εκείνες της μικροβιακής αμμωνιοποίησης, κατά τις οποίες ως υποστρώματα χρησιμοποιούνται τα οργανικά οξέα.

Μέσα σε μία εβδομάδα από την έναρξη της κομποστοποίησης και καθώς ξεκινά η «αξιοποίηση» των εύκολα διαθέσιμων αζωτούχων ενώσεων, η ένταση της αμμωνιοποίησης ελαττώνεται και το pH επανέρχεται ή ισορροπεί περίπου στο 7,5 έως 8,0 (Miller, 1993). Υπό την προϋπόθεση ότι η πορεία της κομποστοποίησης δεν θα εμποδιστεί από άλλες ενδογενείς

ή εξωγενείς συνιστώσες, έως το τέλος της διεργασίας το pH του υποστρώματος ενδέχεται να γίνει ουδέτερο ή ελαφρώς αλκαλικό.

Αρκετοί ερευνητές που ασχολήθηκαν με συστήματα εργαστηριακής κλίμακας καταγράφουν στασιμότητα ή κατάρρευση της μικροβιακής δραστηριότητας κατά τη μετάβαση από τη μεσόφιλη στη θερμόφιλη φάση της κομποστοποίησης (Beck-Friis *et al.*, 2001; Day *et al.*, 1998) και παρατηρούν ότι αυτό ταυτίζεται χρονικά με την εμφάνιση χαμηλών τιμών του pH. Περίπου πριν μία δεκαετία αναφέρθηκε ότι η αρχική φάση της κομποστοποίησης οικιακών οργανικών αποβλήτων αναστέλλεται όταν η τιμή του pH του υποστρώματος μειωθεί κάτω από το 6,0 και η θερμοκρασία αγγίζει τους 46°C (Sundberg *et al.*, 2004). Στην ίδια αναφορά, επισημάνεται ότι η διεργασία δεν εμποδίζεται στην περίπτωση που η τιμή του pH είναι μικρότερη από 6,0 αλλά το επίπεδο της θερμοκρασίας κυμαίνεται στους 36°C (Sundberg *et al.*, 2004).

Για την ερμηνεία αυτής της παρατήρησης διατυπώνονται δύο υποθέσεις. Σύμφωνα με την πρώτη, οι μικροοργανισμοί που δρουν σε αυτή τη φάση, μπορεί να ανέχονται μία εκ δύο ακραίων – για αυτούς - περιβαλλοντικών παραμέτρων: είτε την υψηλή θερμοκρασία είτε το χαμηλό pH, αλλά όχι και τις δύο ταυτόχρονα (Strom, 1985). Σύμφωνα με την άλλη, είναι πιθανόν να δρουν δύο μικροβιακές κοινότητες: μία μεσόφιλη οξυάντοχη και μία θερμόφιλη οξύφοβη. Αυτό, μπορεί να βρει θεωρητικό στήριγμα στο γεγονός ότι οι μύκητες, σε σύγκριση με τα βακτήρια, παρουσιάζουν μεγαλύτερη ανθεκτικότητα σε οξέα και μικρότερη σε θερμοκρασίες άνω των 35 έως 40 °C (Atlas & Bartha, 1981).

3.4 Η ηλεκτρική αγωγιμότητα

Η ηλεκτρική αγωγιμότητα (EC- ακρωνύμιο του διεθνώς αναγνωρισμένου όρου Electrical Conductivity) ενός διαλύματος σχετίζεται με τη συγκέντρωση των διαλυτών ιόντων που το χαρακτηρίζει. Ουσιαστικά δείχνει σε ποιο βαθμό ένα διάλυμα άγει τον ηλεκτρισμό. Έχει χρησιμοποιηθεί ευρέως ως δείκτης για την περιεκτικότητα σε διαλυτά άλατα των εδαφών και των υποστρωμάτων κομποστοποίησης. Μπορεί ωστόσο, να αξιοποιηθεί ως μέτρο για την περιεκτικότητα του εδάφους σε θρεπτικά στοιχεία για τα φυτά (Smith & Doran, 1996).

Η EC φαίνεται ότι επηρεάζει και επηρεάζεται από τα φυσικά και χημικά χαρακτηριστικά, καθώς και τις βιολογικές διεργασίες που χαρακτηρίζουν ένα έδαφος ή ένα υπόστρωμα

κομποστοποίησης. Επιδρά σε χημικές διεργασίες, όπως η πτητικοποίηση της αμμωνίας, καθώς και σε βιολογικές, όπως η αναπνευστική δραστηριότητα, η βιοαποικοδόμηση, η νιτροποίηση, η απονιτροποίηση και η αμμωνιοποίηση (Smith & Doran, 1996). Οι υψηλές τιμές της EC περιορίζουν τις εφαρμογές των κομπόστ στις γεωργικές καλλιέργειες, αφού είναι πιθανόν να προκαλέσουν φυτοτοξικότητες ή να αναστείλουν την ανάπτυξη των φυτών. Σε πειράματα σχετικά με το δείκτη βλαστικότητας (GI, ακρωνύμιο των λέξεων *Germination Index*), έχει βρεθεί στατιστικά σημαντική αρνητική συσχέτιση μεταξύ της EC και της βλαστικότητας σπόρων (Iannotti *et al.*, 1994; Komilis & Tziouvaras, 2009; Marchiol *et al.*, 1999).

Γενικά, είναι αποδεκτό ότι η EC μαρτυρά την καταλληλότητα των κομπόστ να εφαρμοστούν ως υλικά για μείγματα για την ανάπτυξη σπορόφυτων και μοσχευμάτων ή την καλλιέργεια φυτών (Lin, 2008). Έτσι, συχνά προτείνονται ανώτερες ανεκτές τιμές: Οι Soumaré *et al.* (2002) και οι Oniedo-Ocana *et al.* (2015) θεωρούν ότι τα σταθεροποιημένα υποστρώματα κομποστοποίησης χαρακτηρίζονται από τιμές EC μικρότερες από $3,0 \text{ mS.cm}^{-1}$. Στην Ελλάδα, είχε προταθεί ως ανώτατο όριο την τιμή 4 mS.cm^{-1} , η οποία θεωρείται ανεκτή από φυτά μέτριας ευαισθησίας σε άλατα (Lasaridi *et al.*, 2006; Μανιός & Μανιαδάκης, 2001).

Πάντως, το ανεκτό εύρος τιμών της στις γεωργικές καλλιέργειες εξαρτάται από το είδος των φυτών και τις καλλιεργητικές συνθήκες (Maas, 1986). Για αυτό, ίσως, σε Έκθεση του Βρετανικού Προγράμματος WRAP (*Waste and Resources Action Programme*) σχετικά με τα κριτήρια ποιότητας των κομπόστ στην Ευρωπαϊκή Ένωση, τη Βόρεια Αμερική και την Αυστραλασία, προτείνεται η EC να είναι ένα από τα μεγέθη που θα αναγράφονται στη συσκευασία των προϊόντων (τα άλλα είναι η περιεκτικότητα σε N-P-K, ο C/N, η κοκκομετρία, το ξηρό βάρος, η πυκνότητα και το pH), όχι όμως ως κριτήριο πιστοποίησης ποιότητας (standards), αλλά περισσότερο ως μέρος της ελάχιστης απαιτούμενης πληροφορίας για τους καταναλωτές (Hogg *et al.*, 2002). Σε ανάλογη γραμμή κινείται η προσέγγιση της Ευρωπαϊκής Ένωσης στο πλαίσιο των κριτηρίων για την πιστοποίηση Eco-label, η οποία θέτει την τιμή 100 mS.m^{-1} ως ανώτατο όριο για τα μέσα ανάπτυξης φυτών, το οποίο θα έχει υπολογιστεί σύμφωνα με τις μεθόδους μέτρησης που ορίζει το πρότυπο EN 13037 (Commission Decision (EU) 2015/2099). Για τα εδαφοβελτιωτικά υλικά δεν ορίζεται αντίστοιχο όριο. Οι χαμηλές τιμές της EC αποτελούν αναγκασία, αλλά όχι ικανή συνθήκη για τη σταθεροποίηση ενός κομπόστ: Είναι απλά ένα από τα κριτήρια ποιότητας του σταθεροποιημένου υλικού, αλλά δεν αποτελεί δείκτη σταθεροποίησης.

Οι μεταβολές των τιμών της EC κατά την πορεία της διεργασίας της κομποστοποίησης δεν φαίνεται να ακολουθούν ένα συγκεκριμένο πρότυπο (Lasaridi & Stendiford, 1996). Υπέρ της άποψης αυτής συνηγορούν τα αντικρουόμενα αποτελέσματα αρκετών ανεξάρτητων ερευνών. Οι έρευνες των Paredes *et al.* (2000) και των Garcia *et al.* (1996), δείχνουν ότι η EC αυξάνεται, λόγω (ενδεχομένως) της διάσπασης των οργανικών συστατικών, κυρίως των πρωτεϊνών, σε CO₂ και H₂O. Από την άλλη πλευρά, όμως, οι Reinikainen & Herranen (2001), κατά την παρακολούθηση της κομποστοποίησης ενός μείγματος από βίο-απόβλητα και ιλύ βιολογικού καθαρισμού, κατέγραψαν ότι η EC αρχικά ελαττώνεται και έπειτα σταθεροποιείται.

Στο επίκεντρο του προβληματισμού σχετικά με την EC βρίσκεται η αδυναμία σύγκρισης των τιμών που έχουν εκτιμηθεί από διαφορετικές ερευνητικές ομάδες. Αιτία, η απουσία ενός κοινού πρωτόκολλου για την προετοιμασία και τη μέτρηση των δειγμάτων. Για την αξιολόγηση της EC ως παραμέτρου παρακολούθησης της εξέλιξης της κομποστοποίησης, επιβάλλεται να εκτιμηθούν οι διαφορές μεταξύ των σύγχρονων μεθόδων μέτρησης και να προταθεί ένα μοντέλο που να κάνει συγκρίσιμες τις μετρήσεις που έχουν ληφθεί κατά καιρούς σε διαφορετικά εκχυλίσματα (VanderGheynst *et al.*, 2004).

3.5 Η περιεκτικότητα σε οξυγόνο

Από τον ορισμό κιάλας της κομποστοποίησης (ως η «βιολογική οξειδωτική διαδικασία αποικοδόμησης...», §2.1.1) φαίνεται πόσο κρίσιμη είναι η παρουσία του οξυγόνου για την έναρξη και ολοκλήρωση της διεργασίας. Οι αερόβιοι μικροοργανισμοί επωμίζονται το βάρος της αποικοδόμησης των οργανικών ενώσεων σε τέτοιο βαθμό που η έλλειψη οξυγόνου αποτελεί περιοριστικό παράγοντα και ανακηρύσσεται μία από τις συνήθεις αιτίες για την αποτυχία ή τις αστοχίες των συστημάτων κομποστοποίησης (Gray *et al.*, 1971).

Το οξυγόνο, όπως και άλλα αέρια, συναρτάται με το πορώδες⁵ του υποστρώματος. Η διασφάλιση της κατάλληλης αναλογίας οξυγόνου και υγρασίας στο πορώδες αποτελεί πρωταρχικό διαχειριστικό στόχο στην κομποστοποίηση. Το πορώδες καθορίζεται από το μέγεθος και τη διαμόρφωση των τεμαχιδίων, καθώς και από το κατά πόσο τα τεμαχίδια διατηρούν τη διαμόρφωσή τους (Diaz *et al.*, 2002).

⁵ Πορώδες: το σύνολο των πόρων και των μεταξύ τους διαύλων επικοινωνίας

Οι μικροοργανισμοί χρησιμοποιούν το οξυγόνο που έρχεται σε επαφή μαζί τους. Η συγκέντρωση του υποστρώματος σε μοριακό οξυγόνο (O_2) καθορίζεται από το ρυθμό διάχυσης των αερίων και το μικροβιακό μεταβολισμό (Miller, 1993). Ο πρώτος συμβάλλει στον εμπλουτισμό της «ατμόσφαιρας» του πορώδους με οξυγόνο, ενώ ο δεύτερος στην κατανάλωση του οξυγόνου και τον εμπλουτισμό της «ατμόσφαιρας» του πορώδους με διοξείδιο του άνθρακα (CO_2).

Δύο είναι οι παράγοντες που κυρίως καθορίζουν το ρυθμό διάχυσης των αερίων στο πορώδες: Ο τρόπος με τον οποίο διανέμονται οι συγκεντρώσεις των αερίων μέσα σε αυτό, και η αντίσταση η οποία ασκείται στην κυκλοφορία των αερίων από το πορώδες και από το φιλμ του νερού που καλύπτει τα συσσωματώματα του υποστρώματος. Όσο μεγαλύτερο το ποσοστό υγρασίας του υποστρώματος, τόσο μεγαλύτερο ποσοστό από το πορώδες καταλαμβάνεται με νερό ενώ αδειάζει από οξυγόνο.

Η παθητική διάχυση μεταξύ των πόρων πραγματοποιείται αργά, καθιστώντας την οξειδωτική βιοποικοδόμηση στη φύση σχετικά αργή διεργασία. Για αυτό σε συνθήκες ελεγχόμενες, δηλαδή κομποστοποίησης, επιχειρείται είτε η βελτίωση των συνθηκών που οδηγούν στην παθητική διάχυση είτε η διοχέτευση οξυγόνου με ανάδευση ή τη χρήση ενός δυναμικού συστήματος αερισμού. Στο σημείο αυτό πρέπει να αναφερθεί ότι η διοχέτευση αέρα (αερισμός) στο υπόστρωμα εξυπηρετεί και στον έλεγχο της θερμοκρασίας του υποστρώματος.

Οι απόψεις των ερευνητών σχετικά με το ποσοστό του οξυγόνου που πρέπει να υπάρχει στο πορώδες ώστε να διασφαλίζονται οι απαραίτητες αερόβιες συνθήκες διαφέρουν. Ορισμένοι δέχονται ως ικανοποιητική τιμή το 5 % (Parr *et al.*, 1978) ή το 10 % (Suler & Finstein, 1977). Κάποιοι μεταγενέστεροι ανεβάζουν το όριο στο επίπεδο του 12 % και 14 % (Harper *et al.*, 1992; Miller *et al.*, 1990). Αυτή η «ταλάντευση» των ορίων προβάλλεται και επί του πρακτέου, αφού «οι προσπάθειες να καθιερωθεί ένα καθολικά αποδεκτό εύρος τιμών συγκέντρωσης οξυγόνου, το οποίο να μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως σχεδιαστική παράμετρος συστημάτων, δεν έχουν ευοδώσει» (Diaz *et al.*, 2002).

Οι αιτιές για την μη ύπαρξη ενός καθολικά αποδεκτού εύρους πρέπει να αναζητηθούν στην παραλλακτικότητα των παραμέτρων που κρίνουν τις απαιτήσεις των μικροοργανισμών σε οξυγόνο. Μεταξύ αυτών, διακρίνονται η θερμοκρασία, η περιεκτικότητα σε υγρασία, οι μικροβιακοί πληθυσμοί, η διαθεσιμότητα των θρεπτικών στοιχείων (Diaz *et al.*, 2002) και η

πρόσβαση στις οργανικές ενώσεις (η επιφάνεια η οποία είναι διαθέσιμη στους μικροοργανισμούς εξαρτάται από τις διαστάσεις των σωματιδίων του υποστρώματος). Φαίνεται, ωστόσο, πιο λογικό το επίπεδο του απαραίτητου οξυγόνου να διαφέρει με την εξέλιξη της διεργασίας: οι ανάγκες για οξυγόνο να είναι μεγαλύτερες στο αρχικό στάδιο, όταν ο μεταβολισμός της οργανικής ύλης από τους μικροοργανισμούς φτάνει στο αποκορύφωμά τους και να μειώνονται καθώς η διεργασία εξελίσσεται.

Η συνεισφορά των αναερόβιων μικροοργανισμών, οι οποίοι αναπτύσσονται σε ζώνες ή θύλακες με αναερόβιες συνθήκες, θεωρείται μικρή. Ωστόσο, αρκετοί ερευνητές υπενθυμίζουν ότι το θέμα αυτό χρήζει περισσότερης προσοχής και διερεύνησης (Cabanas-Vargas & Stentiford, 2006; Chroni *et al.*, 2009, Thummes *et al.*, 2007), εξαιτίας κυρίως των σχέσεων που ενδέχεται να αναπτύσσονται μεταξύ των αερόβιων και αναερόβιων μικροβιακών κοινοτήτων.

Στο σχηματισμό των αναερόβιων θυλάκων ή ζωνών συμβάλλουν τα χαρακτηριστικά του υποστρώματος, αλλά και η μεταβολική δραστηριότητα των αερόβιων μικροοργανισμών, απόρροια της οποίας είναι η εξάντληση του οξυγόνου και η αύξηση του διοξειδίου του άνθρακα. Έτσι, ακόμη και όταν η παρουσία οξυγόνου στους πόρους του υποστρώματος είναι καταγεγραμμένη και άνω του ελάχιστου ορίου τιμών, δεν αποκλείεται να ανιχνευθούν προϊόντα αναερόβιου μεταβολισμού, όπως το υποξείδιο του αζώτου (N_2O) και το μεθάνιο (CH_4) (Beck-Friis *et al.*, 2000; Hellebrand, 1998, Hellmann *et al.*, 1997; Schattner-Schmidt *et al.*, 1995). Οι εκπομπές αυτές επηρεάζονται ποσοτικά από το αρχικό υλικό (He *et al.*, 2000), τις διαστάσεις (Beck-Friis *et al.*, 2000) και την πυκνότητα (Sommer & Moller, 2000) του σωρού. Το 2005 το CH_4 που απελευθερώθηκε από τις μονάδες κομποστοποίησης στερεών αποβλήτων που λειτουργούσαν στη Γερμανία, αναλογούσε στο 0,31% έως 0,44% των συνολικών εκπομπών CH_4 της χώρας (Jäckel *et al.*, 2005).

Δημοσίευση των Jäckel *et al.* (2005) εφιστά την προσοχή των ερευνητών σε μία λιγότερο μελετημένη αλυσίδα βιολογικών διεργασιών: τον κύκλο του CH_4 στο μικροπεριβάλλον του υποστρώματος κομποστοποίησης. Οι μετρήσεις τους επιβεβαιώνουν τη δραστηριότητα θερμόφιλων μικροοργανισμών που παράγουν CH_4 , καθώς και άλλων –επίσης θερμόφιλων– που οξειδώνουν το CH_4 . Εκτίμησή τους είναι ότι το παραγόμενο CH_4 οξειδώνεται από μεθανότροφα θερμόφιλα βακτήρια πριν απελευθερωθεί στην ατμόσφαιρα, σε ποσοστό 46% έως 98%. Μία ακόμη εργασία, αυτή τη φορά πάνω στη δυναμική της κοινότητας των μεθανότροφων βακτηρίων κατά την κομποστοποίηση (Halet *et al.*, 2006) καταδεικνύει την

ενεργή παρουσία τους στο θερμοφίλο στάδιο και στο στάδιο της ωρίμανσης. Υπογραμμίζει όμως, ότι η δράση ήταν χαμηλή στο θερμοφίλο στάδιο, ενισχύθηκε ουσιαστικά ακριβώς μετά το θερμοφίλο στάδιο για να εξασθενήσει ξανά στο στάδιο της ωρίμανσης.

4. Η μικροβιολογία της κομποστοποίησης

Εξ ορισμού η κομποστοποίηση είναι η ελεγχόμενη βιολογική οξειδωτική διεργασία αποικοδόμησης (ανοργανοποίησης και μερικής χουμοποίησης) ετερόκλητων οργανικών υλικών (§ 2). Στην εξέλιξή της παίζει σημαντικό ρόλο η διαδοχή μεσόφιλων, θερμόφιλων και θερμοάντοχων μικροβιακών πληθυσμών, των οποίων οι μεταβολικές διεργασίες οδηγούν στην έκλυση θερμότητας και την παραγωγή κομπόστ (ADAS Consulting Limited, 2005; Diaz *et al.*, 2002; Haug, 1993; Zucconi & de Bertoldi, 1987).

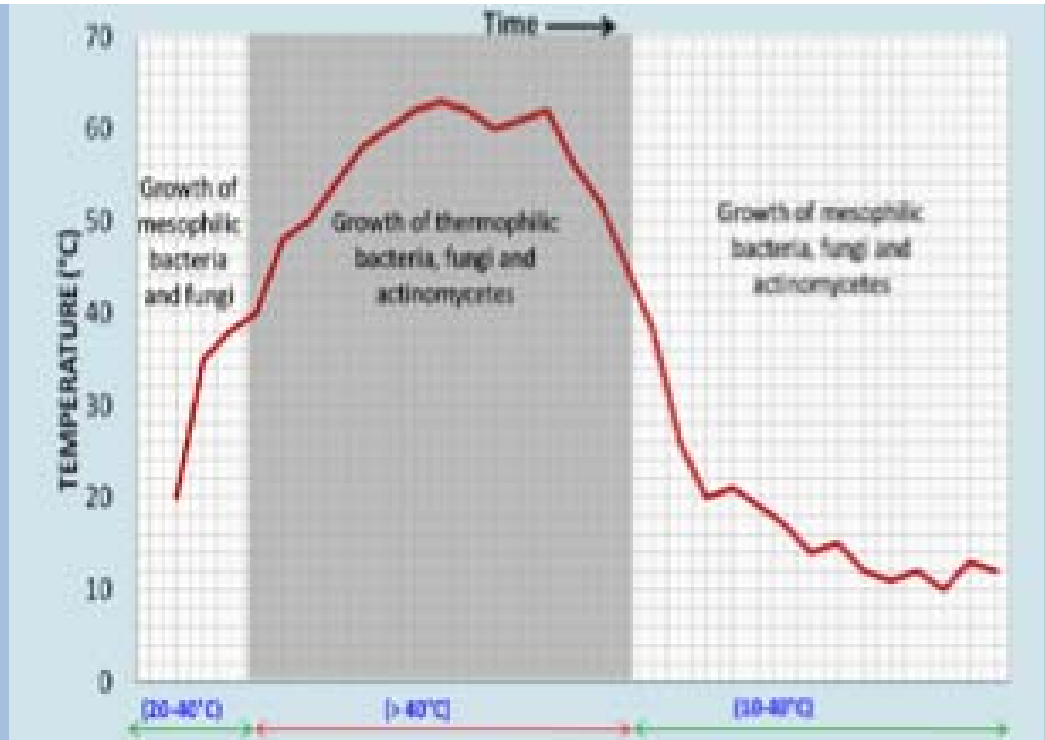
Η διαδοχή αυτή των μικροοργανισμών και η σύνδεσή της με τα στάδια της κομποστοποίησης παρουσιάζεται αδρά στο Σχήμα 4.1.

Οι πληθυσμοί των μικροοργανισμών δημιουργούν μεταξύ τους συνέργειες, που «τροποποιούν» το υπό κομποστοποίηση μείγμα κατά τα διάφορα στάδια της κομποστοποίησης. Μέσω αυτών των σχέσεων, ορισμένα γένη ή είδη μικροοργανισμών μπορεί να χρησιμοποιούν ως τροφή, τα μεταβολικά προϊόντα άλλων. Ενδεικτικό παράδειγμα, αποτελούν οι μικροοργανισμοί που εκκρίνουν αμινοξέα και βιταμίνες που είναι απαραίτητα σε άλλες ομάδες μικροοργανισμών (Chiumenti *et al.*, 2005).

Οι μικροοργανισμοί που ευθύνονται για τη διεργασία της κομποστοποίησης είναι κυρίως βακτήρια – με τα ακτινοβακτήρια να έχουν κύριο ρόλο - και μύκητες. Οι πληθυσμοί των βακτηρίων συνήθως κυριαρχούν, σημειώνοντας τιμές αρκετές τάξεις μεγέθους μεγαλύτερες από τους πληθυσμούς των μυκήτων (Haug, 1993). Ως προς τη διασπορά τους, εικάζεται ότι γενικά τα βακτήρια καταλαμβάνουν όλη τη μάζα του υπό κομποστοποίηση μείγματος, ενώ οι μύκητες και τα ακτινοβακτήρια εντοπίζονται συνήθως στα επιφανειακά στρώματα του μείγματος, δηλαδή εισχωρούν περίπου στο μείγμα κατά 0,05 έως 0,15 cm (Chiumenti *et al.*, 2005).

4.1. Ολικά βακτήρια

Μία γενική και σε καμία περίπτωση εξαντλητική εικόνα μερικών από τα βακτήρια που έχουν ανιχνευτεί σε μείγματα κομποστοποίησης δίνεται στο Πίνακα 4.1 (εξαιρούνται τα ακτινοβακτήρια, τα οποία εξετάζονται ξεχωριστά στην § 4.2).

Στάδια κομποστοποίησης	Μεσόφιλο στάδιο	Θερμόφιλο στάδιο	Στάδιο πτώσης θερμοκρασίας / ωρίμανσης
Η διακύμανση της θερμοκρασίας σε σχέση με το χρόνο (ανά στάδιο κομποστοποίησης)			
Οι κύριοι μικροοργανισμοί που συμμετέχουν σε κάθε στάδιο (ενδεικτικά)	Βακτήρια: <i>Pseudomonas, Bacillus, Flavobacterium, Clostridium, Enterobacter, Klebsiella</i> Μύκητες²: <i>Alternaria, Cladosporium, Mucor, Aspergillus, Penicillium</i>	Βακτήρια: <i>Bacillus, Thermus</i> Μύκητες: <i>Mucor, Aspergillus, Humicola, Absidia, Thermoascus</i> και ζύμες Ακτινοβακτήρια: <i>Streptomyces, Thermoactinomyces, Thermomonospora</i>	Βακτήρια: <i>Bacillus, Flavobacterium, Pseudomonas, Cellulomonas</i> Μύκητες: <i>Alternaria, Aspergillus, Bipolaris, Fusarium</i> Ακτινοβακτήρια: <i>Streptomyces, Thermoopolyspora</i>
Βιβλιογραφικές αναφορές	Ghazifard <i>et al.</i> (2001) / Rawat <i>et al.</i> (2005)	Beffa <i>et al.</i> (1996) / Rawat <i>et al.</i> (2005) / Makawai (1980)	Ryckeboer <i>et al.</i> (2003) / Corbaz <i>et al.</i> (1963) / Ryckeboer <i>et al.</i> (2003)

Σχήμα 4.1: Διαγραμματική απεικόνιση των σταδίων της κομποστοποίησης και των κύριων μικροοργανισμών που συμμετέχουν σε αυτές (Προσαρμογή από: Epstein 1997 σε Mehta *et al.*, 2014)

Πίνακας 4.1: Βακτήρια (εξαιρουμένων των ακτινοβακτηρίων), τα οποία έχουν ανιχνευθεί σε υποστρώματα κομποστοποίησης (προσαρμογή από Miller, 1996).

Βακτήρια	Βιβλιογραφικές αναφορές
<i>Alcaligenes faecalis</i>	Corominas <i>et al.</i> (1987)
<i>Bacillus brevis</i>	Strom (1985β), Brinton & Droffner (1994)
<i>B. coagulans</i> τύπος A	Strom (1985α, β)
<i>B. coagulans</i> τύπος B	Rothbaum & Dye (1964), Strom (1985α, β)
<i>B. megaterium</i>	Corominas <i>et al.</i> (1987)
<i>B. licheniformis</i>	Gregory <i>et al.</i> (1963), Okafor (1966), Strom (1985α, β)
<i>B. pumilus</i>	Corominas <i>et al.</i> (1987)
<i>B. sphaericus</i>	Rothbaum & Dye (1964), Strom (1985α, β), Brinton & Droffner (1994)
<i>B.stearothermophilus</i>	Rothbaum & Dye (1964), Hayes (1968), Fermor <i>et al.</i> (1979), Strom (1985α, β)
<i>B.subtilis</i>	Hayes (1968), Fermor <i>et al.</i> (1979)
<i>Clostridium</i> sp.	Waksman & Cordon (1939)
<i>Escherichia coli</i>	Brinton & Droffner (1994)
<i>Flavobacterium</i> sp.	Macauley <i>et al.</i> (1993)
<i>Pseudomonas</i> sp.	Hayes (1968), Stanek (1971), Fermor <i>et al.</i> (1979)
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Brinton & Droffner (1994)
<i>Serratia</i> sp.	Macauley <i>et al.</i> (1993)
<i>Thermus</i> sp.	Fujio & Kume (1991)

Τα βακτήρια αναγνωρίζονται από την επιστημονική κοινότητα ως οι πιο αποτελεσματικοί και δραστήριοι μικροοργανισμοί της κομποστοποίησης. Η κυρίαρχη παρουσία τους μπορεί να οφείλεται στο γεγονός ότι πολλαπλασιάζονται γρήγορα, σε μία μεγάλη σειρά διαφορετικών οργανικών υποστρωμάτων, καθώς και στο ότι αρκετά από αυτά μπορεί να επιβιώσουν σε ακραίες συνθήκες (παραδείγματος χάρη υψηλές θερμοκρασίες και χαμηλές συγκεντρώσεις οξυγόνου).

Στο αρχικό στάδιο της κομποστοποίησης, κατά τη μεταβατική φάση όπου οι θερμοκρασίες αυξάνονται από την τιμή θερμοκρασίας του περιβάλλοντος προς το επίπεδο της θερμόφιλης φάσης, κυριαρχούν τα μεσόφιλα βακτήρια τα οποία συνεπικουρούμενα από ορισμένα θερμόφιλα, διασπούν τις εύκολα διαθέσιμες οργανικές ενώσεις (π.χ. μονοσακχαρίτες, λιπίδια και πεπτίδια). Όταν η θερμοκρασία φτάσει περίπου στους 45°C τα μεσόφιλα σταδιακά θανατώνονται ή αδρανοποιούνται και τα διαδέχονται οι θερμόφιλοι πληθυσμοί (Miller, 1996).

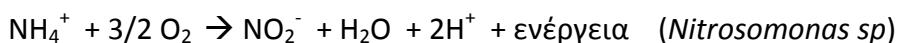
Στα συστήματα κομποστοποίησης στα οποία δεν έχει προβλεφθεί η συγκράτηση της θερμοκρασίας έως ένα συγκεκριμένο επίπεδο, οι θερμοκρασίες μπορεί να φτάσουν έως και

80°C (Finstain et al., 1987). Αυτό το ύψος τιμών μπορεί να εκληφθεί ως εκλεκτικό για τα θερμόφιλα βακτήρια και ιδιαίτερα του γένους *Bacillus* (Hayes, 1968). Σε θερμοκρασίες άνω των 65°C, η ποικιλότητα των μικροβιακών πληθυσμών σχεδόν εξαλείφεται, ώστε να γίνεται λόγος για καθαρές καλλιέργειες του *B. stearothermophilus* (Strom, 1985β).

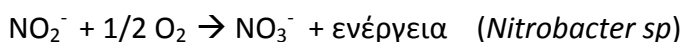
Καθώς οι τιμές της θερμοκρασίας μειώνονται, η μικροβιακή κοινότητα αποκαθίσταται χάρη (και) στα σποριογόνα βακτήρια, με τη διαδοχική εμφάνιση θερμόφιλων, μεσόφιλων και τελικά ψυχρόφιλων βακτηρίων (Maynad, 2000). Καθώς η κομποστοποίηση εξελίσσεται, ο ρόλος των θερμόφιλων βακτηρίων αποκτά μεγαλύτερη σημασία, αφού αποτελούν την πιο πρόσφορη ομάδα εφαρμογής χειρισμών για τη συνολικότερη διαχείριση του συστήματος. Επιβιώνουν σε μεγάλες θερμοκρασίες, οι οποίες αποτελούν πρωταρχικό στόχο των διαχειριστών των συστημάτων κομποστοποίησης, προκειμένου να καταστραφούν τα παθογόνα. Η σταθεροποίηση των αποβλήτων από τα βακτήρια μπορεί να πραγματοποιηθεί γρήγορα, με το μεγαλύτερο ποσοστό αποικοδόμησης να σημειώνεται την πρώτη εβδομάδα της κομποστοποίησης (Harper et al., 1992).

4.1.1 Βακτήρια που χρησιμοποιούν τα ιόντα του αζώτου στην αναπνευστική τους λειτουργία

Η νιτροποίηση των αμμωνιακών ιόντων πραγματοποιείται σε δύο στάδια, καθένα από τα οποία ελέγχεται/ καταλύεται από τα ενζυμικά συστήματα των αερόβιων χημειολιθότροφων βακτηρίων *Nitrosomonas sp* και *Nitrobacter sp.*, τα οποία έχει καθιερωθεί να ονομάζονται νιτροποιητικά. Σε πρώτο στάδιο, με τη δράση των *Nitrosomonas sp.*, το αμμωνιακό ιόν οξειδώνεται πλήρως σε νιτρώδες σύμφωνα με την εξεργονική αντίδραση:



Σε δεύτερο στάδιο, το νιτρώδες ιόν, με την αναπνευστική οδό του *Nitrobacter sp.*, οξειδώνεται σε νιτρικό, σύμφωνα με την εξεργονική αντίδραση:



Οι προτάσεις σχετικά με τη βέλτιστη για τη νιτροποίηση θερμοκρασία διαφέρουν. Για παράδειγμα, από τα αποτελέσματα τριών ανεξάρτητων ερευνών, έχουν προταθεί

θερμοκρασίες από 15 έως 35°C, από 25 έως 30°C και από 25 έως 35°C (Körner & Stegmann, 1996). Η ταχύτητα της συνολικής αντίδρασης ελέγχεται από τη διαθεσιμότητα του μοριακού οξυγόνου, ενώ το βέλτιστο pH αγγίζει το 8,5, αλλά το κάθε στάδιο σημειώνει άλλο βέλτιστο (για την οξείδωση της αμμωνίας από 7,5 έως 9,5 και για την οξείδωση των νιτρικών ιόντων από 5,5 έως 10,5) (Körner & Stegmann, 1996).

Εκτός από τα νιτροποιητικά βακτήρια, υπάρχουν αναφορές ότι και ορισμένοι ετερότροφοι μικροοργανισμοί (μύκητες, βακτήρια και ακτινοβακτήρια) μπορούν επίσης να οξειδώσουν τα αμμωνιακά ιόντα σε νιτρώδη και νιτρικά (Wild, 1988). Σε αναερόβιες συνθήκες ορισμένα δυνητικά αναερόβια –και ως επί το πλείστον ετερότροφα– βακτήρια, όπως τα *Pseudomonas sp.*, *Alcaligenes sp.* και *Achromobacter sp.* (Körner & Stegmann, 1996) χρησιμοποιούν ως δέκτες ηλεκτρονίων στην αναπνευστική τους οδό τα νιτρικά ιόντα, οπότε απελευθερώνουν άζωτο με τη μορφή αερίων, N₂, NO₂ και N₂O, τα οποία διαφεύγουν στην ατμόσφαιρα, μια διαδικασία η οποία αναφέρεται ως απονιτροποίηση. Επιπλέον, η απονιτροποίηση συμβαίνει και σε χαμηλές συγκεντρώσεις O₂, όταν υπάρχει διαθέσιμος άνθρακας και νιτρικά ιόντα (Bishop & Godfrey, 1983). Γενικά, για να πραγματοποιηθεί απονιτροποίηση, πρέπει η συγκέντρωση του οξυγόνου να είναι χαμηλότερη από 5%, γιατί οι υψηλότερες τιμές καταστέλλουν τα ένζυμα των απονιτροποιητικών μικροοργανισμών. Η διεργασία ξεκινάει στους 5°C και ο ρυθμός της αυξάνεται αναλογικά με τη θερμοκρασία. Η βέλτιστη θερμοκρασία είναι από 18 έως 30°C, ενώ το βέλτιστο pH κυμαίνεται από 6,0 έως 7,0 (Körner & Stegmann, 1996).

Η Tiquia (1996) βρήκε ότι ο μικροβιακός «μετασχηματισμός» του αζώτου κατά την κομποστοποίηση ποικίλει ανάλογα με τα χαρακτηριστικά του αρχικού υλικού. Επιπλέον, επηρεάζεται από την μικροβιακή κοινότητα, καθώς και τις φυσικές και χημικές παραμέτρους της κομποστοποίησης, όπως η θερμοκρασία, η υγρασία, η οξύτητα και ο λόγος C/N.

Η νιτροποίηση πραγματοποιείται, κατά κύριο λόγο, στα προχωρημένα από άποψη χρόνου στάδια της κομποστοποίησης (Mathur *et al.*, 1993). Γι αυτό και η μείωση του αμμωνιακού αζώτου που ενδέχεται να παρατηρηθεί κατά τη διαδικασία της κομποστοποίησης και η οποία συνοδεύεται από αύξηση του αζώτου σε νιτρική μορφή, συχνά εκλαμβάνεται ή προτείνεται ως δείκτης ωριμότητας του κομποστ (Canet & Pomares, 1995; Kapetanios *et al.*, 1993; Pare *et al.*, 1998).

4.1.2 Μικροοργανισμοί που εμπλέκονται στην αμμωνιοποίηση

Η αμμωνιοποίηση είναι ουσιαστικά η αναγωγή του αζώτου σε αμμωνία. Οι μικροοργανισμοί που καταλύουν την αμμωνιοποίηση μπορούν να προσαρμοστούν σε όλες σχεδόν τις συνθήκες της κομποστοποίησης. Πραγματοποιείται σε πολλά στάδια, με τη δράση διαφορετικών μικροοργανισμών, οι οποίοι έχουν ένα κοινό χαρακτηριστικό: ανάγουν το μοριακό άζωτο με τον ίδιο ενζυμικό μηχανισμό, τη νιτρογενάση (Διαμαντίδης, 1994). Στο πρώτο στάδιο της αμμωνιοποίησης, πραγματοποιείται πρωτεόλυση, οπότε οι πρωτεΐνες διασπώνται σταδιακά σε πολυπεπτίδια, ολιγοπεπτίδια και –τέλος– αμινοξέα. Οι αντιδράσεις καταλύονται από μικροβιακές πρωτεάσες (Mori-hara & Kohei, 1992). Στο επόμενο στάδιο, ακολουθεί οξειδωτική απαμίνωση, η οποία οδηγεί στην παραγωγή αμμωνίας, υπεροξειδίου του υδρογόνου και οξέων. Πεδίο για περαιτέρω διερεύνηση αποτελεί η σχέση της αμμωνιοποίησης και της απελευθέρωσης αμμωνίας προς το περιβάλλον με τη θερμοκρασία. Λέγεται ότι η αμμωνιοποίηση συμβαίνει εντονότερα όταν η θερμοκρασία κυμαίνεται από 40 έως 50 °C (Ross & Harris, 1982), αλλά ότι η μεγαλύτερη διατήρηση αμμωνιακού αζώτου σημειώνεται μεταξύ 50 και 55 °C (Burrows, 1951).

4.2 Ακτινοβακτήρια

Παρόλο που τα ακτινοβακτήρια ανήκουν στα βακτήρια, εξετάζονται συνήθως ξεχωριστά λόγω των ιδιαίτερων οικολογικών και μορφολογικών χαρακτηριστικών τους, καθώς και του διαφορετικού ρόλου που παίζουν στη βίο-αποικοδόμηση.

Στον Πίνακα 4.2 αναφέρονται τα είδη των ακτινοβακτηρίων που έχουν ανιχνευτεί σε υποστρώματα κομποστοποίησης, καθώς και οι αντίστοιχες βιβλιογραφικές αναφορές τους.

Τα ακτινοβακτήρια αναπτύσσονται καλύτερα σε αερόβια και υγρά περιβάλλοντα, με ουδέτερο ή ελαφρά αλκαλικό pH (Chen & Griffin, 1966, Lacey, 1973), γεγονός που τους δημιουργεί ανταγωνιστικό μειονέκτημα όταν η πυκνότητα των διαθέσιμων υποστρωμάτων είναι υψηλή (Miller, 1996). Αν και έχουν αναφερθεί είδη που αναπτύσσονται σε υψηλές θερμοκρασίες, τα ακτινοβακτήρια παρουσιάζουν έντονη ανάπτυξη στα τελευταία στάδια της κομποστοποίησης (Joshua *et al.*, 1994).

Τα ακτινοβακτήρια είναι ετερότροφοι μικροοργανισμοί, οι οποίοι χρησιμοποιούν ως πηγή αζώτου και άνθρακα οργανικές ενώσεις, όπως η λιγνίνη και η κυταρρίνη. Τα ακτινοβακτήρια που συνήθως συναντώνται στα μείγματα κομποστοποίησης ανήκουν στις οικογένειες Mycobacteriaceae, Actinomycetaceae και Streptomycetaceae.

Σύμφωνα με τους Macauley *et al.* (1993), η αναλογία των ακτινοβακτηρίων προς τα υπόλοιπα βακτήρια, σε κομπόστ μανιταριών, είναι ενδεικτική της ποιότητας. Στον ίδιο άξονα απόψεων, ο Miller (1996) προτείνει την αποδοχή της συγκεκριμένης αναλογίας, ως δείκτη ωρίμανσης των κομπόστ στερεών αστικών αποβλήτων. Όπως, αναφέρει μεγάλοι πληθυσμοί ακτινοβακτηρίων αναμένονται σε υποστρώματα που έχουν ήδη υποστεί ως ένα βαθμό βιο-αποικοδόμηση και πλέον δεν διαθέτουν άμεσα διαθέσιμα συστατικά. Και συμπληρώνει, ότι είναι πιθανόν ο σχηματισμός μεγάλων πληθυσμών ακτινοβακτηρίων να προετοιμάζει το έδαφος για τον μετέπειτα αποικισμό των μυκήτων. Ορισμένα από τα είδη των ακτινοβακτηρίων (π.χ. *Streptomyces*) παράγουν φυσικά αντιβιοτικά, όπως τετρακυκλίνες.

Πίνακας 4.2: Ακτινοβακτήρια τα οποία έχουν ανιχνευθεί σε υποστρώματα κομποστοποίησης (προσαρμογή από Miller, 1996).

Ακτινοβακτήρια	Βιβλιογραφικές αναφορές
<i>Actinobifida chromogena</i>	Fergus (1964), Lacey (1973)
<i>Micropolyspora faeni</i>	Fergus (1971), Gregory <i>et al.</i> (1963), Lacey (1973)
<i>Nocardia sp.</i>	Lacey (1973), Wood (1984)
<i>Pseudocardia thermophila</i>	Fergus (1971)
<i>Streptomyces rectus</i>	Fergus (1971), Hayes (1968), Stanek (1971),
<i>S. thermofuscus</i>	Makawi (1980)
<i>S. thermoviolaceus</i>	Fergus (1971), Stanek (1971)
<i>S. thermovulgaris</i>	Fergus (1964), Hayes (1968), Stanek (1971),
<i>S. violaceus-ruber</i>	Fermor <i>et al.</i> (1979)
<i>Streptomyces sp.</i>	Fergus (1971)
<i>Thermoactinomyces vulgaris</i>	Norman (1930), Waksman <i>et. al</i> (1939), Tendler & Burkholder (1961), Lacey (1973), Wood (1984)
<i>T. sacchari</i>	Waksman <i>et al.</i> (1939), Forsyth & Webley (1948), Gregory <i>et al.</i> (1963), Fergus (1971), Lacey (1973),
<i>Thermomonospora curvata</i>	Fermor <i>et al.</i> (1979)
<i>T. viridis</i>	Lacey (1973), Makawi (1980)
<i>Thermomonospora sp.</i>	Fergus (1971), Stanek (1971), Stutzenberger (1971) Fergus (1971), Lacey (1973), Fermor <i>et al.</i> (1979) Lacey (1971)

4.3 Μύκητες

Αναφορά στους μύκητες που, συνήθως, εντοπίζονται σε υποστρώματα κομποστοποίησης γίνεται στον Πίνακα 4.3.

Οι πιο συχνά εμφανιζόμενοι μύκητες ανήκουν στα γένη *Penicillium* και *Aspergillus* της οικογένειας *Protoascomycetes*. Ωστόσο, αρκετά συχνά ανιχνεύονται επιπλέον και μύκητες των οικογενειών *Myxomycetes*, *Zygomycetes* και *Euscomycetes*. Σε εργασία των *Straatsma et al.* (1994), σχετικά με την κομποστοποίηση υποστρώματος για την καλλιέργεια μανιταριών, παρατηρήθηκε μεγάλη ανάπτυξη διαφορετικών μυκήτων σε σχετικά υψηλή θερμοκρασία. Η εργασία τους δείχνει τη διαδοχική ανάπτυξη των πληθυσμών, κατά την οποία η ανάπτυξη συγκεκριμένων ειδών, όπως ο *Scyatalidium thermophilum*, μπορεί να είναι εκλεκτική για την ανάπτυξη των ειδών που θα τους διαδεχτούν (όπως ο *Agaricus brunnescens*).

Το 1979, οι *Fermor et al.* είχαν αναφέρει ότι κατά το θερμόφιλο στάδιο της κομποστοποίησης η θερμοκρασία ανεβαίνει πάνω από τους 55°C και αυτό αναστέλλει την ανάπτυξη των μυκήτων. Ο *Brock* (1978) είχε αναφέρει ότι η πλειονότητα των μυκήτων δεν μπορεί να αναπτυχθεί στους 50°C και ότι ελάχιστοι μπορούν να αναπτυχθούν – και αυτό καχεκτικά- στους 62°C. Στις ίδιες συμπερασματικές γραμμές, οδηγήθηκαν και οι *Kane and Mullins* (1973) και *Ryckeboer et al.* (2003), οι οποίοι ισχυρίστηκαν ότι δεν υπάρχει δράση μυκήτων στο θερμόφιλο στάδιο της κομποστοποίησης.

Οι περισσότεροι ερευνητές αναφέρουν ότι οι πληθυσμοί των μυκήτων επανακάμπτουν στα υποστρώματα της κομποστοποίησης, όταν η θερμοκρασία πέφτει και οι ενώσεις που κυριαρχούν είναι η κυτταρίνη και η λιγνίνη (*Chang & Hudson*, 1967; *Fergus & Sinden*, 1969; *De Bertoldi et al.*, 1983; *Ryckeboer et al.* 2003). Οι μύκητες έχουν την ιδιότητα να μεταβολίζουν σύμπλοκα πολυμερών, συμπεριλαμβανομένης της λιγνίνης αλλά και μη φυσικών οργανικών ενώσεων (*Miller*, 1996). Για παράδειγμα, ο *Phanerochaete chrysosporium*, ο οποίος αναπτύσσεται καλύτερα στους 39 °C (*Kerem et al.*, 1992) και εξετάζεται ως προς την ιδιότητά του να διασπά πολλά διαφορετικά πολύπλοκα απόβλητα (*Aust & Benson*, 1993).

Πρόσφατα, οι *Hansgate et al.* (2005), προσπάθησαν να διερευνήσουν την υπόθεση ότι οι μύκητες έχουν σημαντικό ρόλο τις πρώτες μέρες της κομποστοποίησης, ώστε να διαμορφωθεί καλύτερα η εικόνα της μικροβιακής διαδοχής. Τα αποτελέσματά τους δείχνουν ότι κατά τις πρώτες 96h της κομποστοποίησης, υπήρχε παρουσία μυκήτων. Δεν κατέστη, ωστόσο, δυνατό

να αποσαφηνίσουν εάν οι πληθυσμοί των μυκήτων που ανιχνεύθηκαν ήταν ενεργοί ή αν εντόπισαν γονιδιωματικό (genomic) DNA από λανθάνοντα κύτταρα. Βρήκαν, ωστόσο, παρουσία μυκήτων που παράγουν γαλακτικό οξύ, όπως το *Rhizopus* sp. και το *Amylomyces* sp., γεγονός που έρχεται σε συμφωνία με την υπόθεση του Schloss (2002) ότι ορισμένοι μύκητες συμβάλλουν στη διαμόρφωση του pH.

Πίνακας 4.3: Μύκητες που έχουν ανιχνευθεί σε υποστρώματα κομποστοποίησης (προσαρμογή από Miller, 1996).

Μύκητες	Βιβλιογραφικές αναφορές
<i>Absidia corymbifera</i> <i>A. ramosa</i> <i>Absidia</i> sp. <i>Mortierella turficola</i> <i>Mucor miehei</i> <i>M. pusillus</i>	Chang & Hudson (1967), Straatsma et al. (1994) Chang (1967), De Bertoldi et al. (1983) Gregory et al. (1963) Hayes (1968) Cooney & Emerson (1964), Festenstein et al. (1965) Cooney & Emerson (1964), Fergus (1964), Festenstein et al. (1965), Okafor (1966), Chang & Hudson (1967), Hayes (1968), Kane & Mullins (1973), Fermor et al. (1979), De Bertoldi et al. (1983)
<i>Rhizomucor</i> sp. <i>Allescheria terrestris</i> <i>Chaetomium thermophilum</i>	Tansey (1981), Straatsma et al. (1994) Tansey (1981), De Bertoldi et al. (1983) Stutzenberger (1971), De Bertoldi et al. (1983) Straatsma et al. (1994) Hedger & Hudson (1970), Straatsma et al. (1994) De Bertoldi et al. (1983)
<i>Dactylomyces crustaceus</i> <i>Emericella nidulans</i> <i>Myriococcum albomyces</i> <i>Talaromyces dupontii</i>	Fergus (1964), Chang & Hudson (1967), Kane & Mullins (1973), Fermor et al. (1979), Tansey (1981), De Bertoldi et al. (1983) Kane & Mullins (1973)
<i>T. emersonii</i> <i>T. thermophilus</i> <i>Thermoascus aurantiacus</i> <i>T. crustaceus</i> <i>Corynascus thermophilus</i> <i>Thielavia terrestris</i>	Straatsma et al. (1994) Cooney & Emerson (1964) Fergus (1964), Chang & Hudson (1967), De Bertoldi et al. (1983) Fergus & Sinden (1969), Samson et al. (1977)

4.4 Δυνητικά παθογόνοι μικροοργανισμοί και δείκτες παθογόνων του ανθρώπου και των ζώων

Η αξιοποίηση των οργανικών αποβλήτων αποτελεί μία ανακουφιστική προοπτική για το περιβάλλον. Ωστόσο, δεν πρέπει να αγνοηθεί η ποικιλία των παθογόνων που ενδέχεται να φέρουν τα ανεπεξέργαστα απόβλητα. Γι' αυτό ακριβώς, είναι αναγκαίο να διασφαλιστεί ότι με την κομποστοποίησή τους, τα παθογόνα θα αδρανοποιηθούν. Τα κυριότερα παθογόνα ανήκουν στις κατηγορίες των μυκήτων, των βακτηρίων, των ιών και των παρασίτων. Μπορεί δε να είναι παθογόνα για τον άνθρωπο, τα ζώα ή και για τα φυτά.

Ο ρόλος των δυνητικών παθογόνων στη διαδικασία της κομποστοποίησης θίχθηκε το 1993 από τον Farrell. Η υπόθεση ότι μικροοργανισμοί, όπως το *Listeria* sp. και το *Salmonella* sp. μπορούν να έχουν σημαντικό ρόλο στην κομποστοποίηση, υποδηλώνει ότι ίσως να μην αποτελούν μονάχα πρόβλημα, αλλά ενδεχομένως να αποικίζουν σε σημαντικό βαθμό το κομπόστ.

Αναφορικά με τα παθογόνα του ανθρώπου, κυρίαρχες παρουσίες είναι η *Salmonella* sp., το οποίο μεταφέρεται στα οργανικά οικιακά απόβλητα μέσω των αποβλήτων της κουζίνας (Strauch, 1996), το *Yersinia enterocolitica* και η *Escherichia coli* (Golstein *et al.*, 1988). Τα περισσότερα από αυτά τα παθογόνα μεταφέρονται από τα ζώα (Strauch, 1996). Δεδομένου ότι εξαιρούνται τα κρέατα, τα κόκαλα και τα ψάρια, οι ζωικοί ιοί δεν εξετάζονται στην κομποστοποίηση των οικιακών οργανικών αποβλήτων. Εξάλλου, οι ιοί δεν επιβιώνουν για μεγάλα χρονικά διαστήματα έξω από ζωντανά κύτταρα.

Ένας ακόμη παράγοντας που πρέπει να εκτιμηθεί είναι η ασφάλεια των εργαζομένων σε μονάδες κομποστοποίησης. Συνήθως, ο λόγος γίνεται για την κομποστοποίηση αστικών αποβλήτων, όμως ίσως πρέπει να ελεγχθούν και τα αλλεργιογόνα τα οποία υπάρχουν και στο κομπόστ που παράγεται από οικιακά οργανικά απόβλητα.

Για τον έλεγχο των παθογόνων, τα πρωτόκολλα διαχείρισης συστημάτων κομποστοποίησης προβλέπουν θερμοκρασίες πάνω από 55°C. Ωστόσο, το 1994, οι Brinton και Droffner ανέφεραν ότι ένας αξιοσημείωτος αριθμός παθογόνων βακτηρίων μπορεί να επιβιώσει και να αναπτυχθεί στις υψηλές θερμοκρασίες του θερμόφιλου σταδίου, που άλλοτε θεωρούνταν καταστροφικές για τα παθογόνα. Επιπλέον, έχει αναφερθεί ότι σε κομπόστ τα οποία δεν έχουν σταθεροποιηθεί επαρκώς, τα εναπομείναντα διαθέσιμα θρεπτικά στοιχεία

αρκούν για να επανακάμψουν οι πληθυσμοί του *Salmonella* sp. (Burge *et al.*, 1987). Εικάζεται ότι ο ανταγωνισμός μεταξύ των μικροβιακών ειδών μπορεί να αποτελεί σημαντικό παράγοντα για την τύχη των παθογόνων, ωστόσο το θέμα χρειάζεται περισσότερη διερεύνηση (Miller, 1996).

Η *Escherichia coli* είναι ένα παθογόνο, το οποίο συχνά κρύβεται πίσω από γαστρεντερίτιδες. Η κομποστοποίηση των ζωικών κοπράνων έχει υποδειχθεί από αρκετές ερευνητικές εργασίες ως αποτελεσματική μέθοδος καταστροφής του. Ερευνητές του Πανεπιστημίου της Φλώριδας, πειραματίστηκαν με λιγότερο από 1 kg κοπριάς σε εργαστηριακής κλίμακας βιοαντιδραστήρες και βρήκαν ότι ο πληθυσμός *E. coli* εξαλείφθηκε μετά από κομποστοποίηση 72 h στους 47 °C (Lung *et al.*, 2001). Άλλοι ερευνητές, που πειραματίστηκαν με κοπριά με μεγαλύτερους πληθυσμούς *E. coli*, της τάξης των 10⁷ CFU/g, συμπέραναν ότι για να εξοντωθούν απαιτείται κομποστοποίηση μεγαλύτερη της μίας εβδομάδας, κατά προτίμηση δύο εβδομάδων, σε θερμοκρασία 50°C (Jiang *et al.*, 2003). Τα παραπάνω ωστόσο, δεν επιβεβαιώνονται από την εργασία των Hess *et al.* (2004), κατά την οποία ο πληθυσμός των *E. coli* επανέκαμψε όταν το κομπόστ επανήλθε στους 35 έως 45°C, παρόλο που η θερμοκρασία είχε φτάσει τους 50 °C για 48 h. Οι ίδιοι υποστηρίζουν ότι η ανθεκτικότητα του εντεροαιμορραγικού στελέχους *E. coli* O157:H7 στην υψηλή θερμοκρασία, εξαρτάται τρόπον τινά από την πηγή του μικροοργανισμού, δηλαδή από το εάν έχει καλλιεργηθεί σε εργαστήριο ή προέρχεται από μολυσμένο ζώο. Στην ίδια εργασία τα εργαστηριακά στελέχη αποδείχθηκαν πιο ανθεκτικά στο θερμικό σοκ. Συνεχίζοντας, προτείνουν την εκτίμηση της θερμικής εξουδετέρωσης του *E. coli* O157:H7 με βάση το αθροιστικό σύνολο των ωρών που έχει εκτεθεί ο μικροοργανισμός σε υψηλές θερμοκρασίες. Συγκεκριμένα, ισχυρίζονται ότι απαιτούνται 300 βαθμο-ημέρες για την εξουδετέρωση του στελέχους που προέρχεται από εργαστηριακή καθαρή καλλιέργεια και 180 βαθμο-ημέρες όταν προέρχεται από μολυσμένες αγελάδες. Όσον αφορά στη μειωμένη ανθεκτικότητα των *E. coli*, που προέρχονταν από τις αγελάδες, σχολιάζουν τα εξής: «Παρόλο που είναι γνωστό ότι η *E. coli* παράγει συγκεκριμένες πρωτεΐνες όταν υποστεί θερμικό σοκ προκειμένου να προστατευθεί (Riehle *et al.*, 2003), εντούτοις οι αλληλεπιδράσεις με το ανοσοποιητικό σύστημα του ξενιστή, οι οποίες λαμβάνουν χώρα κατά τον αποικισμό του γαστρεντερικού συστήματος, είναι πιθανόν να αποδυναμώνουν τον εν λόγω προστατευτικό μηχανισμό».

Ως χαρακτηριστικό παράδειγμα, μικροοργανισμού που υπό συνθήκες αποδεικνύεται παθογόνος, αναφέρεται συχνά ο μύκητας *Aspergillus fumigatus*, ο οποίος μπορεί να

προκαλέσει αλλεργίες αλλά και να αναπτυχθεί στους πνεύμονες ατόμων που παρουσιάζουν μειωμένη λειτουργία του ανοσοποιητικού τους συστήματος, ή σοβαρή βλάβη στους πνεύμονες (De Bertoldi *et al.*, 1988; Epstein & Epstein, 1989).

Προαπαιτούμενο για την απενεργοποίηση των παθογόνων κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης, αποτελεί η παρακολούθηση και διατήρηση στα επιθυμητά επίπεδα των απαραίτητων παραμέτρων, όπως η διακύμανση της θερμοκρασίας, η διάρκεια έκθεσης σε κάθε θερμοκρασία, η υγρασία, ο αερισμός και το pH (Strauch, 1996). Επειδή, κατά τη μέθοδο των αναστρεφόμενων σωρών, τα εξωτερικά τμήματα των πλευρών του σωρού επηρεάζονται από τη θερμοκρασία περιβάλλοντος, πρέπει το γύρισμά του να γίνεται με τέτοιο τρόπο που να εξασφαλίζει ότι το υλικό που βρίσκεται εκεί μεταφέρεται στο εσωτερικό και το αντίστροφο, και ότι η διάρκεια παραμονής όλου του υλικού σε υψηλές θερμοκρασίες είναι επαρκής.

5. Προδιαγραφές ποιότητας του κομπόστ

Το κύριο τελικό προϊόν της κομποστοποίησης είναι ένα σταθεροποιημένο οργανικό υλικό, το οποίο για να αποθηκευτεί, να θεωρηθεί εμπορεύσιμο και ασφαλές για εφαρμογή, πρέπει να πληροί συγκεκριμένα κριτήρια ποιότητας. Πιο συγκεκριμένα, πρέπει να κριθεί ευεργετικό για τις γεωργικές καλλιέργειες και ασφαλές για τη δημόσια υγεία και το περιβάλλον.

Σύμφωνα με τους Lasaridi *et al.* (2006), η έννοια ποιότητα στη διεργασία της κομποστοποίησης *«αναφέρεται στη συνολική κατάσταση του κομπόστ σε σχέση με τα φυσικά, χημικά και βιολογικά χαρακτηριστικά του, η οποία υποδηλώνει το τελικό αντίκτυπο του κομπόστ στο περιβάλλον»*. Για την εκτίμηση της ποιότητας έχουν προταθεί πολλοί και διαφορετικοί δείκτες, καθένας από τους οποίους χαρακτηρίζεται τόσο από δυνατά όσο και αδύνατα σημεία. Συνήθως, τα αποτελέσματα για την ποιότητα είναι πιο αξιόπιστα όταν συνεκτιμώνται δύο ή και περισσότεροι δείκτες.

Η ποιότητα του κομπόστ, τόσο από πλευράς ορισμού, όσο και διαδικασία αξιολόγησης, αποτελεί σημαντικό αντικείμενο διερεύνησης στον τομέα της διαχείρισης οργανικών αποβλήτων, γιατί καθορίζει εντός ορίων τη διαχείριση της διεργασίας της κομποστοποίησης, τις εφαρμογές του κομπόστ και την οικονομική του αποδοτικότητα.

Οι προδιαγραφές που ορίζονται σε εθνικό επίπεδο για την ποιότητα του κόμποστ, όσο και για τα συστήματα πιστοποίησης ποιότητας περιλαμβάνουν ως επί το πλείστον τις ελάχιστες δυνατές απαιτήσεις ποιότητας που μπορούν να διασφαλίσουν τη χρησιμότητα του κόμποστ χωρίς να υποσκάψουν τη δημόσια υγεία και το περιβάλλον (JRC, 2014). Αυτή η ομάδα ελάχιστων απαιτήσεων πρέπει να ορίζει:

- τις ελάχιστες τιμές των επιθυμητών παραμέτρων (παραδείγματος χάρη, περιεκτικότητα σε οργανική ύλη, θρεπτικά στοιχεία και βαθμός σταθεροποίησης)
- τις μέγιστες τιμές των ανεπιθύμητων παραμέτρων (παραδείγματος χάρη βαρέα μέταλλα, ξένες προσμίξεις, οργανικοί ρύποι),

ενώ παράλληλα, πρέπει να διασφαλίζει:

- την προστασία του εδάφους και γενικότερα του περιβάλλοντος και
- την απουσία παθογόνων οργανισμών που εγκυμονούν κινδύνους για την υγεία.

Συχνά, ωστόσο, αναφέρονται περισσότερες ποιοτικές απαιτήσεις, οι οποίες σχετίζονται με συγκεκριμένες χρήσεις του κόμποστ. Ενδεικτικό παράδειγμα, αποτελεί η χρήση του κόμποστ ως υπόστρωμα για την ανάπτυξη φυτών. Πέρα από τις ελάχιστες απαιτήσεις, αρκετές φορές ζητείται να αναγράφονται και άλλα χαρακτηριστικά του προϊόντος, όπως η ηλεκτρική αγωγιμότητα (Hogg *et al.*, 2002), έτσι ώστε οι αγοραστές του να είναι επαρκώς πληροφορημένοι για τις ιδιότητες του κόμποστ.

5.1 Ταξινόμηση και χρήση των κόμποστ

Παρότι η κατηγοριοποίηση των κομπόστ δεν ακολουθεί το ίδιο πρωτόκολλο από χώρα σε χώρα, εντούτοις είναι σχεδόν καθολικά αποδεκτή η ταξινόμησή τους σε κατηγορίες (classes), με κριτήριο τις τιμές που παρουσιάζουν στις βασικές παραμέτρους ποιότητας.

Η κατηγορία του κομπόστ όπως και ο τύπος του, ο οποίος ουσιαστικά μαρτυρά τη σύσταση του μείγματος (παραδείγματος χάρι κομπόστ από κοπριά, κομπόστ από βιοαπόβλητα) καθορίζουν τη χρήση του. Συνήθως τα κομπόστ χρησιμοποιούνται ως (Lakhdar *et al.*, 2009; Diaz *et al.*, 2002).:

- εδαφοβελτιωτικά,
- μέσα οργανικής λίπανσης, και
- υποστρώματα για την ανάπτυξη σπόρων.

Πιο αναλυτικά, η εφαρμογή κομπόστ στο έδαφος έχει μία σειρά ευεργετικών αποτελεσμάτων, όπως: τον εμπλουτισμό του εδάφους με οργανική ουσία και την αύξηση της διαθεσιμότητας του αζώτου και του φωσφόρου (Garcia – Gil *et al.*, 2000), την ανάσχεση των παθογόνων (Hoitink *et al.* 1975; Mehta *et al.*, 2014), τη βελτίωση της σύστασης και της δράσης της μικροβιολογίας του εδάφους (Ros *et al.*, 2003).

Όσον αφορά στη χρήση τους ως υποστρώματα ανάπτυξης φυτών, πόλο έλξης του επιστημονικού και εμπορικού ενδιαφέροντος αποτελεί η εφαρμογή των κομπόστ ως υποκατάστατο της τύρφης (Andersen *et al.*, 2010), η οποία προωθείται ως μέσο διάσωσης των τυρφώνων, αλλά και ως περιβαλλοντικά ηπιότερη επιλογή (Boldrin *et al.*, 2009; Moral *et al.*, 2009). Οι Moral *et al.* (2009) ανέφεραν ότι η εκτεταμένη χρήση της τύρφης ως μέσο ανάπτυξης φυτών αποτελεί ένα ανησυχητικό ζήτημα, αφού η εξόρυξή της προκαλεί εξάντληση του άνθρακα στους τυρφώνες.

Επιπλέον, τα κόμποστ μπορεί να βρουν μία σειρά ακόμη εφαρμογών, όπως ως μέσο για την προστασία από τη διάβρωση (USA EPA, 1994), ως υλικό που βοηθάει στον περιορισμό χρήσης σκευασμάτων χημικής αντιμετώπισης φυτοπαθογόνων και ζιζανίων (Mehta *et al.*, 2014) και ως βιόφιλτρο (Hwang *et al.*, 2007; Pagans *et al.*, 2007).

5.2 Παράμετροι ποιότητας

Οι παράμετροι που δύνανται να χρησιμοποιηθούν για τη διασφάλιση των ελάχιστων απαιτήσεων χαρακτηριστικών ποιότητας των κόμποστ μπορούν να ομαδοποιηθούν ως εξής (JRC, 2014):

- Ρύποι και ρυπαντές, που ενέχουν κινδύνους για την υγεία και το περιβάλλον (παραδείγματος χάρη βαρέα μέταλλα, παρουσία πλαστικών, γυαλιών και μετάλλων).
- Παθογόνοι μικροοργανισμοί (παραδείγματος χάρη *Salmonella sp.*, *Escherichia coli*)
- Βιολογικές παράμετροι που σχετίζονται είτε με το βαθμό στον οποίο το υπό κομποστοποίηση μείγμα μπορεί να συντηρήσει τους βιοαποικοδομητές (παραδείγματος χάρη βαθμός σταθεροποίησης και ωρίμανσης) είτε στην παρουσία βιώσιμων σπόρων ή πολλαπλασιαστικού υλικού (παραδείγματος χάρη κόνδυλοι, ριζώματα).
- Γενικές παράμετροι (παραδείγματος χάρη περιεκτικότητα σε υγρασία, πορώδες, pH, κοκκομετρία, ηλεκτρική αγωγιμότητα).

Σύμφωνα με τα αποτελέσματα συγκριτικών μετρήσεων σε μία σειρά κομπόστ, τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά των ώριμων κομπόστ φαίνεται να συσχετίζονται με τις ιδιότητες των αρχικών υλικών που συνθέτουν τα μείγματα, παρά με τη διεργασία της κομποστοποίησης (Manios, 2004). Υπάρχουν ενδείξεις ότι η ποιότητα του κομπόστ εξαρτάται τόσο από τα αρχικά υλικά, όσο και από την τεχνολογία κομποστοποίησης που χρησιμοποιείται (Tognetti *et al.*, 2005; Zorpas, 2009).

Στην ειδική περίπτωση που το κόμποστ προορίζεται να χρησιμοποιηθεί ως εδαφοβελτιωτικό, κυρίως για τον εμπλουτισμό του εδάφους με οργανική ουσία ή τη ρύθμιση της οξύτητας του εδάφους, θα μπορούσαν να ελέγχονται συμπληρωματικά παράμετροι όπως η περιεκτικότητα του σε οργανική ουσία ή η περιεκτικότητα σε CaO. Αντίστοιχα, στην περίπτωση εφαρμογής του ως μέσο οργανικής λίπανσης, θα μπορούσε επιπλέον να ελέγχεται η περιεκτικότητά του σε θρεπτικά στοιχεία (κυρίως N, K, P, Mg) και ορισμένες ανόργανες αζωτούχες ενώσεις (NH₄-N, NO₃-N).

5.2.1 Βαρέα μέταλλα

Ο έλεγχος της παρουσίας βαρέων μετάλλων μέσω καθορισμένων από το νόμο μέγιστων επιτρεπτών ορίων απαντάται σε κάθε χώρα που έχει ενσωματώσει την κομποστοποίηση στο εθνικό της σύστημα διαχείρισης αποβλήτων. Επειδή τα όρια καθορίζονται συνήθως σε εθνικό επίπεδο, εμφανίζονται μικρές ή μεγαλύτερες διαφορές μεταξύ των χωρών (Χρόνη & Λαζαρίδη, 2014).

Η επιβολή αυτών των ορίων αντανακλά το μέγεθος του προβλήματος που μπορεί να προκληθεί από τη συσσώρευση βαρέων μετάλλων στην καλλιεργήσιμη γη και τους υδάτινους πόρους. Η συσσώρευση των βαρέων μετάλλων, οι συγκεντρώσεις τους στα στραγγίσματα της κομποστοποίησης, καθώς και η βιο-διαθεσιμότητα τους στα φυτά έχουν αποτελέσει και εξακολουθούν να είναι αντικείμενο μελέτης πολλών ερευνητικών ομάδων (Moreno *et al.*, 1996; Piramonti *et al.*, 1997; Smith, 2009).

Μελέτες έχουν δείξει ότι «όλοι οι τύποι κόμποστ περιέχουν μεγαλύτερες συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων από ότι οι τιμές που συνήθως εμφανίζονται στο έδαφος» (Smith, 2009). Συνεπώς, είναι κοινή πεποίθηση ότι οι μακροχρόνιες εφαρμογές κόμποστ στο έδαφος οδηγούν σε συσσώρευση βαρέων μετάλλων. Ωστόσο, κατά την επισκόπηση της σχετικής βιβλιογραφίας, ο Smith (2009) ανέφερε ότι η διεργασία της κομποστοποίησης «αυξάνει τη συμπλοκοποίηση των βαρέων μετάλλων στα κατάλοιπα των οργανικών αποβλήτων και τα μέταλλα δεσμεύονται ισχυρά στο στρώμα του κόμποστ και την οργανική ύλη, περιορίζοντας τη διαλυτότητά τους και την εν δυνάμει βιο-διαθεσιμότητά τους στο έδαφος». Κάτι τέτοιο αποτελεί ένδειξη ότι ο πιθανός κίνδυνος για το περιβάλλον, την ανθρώπινη υγεία, τα κτηνοτροφικά ζώα και τις καλλιέργειες από τα βαρέα μέταλλα που περιέχονται στο κόμποστ ελαχιστοποιείται.

5.2.2 Προσμίξεις

Το ζήτημα των προσμίξεων, δηλαδή της παρουσίας γυαλιού, μετάλλων και πλαστικών, και κατά συνέπεια της καθαρότητας του κομποστ εγείρεται από τη στιγμή που το αρχικό υλικό προέρχεται από το βιοαποικοδομήσιμο κλάσμα των Αστικών Στερεών Αποβλήτων, ενώ με τη σειρά του εγείρει το ερώτημα αν θα πρέπει η παραγωγή του κόμποστ να συνδεθεί αποκλειστικά με συστήματα Διαλογής στην Πηγή (ΔσΠ) των βιοαποβλήτων. Οι περισσότεροι Εθνικοί Κανονισμοί θέτουν περιορισμούς για τις προσμίξεις, παρουσιάζοντας καταλόγους με τα επιτρεπόμενα υλικά και όρια.

5.2.3 Παρουσία παθογόνων μικροοργανισμών

Στην περίπτωση που η διεργασία της κομποστοποίησης δεν εξελιχθεί με τον ενδεικνυόμενο τρόπο, οι παθογόνοι μικροοργανισμοί που υπάρχουν στα αρχικά υλικά και το περιβάλλον ενδέχεται να επιβιώσουν ή να πολλαπλασιαστούν. Στην επιστημονική βιβλιογραφία απαντώνται αρκετές μελέτες που επισημαίνουν τους κινδύνους που σχετίζονται με την παρουσία παθογόνων στα κομπόστ (Déportes *et al.*, 1995; Lasaridi *et al.*, 2006). Από την άλλη ωστόσο πλευρά, οι Brochier *et al.* (2012) μελετώντας την πιθανότητα μικροβιακής επιμόλυνσης του εδάφους και των καλλιεργειών μέσω της εφαρμογής κομπόστ ή κοπριάς, έδειξε ότι οι εφαρμογές δεν έχουν αρνητικές υγειονομικές επιπτώσεις στο έδαφος και στα φυτά.

Οι διατάξεις που σχετίζονται με τη μικροβιολογική ποιότητα του κόμποστ βασίζονται σε δύο διαφορετικές προσεγγίσεις. Η μία θέτει **μέγιστα επιτρεπτά όρια** για τους πληθυσμούς συγκεκριμένων μικροοργανισμών – δεικτών. Η προσέγγιση αυτή παραπέμπει σε άμεσες μεθόδους καταμέτρησης πληθυσμών (συνήθως των *Escherichia coli* και *Salmonella sp.*). Η άλλη, αφορά στον **έλεγχο της διεργασίας της κομποστοποίησης**, με σκοπό τη διασφάλιση των συνθηκών που οδηγούν στην εξουδετέρωση των παθογόνων (υγιεινοποίηση του κόμποστ). Με την προσέγγιση αυτή, συνήθως ελέγχεται η έκθεση του υπό κομποστοποίηση μείγματος σε υψηλές θερμοκρασίες, με κρίσιμες παραμέτρους τόσο την τιμή της θερμοκρασίας, όσο και το χρόνο παραμονής του μείγματος σε αυτή. Σύμφωνα με το Σχέδιο Κοινής Υπουργικής Απόφασης του Ελληνικού θεσμικού πλαισίου (ΥΠΕΚΑ, 2014), στα 50 g δείγματος πρέπει να απουσιάζει πλήρως η *Salmonella spp.*, ενώ για την παραγωγή κομπόστ τύπου Α θα πρέπει κατά τη διεργασία της κομποστοποίησης το μείγμα να έχει θερμοκρασία είτε μεγαλύτερη ή ίση από 55°C για διάστημα δύο εβδομάδων (σε σειράδια ανοικτού τύπου, με 5 αναμίξεις), είτε μεγαλύτερη ή ίση από 65°C για διάστημα μίας εβδομάδας (σε σειράδια ανοικτού τύπου, με 2 αναμίξεις).

5.2.4 Βιολογικές παράμετροι

Μία ακόμη οδός για την εκτίμηση της ποιότητας του κομπόστ με αυξανόμενο ενδιαφέρον, αφορά στη σταθεροποίηση και την ωρίμανση του υπό κομποστοποίηση μείγματος. Η **σταθεροποίηση** δηλώνει το βαθμό στον οποίο η εύκολα βιοδιασπώμενη οργανική ύλη έχει αποικοδομηθεί (Lasaridi & Stentiford 1998), ενώ η **ωρίμανση** εκλαμβάνεται ως μέτρο για την

καταλληλότητα του κομπόστ ως προς μία συγκεκριμένη χρήση (Brewer & Sullivan 2001). Για να χαρακτηριστεί ένα κομπόστ ως «υψηλής ποιότητας» πρέπει να είναι σταθερό και ώριμο.

Η σταθεροποίηση και οι (εφαρμοζόμενες ή προτεινόμενες) μέθοδοι προσδιορισμού της παρουσιάζονται αναλυτικά στο Κεφάλαιο 6.

5.2.5 Γενικές παράμετροι

Από τις υπόλοιπες παραμέτρους που θα μπορούσαν να χρησιμοποιηθούν για τον προσδιορισμό των ποιοτικών χαρακτηριστικών του κομπόστ, ιδιαίτερο ενδιαφέρον έχουν η περιεκτικότητα σε υγρασία και η ηλεκτρική αγωγιμότητα, οι οποίες παρουσιάζονται αναλυτικά στις Ενότητες 3.2 και 3.4, αντίστοιχα.

5.3 Συστήματα διασφάλισης ποιότητας

Τα Συστήματα Διασφάλισης Ποιότητας που συναντώνται στην Ευρώπη μπορεί να είναι **εθελοντικά**, τα οποία υιοθετούνται από ιδιωτική πρωτοβουλία για την ενίσχυση της αποδοχής του κόμποστ από τον καταναλωτή ή **υποχρεωτικά** από τις νομικές και ρυθμιστικές αρχές. Σε κάθε περίπτωση, ωστόσο, οφείλουν να συμπεριλάβουν τα εξής στοιχεία: τον τύπο και την ποιότητα του αρχικού υλικού, τα όρια για τις επικίνδυνες ουσίες, τις υγειονομικές προδιαγραφές, τα κριτήρια ποιότητας για τα χρήσιμα υλικά (παραδείγματος χάρη την οργανική ύλη ή ορισμένα θρεπτικά στοιχεία), την εξωτερική παρακολούθηση του προϊόντος και της παραγωγικής διαδικασίας, τον εσωτερικό επιτόπιο έλεγχο για όλες τις εγκαταστάσεις, το σήμα ή πιστοποιητικό ποιότητας για το κομπόστ, την ετήσια πιστοποίηση για την εγκατάσταση και την καλή λειτουργία της από εξωτερικό αξιολογητή, τις προδιαγραφές του προϊόντος για διαφορετικές εφαρμογές, προτάσεις για τη χρήση και πληροφορίες για την εφαρμογή του προϊόντος.

5.4 Κανονισμοί για τη χρήση του κομπόστ

Παρότι η εκτίμηση των ποιοτικών χαρακτηριστικών του κομπόστ φαίνεται να έχει διανύσει δρόμο, ο έλεγχος της χρήσης του κόμποστ δεν έχει σημειώσει ανάλογη πρόοδο. Σε ορισμένες

χώρες της Ευρωπαϊκής Ένωσης υπάρχει μία σειρά από αναλυτικούς κανονισμούς που ελέγχουν και ρυθμίζουν τη χρήση του κόμποστ σε εθνικό ή και σε περιφερειακό επίπεδο, ενώ σε άλλες (χώρες) δεν υπάρχει καμία νομική πρόβλεψη (JRC, 2014).

6. Η σταθεροποίηση του κομπόστ

Η σταθεροποίηση και η ωρίμανση αναγνωρίζονται από την επιστημονική βιβλιογραφία ως σημαντικές παράμετροι για την αξιολόγηση της ποιότητας του κομπόστ (Lasaridi & Stentiford, 1998; Wichuk & McCartney, 2010).

Η **σταθεροποίηση** χρησιμοποιείται για την εκτίμηση του βαθμού αποικοδόμησης της οργανικής ύλης, λαμβάνοντας ως παραδοχή ότι τα σταθεροποιημένα κομπόστ εμφανίζουν χαμηλούς έως μηδενικούς ρυθμούς αποικοδόμησης (Aspray *et al.*, 2015; Lasaridi & Stentiford 1998; Wichuk & McCartney, 2010). Συνεπώς, μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως ποιοτικό χαρακτηριστικό, ως δείκτης της εξέλιξης της διεργασίας της κομποστοποίησης και ως μέτρο συγκριτικής αξιολόγησης διαφορετικών συστημάτων κομποστοποίησης (Lasaridi & Stentiford 1998). Από την άλλη πλευρά, η **ωρίμανση** εκφράζει την καταλληλότητα του κομπόστ για να χρησιμοποιηθεί σε μία συγκεκριμένη εφαρμογή (Brewer & Sullivan 2001; Ge *et al.*, 2006).

Στο κοντινό παρελθόν οι δύο αυτοί όροι συχνά θεωρούνταν ταυτόσημοι, δυσχεραίνοντας τόσο την επιλογή μεθοδολογίας για την ποσοτικοποίησή τους, όσο και την ενσωμάτωσή τους στα πρότυπα για την εκτίμηση της ποιότητας του κομπόστ. Ωστόσο, τις δύο τελευταίες δεκαετίες ολοένα και περισσότερες ερευνητικές ομάδες αποδέχονται και χρησιμοποιούν τη διάκριση των δύο εννοιών (Aspray *et al.*, 2015; Bernal *et al.*, 2009; Guo *et al.*, 2012; Lasaridi & Stentiford 1998; Wichuk & McCartney, 2010), με τη σταθεροποίηση να αναφέρεται ως κριτήριο σε αρκετά πρωτόκολλα πιστοποίησης (παραδείγματος χάρη, στην πιστοποίηση με EU Ecolabel των μέσων ανάπτυξης φυτών/εδαφοβελτιωτικών/υλικών εδαφοκάλυψης, σύμφωνα με την απόφαση της Ευρωπαϊκής Επιτροπής 2015/2099).

Βάσει ορισμού, τα ώριμα κόμποστ είναι και σταθερά. Το αντίστροφο, δηλαδή ένα σταθερό κόμποστ να είναι και ώριμο, δεν αποτελεί πάντα αληθή πρόταση (Komilis & Tziounaras, 2009; McAdams & White 1996). Όπως αναφέρουν οι López *et al.* (2010), ακόμη και όταν η πορεία της κομποστοποίησης έχει εξελιχθεί υπό επαρκώς ελεγχόμενες συνθήκες, το τελικό προϊόν μπορεί να είναι σταθερό, αλλά να προκαλεί φυτοτοξικότητα στις καλλιέργειες εξαιτίας, για παράδειγμα, υψηλής ηλεκτρικής αγωγιμότητας, οπότε δεν μπορεί να θεωρηθεί ώριμο.

6.1 Οι ανεπιθύμητες ιδιότητες του μη σταθεροποιημένου κομπόστ

Η ανεπαρκής (βιο)αποικοδόμηση των εύκολα ή μέτρια αφομοιώσιμων οργανικών ενώσεων προσδίδει στα κομπόστ ιδιότητες που ενδέχεται να ελοχεύουν κινδύνους για τη δημόσια υγεία και το περιβάλλον. Οι κυριότερες από αυτές ιδιότητες των μη σταθεροποιημένων κομπόστ είναι (Aspray *et al.* 2015; Brinton, 2000):

- Κίνδυνος αυτοανάφλεξης στην περίπτωση συσσώρευσης ή αποθήκευσης μεγάλου όγκου κομπόστ. Η έντονη μικροβιακή δράση (αποικοδόμηση οργανικής ύλης) ενδέχεται να οδηγήσει σε αύξηση της θερμοκρασίας σε τόσο υψηλές τιμές που να προκληθεί αυτοανάφλεξη.
- Έκλυση δυσάρεστων οσμών
- Παρουσία ρυπαντών και μολυσματικών παραγόντων
- Εμφάνιση φυτοτοξικών ιδιοτήτων
- Σύσταση που έλκει βλαβερά έντομα και άλλα είδη.

Πιο αναλυτικά, η αποικοδόμηση της οργανικής ύλης στα μη σταθεροποιημένα κομπόστ συνεχίζεται, με αποτέλεσμα να μειώνεται σημαντικά ή και να εξαντλείται το οξυγόνο. Η μείωση αυτή ενδέχεται να δημιουργήσει αναερόβιες συνθήκες σε μικρούς ή μεγαλύτερους θήλακες, οι οποίοι θα συντηρήσουν/ενισχύσουν αναερόβιους μικροοργανισμούς. Κατά το μεταβολισμό των αναερόβιων μικροοργανισμών είναι πιθανόν να παραχθούν αμίνες, σουλφαμίδιο, θειόλες και υδρόθειο (Mathur, 1993), οι οποίες προκαλούν περιβαλλοντικές οχλήσεις. Επιπλέον, η συνέχιση της αποικοδόμησης από τους μικροοργανισμούς συντελεί στην αύξηση της θερμοκρασίας του υπό κομποστοποίηση μείγματος, και ενέχει τον κίνδυνο αυτοανάφλεξης κατά την αποθήκευσή του.

Αντίθετα με τα ευεργετικά αποτελέσματα που μπορεί να έχει το σταθεροποιημένο κομπόστ σε γεωργικές καλλιέργειες, η εφαρμογή μη σταθεροποιημένου μπορεί να ανακόψει την ανάπτυξη των φυτών και να επιφέρει μείωση της παραγωγής. Η εφαρμογή στο έδαφος κομπόστ με υψηλό λόγο άνθρακα προς άζωτο (C/N) μπορεί να προκαλέσει ακινητοποίηση του N από τους μικροβιακούς πληθυσμούς, οι οποίοι αποικοδομούν τον άνθρακα και αφομοιώνουν το εδαφικό άζωτο για την ανάπτυξη και το μεταβολισμό τους (Alexander, 1977). Σε αυτές τις περιπτώσεις, η παροχή αζώτου προς τα φυτά εμποδίζεται και τα φυτά εμφανίζουν αζωτοπενία.

6.2 Μέθοδοι εκτίμησης της σταθεροποίησης και της ωρίμανσης του κομπόστ

Η σταθεροποίηση είναι απαραίτητη προϋπόθεση για να χαρακτηριστεί ένα κομπόστ αξιοποιήσιμο ή εμπορεύσιμο, ενώ ο βαθμός ωρίμανσής του καθορίζει τι είδους χρήση αυτό μπορεί να βρει. Η κυκλοφορία στην αγορά μη σταθεροποιημένων ή ακατάλληλων για τις εφαρμογές που προορίζονται κομπόστ, ενέχει κινδύνους για το περιβάλλον και τη δημόσια υγεία, ενώ κλονίζει την εμπιστοσύνη των καταναλωτών προς την αξιοπιστία και τη χρησιμότητα του κομπόστ.

Παρότι η επιστημονική και η τεχνική κοινότητα αναγνωρίζει πόσο σημαντική είναι η εύρεση μίας αξιόπιστης μεθόδου για την εκτίμησης της σταθεροποίησης και της ωρίμανσης, μέχρι στιγμής δεν έχει βρεθεί μία καθολικά αποδεκτή μεθοδολογία (Barrena *et al.*, 2014). Σε μία προσπάθεια προσδιορισμού και ποσοτικοποίησης δεικτών σταθεροποίησης, τόσο ως δείκτες ποιότητας όσο και ως δείκτες εξέλιξης της διεργασίας κομποστοποίησης, μία πολυπληθής σειρά από φυσικές, χημικές και μικροβιολογικές παραμέτρους έχει εξεταστεί κατά τη διάρκεια κομποστοποίησης δεκάδων διαφορετικών μειγμάτων (Cunha-Queda *et al.*, 2007; Gazi *et al.*, 2007; Gomez *et al.*, 2005; Lasaridi & Stentiford, 1998β; Lasaridi *et al.*, 2000; Lei & VanderGheynst, 2000; Ntougias *et al.*, 2006). Ωστόσο, η ποικιλία των αρχικών μειγμάτων, όσο και των συνθηκών κομποστοποίησης οδηγούσε συχνά σε αντικρουόμενα αποτελέσματα (Ishii & Takii, 2003).

Προκειμένου να κριθεί ένας δείκτης κατάλληλος για την εκτίμηση της σταθεροποίησης ή της ωρίμανσης, θα πρέπει να μπορεί να εφαρμοστεί σε όλα ή έστω σε μία μεγάλη ποικιλία κομπόστ. Επιπλέον, οφείλει να δίνει παρόμοια αποτελέσματα στο ίδιο σημείο εξέλιξης της διεργασίας της κομποστοποίησης ανεξάρτητα από το σύστημα κομποστοποίησης. Διαφορετικά, θα πρέπει να οριστούν διαφορετικές τιμές σταθεροποίησης ανά αρχικό μείγμα κομποστοποίησης. Η τελευταία περίπτωση μπορεί να επιλεγεί χωρίς προβλήματα στην περίπτωση που η σταθεροποίηση χρησιμοποιείται για την εκτίμηση της εξέλιξης της διεργασίας και όχι για την ποιότητα του κομπόστ. Για παράδειγμα, μπορεί να εφαρμοστεί για την παρακολούθηση της εξέλιξης κομποστοποίησης σε μονάδες κομποστοποίησης που χρησιμοποιούν συγκεκριμένα αρχικά υλικά και συγκεκριμένα συστήματα κομποστοποίησης.

Επιπλέον, σημαντικά κριτήρια για την επιλογή ενός δείκτη σταθεροποίησης είναι:

- Να συναρτάται μονότονα με το χρόνο της κομποστοποίησης (de Nobili & Petrussi, 1988).
- Να μπορεί να μετρηθεί σε μικρό χρονικό διάστημα.

- Να έχει λογικό κόστος.
- Να απαιτεί όγκο δείγματος που να αντιπροσωπεύει την ετερογένεια του μείγματος κομποστοποίησης (Willson & Dalmat, 1986).

Ευκαταίο για εμπορικούς σκοπούς, αλλά όχι απαραίτητο κριτήριο είναι η δυνατότητα πραγματοποίησης της μέτρησης επί τόπου στο πεδίο. Ωστόσο, είναι γεγονός ότι οι μετρήσεις στο εργαστήριο, πραγματοποιούνται υπό (περισσότερο) ελεγχόμενες συνθήκες και μπορεί να δώσουν περισσότερες πληροφορίες.

Υπάρχουν ενδείξεις ότι η ποικιλότητα της αρχικής σύστασης και των συνθηκών κομποστοποίησης, θα μπορούσε να ξεπεραστεί με τους δείκτες μέτρησης της αναπνευστικής δραστηριότητας, οι οποίοι φαίνεται ότι δίνουν αξιόπιστα, αναπαραγώμενα και επιστημονικά ασφαλή αποτελέσματα (Adani *et al.*, 2004; de Guardia *et al.*, 2010). Μερικές μέθοδοι μέτρησης της αναπνευστικής δραστηριότητας έχουν αναπτυχθεί και ενσωματωθεί σε πρωτόκολλα Εθνικών προτύπων, όπως της Ιταλίας, Γερμανίας και Αγγλίας (Favoio, 2006; Federal Government of Germany, 2011; Turell *et al.*, 2009).

Πάντως, οι περισσότεροι ερευνητές υποστηρίζουν ότι η εκτίμηση της σταθεροποίησης του κομπόστ δεν μπορεί να επιτευχθεί με τη μέτρηση μίας μονάχα παραμέτρου, αλλά με το συνδυασμό περισσότερων (Brewer & Sullivan, 2001; Chroni *et al.*, 2009). Αρκετοί ισχυρίζονται το ίδιο και για την εκτίμηση της ωρίμανσης. Όπως χαρακτηριστικά το διατυπώνει ο Brinton (2001) η ωρίμανση «προσδιορίζεται μέσω της μέτρησης δύο ή περισσότερων παραμέτρων του κομπόστ».

Πολλοί από τους δείκτες για τη σταθεροποίηση μπορούν να χρησιμοποιηθούν και για την εκτίμηση του βαθμού ωρίμανσης. Ωστόσο, η ωρίμανση του υποστρώματος κομποστοποίησης είθισται να προσδιορίζεται μέσω δεικτών φυτοτοξικότητας, του βαθμού αποικοδόμησης φυτοτοξικών ενώσεων και της νιτροποίησης, ενώ συνδέεται με το βαθμό χουμοποίησης (Bernal *et al.* 1998; Ceustermans *et al.*, 2010; Cunha Queda *et al.* 2002; Jourpaiphy *et al.* 2005; Wu *et al.* 2000).

Στον Πίνακα 6.1 παρουσιάζονται συνοπτικά οι παράμετροι που συνήθως διερευνώνται για την εκτίμηση της σταθεροποίησης και/ή της ωρίμανσης, ενώ στις Ενότητες 6.2.1 – 6.2.12 γίνεται η παρουσίαση όσων αφορούν στη σταθεροποίηση. Οι δείκτες ωρίμανσης είναι εκτός του σκοπού διερεύνησης της παρούσας διατριβής.

Πίνακας 6.1: Συνοπτική παρουσίαση των κυριότερων προτεινόμενων/εφαρμοζόμενων δεικτών σταθεροποίησης και ωρίμανσης του υπό κομποστοποίηση μείγματος (Προσαρμογή από: Bernal et al., 2009; Wichuk & McCartney, 2010).

Εκτιμώμενο μέγεθος		Παράμετροι			
		Φυσικές	Χημικές	Βιολογικές	Φυτοτοξικότητας
Στο πεδίο	Σταθεροποίηση & Ωρίμανση	- Θερμοκρασία - Χρώμα - Οσμές	- Ηλεκτρική αγωγιμότητα - pH		
Στο εργαστήριο	Σταθεροποίηση			Αναπνευστική δραστηριότητα	
	Σταθεροποίηση & Ωρίμανση		- Μείωση της οργανικής ύλης - C/N - Χουμοποίηση - Αμμωνία και νιτρικά - Φασματοσκοπία - Διαλυτός οργανικός άνθρακας - Δυναμικό ανταλλαγής κατιόντων	Ενζυμική δραστηριότητα	
	Ωρίμανση				- Έλεγχος βλάστησης σπόρων - Έλεγχος ανάπτυξης φυτών

6.2.1 Η θερμοκρασία του υπό κομποστοποίηση μείγματος

Όπως παρουσιάστηκε αναλυτικά στην Ενότητα 2.1, η εξέλιξη της κομποστοποίησης αντανακλάται στις μεταβολές της θερμοκρασίας του υπό κομποστοποίηση μείγματος. Αρχικά, σημειώνεται ραγδαία αύξηση της θερμοκρασίας σε τιμές που ευνοούν την ανάπτυξη και αύξηση θερμοφίλων μικροοργανισμών. Έπειτα, διανύεται ένα χρονικό διάστημα κατά το οποίο διατηρούνται οι υψηλές θερμοκρασίες, και στο τέλος, σημειώνεται βαθμιαία πτώση της θερμοκρασίας μέχρι οι τιμές της να προσεγγίσουν περίπου τις τιμές του περιβάλλοντος (Haug, 1993; Harada et al., 1981). Η αρχική ραγδαία αύξηση της θερμοκρασίας, όπως και η διατήρησή

της σε υψηλά επίπεδα για ένα χρονικό διάστημα, οφείλεται στη μεταβολική δραστηριότητα των μικροβιακών πληθυσμών (Finstain & Morris, 1975), ενώ η πτώση της αποδίδεται στην ύφεση της μικροβιακής δραστηριότητας, καθώς οι σχετικά εύκολα βιοαποικοδομήσιμες ενώσεις έχουν καταναλωθεί και έχουν απομείνει κυρίως ενώσεις που «αντιστέκονται» στην αποικοδόμηση, όπως λιγνίνη και κυτταρίνη (Iglesias Jimenez & Perez Garcia, 1991).

Με βάση τα παραπάνω, έχει προταθεί ότι η πτώση της θερμοκρασίας μετά το θερμόφιλο στάδιο αποτελεί έναν καλό δείκτη σταθεροποίησης (Haug, 1993; Huang *et al.*, 2003). Η πρόταση αυτή γίνεται πιο ελκυστική όταν υπεισέρχονται οι παράμετροι ευκολία και κόστος της μέτρησης στα κριτήρια επιλογής του δείκτη σταθεροποίησης (Boulter – Bitzer *et al.*, 2006). Ωστόσο, υστερεί στο γεγονός ότι μία σειρά άλλων παραμέτρων, που δεν σχετίζονται με τη σταθεροποίηση, μπορεί επίσης να οδηγήσουν στην πτώση της θερμοκρασίας. Αυτές οι παράμετροι είναι: οι χαμηλές θερμοκρασίες περιβάλλοντος, ο όγκος του μείγματος κομποστοποίησης, οι ακραία υψηλές θερμοκρασίες κατά το θερμόφιλο στάδιο (που οδηγούν σε καταστροφή της μικροβιακής κοινότητας), η έλλειψη επαρκούς αερισμού λόγω του πορώδους, η έλλειψη οξυγόνου, η μικρή ή πολύ αυξημένη περιεκτικότητα του υπό κομποστοποίηση μείγματος σε υγρασία (Haug, 1993; Lasaridi *et al.*, 2000; Tiquia *et al.*, 1996).

Πιο αναλυτικά, οι καιρικές συνθήκες, όπως οι πολύ χαμηλές θερμοκρασίες ή οι σφοδροί άνεμοι, μπορεί να οδηγήσουν σε απώλεια της θερμότητας του σειραδίου ή του σωρού (Mathur *et al.*, 1993). Αντίθετα, τα σειράδια ή οι σωροί μεγάλου όγκου σημειώνουν πιο αργή μείωση της θερμοκρασίας από τα μικρότερα, σε παρόμοιες καιρικές συνθήκες, καθώς η αναλογία της επιφάνειας ως προς τον όγκο τους διασφαλίζει καλύτερες μονωτικές συνθήκες (Wichuk & McCartney, 2010). Έτσι, μπορεί ένας μεγάλος σωρός, που ακόμη διατηρεί υψηλή θερμοκρασία να είναι σταθεροποιημένος, και ένας μικρός με χαμηλή θερμοκρασία να μην είναι ώριμος (Lasaridi *et al.*, 2000). Σειράδια με καλύμματα ενδέχεται να χάνουν θερμότητα με μικρότερους ρυθμούς από ότι εκείνα που είναι εκτεθειμένα στις καιρικές συνθήκες (Deportes *et al.*, 1998).

Ακραία υψηλές θερμοκρασίες, δηλαδή μεγαλύτερες από 70 °C, κατά το θερμόφιλο στάδιο, μπορεί να προκαλέσουν καταστροφή της ωφέλιμης για την κομποστοποίηση μικροβιακής κοινότητας. Με άμεσο αποτέλεσμα την πτώση της θερμοκρασίας, παρότι δεν θα έχουν εξαντληθεί οι εύκολα αποικοδομήσιμες οργανικές ενώσεις (Iglesias Jimenez & Perez Garcia, 1991). Στο ίδιο αποτέλεσμα, δηλαδή την καταστροφή της μικροβιακής κοινότητας και πτώση

της θερμοκρασίας, μπορεί επιπλέον να οδηγήσουν η μικρή ή η μεγάλη περιεκτικότητα σε υγρασία.

Επομένως, όταν οι μεταβολές της θερμοκρασίας αναλύονται μεμονωμένα, χωρίς να συνεκτιμηθούν και άλλες φυσικές και βιολογικές παράμετροι, μπορεί να εξαχθούν εσφαλμένα συμπεράσματα. Πολλοί ερευνητές έχουν καταλήξει ότι η θερμοκρασία δεν μπορεί από μόνη της να λειτουργήσει ως δείκτης σταθεροποίησης, παρά μόνο σε συνδυασμό με άλλες παραμέτρους (Iglesias Jimenez & Perez Garcia, 1991).

6.2.2 Το χρώμα και η οσμή

Καθώς η διεργασία της κομποστοποίησης προχωρά και το υπό κομποστοποίηση μείγμα σταθεροποιείται και ωριμάζει, σημειώνονται αλλαγές στο χρώμα και την οσμή του. Το χρώμα του αρχικού μείγματος είναι συνήθως πιο ανοικτό από εκείνο του τελικού, ενώ τις δυσάρεστες οσμές που απελευθερώνονται τις πρώτες ημέρες της κομποστοποίησης διαδέχονται πιο ευχάριστες.

Πιο αναλυτικά, έχει παρατηρηθεί ότι κατά την πορεία της κομποστοποίησης, το χρώμα του υπό κομποστοποίηση μείγματος σταδιακά σκουραίνει. Παρότι δεν έχει εξακριβωθεί ακόμη ο μηχανισμός αυτού του μεταχρωματισμού, εικάζεται ότι εμπλέκονται σύνθετες αντιδράσεις (Sugahara *et al.*, 1979). Το τελικό χρώμα του ώριμου κομποστό είναι σκούρο καφέ, με το βαθμό σκουρότητας να περιορίζεται από τις αποχρώσεις και τη φύση των αρχικών υλικών. Τις περισσότερες φορές η μεταβολή του χρώματος διακρίνεται εύκολα με γυμνό οφθαλμό.

Στο παρελθόν διερευνήθηκε η χρήση του Χρωματογραφικού Πρότυπου CIE 1931 για την εκτίμηση των χρωμάτων των υπό κομποστοποίηση υλικών (Sugahara *et al.*, 1984). Στην προσπάθεια αυτή, είχε διαπιστωθεί ότι δύο χαρακτηριστικά του υπό κομποστοποίηση μείγματος - ο βαθμός φωτεινότητας και οι χρωματικές του συντεταγμένες - μπορούσαν να συσχετιστούν θετικά με το λόγο άνθρακα προς άζωτο και κατά συνέπεια να αποτελέσουν ένα δείκτη ωριμότητας. Ωστόσο, οι Garcia *et al.* (1992) παρατήρησαν ότι μετά τις 65 ημέρες της κομποστοποίησης δεν υπήρχε διαφοροποίηση στα χρωματικά χαρακτηριστικά του μείγματος. Τα τελευταία χρόνια, μία νέα μέθοδος φασματομετρίας, η CIELAB, εμφανίζεται αρκετά υποσχόμενη για να χρησιμοποιηθεί ως δείκτης σταθεροποίησης (Khan *et al.*, 2009).

Τα νωπά (φρέσκα) οργανικά απόβλητα εκλύουν συνήθως δυσάρεστες οσμές, οι οποίες κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης δίνουν τη θέση τους σε μία μυρωδιά που θυμίζει βρεγμένο χώμα και η οποία οφείλεται στην παραγωγή γεωσμίνης (αντιδάνειο της αγγλικής *geosmine*, η οποία προέρχεται από τις «γέω-» και «οσμή»). Η γεωσμίνη είναι ένας δευτερογενής μεταβολίτης των μεσόφιλων ακτινοβακτηρίων, τα οποία κυριαρχούν πληθυσμιακά κατά το στάδιο πτώσης της θερμοκρασίας και της ωρίμανσης (Jimenez & Garcia, 1989). Οι δυσάρεστες οσμές συνήθως παράγονται από ενώσεις χαμηλού μοριακού βάρους, πτητικές ενώσεις, όπως οι μεθυλο-θειόλες, μεθυλοσοθλφίδια, πτητικά λιπαρά οξέα και αμίνες, που παράγονται ως επί το πλείστον κατά το μεσόφιλο και το θερμόφιλο στάδιο της κομποστοποίησης και εξαφανίζονται στα επόμενα στάδια μίας καλά διαχειριζόμενης διεργασίας (Bidlingmaier, 1992; Chanyasak *et al.*, 1982).

Παρά τους ελέγχους και τις συσκευές που έχουν επινοηθεί για τη μέτρηση του χρώματος και της οσμής, οι μέθοδοι εκτίμησης χρειάζονται περαιτέρω διερεύνηση και δεν θεωρούνται ακόμη αξιόπιστοι δείκτες για την ωρίμανση του κομποστ (Khan *et al.*, 2009).

6.2.3 Μείωση της οργανικής ύλης

Τα μείγματα κομποστοποίησης αποτελούνται από μία μεγάλη ποικιλία οργανικών υλικών, όπως υδατάνθρακες, πρωτεΐνες, λιπίδια και λιγνίνες. Καθώς η διεργασία της κομποστοποίησης εξελίσσεται, σχεδόν η μισή ποσότητα από τις οργανικές ενώσεις μετατρέπεται σε CO₂, το οποίο απελευθερώνεται στο περιβάλλον. Οι υπόλοιπες οργανικές ενώσεις μετατρέπονται σε πιο σταθερές μορφές.

Με βάση αυτές τις διαπιστώσεις, ο βαθμός σταθεροποίησης θα μπορούσε και σε αρκετές περιπτώσεις εκτιμάται μέσω της εύκολα αποικοδομήσιμης οργανικής ύλης, η οποία με τη σειρά της θα μπορούσε να εκτιμηθεί μέσω της μέτρησης του ποσοστού πτητικών στερεών (Sullivan & Miller, 2001). Η περιεκτικότητα των υποστρωμάτων σε πτητικά στερεά, χρησιμοποιείται συχνά ως μέτρο εκτίμησης της οργανικής ύλης (APHA, 1992). Και αυτό, διότι στις συνθήκες που υποβάλλονται τα δείγματα προκειμένου να μετρηθούν τα πτητικά στερεά (δηλαδή στους 550°C), σχεδόν το σύνολο των παραγόμενων οξειδωμένων πτητικών ενώσεων (>99% του ολικού βάρους) προέρχεται από οργανικές ενώσεις. Το ποσοστό των πτητικών

ενώσεων που σχηματίζεται από τις ανόργανες ενώσεις είναι μικρότερο από το 1% του συνολικού βάρους οπότε θεωρείται αμελητέο.

Πιο αντιπροσωπευτικός δείκτης για το βαθμό βίο-αποικοδόμησης θεωρείται η μείωση των πτητικών στερεών σε σχέση με την περιεκτικότητα του αρχικού υλικού. Ο υπολογισμός της γίνεται με την παραδοχή ότι η περιεκτικότητα σε τέφρα παραμένει σταθερή κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης.

Ωστόσο, ορισμένοι ερευνητές διατυπώνουν ενστάσεις σχετικά με τη χρήση της μείωσης της οργανικής ουσίας. Ενδεικτικά, στην περίπτωση της κομποστοποίησης του αργανικού κλάσματος των αστικών στερεών αποβλήτων, υπάρχει περίπτωση οι προσμίξεις (π.χ. πλαστικά υλικά) να επηρεάσουν τη μέτρηση και να οδηγήσουν σε εσφαλμένες εκτιμήσεις (Wichuk & McCartney, 2010). Επιπλέον, σύμφωνα με τους Richard & Zimmerman, 1995) η μείωση της οργανικής ύλης εξαρτάται τόσο από την αρχική σύσταση του μείγματος, όσο και από τις λειτουργικές (διαχειριστικές) επιλογές.

Το 1999 οι Namkoong *et al.* (1999) υπολογίζοντας τα πτητικά στερεά κατά την κομποστοποίηση αποβλήτων τροφίμων, κατέγραψαν μία μεγάλη μείωση αμέσως μετά την έναρξη της κομποστοποίησης (θερμόφιλο στάδιο), η οποία εξασθένησε από τη 10^η ημέρα και έπειτα. Έτσι, εκτίμησαν ότι η μείωση των πτητικών στερεών δεν αποτελεί σημαντικό δείκτη σταθεροποίησης.

6.2.4 Ο λόγος C/N

Παραδοσιακά σχεδόν ο λόγος άνθρακα προς άζωτο (C/N) χρησιμοποιούταν και εξακολουθεί να χρησιμοποιείται στην αξιολόγηση του ώριμου κομπόστ και των εφαρμογών που αυτό μπορεί να έχει στη γεωργία. Και αυτό γιατί, η προσθήκη στο έδαφος κομπόστ με υψηλές τιμές C/N μπορεί να ακινητοποιήσει το εδαφικό άζωτο και να επιδράσει δυσμενώς στις γεωργικές καλλιέργειες.

Όπως αναλυτικά αναφέρεται στην § 3.1, κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης ο C/N ακολουθεί συνήθως πτωτική πορεία. Έτσι, πολλές ερευνητικές ομάδες κατά καιρούς έχουν προτείνει (από) ένα εύρος τιμών ή τις μέγιστες τιμές που μπορεί να έχει ένα μείγμα ώστε να χαρακτηριστεί ώριμο. Οι Kayhanian & Tchobanoglous (1992) αναφέρουν ότι ένα ώριμο

κομπόστ έχει C/N από 15:1 έως 20:1. Ενώ ο Mathur (1991) θεωρεί ότι πρέπει να είναι μικρότερο από 10:1.

Η πτωτική τάση του C/N κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης έχει ωθήσει αρκετούς ερευνητές να διερευνήσουν τη χρήση του C/N ως δείκτη σταθεροποίησης και ωρίμανσης. Οι Inbaret *et al.* (1990) βρήκαν ότι ο λόγος συσχετίζεται καλά με τη σταθεροποίηση και με την ωρίμανση. Επίσης, οι Goyal *et al.* (2005) συμπέραναν ότι ο C/N αποτελεί καλό δείκτη ωρίμανσης του κομπόστ.

Από την άλλη,ωστόσο, πλευρά, υπάρχουν αρκετά επιχειρήματα και αποτελέσματα ενάντια στη χρήση του λόγου C/N ως δείκτη σταθεροποίησης ή (και) ωρίμανσης του κομπόστ. Τα αποτελέσματα των Boultzner – Bitzer *et al.* (2006), Mathur *et al.* (1993) και Namkoong *et al.* (1999) υποδεικνύουν ότι ο λόγος C/N δεν είναι κατάλληλος να λειτουργήσει ως δείκτης χωρίς τη συνεκτίμηση άλλων παραμέτρων σταθεροποίησης.

Επιπρόσθετα οι Wichuk & McCartney (2010) προβάλλουν τέσσερις περιορισμούς που παρουσιάζει ο λόγος C/N για να χρησιμοποιηθεί ως δείκτης σταθεροποίησης και ωρίμανσης. Πιο συγκεκριμένα αναφέρουν:

1. Η δέσμευση του αζώτου από ροισμένους μικροοργανισμούς μπορεί να οδηγήσει σε αύξηση του αζώτου και μείωση του C/N πριν ο άνθρακας καταναλωθεί.
2. Οι μεταβολές του λόγου εξαρτώνται και από άλλες ιδιότητες του κομπόστ, όπως είναι η οξύτητα (π.χ. σε βασικές τιμές του pH λαμβάνουν χώρα ταυτόχρονα απώλειες του άνθρακα ως CO₂ και του αζώτου ως NH₃, με αποτέλεσμα ο λόγος C/N να παρουσιάζεται σταθερός.
3. Υπάρχει περίπτωση να σημειωθούν έντονες μεταβολές του λόγου C/N στις αρχές της κομποστοποίησης, κατά το θερμόφιλο στάδιο και έπειτα στο στάδιο πτώσης της θερμοκρασίας να σημειώνονται σχεδόν σταθερές τιμές.
4. Ο λόγος του C/N δεν παρουσιάζει πάντα πτωτική τάση κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης.

6.2.5 Η χουμοποίηση

Η χουμοποίηση αποτελεί ένα καλό κριτήριο για την ποιότητα του κομπόστ, δεδομένης της σημασίας που έχουν οι χουμικές ενώσεις για την οικολογία, τη γονιμότητα και τη δομή του

εδάφους. Σύμφωνα με τους Adani *et al.* (1999), χουμοποίηση καλείται ο ποιοτικός και ποσοτικός μετασχηματισμός της οργανικής ύλης που καταλήγει στην παραγωγή χουμικών ενώσεων. Η χουμοποίηση περιλαμβάνει το σχηματισμό φουλβικών οξέων, ως ενδιάμεσες ενώσεις για την παραγωγή χουμικών οξέων, και εν τέλει αδιάλυτων, μη- φυτοτοξικών ενώσεων.

Αρκετές επιστημονικές ομάδες θεωρούν ότι οι διακριτές μεταβολές της συγκέντρωσης χουμικών ενώσεων κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης θα μπορούσαν να χρησιμοποιηθούν ως δείκτες κομποστοποίησης. Έτσι, πολλές από τις παραμέτρους χουμοποίησης έχουν κατά καιρούς μελετηθεί. Ενδεικτικά, η Tiquia (2005) παρατήρησε αύξηση των χουμικών οξέων σε ώριμα κομπόστ (με κύριο υλικό την κοπριά), η οποία συνοδευόταν από μείωση του ρυθμού κατανάλωσης οξυγόνου. Οι Ko *et al.* (2008) πρότειναν ως δείκτη ωρίμανσης το λόγο χουμικά προς φουλβικά οξέα, αφού παρατήρησαν ότι όλα τα ώριμα κομπόστ στη μελέτη τους είχαν λόγο μεγαλύτερο 1,6:1. Αρκετές μελέτες έχουν καταλήξει ότι υπάρχει καλή συσχέτιση μεταξύ των χουμικών οξέων και της εξέλιξης του CO₂ (Goyal *et al.*, 2005; Wu & Ma, 2002). Επιπρόσθετα, οι Namkoong *et al.* (1999) συμπέρανε ότι ο δείκτης χουμικοποίησης αποτελεί καλό δείκτη σταθεροποίησης του κομπόστ. Αντίστοιχα οι Mondini *et al.* 2003) έβγαλαν το συμπέρασμα ότι ο δείκτης χουμικοποίησης και ο βαθμός χουμικοποίησης θα μπορούσαν να χρησιμοποιηθούν ως δείκτες σταθεροποίησης.

Ενδεικτικά, ορισμένοι από τους δείκτες που χρησιμοποιούνται, όπως τους κατέγραψαν οι Bernal *et al.* (2009), είναι οι εξής:

- Αναλογία χουμοποίησης (HR – Humification Ratio), $HR = (C_{EX}/C_{ORG}) \times 100$
- Δείκτης χουμοποίησης (HI – Humification Index), $HI = (C_{HA}/C_{ORG}) \times 100$
- Ποσοστό (%) των χουμικών οξέων (PHA – Percent of Humic Acids), $PHA = (C_{HA}/C_{EX}) \times 100$
- Δείκτης πολυμερισμού (PI – Polymerisation Index), $PI = C_{HA}/C_{FA}$

Όπου,

C_{EX}: Χουμικές ενώσεις (οργανικός άνθρακας που έχει εκχυλιστεί με αλκάλιο),

C_{ORG}: Οργανικός άνθρακας,

C_{HA}: Οργανικός άνθρακας χουμικών οξέων,

C_{FA}: Οργανικός άνθρακας φουλβικών οξέων.

Στον αντίποδα υπάρχουν μελέτες που αμφισβητούν τη χρήση της χουμποποίησης ως ένδειξη σταθεροποίησης ή ωρίμανσης του κομπόστ. Πιο συγκεκριμένα, οι Adani *et al.* (1999) παρατήρησαν μείωση στην περιεκτικότητα του κομπόστ σε χουμικές ενώσεις σε τέσσερις πειραματικούς χειρισμούς, και οδήγησαν σε αμφισβήτηση τη χρήση των δεικτών κομποστοποίησης ως δείκτες ωρίμανσης (Wichuk & McCartney, 2010). Επιπλέον οι μελέτες των Benito *et al.* (2003 & 2005) κατέγραψαν αντίστοιχες μειώσεις χουμικών ενώσεων κατά την πορεία της κομποστοποίησης.

Σύμφωνα με τους Mathur *et al.* (1993) η σύσταση των αρχικών υλικών μπορεί να επηρεάσει την περιεκτικότητα σε χούμους στο τελικό κομπόστ: τα υλικά που έχουν υψηλή περιεκτικότητα σε λιγνίνη τείνουν να παράγουν μεγαλύτερες ποσότητες χουμικών από εκείνα που χαρακτηρίζονται από μικρές τιμές.

6.2.6 Ηλεκτρική αγωγιμότητα

Η ηλεκτρική αγωγιμότητα (EC) αποτελεί μία ένδειξη για την περιεκτικότητα σε διαλυτά ιόντα ενός κομπόστ (για περισσότερες πληροφορίες § 3.4). Δεδομένου ότι η αυξημένη συγκέντρωση αλάτων μπορεί να προκαλέσει ζημιές στο ριζικό σύστημα των φυτών, να επηρεάσει την απορρόφηση θρεπτικών στοιχείων από τα φυτά και να περιορίσει τη διαθεσιμότητα του εδαφικού νερού, η EC δείχνει το βαθμό στο οποίο το κομπόστ παρουσιάζει φυτοτοξικές ιδιότητες.

Πριν 20 περίπου χρόνια οι Anvimelech *et al.* (1996) παρατήρησαν ότι η EC μειωνόταν καθώς η διεργασία της κομποστοποίησης αστικών στερεών αποβλήτων προχωρούσε και το υπό κομποστοποίηση μείγμα ωρίμαζε. Αντίστοιχα, πριν μία σχεδόν δεκαετία οι Wang *et al.* (2004) κατέληξαν στο συμπέρασμα ότι η EC ήταν καλός δείκτης για την επιτόπια εκτίμηση της ποιότητας κομπόστ από άχυρα και κοπριά. Ωστόσο, παρά το γεγονός ότι και οι δύο προαναφερόμενες μελέτες έφτασαν στο συμπέρασμα ότι η ηλεκτρική αγωγιμότητα αποτελεί έναν απλό, εύχρηστο δείκτη για μετρήσεις στο πεδίο, δεν επιβεβαιώνουν ότι είναι αξιόπιστη για όλα τα μείγματα κομπόστ (Wichuk & McCartney, 2010).

Οι Benito *et al.* (2003) βρήκαν ότι η EC δεν ήταν καλός δείκτης για τη σταθεροποίηση και την ωρίμανση κομπόστ που προερχόταν από κλαδέματα. Σε ανάλογα αρνητικά συμπεράσματα

κατέληξαν επίσης οι Sesay *et al.* (1997) και Khan *et al.* (2009) κατά την παρακολούθηση της κομποστοποίησης χαρτοπολτού και αποβλήτων τσαγιού και ρυζιού, αντίστοιχα.

6.2.7 Η οξύτητα

Οι μεταβολές του pH προτείνονται συχνά ως δείκτες για τη σταθεροποίηση και την ωρίμανση του κομπόστ, καθώς το μοτίβο τους κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης θεωρείται από πολλούς προδιαγεγραμμένο (Brewer & Sullivan 2003). Ωστόσο, υπάρχουν και ερευνητές που συμπεραίνουν το αντίθετο, δηλαδή ότι η εξέλιξη του pH δεν μπορεί από μόνη της, χωρίς τη συνεκτίμηση άλλων παραμέτρων, να λειτουργήσει ως δείκτης σταθεροποίησης (Anvimelech *et al.*, 1996; Boulter-Bitzer *et al.*, 2006).

Στην έναρξη της διεργασίας, κατά τη ραγδαία βιοαποικοδόμηση των εύκολα αποικοδομήσιμων ενώσεων, απελευθερώνονται NH_4^+ , με αποτέλεσμα το pH του μείγματος να αυξάνεται σε τιμές μεγαλύτερες του 8. Καθώς η κομποστοποίηση προχωρά, τα NH_4^+ νιτροποιούνται και το pH παρουσιάζει πτώση, η οποία συνεχίζεται καθώς σχηματίζονται οργανικά οξέα. Έτσι έχει ειπωθεί ότι οι υψηλές τιμές pH μπορεί να αντανακλούν υψηλές συγκεντρώσεις NH_4^+ και κατ' επέκταση να είναι ενδεικτικές μη ώριμων κομπόστ (ASCP, 2001). Ωστόσο, δεν καταλήγουν όλες οι έρευνες στα ίδια αποτελέσματα με αποτέλεσμα να μην συνάγονται τα ίδια συμπεράσματα για τη σχέση των τιμών του pH με την ωρίμανση του υπό κομποστοποίηση μείγματος.

Οι Ko *et al.*, 2008 υποστηρίζουν ότι το pH τείνει να γίνει ουδέτερο καθώς το υπό κομποστοποίηση μείγμα ωριμάζει, ενώ άλλοι υποστηρίζουν ότι η σταθεροποίηση των τιμών του pH, ανεξάρτητα του χαρακτήρα του (ουδέτερο ή μη), μπορεί να είναι ένδειξη ωρίμανσης (Cayuela *et al.*, 2008). Για παράδειγμα, οι Cayuela *et al.*, 2008 βρήκαν ότι το κομπόστ από απόβλητα ελαιοτριβείου με pH περίπου 9,5 εμφανιζόταν σταθεροποιημένο και ώριμο σύμφωνα με τις τιμές άλλων δεικτών κομποστοποίησης.

Στο σημείο αυτό αξίζει να σημειωθεί ότι τόσο το μοτίβο μεταβολής, όσο και οι τελικές τιμές του pH φαίνεται να εξαρτώνται σε μεγάλο βαθμό από τα αρχικά υλικά του μείγματος κομποστοποίησης (Anvimelech *et al.*, 1996; Cayuela *et al.*, 2008; Cooperband *et al.*, 2003). Επιπρόσθετα, οι Boulter-Bitzer *et al.* (2006) διαπίστωσαν ότι η τάση μεταβολής του pH διέφερε μεταξύ των μειγμάτων που μελέτησαν, και έτσι τοποθετήθηκαν αρνητικά στη χρήση της

οξύτητας ως δείκτη σταθεροποίησης ή ωρίμανσης. Η ανομοιομορφία αυτή των τάσεων μεταβολής, υποδεικνύει ότι το pH δεν μπορεί να χρησιμοποιηθεί μόνο του, χωρίς τη συνεκτίμηση άλλων παραμέτρων, ως δείκτης.

6.2.8 Αμμωνιακά και νιτρικά ιόντα

Κατά το θερμόφιλο στάδιο της κομποστοποίησης και ιδιαίτερα τις πρώτες ημέρες που σημειώνονται υψηλές θερμοκρασίες, η αποικοδόμηση των πρωτεϊνών οδηγεί στην απελευθέρωση μεγάλων ποσοτήτων αμμωνιακών ιόντων (NH_4^+). Με την εξέλιξη της διεργασίας, τα αμμωνιακά ιόντα νιτροποιούνται και παράγονται νιτρικά (NO_3^-). Κατά συνέπεια, στα σταθεροποιημένα κομπόστ ευνοείται η παραγωγή νιτρικών ιόντων και όχι η απώλειά τους μέσω της απονιτροποίησης. Οι διαπιστώσεις αυτές χρησιμοποιήθηκαν από ορισμένες ομάδες ως εύνασμα για τη χρήση του λόγου $\text{NO}_3^- : \text{NH}_4^+$ ως δείκτη ωρίμανσης (Brinton, 2000; Sullivan & Miller, 2001), θέτοντας ένα όριο πάνω από το οποίο τα κομπόστ είναι ώριμα. Σύμφωνα με τους Bernal *et al.* (1998) το όριο αυτό είναι 6,25:1 (για την ακρίβεια πρότειναν το λόγο $\text{NH}_4^+ : \text{NO}_3^-$ και ότι τα ώριμα κομπόστ πρέπει να έχουν τιμή ίση ή μικρότερη από 0,16:1). Οι Ko *et al.* (2008) έθεσαν το όριο στο 1:1, επισημαίνοντας ότι ο λόγος $\text{NH}_4^+ : \text{NO}_3^-$ (ή στη μορφή $\text{NO}_3^- : \text{NH}_4^+$) είναι πιο χρήσιμος ως δείκτης ωρίμανσης από το λόγο C/N.

Ωστόσο, ο λόγος $\text{NH}_4^+ : \text{NO}_3^-$ φαίνεται ότι παρέχει καλές ενδείξεις μόνο όταν η συγκέντρωση διαθέσιμου αζώτου είναι υψηλή (Wichuk & McCartney, 2010). Για αυτό κάποιες φορές μπαίνει ως προϋπόθεση για τη χρήση του ως δείκτη, το μείγμα να έχει τουλάχιστον 50 mg $\text{NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ νωπού βάρους. Οι Mathur *et al.* (1993) διατύπωσαν τις επιφυλάξεις τους για την καθιέρωση χρήσης του λόγου ως δείκτη, δεδομένου ότι η προσθήκη νιτρικών στο μείγμα κομποστοποίησης μπορεί να επηρεάσει τα αποτελέσματα.

Σε αρκετές περιπτώσεις οι συγκεντρώσεις σε NH_4^+ ή NO_3^- έχουν χρησιμοποιηθεί μεμονωμένα ως δείκτες σταθεροποίησης ή ωρίμανσης του κομπόστ. Ενδεικτικά, οι Khan *et al.* (2009) σημείωσαν ότι η απότομη αύξηση παραγωγής NO_3^- αντιστοιχούσε στην φάση της νιτροποίησης και ως εκ τούτου στη σταθεροποίηση του κομπόστ. Οι Bustamante *et al.* (2008) ότι η συγκέντρωση NH_4^+ μειώθηκε σε τιμές κάτω από 400 mg Kg^{-1} έως το τέλος της κομποστοποίησης κοπριάς και αποβλήτων οινοποιείου, υποδεικνύοντας ωρίμανση.

6.2.9 Φασματοσκοπία

Σύμφωνα με το Rynk (2003) η φασματοσκοπία μπορεί να βρει εφαρμογή στην εκτίμηση της σταθεροποίησης και της ωρίμανσης ενός μείγματος κομποστοποίησης. Ειδικότερα για αυτό τον σκοπό έχουν δοκιμαστεί κυρίως δύο μέθοδοι (Wang *et al.*, 2004): η Φασματοσκοπία Υπερύθρου Μετασχηματισμού Fourier (FTIR – Fourier Transform Infrared) και η Φασματοσκοπία Πυρηνικού Μαγνητικού Συντονισμού (NMR – Nuclear Magnetic Resonance).

Η χρήση της φασματοσκοπίας ως δείκτης έγκειται στο γεγονός ότι διευκολύνει την ανίχνευση μιας μεγάλης σειράς οργανικών ενώσεων, η αναλογία των οποίων στα μείγματα κομποστοποίησης ποικίλει ανάλογα με το βαθμό αποικοδόμησης (Inbar *et al.*, 1990). Ωστόσο, το σχετικό υψηλό κόστος εφαρμογής της και η εν γένει αδυναμία της για επιτόπιες αναλύσεις, δυσχεραίνουν την εφαρμογή της για τον προσδιορισμό της σταθεροποίησης και της ωρίμανσης.

6.2.10 Διαλυτός οργανικός άνθρακας

Σε γενικές γραμμές τα σταθεροποιημένα και ώριμα κομπόστ φαίνεται να έχουν χαμηλότερη περιεκτικότητα σε υδατοδιαλυτές οργανικές ενώσεις από εκείνη που έχουν τα μείγματα σε πρωϊμότερα στάδια κομποστοποίησης, αφού οι εύκολα αποικοδομήσιμες οργανικές ενώσεις έχουν αποικοδομηθεί. Από την άλλη πλευρά, ωστόσο, αυξάνεται η περιεκτικότητά τους σε χουμικές ενώσεις.

Βάσει των παραπάνω, η παρακολούθηση της απορόφησης φωτός του διαλυτού οργανικού άνθρακα (DOC – Dissolved Organic Carbon) μπορεί να δώσει χρήσιμες πληροφορίες για την εκτίμηση της σταθεροποίησης και της ωρίμανσης του κομπόστ. Οι Zmora –Nahum *et al.* (2005) ανέφεραν ότι στο τέλος της κομποστοποίησης όλα τα κομπόστ που μέτρησαν παρουσίαζαν τιμές DOC μικρότερες από 10 g.kg^{-1} κομπόστ, ανεξάρτητα της αρχικής σύστασης του μείγματος ή της αρχικής τιμής DOC που τα χαρακτήριζε. Αντίθετα, οι Benito *et al.* (2009) βρήκαν ότι η τιμή DOC για κομπόστ που προέρχονταν από κλαδέματα και κοπριά αλόγων υποδείκνυε σταθεροποιημένο κομπόστ, ακόμη και στα αρχικά δείγματα.

6.2.11 Ικανότητα ανταλλαγής κατιόντων

Οι χουμικές ενώσεις έχουν την ιδιότητα να απορροφούν κατιόντα, τα οποία στη συνέχεια μπορούν εύκολα να ανταλλάξουν με άλλα κατιόντα. Η Ικανότητα Ανταλλαγής Κατιόντων (CEC – Cation Exchange Capacity) στα μείγματα κομποστοποίησης παρουσιάζει αυξητική πορεία καθώς η κομποστοποίηση εξελίσσεται, και καθώς οι οργανικές ενώσεις αποικοδομούνται με μετασχηματίζονται σε χουμικές ενώσεις (Mathur *et al.*, 1993).

Σύμφωνα με τους Iglesias Jimenez & Perez Garcia (1991) η μέτρηση της CEC μπορεί να δώσει καλά αποτελέσματα ως προς την ωρίμανση ενός κομπόστ, τα οποία μπορεί να βελτιωθούν αν συνδυαστεί με τις μετρήσεις της θερμοκρασίας του μείγματος κομποστοποίησης. Ωστόσο, αρκετοί ερευνητές ενώ αναγνωρίζουν ότι η CEC μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως δείκτης σταθεροποίησης, εντούτοις θεωρούν ότι είναι υποδεέστερος σε ακρίβεια από ότι άλλοι δείκτες όπως η παρακολούθηση της παραγωγής CO₂ ή ο Έλεγχος του Δυναμικού Αυτοθέρμανσης Dewar (Brewer & Sullivan, 2001; Butler *et al.*, 2001). Οι Benito *et al.*, (2003) δεν παρατήρησαν κάποια συγκεκριμένη τάση εξέλιξης κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης και έτσι συμπέραναν ότι η CEC δεν αποτελεί καλό δείκτη σταθεροποίησης ή ωρίμανσης του κομπόστ.

6.2.12 Αναπνευστική δραστηριότητα

Οι δείκτες της αναπνευστικής δραστηριότητας προσφέρονται και χρησιμοποιούνται σε τεχνικό και εργαστηριακό επίπεδο, για την εκτίμηση της σταθεροποίησης του κομπόστ (Adani *et al.*, 2006; Richard & Zimmerman, 1995). Πρόκειται για παραμέτρους, που υπολογίζουν με άμεσο ή έμμεσο τρόπο τη βιολογική δραστηριότητας που μπορεί να υποστηρίξει ένα δείγμα (Wichuk & McCartney). Σε βέλτιστες συνθήκες, η βιολογική αυτή δραστηριότητα μπορεί να αντικατοπτρίσει το βαθμό αποικοδόμησης ενός μείγματος κομποστοποίησης, δεδομένου ότι όσο πιο σταθεροποιημένο είναι ένα μείγμα, τόσο μικρότερη μικροβιακή δραστηριότητα αναπτύσσει. Η μικροβιακή δραστηριότητα εκφράζεται μέσω δύο οδών:

- του ρυθμού αναπνευστικής δραστηριότητας, ο οποίος στην περίπτωση της αερόβιας αποικοδόμησης, μπορεί να προσδιοριστεί μέσω της κατανάλωσης οξυγόνου ή της παραγωγής CO₂, και

- του δυναμικού αυτόθέρμανσης, το οποίο μετράται υπό ελεγχόμενες συνθήκες, και στηρίζεται στο γεγονός ότι ένα μη σταθεροποιημένο κομπόστ μπορεί να υποστηρίξει έναν ικανό πληθυσμό μικροοργανισμών και να παραχθεί θερμότητα (Mathur *et al.*, 1993; Said-Pullicino & Gigliotti, 2007).

Ο ρυθμός αναπνευστικής δραστηριότητας αντανakλά τη βαθμό αποικοδόμησης που χαρακτηρίζει το δείγμα, τη στιγμή της μέτρησης και θεωρείται σχετικά αμετάβλητος για τα σταθεροποιημένα κομπόστ, ανεξάρτητα την αρχική τους σύσταση ή τον τρόπο κομποστοποίησής τους, δηλαδή το σύστημα και τις διαχειριστικές επιλογές (Richard & Zimmerman, 1995). Οι περισσότερες μέθοδοι πραγματοποιούνται σε εργαστηριακό (ελεγχόμενο) περιβάλλον, έχοντας διασφαλίσει τις βέλτιστες συνθήκες αερισμού και υγρασίας για την ανάπτυξη μικροβιακής δραστηριότητας.

Για την αποφυγή εσφαλμένων εκτιμήσεων, τα σημεία που πρέπει να ληφθούν υπόψη κατά τη χρήση των δεικτών αναπνευστικής δραστηριότητας αφορούν κυρίως το επίπεδο υγρασίας και περιεκτικότητα των δειγμάτων σε τοξικές οργανικές ενώσεις. Πιο συγκεκριμένα, το επίπεδο της υγρασίας επηρεάζει τη μικροβιακή δραστηριότητα και ως εκ τούτου πρέπει να διορθώνεται (π.χ. στον έλεγχο του δυναμικού αυτοθέρμανσης Dewar / Dewar self-heating test – Brinton *et al.*, 2000). Από την άλλη πλευρά, οι τοξικές ενώσεις επιδρούν αρνητικά στην ανάπτυξη και αύξηση των μικροοργανισμών, οπότε δουν παρελκυστικά στο ρυθμό αναπνευστικής δραστηριότητας.

Οι κυριότεροι δείκτες αναπνευστικής δραστηριότητας είναι οι εξής: ρυθμός κατανάλωσης οξυγόνου, ρυθμός παραγωγής CO₂, έλεγχος αυτοθέρμανσης και έλεγχος Solvita®. Ωστόσο, τα αποτελέσματα που αντλούνται από τον καθένα από αυτούς δεν μπορεί να θεωρηθούν ισοδύναμα (Brinton, 2000).

6.2.12.1 Ρυθμός κατανάλωσης οξυγόνου

Καθώς το υπό κομποστοποίηση μείγμα προσεγγίζει τη σταθεροποίηση, η μικροβιακή δραστηριότητα και συνεπώς ο ρυθμός κατανάλωσης οξυγόνου μειώνονται. Σε αυτή τη θεωρητική βάση, ο ρυθμός κατανάλωσης οξυγόνου (OUR – Oxygen Uptake Rate), δηλαδή το οξυγόνο που καταναλώνεται από το σύνολο των μικροοργανισμών σε μία συγκεκριμένα μάζα

στερεών και σε συγκεκριμένη χρονική περίοδο, θα μπορούσε να χρησιμοποιηθεί ως δείκτης σταθεροποίησης (Tiquia, 2005).

Πέρα από το OUR, έχουν προταθεί και χρησιμοποιούνται ως δείκτες ο Ειδικός Ρυθμός Κατανάλωσης Οξυγόνου (SOUR – Specific Oxygen Uptake Rate – Lasaridi & Stentiford, 1998) και ο Ξηρός Ειδικός Ρυθμός Κατανάλωσης Οξυγόνου (DSOUR – Dry Specific Oxygen Uptake Rate – Ianotti *et al.*, 1993). Η κύρια διαφορά των δύο δεικτών έγκειται στην υγρασία του δείγματος, κατά τη διάρκεια της μέτρησης: στο SOUR η μέτρηση γίνεται σε υδατικό εναιώρημα, ενώ στο DSOUR στο (στερεό) δείγμα. Σύμφωνα με τους Lasaridi *et al.* (2000), η σύγκριση των δύο δεικτών, δείχνει ότι το SOUR σημειώνει μεγαλύτερη ακρίβεια από το DSOUR. Επιπλέον, πρότειναν ότι τα μείγματα που έχουν SOUR ίσο με ή μικρότερο από $2,5 \text{ mg O}_2 \cdot \text{g}^{-1} \text{ VS} \cdot \text{h}^{-1}$ έχουν σταθεροποιηθεί, και μάλιστα όσα έχουν μικρότερο από $1,5 \text{ mg O}_2 \cdot \text{g}^{-1} \text{ VS} \cdot \text{h}^{-1}$ είναι πολύ σταθεροποιημένα. Το όριο τοποθετείται πιο χαμηλά από τη Bio-Logic (2001) και συγκεκριμένα στα $0,4 \text{ mg O}_2 \cdot \text{g}^{-1} \text{ VS} \cdot \text{h}^{-1}$ θεωρώντας ότι η οργανική ουσία υπολογίζεται κατά προσέγγιση και όχι με ακρίβεια.

Πέρα από τους πολλούς υποστηρικτές της χρήσης του ρυθμού κατανάλωσης οξυγόνου ως δείκτη σταθεροποίησης, υπάρχουν και ορισμένοι που αμφισβητούν το βαθμό ακριβείας του. Ενδεικτικά, οι Butler *et al.* (2001) αναφέρουν ότι ενώ με βάση τον OUR το μείγμα που μελετούσαν είχε σταθεροποιηθεί στις 29 ημέρες κομποστοποίησης, οι υπόλοιποι δείκτες που μέτραγαν έδειχναν το αντίθετο.

6.2.12.2 Ρυθμός παραγωγής CO₂

Αν και όχι στο σύνολό της, η μικροβιακή δραστηριότητα οδηγεί στην παραγωγή CO₂. Καθώς το υπό κομποστοποίηση μείγμα προσεγγίζει τη σταθεροποίηση και η μικροβιακή δραστηριότητα μειώνεται, ο ρυθμός παραγωγής CO₂ υποχωρεί. Έτσι, ο ρυθμός αυτός θα μπορούσε να χρησιμοποιηθεί ως δείκτης σταθεροποίησης (Aslam & VanderGheynst, 2008; Brinton & Evans, 2001). Οι Goyal *et al.* (2005) δήλωσαν ότι πρόκειται για έναν από τους πιο αξιόπιστους δείκτες για την ωρίμανση του κομπόστ, και πρότειναν την τιμή $500 \text{ mg CO}_2 \cdot 100 \text{ g}^{-1}$ ολικού οργανικού άνθρακα, ως ένδειξη ωρίμανσης.

Οι Wichuk & McCartney (2010) ανέφεραν ότι ο συγκεκριμένος δείκτης προτιμάται από πολλούς επειδή έχει χαμηλότερο κόστος, προσδιορίζεται ευκολότερα και δίνει μετρήσεις με

μεγαλύτερη ακρίβεια από το OUR. Στον αντίποδα, οι Forster *et al.* (1993) δεν επιβεβαίωσαν τη χρησιμότητά του για τον προσδιορισμό της σταθεροποίησης ή της ωρίμανσης του μείγματος κομποστοποίησης που μελετούσαν. Οι Brewer & Sullivan (2001), ανέφεραν ότι οι αλκαλικές παγίδες για τη συλλογή του CO₂ χρειάζονταν 48 h για να δώσουν αποτελέσματα.

6.2.12.3 Δυναμικό αυτοθέρμανσης

Το θεωρητικό υπόβαθρο στο οποίο στηρίζεται η χρήση του ελέγχου του δυναμικού αυτοθέρμανσης (Dewar self-heating test) ως δείκτη σταθεροποίησης, είναι η εξής: όταν υπό ελεγχόμενες συνθήκες (όγκου και υγρασίας) τοποθετηθεί ένα μείγμα σε ένα συγκεκριμένο δοχείο (δοχείο Dewar) για ένα χρονικό διάστημα, η αύξηση της θερμοκρασίας που θα μετρηθεί στο ίδιο χρονικό διάστημα, σχετίζεται με τη μικροβιακή δραστηριότητα που μπορεί το μείγμα να υποστηρίξει και επομένως και με τη σταθεροποίηση του (Brinton *et al.*, 1995; Sullivan & Miller, 2001).

Ενώ αρκετές ερευνητικές ομάδες υποστηρίζουν τον έλεγχο του δυναμικού αυτοθέρμανσης ως έναν καλό δείκτη σταθεροποίησης (Butler *et al.*, 2001; Koenig & Bari, 2000), οι Brinton *et al.* (1995) τόνισαν ότι για την εφαρμογή του προαπαιτείται η διασφάλιση συγκεκριμένων συνθηκών. Επιπλέον, έχει αναφερθεί ότι ενώ ως δείκτης διακρίνει καλά τα πολύ νωπά μείγματα από τα σταθεροποιημένα, δεν προσφέρει ακριβή αποτελέσματα για τα ενδιάμεσα στάδια (Brinton, 2000; Brinton & Evans, 2001). Κατά πολλούς οι σημαντικότεροι περιορισμοί του είναι δύο: 1. ότι μπορεί να δώσει εσφαλμένα αποτελέσματα όταν η περιεκτικότητα (%) σε υγρασία είναι εκτός του εύρους 30%-65% (Brinton, 2000), 2. Η αντίδραση της μικροβιακής κοινότητας σε μη ευνοϊκές συνθήκες (π.χ. μη πρόσβαση σε όλη τη βιομάζα, μεγάλη αύξηση της θερμοκρασίας, αλατότητα κ.λπ.) μπορεί να επηρεάσει το δυναμικό αυτοθέρμανσης (Mathur *et al.*, 1993; Richard & Zimmerman, 1995).

This page was intentionally left blank

Μέρος II

ΥΛΙΚΑ & ΜΕΘΟΔΟΙ

This page was intentionally left blank

7. Χειρισμοί κομποστοποίησης

Ο σχεδιασμός του πειραματικού μέρους επικεντρώθηκε στην παρακολούθηση της διεργασίας της κομποστοποίησης διαφορετικών οργανικών αποβλήτων, σε διαφορετικά συστήματα. Κύρια κριτήρια για την επιλογή των αποβλήτων ήταν η (σημαντική) παρουσία τους στον Ελλαδικό χώρο και η ανάγκη διερεύνησης του καταλληλότερου, από περιβαλλοντικής, κοινωνικής και οικονομικής πλευράς, τρόπου διαχείρισής τους.

Βάσει πειραματικού σχεδιασμού, δεν επιλέχθηκε ένα (1) κοινό σύστημα κομποστοποίησης για όλα τα μείγματα αποβλήτων που εξετάστηκαν, αλλά τέσσερα (4) ευρέως εφαρμοζόμενα (Πίνακα 7.1), τα οποία καλύπτουν τα κυριότερα πεδία εφαρμογής, δηλαδή τις εμπορικές/αγροτικές/βιομηχανικές εγκαταστάσεις, τους κήπους και τα μικρά κτήματα και τις κατοικίες. Απώτερος σκοπός πίσω αυτήν την επιλογή ήταν η αναζήτηση δεικτών για τη σταθεροποίηση του μείγματος κομποστοποίησης, οι οποίοι μπορούν να εφαρμοστούν ανεξαρτήτως της αρχικής (ποσοτικής και ποιοτικής) σύστασής του ή του τύπου του συστήματος.

Συνολικά, παρακολούθηθηκαν, μετρήθηκαν και αναλύθηκαν οι πορείες κομποστοποίησης έξι (6) διαφορετικών μειγμάτων, που εφεξής θα αναφέρονται ως *χειρισμοί*. Οι ονομασίες (κωδικοποίηση) των χειρισμών, η αρχική τους σύσταση και το σύστημα κομποστοποίησης, περιγράφονται συνοπτικά στον Πίνακα 7.2 και αναλυτικά στις ενότητες 7.1 – 7.6. Οι μετρήσεις που πραγματοποιήθηκαν ανά χειρισμό αφορούν φυσικές, χημικές και μικροβιολογικές παραμέτρους, και παρουσιάζονται ονομαστικά στον Πίνακα 7.3.

Πίνακας 7.1: Συστήματα κομποστοποίησης που εξετάστηκαν στο πειραματικό μέρος.

Σύστημα κομποστοποίησης	Εφαρμογές σε:
Ξύλινος κάδος	Κήπους και μικρά κτήματα
Στεγασμένο κανάλι, με σύστημα ανάδευσης (τύπου Hosoya)	Εμπορική και βιομηχανική κλίμακα
Ανοιχτό σειράδι, με δυνατότητα ανάδευσης	Εμπορική και βιομηχανική κλίμακα
Περιστρεφόμενος κάδος	Κατοικίες

Πίνακας 7.2: Οι χειρισμοί που εξετάστηκαν στο πειραματικό μέρος.

Κωδικός	Ποιοτική σύσταση μείγματος	Σύστημα κομποστοποίησης (τύπος, χωρητικότητα, τοποθεσία)	Επαναλήψεις
PM.A	Κουτσουλιές από ωοπαραγωγικές κόττες	- Ξύλινος κάδος 1 m³ - Χαροκόπειο Πανεπιστήμιο, Καλλιθέα, ν. Αττικής)	1
PM.B	Κουτσουλιές από ωοπαραγωγικές κόττες	- Κανάλι κομποστοποίησης, σύστημα Hosoya 30-35 m³/ημέρα - Οινόη, ν. Βοιωτίας	2
GWS	Κλαδοκάθαρα και ιλύς βιολογικής επεξεργασίας αστικών λυμάτων	- Κάδος κομποστοποίησης (προσομοίωση σειραδιού) 1 m³ - ΤΕΙ Ηρακλείου, ν. Ηρακλείου	4
BIO.A	Ιλύς από μονάδα παραγωγής αναψυκτικών και υποπροϊόντα φυτικής προέλευσης	- Σειράδι 45 m³ - Ακραιφνιο, ν. Βοιωτίας	2
BIO.B	Ιλύς από μονάδα παραγωγής αναψυκτικών, υποπροϊόντα φυτικής προέλευσης και χαρτοπολτός	- Σειράδι 27m³ - Ακραιφνιο, ν. Βοιωτίας	2
FVC	Κλαδέματα και άλλα βιοαπόβλητα (υπολείμματα λαχανικών και κηπευτικών)	- Περιστρεφόμενος κάδος οικιακής κομποστοποίησης 0,18m³ - Χαροκόπειο Πανεπιστήμιο, Καλλιθέα, ν. Αττικής)	3

Η κωδικοποίηση έχει γίνει κυρίως βάσει της σύστασης και του πλήθους των μειγμάτων που μοιράζονται το ίδιο κύριο συστατικό. Οι χαρακτήρες πριν την τελεία μαρτυρούν το αρχικό μείγμα ή τη μονάδα επεξεργασίας στην οποία πραγματοποιήθηκε η κομποστοποίηση. Ο χαρακτήρας που σε κάποιες περιπτώσεις ακολουθεί φανερώνει πόσες φορές έχει εξεταστεί κάθε μείγμα. Η ονομασία PM αποτελεί αρκτικόλεξο των αγγλικών λέξεων Poultry Manure, το οποίο ερμηνεύεται κουτσουλιές. Η GWS αποτελεί αρκτικόλεξο των αγγλικών λέξεων Green Waste και Sludge, που σημαίνουν πράσινα απόβλητα και ιλύ. Η BIO αποτελεί βραχυγραφία της λέξης Biocompost, δηλαδή της επωνυμίας της μονάδας κομποστοποίησης στην οποία εγκαταστάθηκε ο χειρισμός, ενώ η ονομασία FVC προέρχεται από τις λέξεις Fruits, Vegetables και Clippings (φρούτα, λαχανικά και κλαδέματα). Οι αγγλικές ονομασίες επιλέχθηκαν για να μην δημιουργηθεί σύγχυση κατά την παράλληλη ανάγνωση της συγκεκριμένης μελέτης και των επιστημονικών δημοσιεύσεων που έχουν προκύψει από μέρος των αποτελεσμάτων της.

Πίνακας 7.3: Ονομαστική αναφορά των μετρήσεων που πραγματοποιήθηκαν σε κάθε διεργασία κομποστοποίησης (ΔΑ: δυναμικό αυτοθέρμανσης, ΟΒ: ολικά βακτήρια, ΟΚ: ολικά κολλίμορφα, ΜΖ: μύκητες-ζύμες, ΣΒ: σποριογόνα βακτήρια, ΠΒ: πρωτεολυτικά βακτήρια, ΕΝ: εντερόκοκκοι, ΣΤ: σταφυλόκοκκοι, ΚΛ: Κλωστρίδια).

Χειρισμός	Μετρήσεις															
	Φυσικοχημικές						Δείκτες σταθεροποίησης			Μικροβιολογικές						
	T	pH	EC	VS	δ13C	δ15N	SOUR	ΔΑ	ΟΒ	ΟΚ	ΜΖ	ΣΒ	ΠΒ	ΕΝ	ΣΤ	ΚΛ
PM.A	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☐	☒	☐	☒	☒	☒	☒	☒	☒
PM.B	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☐	☒	☒	☐	☐	☐	☐	☐	☐
GWS	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☐	☐	☒	☒	☒	☐	☐	☐	☐	☐
BIO.A	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☐	☐	☐	☐	☐	☐
BIO.B	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☐	☐	☐	☐	☐	☐
FVC	☒	☒	☒	☒	☐	☐	☐	☐	☒	☒	☐	☐	☐	☐	☐	☒

Πίνακας 7.4: Φυσικά και χημικά χαρακτηριστικά των αρχικών μειγμάτων που χρησιμοποιήθηκαν στους χειρισμούς της παρούσας μελέτης.

Χειρισμός	Ξηρό Βάρος (%)	Περιεκτικότητα σε υγρασία (%)	Πτητικά στερεά (%)	pH	Ηλεκτρική αγωγιμότητα (mS/cm)
PM.A	52,5	47,5	61,9	8,8	8,3
PM.B (1)	34,2	65,8	72,5	7,3	3,7
PM.B (2)	51,5	48,5	49,6	8,5	6,6
GWS	36,5	63,5	77,3	8,2	2,4
BIO.A	37,5	62,5	69,8	7,8	3,0
BIO.B	48,9	51,1	55,0	7,9	1,8
FVC	27,5	72,5	93,6	6,7	0,9

Τα κυριότερα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά των αρχικών μειγμάτων (αρχικά δείγματα) παρουσιάζονται στον Πίνακα 7.4. Τα αρχικά μείγματα περιείχαν ένα ή περισσότερα από τα ακόλουθα υλικά: κοπριές (κουτσουλιές και κοπριές αλόγων), φυτικά υπολείμματα και υποπροϊόντα αγροτικών και εμπορικών δραστηριοτήτων (κλαδέματα, απόβλητα από λαϊκή αγορά, υλικά ανάπτυξης μανιταριών, στρωμνή αλόγων, φλοιοί από καρπούς κακάο), ιλύες (από την παραγωγή αναψυκτικών και από μονάδα επεξεργασίας αστικών υγρών αποβλήτων) και χαρτοπολτό.

7.1 Χειρισμός: Κουτσουλιές από ωοπαραγωγικές κότες Α (PM.A)

Το μείγμα

Στον πειραματικό κύκλο PM.A, το αρχικό μείγμα προς κομποστοποίηση αποτελείτο από νωπές και μερικώς κομποστοποιημένες κουτσουλιές, σε αναλογία 1:1 (v/v - συνολικός όγκος: 1,0 m³, μέση πυκνότητα μείγματος: 375 kg/m³), το οποίο συλλέχθηκε από τη μονάδα παραγωγής αυγών Παπαγιάννης (νομός Βοιωτίας, Ελλάδα – Ιούλιος 2007). Κατά τη συλλογή του μείγματος διαπιστώθηκε ότι στο κανάλι συλλογής των κουτσουλιών υπήρχαν προσμίξεις. Τα φυσικά και χημικά χαρακτηριστικά του αρχικού μείγματος PM.A. παρουσιάζονται στον Πίνακα 7.4.



Εικόνα 7.1: Το εσωτερικό του ξύλινου κάδου που χρησιμοποιήθηκε για την κομποστοποίηση του χειρισμού PM.A, στο Χαροκόπειο Πανεπιστήμιο. Διακρίνεται η επένδυση με πλέγμα για τη συγκράτηση των τεμαχιδίων του μείγματος και η αυτοσχέδια σωλήνα για τη διευκόλυνση του παθητικού αερισμού.

Ο χειρισμός PM.A (όπως και οι χειρισμοί GWS, οι οποίοι περιγράφονται στην ενότητα 7.3.) λειτούργησε σαν σκαπανέας για την πειραματική διαδρομή: Τα αποτελέσματα των μετρήσεων του πρόσφεραν διορθωτικές κατευθύνσεις στον πειραματικό σχεδιασμό και καθόρισαν έως ένα βαθμό τις μετρήσεις που ελήφθησαν στους υπόλοιπους χειρισμούς. Κατ' επέκταση, μερικές από τις μικροβιολογικές μετρήσεις που ελήφθησαν στο μείγμα PM.A δεν πραγματοποιήθηκαν στους επόμενους χειρισμούς (βλέπε Πίνακα 7.3).

Το σύστημα κομποστοποίησης

Το μείγμα PM.A τοποθετήθηκε σε ξύλινο κάδο κομποστοποίησης (Εικόνα 7.1), στο θερμοκήπιο του Χαροκοπείου Πανεπιστημίου (Καλλιθέα, Αθήνα-Ελλάδα). Ο αερισμός του μείγματος επιτυγχάνοταν με παθητικό τρόπο μέσω των τοιχωμάτων και ενός διάτρητου πλαστικού αγωγού τοποθετημένου κατακόρυφα στο κέντρο (της κάτοψης) του κομποστοποιητή (Εικόνα 7.1).

Λειτουργικές παράμετροι

Οι διαχειριστικές επιλογές, δηλαδή η συχνότητα ανάδευσης του μείγματος και η προσθήκη νερού, διαμορφώθηκαν από τις τιμές της θερμοκρασίας και την περιεκτικότητα του μείγματος σε υγρασία, ενώ η διάρκεια παρακολούθησης καθορίστηκε κυρίως από τη διακύμανση της θερμοκρασίας του μείγματος. Ο εβδομαδιαίος έλεγχος της περιεκτικότητας σε υγρασία οδήγησε στην προσθήκη 90 L νερού την 6^η ημέρα μετά την έναρξη της κομποστοποίησης, 90 L νερού την 18^η ημέρα και 120 L νερού την 41^η ημέρα.

Δειγματοληψία

Οι χρονικές στιγμές της δειγματοληψίας προγραμματίζονταν κατά την εξέλιξη του πειράματος, εκτιμώντας τις τιμές της θερμοκρασίας και την περιεκτικότητα σε υγρασία του υποστρώματος. Συνολικά, ελήφθησαν 10 δείγματα στις ακόλουθες χρονικές στιγμές: Ημέρα 0 (η ημέρα της εγκατάστασης) και 6, 8, 11, 15, 18, 24, 41, 43 και 55 ημέρες μετά από αυτήν.

7.2 Χειρισμός: Κουτσουλιές από ωοπαραγωγικές κόττες Β (PM.B)

Το μείγμα

Στο χειρισμό PM.B το αρχικό μείγμα αποτελείτο από νωπές κουτσουλιές σε συνδυασμό με μερικώς κομποστοποιημένες (1:1 ν/ν), οι οποίες προέρχονταν από τη μονάδα παραγωγής αυγών Παπαγιάννης (Ν. Βοιωτίας, Ελλάδα). Ο χειρισμός αναπτύχθηκε σε δύο επαναλήψεις, την PM.B (1) και την PM.B (2). Τα φυσικά και χημικά χαρακτηριστικά των αρχικών μειγμάτων παρουσιάζονται στον Πίνακα 7.4.

Το σύστημα κομποστοποίησης

Για το χειρισμό της ΡΜ.Β χρησιμοποιήθηκε κλειστό σύστημα κομποστοποίησης τύπου Hosoya (Εικόνες 7.2 – 7.4), το οποίο βρισκόταν εγκαταστημένο στη μονάδα παραγωγής αυγών Παπαγιάννης (Ν. Βοιωτίας, Ελλάδα). Το συγκεκριμένο σύστημα αποτελείται από τρία κανάλια: δύο οβάλ και ένα γραμμικό. Τα οβάλ κανάλια λειτουργούν παράλληλα, με διαφορετικά υλικά και τροφοδοτούν το γραμμικό. Καθένα από τα οβάλ κανάλια απαρτίζεται από: την είσοδο, το σύστημα ανάδευσης, το σύστημα εκτόξευσης ατμού (τύπου παστερίωσης) και την έξοδο, η οποία οδηγεί στο ευθύγραμμο κανάλι. Το γραμμικό κανάλι είναι εξοπλισμένο με ένα σύστημα απόσμησης και ένα σύστημα ανάδευσης.

Η λειτουργία του συστήματος εκτελείται με τον εξής τρόπο: Καθημερινά, σταθερή ποσότητα νωπών κουτσουλιών εισέρχεται στα οβάλ κανάλια και αναμειγνύεται με σχεδόν ίση ποσότητα μερικώς κομποστοποιημένων κουτσουλιών. Καθώς το σύστημα ανάδευσης ενεργοποιείται, το μείγμα των νωπών και μερικώς κομποστοποιημένων κουτσουλιών διανύει την οβάλ διαδρομή. Στη διαδρομή το μείγμα περνάει μέσα από το σύστημα εκτόξευσης ατμού, το οποίο επιτυγχάνει έως ένα βαθμό εξουδετέρωση των παθογόνων μικροοργανισμών. Η ταχύτητα μεταφοράς του μείγματος μέσα στο κανάλι ρυθμίζεται μέσω του συστήματος ανάδευσης.

Μετά από προκαθορισμένο (ανάλογα με τις ρυθμίσεις) αριθμό ημερών, τα μείγματα (ένα από κάθε οβάλ κανάλι) ολοκληρώνουν την οβάλ διαδρομή και προσεγγίζουν την είσοδο του γραμμικού καναλιού. Ένα μέρος τους οδηγείται στο ευθύγραμμο κανάλι, ενώ το υπόλοιπο παραμένει στο οβάλ. Πιο συγκεκριμένα, μεταφέρεται στην είσοδο του όπου αναμειγνύεται με νωπό υλικό και ξεκινάει άλλο έναν κύκλο στο οβάλ κανάλι. Το μείγμα που έχει οδηγηθεί στο ευθύγραμμο, «προχωράει» στην άλλη άκρη του καναλιού, στην οποία βρίσκεται η έξοδος του συστήματος.

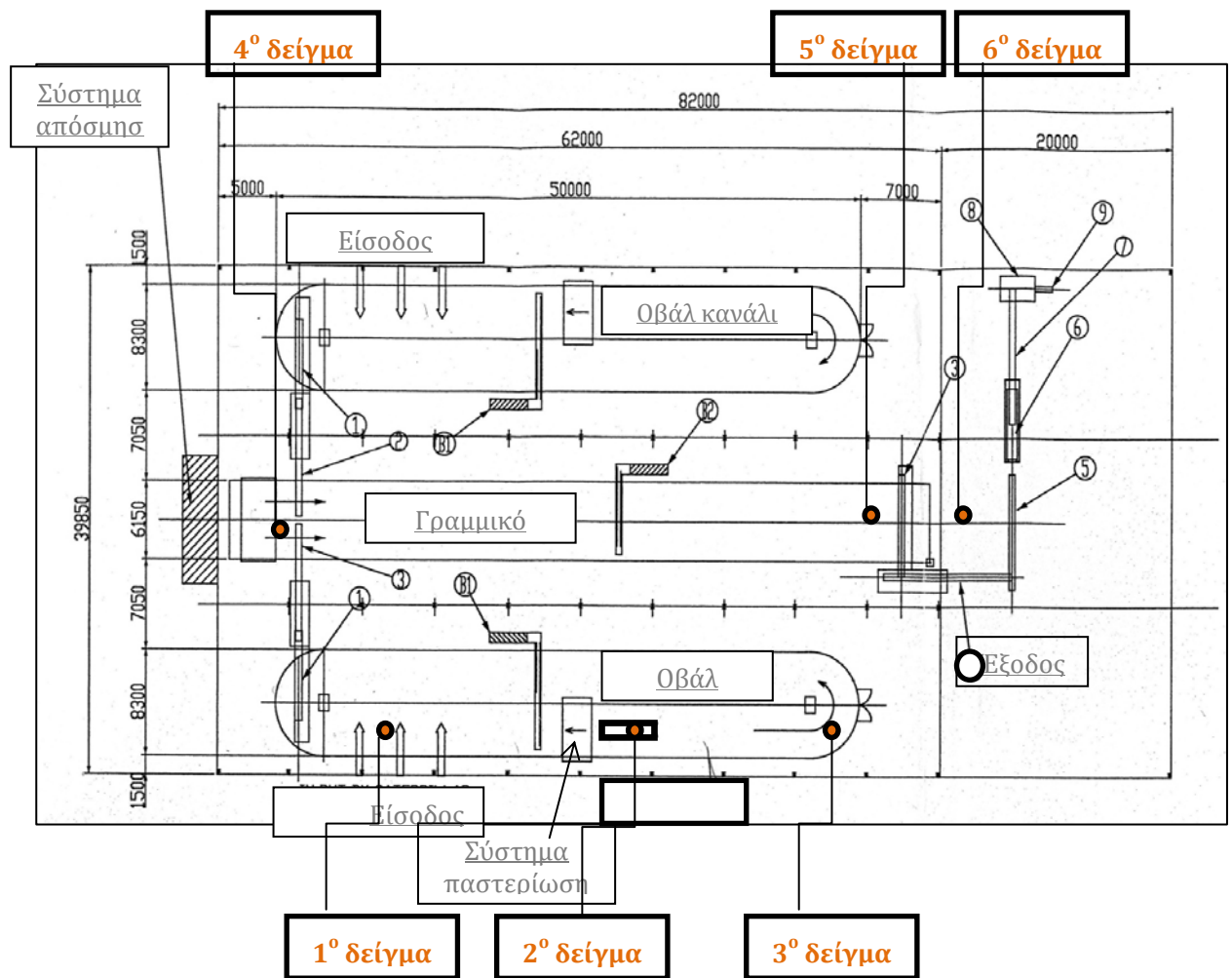
Το μείγμα που εξέρχεται από το συγκεκριμένο σύστημα, μεταφέρεται σε άλλους χώρους της εγκατάστασης, όπου σωρεύεται (δημιουργούνται σωροί) μέχρις ότου ωριμάσει και διατεθεί στην αγορά. Κάθε σωρός τοποθετείται σε ειδική θέση (Εικόνα 7.3) – η επαφή με τους γειτονικούς σωρούς εμποδίζεται με τη βοήθεια διαχωριστικών τοίχων.



Εικόνα 7.2: Το εσωτερικό του οβάλ καναλιού του συστήματος κομποστοποίησης Hosoya στη μονάδα παραγωγής αυγών Παπαγιάννης (ν. Βοιωτίας, Ελλάδα).



Εικόνα 7.3: Αφού ολοκληρώσουν τη διαδρομή τους στο σύστημα Hosoya, τα υπό κομποστοποίηση μείγματα μεταφέρονται σε «διαμερίσματα» στα οποία παραμένουν ώσπου να ωριμάσουν και να καταστούν ασφαλή για χρήση σε καλλιέργειες.



Εικόνα 7.4: Κάτοψη του συστήματος Hosoya. Με κόκκινες κουκίδες επισημαίνονται οι θέσεις δειγματοληψίας.

Λειτουργικές παράμετροι

Ο συγκεκριμένος χειρισμός εξελίχθηκε τον Ιανουάριο 2010 και η επανάληψή του το Δεκέμβριο του 2010. Και στις δύο περιπτώσεις λειτουργούσε μόνο το ένα οβάλ κανάλι σε συνδυασμό με το ευθύγραμμο. Καθημερινά το σύστημα δεχόταν 30 έως 35 m³ νωπών κουτσουλιών, ενώ ο χρόνος παραμονής τους σε όλο το σύστημα (από την είσοδο του οβάλ έως την έξοδο του ευθύγραμμου καναλιού) είχε ρυθμιστεί στις 19 ημέρες. Το μείγμα προσέγγιζε το σύστημα παροχής (εκτόξευσης) ατμού την τέταρτη (4^η) ημέρα μετά την είσοδό του στο οβάλ κανάλι.

Κατά την επανάληψη της διαδικασίας (Δεκέμβριος 2010), ο χώρος που φιλοξενούσε το σύστημα είχε εξοπλιστεί με διαφορετικό σύστημα απόσμησης (φωτοκαταλυτική διάσπαση των οσμών). Αυτό, ωστόσο, δεν επηρεάζει τη σύγκριση των μειγμάτων μεταξύ των επαναλήψεων, δεδομένου ότι το σύστημα απόσμησης δεν επιδρά στο υπό κομποστοποίηση μείγμα, αλλά στην ποιότητα του αέρα που εξέρχεται από την εγκατάσταση.

Δειγματοληψία

Έξι (6) δείγματα ελήφθησαν την ίδια ημέρα, αλλά από διαφορετικές θέσεις εντός των καναλιών. Οι θέσεις επιλέχθηκαν ανάλογα με την απόσταση που είχε διανύσει το υλικό στο σύστημα, με την παραδοχή ότι αυτή αντιστοιχεί σε διαφορετικό χρόνο παραμονής και συνεπώς σε διαφορετικούς βαθμούς κομποστοποίησης του υλικού. Επιπλέον ελήφθη ένα ακόμη (το έβδομο) δείγμα από τους σωρούς. Συνεπώς, ελήφθησαν δείγματα από επτά (7) θέσεις (σημειώνονται στην Εικόνα 7.4) που αντιστοιχούν στις 0, 4, 6, 16, 18, 19 και >30 ημέρες από την είσοδο του υλικού στο σύστημα.

7.3 Χειρισμός: Μείγμα από ιλύ αναερόβιας βιολογικής επεξεργασίας και τεμαχισμένα κλαδοκάθαρα (GWS)

Τα μείγματα

Το αρχικό μείγμα του χειρισμού GWS περιείχε ιλύ αναερόβιας βιολογικής επεξεργασίας και τεμαχισμένα κλαδοκάθαρα (η μεγαλύτερη διάστασή τους κυμαινόταν από 2 έως 5 cm), σε αναλογία 1:5 (v/v). Η ιλύς και τα κλαδοκάθαρα προέρχονταν, αντίστοιχα, από τη μονάδα αστικών υγρών αποβλήτων και τα δέντρα στα πεζοδρόμια και τα πάρκα του Ηρακλείου (νομός Ηρακλείου, Κρήτη). Η περιεκτικότητα της ιλύος σε στερεά ήταν 27,9 %, ενώ τα κλαδοκάθαρα αποτελούνται (κατά προσέγγιση) από: 50 % ξύλο, 30 % φύλλα και 20 % γρασίδι. Ο χειρισμός αναπτύχθηκε από τον Οκτώβριο έως το Δεκέμβριο του 2007.

Πέρα από τους πρωταρχικούς σκοπούς της παρούσας εργασίας, ο χειρισμός GWS χρησιμοποιήθηκε –επιπλέον– για να μελετηθεί το ενδεχόμενο αποικοδόμησης ζιζανιοκτόνων ευρείας χρήσης, μέσω της διεργασίας της κομποστοποίησης. Για το σκοπό αυτό, αφού τα αρχικά οργανικά απόβλητα (ιλύς και κλαδοκάθαρα) αναμίχθηκαν, το σχετικά ομοιογενές μείγμα που δημιουργήθηκε, διαιρέθηκε σε τέσσερα μέρη ίσου όγκου. Σε καθένα από αυτά

δόθηκε μία από τις εξής κωδικές ονομασίες: GWS.C-, GWS.L, GWS.M και GWS.C+. Στη συνέχεια:

- α) το GWS.C- τοποθετήθηκε ως είχε στον κομποστοποιητή (ώστε σε σχέση με την αποικοδόμηση των ζιζανιοκτόνων να λειτουργήσει ως αρνητικός μάρτυρας),
- β) το GWS.L ψεκάστηκε με διάλυμα Linuron (συγκέντρωση: 100 mg/kg) πριν τοποθετηθεί στον κομποστοποιητή,
- γ) το GWS.M ψεκάστηκε με διάλυμα που περιείχε Metribuzin (συγκέντρωση: 100 mg/Kg) πριν τοποθετηθεί στον κομποστοποιητή, και
- δ) το GWS.C+ ψεκάστηκε με διάλυμα που περιείχε Linuron και Metribuzin (συγκέντρωση: 100 mg/kg το καθένα) πριν τοποθετηθεί στον κομποστοποιητή και λειτούργησε ως θετικός μάρτυρας.

Η διαδικασία του ψεκασμού παρουσιάζεται στην Εικόνα 7.5. Οι ενώσεις Linuron και Metribuzin – όπως αναλυτικά αναφέρεται στην παράγραφο «Τα σκευάσματα φυτοπροστασίας», που ακολουθεί - αποτελούν δραστικά συστατικά ζιζανιοκτόνων ευρείας χρήσης. Τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά του μείγματος παρουσιάζονται στον Πίνακα 7.4.



Εικόνα 7.5 Ο ψεκασμός του μείγματος GWS με ζιζανιοκτόνο (ΤΕΙ Ηρακλείου Κρήτης, φωτογραφία: Μ. Φουντουλάκης).

Τα σκευάσματα φυτοπροστασίας

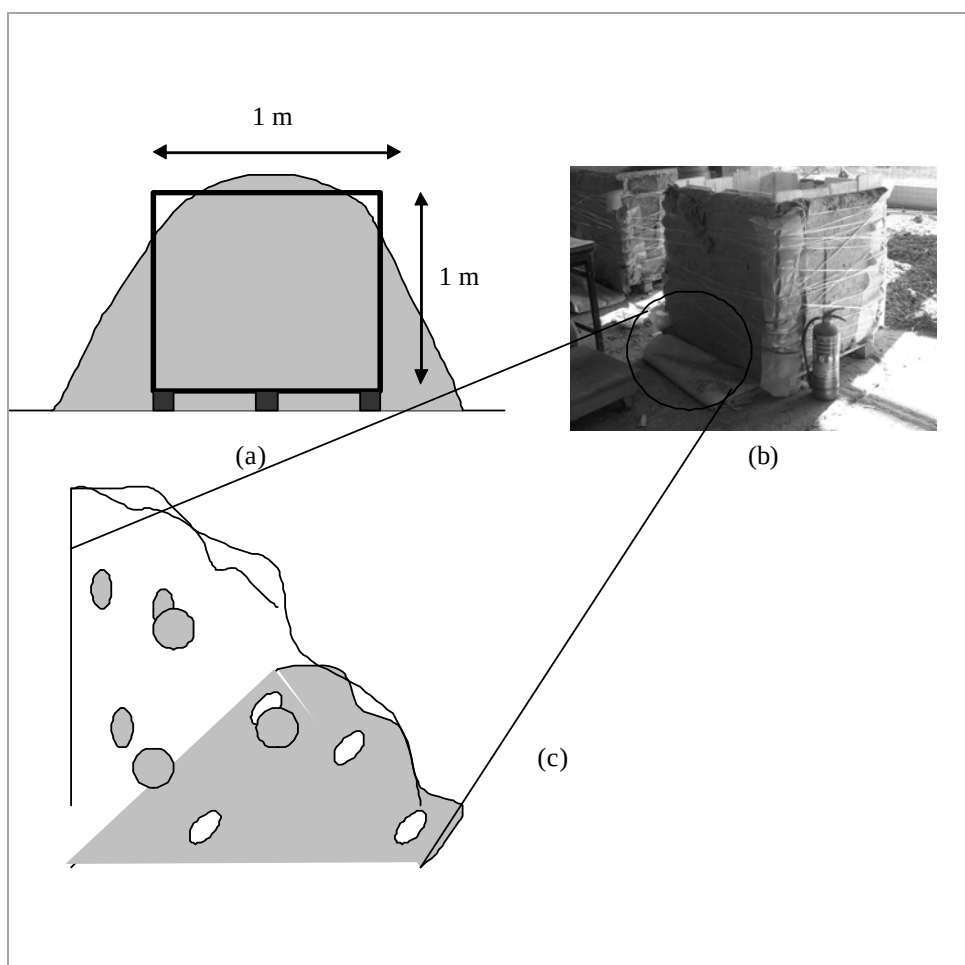
Για τον ψεκασμό των μειγμάτων με τις δραστικές ενώσεις Linuron (N-(3,4 – διχλωροφαινυλ- N’-μέθοξυ-N’-μεθυλουρία), και Metribuzin (4-άμινο-6-τερτ-βουτύλ-4,5,διυδρο-3-μεθυλθιο-1,2,4-τριαζιν-5-όνη) επιλέχθηκαν τα ζιζανιοκτόνα Linagan 50SC (50 % linuron a.i.) της εταιρείας Άλφα Αγροτικά Εφόδια Α.Ε.Ε. (Οινόφυτα, Ελλάδα) και Sencor WG (70% metribuzin a.i.) της εταιρείας Bayer Ελλάς (Αθήνα, Ελλάδα). Η Linuron χρησιμοποιείται παγκοσμίως σε προφυτρωτικά σκευάσματα, τα οποία προορίζονται για την καταστροφή ετήσιων αγρωστωδών και πλατύφυλλων ζιζανίων. Η ένωση Metribuzin έχει δράση εκλεκτικού προφυτρωτικού και μεταφυτρωτικού ζιζανιοκτόνου, και χρησιμοποιείται για την αντιμετώπιση ετήσιων αγρωστωδών και πλατύφυλλων ζιζανίων.

Το σύστημα κομποστοποίησης

Το μείγμα της ιλύος και των κλαδοκάθαρων διαιρέθηκε σε τέσσερα ίσα μέρη, τα οποία με τη σειρά τους τοποθετήθηκαν σε ισάριθμα όμοια δοχεία κυβικού σχήματος – εφεξής θα αναφέρονται ως κομποστοποιητές ή κάδοι κομποστοποίησης. Καθένας από αυτούς τους κάδους κομποστοποίησης είχε χωρητικότητα 1 m^3 . Για τη διασφάλιση επαρκούς αερισμού του υποστρώματος η άνω πλευρά παρέμεινε ελεύθερη κάλυψης (ανοιχτή), ενώ στη βάση και τις τέσσερις πλαϊνές πλευρές ανοίχθηκαν οπές ($\sim 1\text{ cm } \varnothing$). Για την ενίσχυση της θερμικής μόνωσης του υπό κομποστοποίηση μείγματος, οι πλαϊνές πλευρές κάθε κομποστοποιητή καλύφθηκαν με ξυλόμαλλο (20 mm πάχος), το οποίο επέτρεπε τον παθητικό αερισμό του μείγματος. Στη συνέχεια, οι κομποστοποιητές τοποθετήθηκαν πάνω σε ξύλινες βάσεις (παλέτες), έτσι ώστε να διευκολυνθεί ο αερισμός από τη βάση του κομποστοποιητή. Ο στόχος κατά το σχεδιασμό και την ανάπτυξη των κομποστοποιητών ήταν η προσομοίωση της διεργασίας της κομποστοποίησης σε ανοιχτούς σωρούς ή σε σειράδια. Ο κομποστοποιητής, ο τρόπος παθητικού αερισμού και η λογική της προσομοίωσης που τον διέπει παρουσιάζονται σχηματικά στην Εικόνα 7.6.

Λειτουργικές παράμετροι

Η παρακολούθηση των τεσσάρων κομποστοποιητών διήρκεσε 80 ημέρες. Η λήψη αποφάσεων σχετικά με τη διαχείριση της διεργασίας κομποστοποίησης (προσθήκη νερού, ανάδευση) πραγματοποιήθηκε σε εβδομαδιαία ή δεκαπενθήμερη βάση, ανάλογα με το προφίλ των τιμών της θερμοκρασίας και την περιεκτικότητα σε υγρασία κάθε μείγματος (Εικόνα 7.7).



Εικόνα 7.6: Απεικονίσεις του κομποστοποιητή που χρησιμοποιήθηκε στους χειρισμούς GWS (α) Σχέδιο σε προφίλ, το οποίο απεικονίζει τα μέρη ενός σωρού ή ενός σειραδιού που προσομοιώνει ο συγκεκριμένος κομποστοποιητής, (β) φωτογραφία του κομποστοποιητή, (γ) οι οπές στο περίβλημα για τον αερισμό (από Fountoulakis et al., 2010).

Δειγματοληψία

Σε όλους τους κομποστοποιητές, δειγματοληψίες πραγματοποιήθηκαν τις ημέρες 0, 7, 15, 21, 30, 36, 43, 51 και 64, όπου ημέρα 0 ορίζεται η ημέρα της εγκατάστασης της κομποστοποίησης. Σύνθετα δείγματα περίπου 0,5 kg ελήφθησαν από πέντε (5) σημεία του πυρήνα του υποστρώματος και τεμαχίστηκαν έτσι ώστε η μία τουλάχιστον πλευρά τους να είναι μικρότερη από 2 cm. Έπειτα, ακολουθήθηκε η μέθοδος «κώνος και διαίρεση» σε τέσσερα (4) μέρη.



Εικόνα 7.7: Προκειμένου να διασφαλιστεί σωστή ανάδευση και διαβροχή, το μείγμα εξάγεται από τον κάδο κομποστοποίησης, πάνω σε πλαστικό φύλλο. Διακρίνονται οι ατμοί που παράγονται από την υψηλή τιμή θερμοκρασίας του μείγματος. (ΤΕΙ Ηρακλείου Κρήτης - φωτογραφία: Μ. Φουντουλάκης).

7.4 Χειρισμός: Μείγματα διαφορετικών βιοαποβλήτων Α (ΒΙΟ.Α)

Το μείγμα

Στους χειρισμούς ΒΙΟ.Α και ΒΙΟ.Β χρησιμοποιήθηκαν μείγματα πολλών διαφορετικών υλικών, σε αντίθεση με την πάγια σχεδόν τακτική στην έρευνα που επιβάλλει την παρακολούθηση όσο το δυνατόν λιγότερων υλικών (οπότε και μεταβλητών), με στόχο τη διευκόλυνση της μοντελοποίησης και της έκβασης ασφαλών και αναπαραγόμενων συμπερασμάτων. Σκοπός της επιλογής πολλών διαφορετικών υλικών σε αυτόν τον πειραματικό κύκλο, ήταν η παρακολούθηση πραγματικών μειγμάτων που απαντώνται σε μονάδες διαχείρισης οργανικών αποβλήτων, και όχι μειγμάτων «σχεδιασμένων» για πειράματα εργαστηριακής κλίμακας. Επομένως για το χειρισμό ΒΙΟ.Α επιλέχθηκε ένα μείγμα ιλύος από βιομηχανία παραγωγής αναψυκτικών και αγροτοβιομηχανικών υλικών. Το μείγμα, με συνολικό όγκο $45,0 \text{ m}^3$, αποτελείτο από ιλύ αναψυκτικών ($11,0 \text{ m}^3$), υπολείμματα καλλιέργειας μανιταριών ($7,5 \text{ m}^3$), κοπριά πουλερικών ($16,0 \text{ m}^3$), στρωμή υποδρόμου ($7,5$

m³) και φλοιούς καρπών κακάο (3,0 m³) από βιομηχανία γνωστής ελληνικής σοκολατοποιίας (Εικόνα 7.8). Ο χειρισμός πραγματοποιήθηκε σε δύο επαναλήψεις: τις BIO.A (1) και BIO.A (2) (Εγκατάσταση: Μάρτιος 2009, Εικόνα 7.9). Τα φυσικά και χημικά χαρακτηριστικά του μείγματος παρουσιάζονται στον Πίνακα 7.4.

Το σύστημα κομποστοποίησης

Η διαδικασία πραγματοποιήθηκε σε σειράδια, στη μονάδα κομποστοποίησης Biocompost στη τοποθεσία Ακραίφνιο (νομός Βοιωτίας, Ελλάδα). Η διαδικασία ανάμιξης των υλικών, της εγκατάστασης των σειραδιών και του «γυρίσματος» (ανάδευσης) παρουσιάζεται στις Εικόνες 7.8 - 7.10.

Λειτουργικές παράμετροι

Οι διαχειριστικές κινήσεις, δηλαδή στην προκειμένη περίπτωση η ανάδευση (Εικόνα 7.10), προγραμματίζονταν κάθε μία ή δύο μέρες ανάλογα με τις τιμές της θερμοκρασίας κάθε μείγματος. Καθώς η θερμοκρασία έτεινε σε εκείνη του περιβάλλοντος, η συχνότητα των «γυρισμάτων» αραίωνε. Κατά τη διάρκεια της διεργασίας της κομποστοποίησης του BIO.A σημειώθηκαν βροχοπτώσεις, οπότε δεν προέκυψε η ανάγκη διόρθωσης του ποσοστού υγρασίας με προσθήκη νερού. Η συχνότητα και η ένταση (κατ' εκτίμηση, όχι ποσοτικοποιημένη) των βροχοπτώσεων, όπως και η σφοδρότητα του ανέμου, είναι καταγεγραμμένες. Δεν ήταν εφικτή η μέτρηση του ύψους της βροχόπτωσης.

Δειγματοληψία

Ο χρόνος των δειγματοληψιών καθορίστηκε από τις τιμές της θερμοκρασίας και το ποσοστό υγρασίας των μειγμάτων. Δείγματα τόσο για το BIO.A.1 όσο και το BIO.A.2 ελήφθησαν τις ημέρες: 0, 3, 7, 10, 18, 25, 40, 53 και 90, όπου ημέρα 0 ορίζεται η ημέρα της εγκατάστασης.



Εικόνα 7.8: Στιγμιότυπο από την ανάμιξη των υλικών του χειρισμού ΒΙΟ.Α (Ακραίφνιο, νομός Βοιωτίας).



Εικόνα 7.9: Η έναρξη της εγκατάστασης του σειραδίου ΒΙΟ.Α (Ακραίφνιο, νομός Βοιωτίας).



Εικόνα 7.10: Η ανάδευση του ΒΙΟ.Α(1) αμέσως μετά την εγκατάσταση (Ακραίφνιο, νομός Βοιωτίας).



Εικόνα 7.11: Σε πρώτο πλάνο σωρός από φλοιούς καρπών κακάο, οι οποίοι χρησιμοποιήθηκαν για τη σύνθεση του ΒΙΟ.Β. Στο βάθος διακρίνονται στρωμή ιπποδρόμου και κουτσουλιές (Ακραίφνιο, νομός Βοιωτίας).

7.5 Χειρισμός: Μείγματα διαφορετικών βιοαποβλήτων Β (ΒΙΟ.Β)

Το μείγμα

Η ονομασία ΒΙΟ.Β αναφέρεται σε ένα μείγμα με συνολικό όγκο 27 m³, το οποίο αποτελείτο από ιλύ αναψυκτικών (7,5 m³), υπολείμματα καλλιέργειας μανιταριών (3,0 m³), στρωμή υποδρόμου (12,0 m³) και χαρτοπολτό (4,5 m³) (Εικόνες 4.11 και 4.12). Ο χειρισμός αναπτύχθηκε σε δύο επαναλήψεις: τις ΒΙΟ.Β(1) και ΒΙΟ.Β(2) (Εγκατάσταση: Μάιος 2009). Τα φυσικά και χημικά χαρακτηριστικά του αρχικού μείγματος παρουσιάζονται στον Πίνακα 7.4.

Το σύστημα κομποστοποίησης

Η διαδικασία πραγματοποιήθηκε σε σειράδια, στη μονάδα διαχείρισης οργανικών αποβλήτων Biocompost (Ακραιφνιο, νομός Βοιωτίας, Ελλάδα).

Δειγματοληψία

Ο χρόνος των δειγματοληψιών καθορίστηκε από τις τιμές της θερμοκρασίας και της υγρασίας των υποστρωμάτων. Δείγματα και από τις δύο επαναλήψεις (ΒΙΟ.Β(1) και ΒΙΟ.Β(2)) ελήφθησαν τις ημέρες: 0, 4, 7, 14, 36 και 56, όπου ημέρα 0 ορίζεται η ημέρα της εγκατάστασης.

Λειτουργικές παράμετροι

Οι διαχειριστικές κινήσεις (ανάδευση-«γύρισμα») προγραμματίζονταν κάθε μία ή δύο μέρες ανάλογα με το προφίλ της θερμοκρασίας κάθε μείγματος. Καθώς η θερμοκρασία έτεινε προς εκείνη του περιβάλλοντος (στη συγκεκριμένη περίπτωση μετά την 36^η ημέρα), η συχνότητα των «γυρισμάτων» αραίωνε. Κατά τη διάρκεια της κομποστοποίησης του ΒΙΟ.Β σημειώθηκαν υψηλές θερμοκρασίες περιβάλλοντος (μέγιστη τιμή: 40,3 °C), χαρακτηριστικές για την εποχή του χρόνου. Δύο φορές (την 4^η και την 30^η ημέρα) κρίθηκε απαραίτητη η διόρθωση του ποσοστού υγρασίας με προσθήκη νερού.



Εικόνα 7.12: Σάκοι με «τούβλα» από υπολείμματα από καλλιέργεια μανιταριών. Τα «τούβλα» θρυμματίζονται πριν προστεθούν στο εκάστοτε μείγμα προς κομποστοποίηση (Ακραίφνιο, νομός Βοιωτίας).



Εικόνα 7.13: Τόπος συγκέντρωσης των αρχικών υλικών, δηλαδή κλαδοκάθαρων και νωπών αποβλήτων κηπευτικών, όσο και της εγκατάστασης της κομποστοποίησης για το χειρισμό FVC, ήταν το θερμοκήπιο του Χαροκοπέιου Πανεπιστημίου. (Χαροκόπειο Πανεπιστήμιο, Καλλιθέα, νομός Αττικής).

7.6 Χειρισμός: Μείγμα από υπολείμματα κηπευτικών και φρούτων και κλαδοκάθαρα (FVC)

Το μείγμα

Το αρχικό μείγμα του χειρισμού FVC περιέχει υπολείμματα κηπευτικών και φρούτων, τα οποία συλλέχθηκαν από την υπαίθρια λαϊκή αγορά του Δήμου Αγίου Δημητρίου (νομός Αττικής) και τεμαχισμένα υπολείμματα κήπου (κλαδοκάθαρα), τα οποία προήλθαν από τον κήπο του Γεωπονικού Πανεπιστημίου Αθηνών, σε αναλογία 2:1 (ν/ν). Η διαδικασία της συγκέντρωσης των υλικών και της σύνθεσης του μείγματος παρουσιάζεται στις Εικόνες 7.13 και 7.14. Ο χειρισμός αναπτύχθηκε από το Νοέμβριο 2013 έως και το Μάρτιο 2014 στον κήπο (θερμοκήπιο) του Χαροκοπείου Πανεπιστημίου. Τα φυσικά και χημικά χαρακτηριστικά του μείγματος παρουσιάζονται στον Πίνακα 7.4.

Το σύστημα κομποστοποίησης

Αφού το μείγμα κηπευτικών φρούτων και των κλαδοκάθαρων διαβρέχτηκε και αναδεύτηκε καλά (Εικόνα 7.14), διαιρέθηκε σε τρία ίσα και (στο βαθμό του εφικτού) ομοιογενή μέρη, τα οποία τοποθετήθηκαν σε ισάριθμους πανομοιότυπους περιστρεφόμενους κάδους οικιακής κομποστοποίησης (Εικόνα 7.15). Καθένας από αυτούς τους κάδους είχε χωρητικότητα $0,18 \text{ m}^3$ (180 L) και είναι κατασκευασμένο από πολυαιθυλένιο.

Λειτουργικές παράμετροι

Η παρακολούθηση των τριών (3) επαναλήψεων διήρκεσε 96 ημέρες. Οι αποφάσεις σχετικά με τους χειρισμούς της διαδικασίας κομποστοποίησης (προσθήκη υλικού, νερού, ανάδευση) λαμβάνονταν σε εβδομαδιαία ή δεκαπενθήμερη βάση, ανάλογα με τον όγκο του μείγματος, τις αυξομειώσεις των τιμών της θερμοκρασίας και την περιεκτικότητα σε υγρασία κάθε μείγματος. Ο στόχος του συγκεκριμένου χειρισμού ήταν η παρακολούθηση της διεργασίας της κομποστοποίησης σε οικιακό περιβάλλον. Στην προσπάθεια προσομείωσης της οικιακής κομποστοποίησης, όπου τα υλικά προστίθενται σταδιακά, προστέθηκε φρέσκο μείγμα στους κάδους την 7^η ημέρα (Εικόνα 7.16), όταν ο όγκος του αρχικού μείγματος είχε μειωθεί (κατά προσέγγιση) στο 55% του αρχικού. Υπολογίζεται ότι συμπληρώθηκαν περίπου $0,08 \text{ m}^3$ (80L) σε κάθε κάδο. Τα υλικά που προστέθηκαν είχαν ίδια προέλευση με εκείνα του αρχικού μείγματος και αναμείχθηκαν στην ίδια αναλογία.



Εικόνα 7.14: Η ανάμειξη και η διαβροχή των υλικών έγινε χειρωνακτικά (Χαροκόπειο Πανεπιστήμιο, Καλλιθέα).



Εικόνα 7.15: Τρεις (3) πανομοιότυποι περιστρεφόμενοι κάδοι οικιακής κομποστοποίησης (180 L) χρησιμοποιήθηκαν στην παρακολούθηση της διεργασίας της κομποστοποίησης του χειρισμού FVC (οργανικά απόβλητα κήπου και λαϊκής αγοράς (Χαροκόπειο Πανεπιστήμιο, Καλλιθέα).



Εικόνα 7.16: Οι κάδοι οικιακής κομποστοποίησης πληρώθηκαν με το μείγμα την ημέρα της εγκατάστασης (ημέρα 0). Ωστόσο, μια εβδομάδα μετά, την ημέρα 7 ο όγκος του μείγματος είχε μειωθεί κατά 50% και κρίθηκε απαραίτητη η προσθήκη και άλλου μείγματος (Χαροκόπειο Πανεπιστήμιο, Καλλιθέα).

Δειγματοληψία

Δείγματα ελήφθησαν και από τις τρεις (3) επαναλήψεις τις ημέρες 0, 4, 7, 12, 20, 35, 47, 61 και 96, όπου ημέρα 0 ορίζεται η ημέρα της εγκατάστασης. Σύνθετα δείγματα περίπου 0,25kg λαμβάνονταν από 3 σημεία του πυρήνα του υποστρώματος και τεμαχίζονταν (<2cm). Στη συνέχεια ακολουθήθηκε η μέθοδος «κώνος και διαίρεση» σε τέσσερα μέρη.

8. Φυσικοχημικές αναλύσεις

Οι φυσικοχημικές αναλύσεις που πραγματοποιήθηκαν ανά χειρισμό ήταν οι εξής: θερμοκρασία, περιεκτικότητα σε υγρασία, περιεκτικότητα σε πτητικά στερεά και οργανική ουσία, οξύτητα υποστρώματος κομποστοποίησης, ηλεκτρική αγωγιμότητα, και μέτρηση σταθερών ισotόπων C13 και N15.

8.1 Η θερμοκρασία

Η μέτρηση των τιμών της θερμοκρασίας των υποστρωμάτων πραγματοποιείτο με φορητό ψηφιακό θερμόμετρο, με μεταλλικό ράμφος (μήκος ~ 1m) και ακρίβεια ενός δεκαδικού ψηφίου σε κλίμακα 1°C. Οι μετρήσεις προγραμματίζονταν σχεδόν σε καθημερινή βάση. Οι θέσεις και οι επαναλήψεις των μετρήσεων καθορίστηκαν με βάση τη μέθοδο κομποστοποίησης που είχε επιλεγεί για κάθε χειρισμό, και συγκεκριμένα:

- Στους **κομποστοποιητές** (ξύλινο κάδο, αυτοσχέδιο κάδο και κάδο οικιακής κομποστοποίησης), δηλαδή στους χειρισμούς PM.A, GWS και FVC, ελήφθησαν μετρήσεις σε τρία διαφορετικά σημεία, κοντά στο κέντρο (πυρήνα) τους, σε ύψος περίπου 10 και 45 cm από τη βάση του κιβωτίου. Κατά τη μέτρηση της θερμοκρασίας του υποστρώματος των PM.A, GWS και FVC, καταγράφονταν επιπλέον, η θερμοκρασία περιβάλλοντος με θερμόμετρο υδραργύρου (διαβάθμιση 1°C) και οι καιρικές συνθήκες (παραδείγματος χάρη, καύσωνας, βροχόπτωση, άνεμος κ.ά.).
- Στα **σειράδια** (ανοιχτά συστήματα), δηλαδή στους χειρισμούς BIO.A. και BIO.B, λαμβάνονταν μετρήσεις σε τρεις τουλάχιστον θέσεις, κατά μήκος του σειραδιού. Σε καθεμία από αυτές τις θέσεις λαμβάνονται τρεις μετρήσεις σε τρία διαφορετικά ύψη στον πυρήνα του σειραδιού: α. στη βάση (σε ύψος 15cm από την πλατφόρμα), β. στη μέση (περίπου 60cm από την πλατφόρμα) και γ. στο ανώτερο τμήμα (περίπου 15cm από την κορυφή του σειραδιού).
- Στο **σύστημα Hosoya** (κλειστό σύστημα, με μηχανισμό ανάδευσης), δηλαδή στο χειρισμό PM.B, οι μετρήσεις της θερμοκρασίας γίνονται σε τρία σημεία (διαφορετικά ύψη), στη θέση της κάθε δειγματοληψίας.

8.2 Η περιεκτικότητα σε υγρασία

Η υγρασία του υποστρώματος καταγραφόταν πριν και μετά από κάθε δειγματοληψία, καθώς και μετά την προσθήκη νερού ή στραγγισμάτων. Ο προσδιορισμός της γίνεται με έμμεσο τρόπο, δηλαδή από την απώλεια βάρους που σημειώνεται σε 10(±2) g δείγματος μετά την ξήρανση του μέχρι σταθερού βάρους (τουλάχιστον 24 h) στους 105 °C (FCQAO, 1994 & 2003). Η τιμή που αναφέρεται για κάθε δείγμα είναι ο μέσος όρος τριών επαναλήψεων. Για τη δυνατότητα συγκριτικής ανάλυσης των μετρήσεων και την ορθότερη εκτίμηση των αποτελεσμάτων, γίνεται αναγωγή των τιμών σε εκατοστιαία ποσοστά (%). Η μέτρηση του βάρους γίνεται σε ζυγό με ακρίβεια 0,1 g. Το αποτέλεσμα αναφέρεται επί του νωπού βάρους και μπορεί να εκφραστεί ως % υγρασίας ή ως % ξηρή ουσία, με ακρίβεια ενός δεκαδικού ψηφίου, και υπολογίζεται σύμφωνα με τους τύπους (8.1) και (8.2).

$$\text{Ποσοστό υγρασίας (\%)} = [(M_{\text{νωπού}} - M_{\text{ξηρού}}) / (M_{\text{νωπού}} - M_{\text{κάψας}})] * 100\% \quad (\text{τύπος 8.1})$$

$$\text{Ξηρή ουσία (\%)} = [(M_{\text{ξηρού}} - M_{\text{κάψας}}) / (M_{\text{νωπού}} - M_{\text{κάψας}})] * 100\% \quad (\text{τύπος 8.2})$$

Όπου,

$M_{\text{κάψας}}$: μάζα της άδειας κάψας, σε (g)

$M_{\text{νωπού}}$: μάζα νωπού δείγματος + $M_{\text{κάψας}}$, σε (g)

$M_{\text{ξηρού}}$: μάζα ξηρού δείγματος + $M_{\text{κάψας}}$, σε (g)

8.3 Τα πτητικά στερεά

Η περιεκτικότητα σε πτητικά στερεά, εκφρασμένη σε εκατοστιαίο ποσοστό επί του ξηρού βάρους, προσδιορίζεται έμμεσα ζυγίζοντας την τέφρα. Συγκεκριμένα, υπολογίζεται από την απώλεια βάρους που σημειώνεται έπειτα από την καύση των ξηρών δειγμάτων σε ειδικό φούρνο, στους 550 ± 5 °C για 4 h (FCQAO, 1994 & 2003). Η μέθοδος προετοιμασίας (δηλαδή ξήρανσης) των δειγμάτων περιγράφεται στην Ενότητα 5.2. Το βάρος των ξηρών δειγμάτων της παρούσας μελέτης κυμάνθηκε από 4,0 έως 7,0 g. Η περιεκτικότητα σε πτητικά στερεά (VS), εκφρασμένη σε εκατοστιαίο ποσοστό επί του ξηρού βάρους (DW), προσδιορίζεται με βάση την απώλεια βάρους σύμφωνα με τον τύπο (8.3):

$$\text{VS (\%)} = [(M_{\text{ΠτΚ}} - M_{\text{ΜτΚ}}) / (M_{\text{ΠτΚ}} - M_{\text{κάψας}})] * 100\% \quad (\text{τύπος 8.3})$$

$M_{\text{κάψας}}$: μάζα της άδειας κάψας σε (g)

ΜΠτΚ : μάζα δείγματος + $M_{\text{κάψας}}$ σε (g) πριν την καύση

ΜΜτΚ : μάζα ξηρού δείγματος + $M_{\text{κάψας}}$ σε (g) μετά την καύση

Η μείωση των πτητικών στερεών (VS_{red}) υπολογίζεται συναρτήσει της περιεκτικότητας σε τέφρα (Haug, 1993; Stentiford and Pereira- Neto, 1985), βάσει του τύπου (8.4).

$$VS_{red} = 100 \cdot \left[1 - \frac{VS_f \cdot (100 - VS_i)}{VS_i \cdot (100 - VS_f)} \right] \% \quad (\text{τύπος 8.4})$$

VS_{red} : η μείωση των πτητικών στερεών σε ποσοστό %

VS_i : η αρχική περιεκτικότητα σε πτητικά στερεά

VS_f : η τελική περιεκτικότητα σε πτητικά στερεά

Η απώλεια του βάρους – υπό τις συγκεκριμένες συνθήκες καύσης- παρέχει ένα ασφαλές μέτρο για την εκτίμηση της ολικής οργανικής ουσίας κάθε δείγματος, διότι η απώλεια του βάρους από την καύση, θεωρείται ότι αντιστοιχεί στο σύνολό της στην πτητικοποίηση της οργανικής ουσίας. Είναι βέβαια, γνωστό, ότι ορισμένες ανόργανες ενώσεις ενδέχεται να σχηματίζουν πτητικά προϊόντα, εντούτοις το ποσοστό τους ως προς το ολικό βάρος είναι μικρότερο από 1% (Nelson & Sommers, 1982; Tiquia 2005), οπότε θεωρείται αμελητέο, χωρίς αυτό να οδηγεί σε σημαντικό πειραματικό σφάλμα.

Οι καμπύλες της μείωσης των ποσοστών υπολογίστηκαν με εξισώσεις πρώτης τάξης $y = \alpha \cdot (1 - e^{-\beta x})$, όπου:

α : απώλεια % επί της αρχικής περιεκτικότητας,

β : η σταθερά

x : ο χρόνος της κομποστοποίησης εκφρασμένος σε μέρες.

8.4 Η οξύτητα του υποστρώματος

Η οξύτητα του υποστρώματος προσδιορίστηκε με ηλεκτρονικό pH-μετρο (pH330/SET-1, WTW) σε υδατικά ελαιωρήματα δείγματος (1:10, w:v, απιονισμένου H_2O). Τα ελαιωρήματα αναδεύονταν για 2 h στις 160 rpm και έπειτα διηθούνταν υπό κενό. Η μέτρηση πραγματοποιήθηκε στην υδάτινη φάση (FCQAO, 1994).

8.5 Η ηλεκτρική αγωγιμότητα

Η ηλεκτρική αγωγιμότητα (EC) ενός διαλύματος σχετίζεται με τη συγκέντρωση των διαλυτών ιόντων που το χαρακτηρίζει. Ουσιαστικά δείχνει σε ποιο βαθμό ένα διάλυμα άγει τον ηλεκτρισμό και έτσι οι μονάδες μέτρησης της, ορίζονται σε αντιδιαστολή με τις μονάδες της αντίστασης. Μονάδα αντίστασης ορίζεται το 1 ohm, ενώ της EC το 1 ohm^{-1} , το οποίο αναφέρεται ως 1 mhos. Στο διεθνές σύστημα (SI), μονάδα μέτρησης ορίζεται το 1 S.m^{-1} ή το 1 dS.m^{-1} (το οποίο ισούται με 1 mmhos.cm^{-1}).

Η ηλεκτρική αγωγιμότητα μετριέται με ψηφιακό αγωγιμόμετρο (LF330/SET, WTW) σε υδατικά εναιωρήματα (1:10, w:v, απιονισμένου H_2O). Τα εναιωρήματα αναδεύονταν για 2 h στις 160 rpm και έπειτα διηθούνται υπό κενό. Η μέτρηση έγινε στην υδάτινη φάση (FCQAO, 1994).

8.5.1 Διορθώσεις της ηλεκτρικής αγωγιμότητας ως προς το ξηρό βάρος

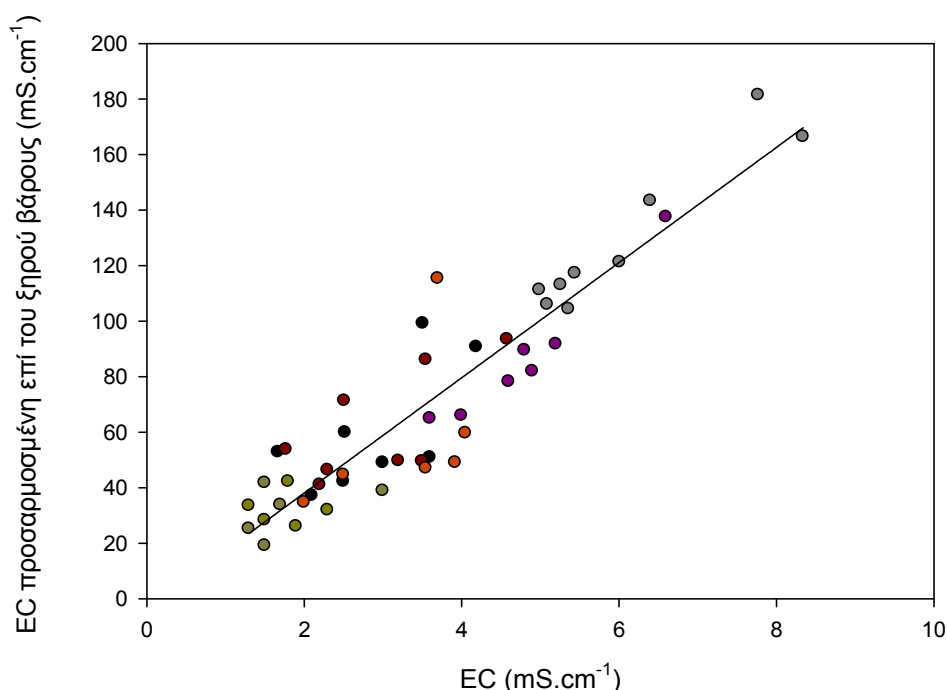
Στις μελέτες σχετικά με τα καλλιεργούμενα εδάφη γίνεται λόγος για διόρθωση των τιμών της EC ως προς την περιεκτικότητα σε υγρασία (Sarrantonio *et al.*, 1996; Smith & Doran, 1996; Stamatiadis *et al.*, 1999). Και αυτό, γιατί στις μετρήσεις χρησιμοποιούνται νωπά δείγματα, οπότε η περιεκτικότητα τους σε υγρασία θα έπρεπε να συνεκτιμάται στο νερό που προστίθεται. Στην παρούσα μελέτη, παρόλο που ο όγκος νερού που προστίθεται στο δείγμα είναι κατά μέσο όρο 25πλάσιος από τον όγκο υγρασίας που περιέχει το δείγμα, οπότε η συνεισφορά της διόρθωσης αναμένεται αμελητέα, προσαρμόστηκαν δοκιμαστικά οι τιμές της EC όλων των χειρισμών (εκτός των GWS⁶) σε σχέση με την υγρασία των δειγμάτων.

Σχεδόν στο σύνολό τους τα αποτελέσματα έδειξαν ότι η απόκλιση των καταγεγραμμένων τιμών από τις διορθωμένες ήταν πολύ μικρή και μπορεί να θεωρηθεί αμελητέα, καθώς δεν επηρέαζε τη γενική τάση εξέλιξης των τιμών της EC σε σχέση με τον χρόνο (Διάγραμμα 8.1). Μόνο δύο τιμές παρουσίαζαν σχετικά μεγάλη απόκλιση και εκλήφθηκαν ως πειραματικό

⁶ Τα υποστρώματα GWS δεν συμπεριλαμβάνονται διότι η μέτρηση της EC δεν έγινε ταυτόχρονα με τη μέτρηση της περιεκτικότητας σε υγρασία. Η μέτρηση της EC πραγματοποιήθηκε την ημέρα της δειγματοληψίας (επί τόπου στην Κρήτη), ενώ η μέτρηση της υγρασίας πραγματοποιήθηκε 24h μετά τη δειγματοληψία (στο εργαστήριο στην Αθήνα).

σφάλμα. Η γραφική απεικόνιση των ζευγών των «πραγματικών» και των προσαρμοσμένων τιμών (Διάγραμμα 8.1) μαρτυρά ότι υπάρχει γραμμική συσχέτιση ($y=20,7501x-3,3989$, $R^2=0,85$, $n=48$). Οι τιμές που εμφανίζουν τις σχετικά μεγαλύτερες αποκλίσεις, σημειώθηκαν σε δείγματα που ελήφθησαν τις πρώτες ημέρες της κομποστοποίησης. Κατά συνέπεια, εκτιμάται ότι οφείλονται στην ανομοιογένεια των αρχικών μειγμάτων.

Βάσει των προαναφερόμενων ευρημάτων η συζήτηση των αποτελεσμάτων αναφέρεται στις τιμές που καταγράφηκαν, όπως συμβαίνει στη διεθνή βιβλιογραφία, ενώ οι διορθωμένες τιμές χρησιμοποιούνται ως δικλείδα ελέγχου πειραματικών σφαλμάτων.



Διάγραμμα 8.1: Οι τιμές της ηλεκτρικής αγωγιμότητας των χειρισμών BIO.A, BIO.B, PM.A και PM.B σε αντιπαραβολή με τις προσαρμοσμένες τιμές τους σε σχέση με την περιεκτικότητα σε υγρασία. Κάθε χρώμα αντιπροσωπεύει διαφορετικό χειρισμό: μαύρο-BIO.A(1), κόκκινο-BIO.A(2), πράσινο-BIO.B(1), λαδί-BIO.B(2), γκρι-PM.A, πορτοκαλί-PM.B(1), μωβ-PM.B.(2).

8.6 Προσδιορισμός C, N και σταθερών ισotόπων C13, N15

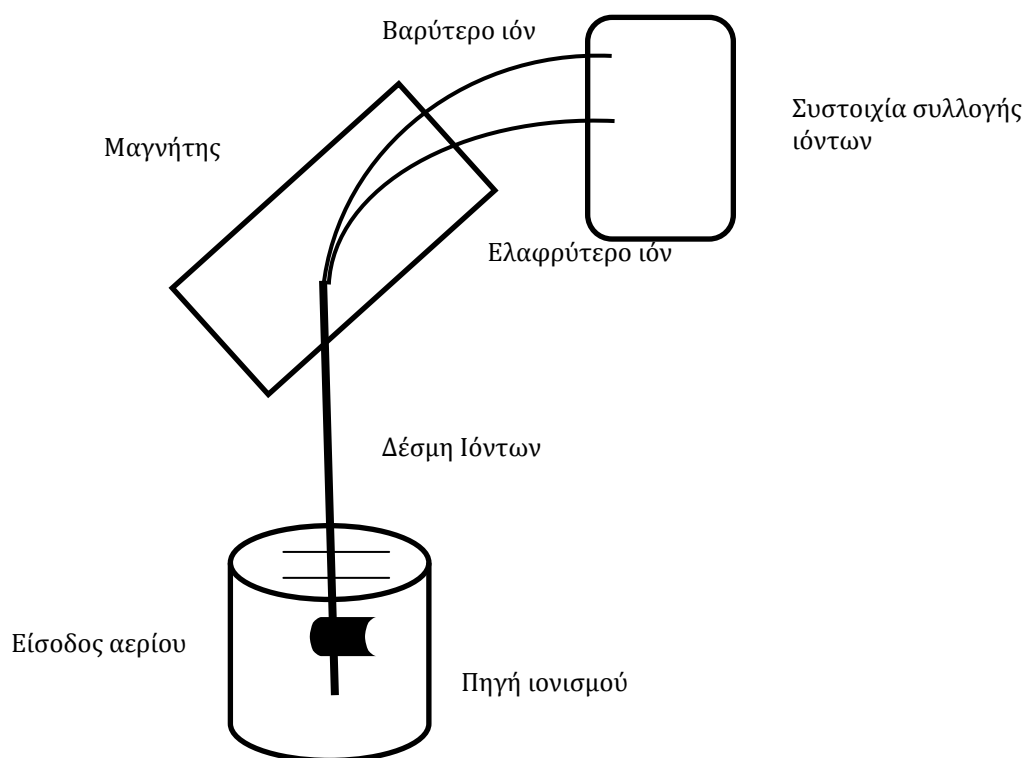
Για τον προσδιορισμό του ολικού C, του ολικού N και κατ' επέκταση του λόγου C/N, των σταθερών ισotόπων C13, N15 και των $\delta^{13}\text{C}$ (‰) και $\delta^{15}\text{N}$ (‰) χρησιμοποιήθηκε Φασματογράφος Μάζας Ισοτοπικής Αναλογίας (IRMS - Isotope Ratio Mass Spectrometer), ο

οποίος λειτουργεί σε συνδυασμό με Στοιχειακό Αναλυτή συνεχούς ροής (ANCA-SL, PDZ Europa).

Ο IRMS έχει σχεδιαστεί έτσι ώστε να διαχωρίζει τα σταθερά ισότοπα ενός στοιχείου, οπότε βρίσκει πλήθος εφαρμογών στο διαχωρισμό μορίων με διαφορετική μάζα σε επίπεδο ατόμου. Σε γενικές γραμμές, αποτελείται από ένα θάλαμο ιονισμού, ένα θάλαμο με ισχυρό μαγνητικό πεδίο και μία συστοιχία πάνω στην οποία πέφτουν τα ιόντα. Η αρχή λειτουργίας του παρουσιάζεται σχηματικά στην Εικόνα 8.1 και περιγράφεται μέσα από τα ακόλουθα βήματα:

- Αρχικά μία δέσμη καθαρού αερίου (για παράδειγμα N_2), εισέρχεται σε θάλαμο στον οποίο υπάρχει μία πηγή ιονισμού. Εκεί, σε συνθήκες υψηλού κενού, τα άτομα του αερίου χάνουν από ένα ηλεκτρόνιο και μετατρέπονται στα αντίστοιχά τους ιόντα.
- Καθώς τα ιόντα (ιονισμένο αέριο) εξέρχονται από το θάλαμο ιονισμού, υφίστανται την επίδραση ηλεκτρικού πεδίου και επιταχύνονται προς τον επόμενο θάλαμο στον οποίο αναπτύσσεται μαγνητικό πεδίο. Ο θάλαμος με το μαγνητικό πεδίο είναι τοποθετημένος με τέτοιον τρόπο ώστε τα ιόντα να εισέρχονται υπό γωνία προς αυτόν.
- Το γεγονός ότι η μαγνητική δύναμη ασκείται πάνω στα ιόντα υπό κλίση σε σχέση με τη διεύθυνση της κίνησής τους, τα εξαναγκάζει να εκτραπούν και να διαγράψουν μία καμπύλη διαδρομή. Η εκτροπή που σημειώνεται εξαρτάται από τη μάζα κάθε ιόντος. Έτσι, τα ελαφρότερα εκτρέπονται περισσότερο από τα βαρύτερα και στο τέλος, πέφτουν σε διαφορετικό σημείο της συστοιχίας «συλλογής» ιόντων.

Για την πραγματοποίηση μετρήσεων στον IRMS, τα δείγματα «πέρασαν» από τη στερεή σε αέρια φάση μέσω της χρήσης Στοιχειακού Αναλυτή συνεχούς ροής. Για την εξαέρωση, τα δείγματα κλείνονται σε μεταλλικά «καψούλια» και καίγονται σε θερμοκρασία 1.000 °C. Αφού εξαερωθούν, σαρώνονται με ένα ρεύμα He και περνούν διαδοχικά από τον καταλύτη της καύσης (combustion catalyser – Cr_2O_3), στήλες CuO και ίνες αργύρου (silver wool), ώστε να «καθαριστούν» από υδρογονάνθρακες, θείο και αλογονίδια. Τα εναπομείναντα αέρια N_2 , NO_x , H_2O , O_2 και CO_2 στη συνέχεια σαρώνονται μέσα από συγκεκριμένες παγίδες, οι οποίες επιτυγχάνουν αφαίρεση του O_2 , μετατροπή των NO_x σε N_2 και απομάκρυνση του H_2O .



Εικόνα 8.1: Απεικόνιση της αρχής λειτουργίας του Φασματογράφου Μάζας Ισοτοπικής Αναλογίας (IRMS).

Προϋποθέσεις για την ορθή λειτουργία μίας συσκευής IRMS και τη λήψη έγκυρων μετρήσεων είναι:

- Η πιθανότητα σύγκρουσης των μορίων πρέπει να είναι μικρή. Για αυτό απαιτούνται συνθήκες υψηλού κενού στο θάλαμο ιονισμού.
- Τα αέρια που θα εισαχθούν στο θάλαμο ιονισμού πρέπει να είναι είτε τελείως καθαρά ή τελείως καθαρά αναμεμιγμένα σε συνεχή ροή ηλίου.

8.6.1 Προετοιμασία δειγμάτων

Στη συγκεκριμένη μελέτη τα δείγματα υπέστησαν ξήρανση στους 40 °C (μέχρι σταθερού βάρους) και κονιορτοποίηση με μύλο Pulverisette 2 Fritsch. Για κάθε μέτρηση χρησιμοποιήθηκε 1 μg ($\pm 0,1$ μg) ξηρού κονιορτοποιημένου δείγματος, το οποίο τοποθετήθηκε σε ειδικά μεταλλικά καψούλια. Για κάθε δείγμα, χρησιμοποιήθηκαν κατά μέσο όρο 3 επαναλήψεις. Οι μετρήσεις για τον C πραγματοποιήθηκαν με πρότυπο αναφοράς το έδαφος

Pee Dee Belemnite (PDB), ενώ για το N με πρότυπο αναφοράς το ατμοσφαιρικό N₂. Πέρα από τις τιμές των C¹³ και N¹⁵, τα αποτελέσματα της IRMS ανάλυσης παρουσιάζονται ως τιμές δ εκφρασμένες επί τις χιλίους (‰), σύμφωνα με τον τύπο (8.5).

$$\delta\chi = \{(RX - R_{ref}) / R_{ref}\} \cdot 1000 \text{ ‰} \quad (8.5)$$

χ : το στοιχείο που μελετάται

RX : το κλάσμα του βαρύτερου ισότοπου προς το ελαφρύτερο (π.χ. αν πρόκειται για τον C, $RX = {}^{13}C/{}^{12}C$) στο δείγμα

R_{ref} : το κλάσμα του βαρύτερου ισότοπου προς το ελαφρύτερο στο πρότυπο αναφοράς

Οι τιμές δ που δίνονται δεν είναι απόλυτες, αλλά σχετικές με το εκάστοτε πρότυπο. Αν για παράδειγμα, δίνεται τιμή δ¹³C ίση με 10‰, τότε το κλάσμα ισοτόπων του δείγματος θα είναι κατά 1% μεγαλύτερο από το πρότυπο αναφοράς που έχει επιλεγεί. Η έκφραση των αποτελεσμάτων ως προς ένα πρότυπο αναφοράς διευκολύνει τη βαθμονόμηση του οργάνου, αλλά και καθιστά εφικτή τη σύγκριση των αποτελεσμάτων που παρουσιάζουν οι ερευνητικές ομάδες ανά τον κόσμο.

9. Δείκτες σταθεροποίησης του κομπόστ

9.1 Ειδικός ρυθμός κατανάλωσης οξυγόνου

Σύμφωνα με τους Adani *et al.* (2001), οι πιο αξιόπιστες μέθοδοι αναπνευστικής δραστηριότητας είναι εκείνες που στηρίζονται στη μέτρηση του Ρυθμού Κατανάλωσης Οξυγόνου (OUR – Oxygen Uptake Rate. Κι αυτό, γιατί ο συνεχής αερισμός καθόλη τη διάρκεια της μέτρησης, επιτρέπει στο οξυγόνο να διαχυθεί στο δείγμα και να μην εξελιχθεί σε περιοριστικό παράγοντα (Barrena Gomez & Sanchez Ferrer, 2006; Paletski & Young, 1995).

Μία από τις πιο αναγνωρισμένες μεθόδους για τη μέτρηση του Ρυθμού Κατανάλωσης Οξυγόνου θεωρείται η μέτρηση του Ειδικού Ρυθμού Αναπνευστικής Δραστηριότητας (SOUR- Specific Oxygen Uptake Rate, Lasaridi & Stentiford, 1998). Η μέθοδος SOUR υπολογίζει τον ειδικό ρυθμό κατανάλωσης οξυγόνου σε ένα υδατικό διάλυμα, με απώτερο στόχο την εκτίμηση του μέγιστου ρυθμού κατανάλωσης οξυγόνου που θα καταγραφεί στο δείγμα κατά τη διάρκεια της παρακολούθησής του.

Η ανάπτυξη της μεθόδου έχει στηριχθεί στον υπολογισμό του Βιολογικά Απαιτούμενου Οξυγόνου (BOD - Biological Oxygen Demand), το οποίο ορίζεται ως η ποσότητα του οξυγόνου που απαιτείται για τη βιοχημική οξείδωση του συνόλου της οργανικής ουσίας. Το BOD αποτελεί μέτρο εκτίμησης της βιοαποικοδομήσιμης οργανικής ουσίας που εμπεριέχεται στο νερό και κατ' επέκταση χρησιμοποιείται για την παρακολούθηση της ποιότητας του νερού και των υγρών αποβλήτων.

Η διάταξη που χρησιμοποιήθηκε στην παρούσα εργασία (Εικόνα 9.1) αποτελείται από δύο (2) ηλεκτρόδια μέτρησης διαλυτού οξυγόνου (YSI DO Probe, μοντέλα 52 και 5100) και τους αντίστοιχους μετρητές τους, έναν Η/Υ με το κατάλληλο λογισμικό για τον έλεγχο και τη λειτουργία της διάταξης και την καταγραφή των αποτελεσμάτων (δημιουργήθηκε αποκλειστικά για τις ανάγκες του εργαστηρίου), δύο (2) αντλίες αερισμού, ένα (1) υδατόλουτρο, δύο (2) κωνικές φιάλες (ή Duran) και δύο (2) τράπεζες μαγνητικής ανάδευσης.

Για τη δημιουργία του εναιωρήματος μικρή ποσότητα δείγματος διαλύεται σε 500 ml διαλύματος θρεπτικών στοιχείων, η σύσταση του οποίου δίνεται στον Πίνακα 9.1. Το βάρος του δείγματος εξαρτάται από την αναμενόμενη αναπνευστική δραστηριότητα και τη φύση του

δείγματος, και στις συγκεκριμένες πειραματικές σειρές διαμορφώθηκε περίπου στα 3,5 (± 1) g. Τα αντιδραστήρια που χρησιμοποιήθηκαν είναι παρόμοια με εκείνα που χρησιμοποιούνται στη μέτρηση του BOD (APHA, 1992), με τις εξής διαφορές στο φωσφορικό ρυθμιστικό διάλυμα:

- παρασκευάστηκε χωρίς NH_4Cl , ώστε να αποφευχθεί η ανάπτυξη των μικροοργανισμών που μεταβολίζουν την NH_3 σε (NO_2^-) και (NO_3^-), και
- προστέθηκαν περίπου 2 ml/L ATU για να ανασταλεί η ενδεχόμενη νιτροποιητική μεταβολική δράση.



Εικόνα 9.1: Η διάταξη για τον έλεγχο του ειδικού ρυθμού κατανάλωσης οξυγόνου (SOUR).

Πίνακας 9.1: Σύσταση διαλύματος θρεπτικών για τον έλεγχο SOUR. Η παρασκευή των αντιδραστηρίων έγινε σύμφωνα με APHA, 1992.

Αντιδραστήριο	H_2O	Phosphate buffer (χωρίς NH_4Cl)	CaCl_2	FeCl_3	MgSO_4
Όγκος (ml)	470	15	5	5	5

Κάθε εναιώρημα αναδεύονταν για 30 sec και τοποθετείτο σε υδατόλουτρο ρυθμισμένο στους 30 °C. Στη συνέχεια μέσα στο εναιώρημα τοποθετούνταν: μαγνήτης ανάδευσης, το ηλεκτρόδιο και η έξοδος της αντλίας αερισμού. Το πρόγραμμα ρυθμιζόταν (Πίνακας 9.2), έτσι

ώστε να υπάρχει συνεχής ανάδευση του εναιωρήματος και περιοδική (κάθε 15 min) τροφοδότησή του με αέρα (η παροχή αέρα διαρκούσε 20 min κάθε φορά). Οι μετρήσεις καταγράφονταν ανά σταθερά χρονικά διαστήματα κάθε φορά που η παροχή αέρα (οξυγόνου) σταματούσε. Συγκεκριμένα, οι μετρήσεις καταγράφονται ανά 20 sec για 15 min. Κάθε εναιώρημα (δείγμα) παρακολουθείτο αδιάλειπτα για 24 h.

Η διάταξη που χρησιμοποιήθηκε στην παρούσα μελέτη, παρείχε τη δυνατότητα να παρακολουθούνται δύο εναιωρήματα ταυτόχρονα, γεγονός που αξιοποιήθηκε για τη λήψη επαναλήψεων των μετρήσεων (δύο μετρήσεις ανά δείγμα). Η επανάληψη της μέτρησης σε διαφορετικούς χρόνους (παραδείγματος χάρη την επόμενη μέρα) δοκιμάστηκε, και παρότι δεν αποκλείστηκε ως μεθοδολογία, βρέθηκε ότι έχει ως αποτέλεσμα μεγαλύτερες τυπικές αποκλίσεις.

Πίνακας 9.2: Οι λειτουργικές παράμετροι του προγράμματος που κατέγραφε τη συγκέντρωση διαλυτού οξυγόνου.

Ρυθμίσεις λειτουργικών παραμέτρων για την καταγραφή του SOUR		
Λειτουργικές παράμετροι	Διάρκεια/ συχνότητα	Αριθμός κύκλων
Αερισμός	20 min	42
Παύση αερισμού	15 min	
Συχνότητα καταγραφών κατά την παύση αερισμού	2 sec	

9.2 Δυναμικό αυτοθέρμανσης

Οι αντιδράσεις βιολογικής οξείδωσης της οργανικής ουσίας ενός υποστρώματος είναι συνήθως τριών (3) ειδών και εξώθερμες. Με αποτέλεσμα, η ένταση της μικροβιακής δραστηριότητας να μπορεί να εκφραστεί μέσω του δυναμικού αύξησης της θερμοκρασίας ενός υποστρώματος (Dewar self-heating test).

Παρότι ο έλεγχος του δυναμικού αυτοθέρμανσης των υποστρωμάτων κομποστοποίησης δεν σημειώνει μεγάλη ευαισθησία, εντούτοις έχει υιοθετηθεί από αρκετούς διεθνείς οργανισμούς πιστοποίησης ποιότητας του κομπόστ, όπως είναι ο Γερμανικός Οργανισμός

Ποιότητας του Κομπόστ. Η έλλειψη ευαισθησίας οφείλεται στη μεγάλη διακύμανση της θερμοχωρητικότητας του δείγματος εξαιτίας της υγρασίας του.

Για την εφαρμογή του απαιτούνται δοχεία τύπου Dewar με χωρητικότητα 1,5 L, αισθητήρες θερμοζεύγους και ο αντίστοιχος μετρητής θερμοκρασίας, ένας Η/Υ και το απαραίτητο λογισμικό για την καταγραφή των τιμών της θερμοκρασίας. Στη συγκεκριμένη μελέτη χρησιμοποιήθηκαν τέσσερις (4) αισθητήρες - οι τρεις για την ταυτόχρονη παρακολούθηση τριών διαφορετικών δειγμάτων (επαναλήψεων) και ο τέταρτος για τη συνεχή μέτρηση της θερμοκρασίας περιβάλλοντος (εκφρασμένη σε °C).

Σε διάστημα όσο το δυνατόν πιο σύντομο μετά τη δειγματοληψία (και σίγουρα μικρότερο από 12 h) τα δείγματα τοποθετούνταν στα δοχεία σύμφωνα με τους περιορισμούς και τις υποδείξεις προετοιμασίας των μεθόδων της FCQAO (1994). Η προετοιμασία των δειγμάτων περιλαμβάνει προσαρμογή της υγρασίας και των διαστάσεων των τεμαχιδίων του υποστρώματος. Κάθε αισθητήρας τοποθετείται στο 1/3 του ύψους του υποστρώματος. Το λογισμικό ρυθμίζεται έτσι ώστε να καταγράφεται μία μέτρηση κάθε 30 min για 2 έως 7 ημέρες, ανάλογα με τη δυναμική του δείγματος. Κάθε δείγμα μετρήθηκε δύο φορές (δύο επαναλήψεις), με παράλληλη καταγραφή της θερμοκρασίας περιβάλλοντος. Η τιμή που δίνεται στα αποτελέσματα είναι ο μέσος όρος των μετρήσεων.

Από κάθε δοκιμή λαμβάνεται η μέγιστη θερμοκρασία που καταγράφηκε, με ακρίβεια ενός δεκαδικού στοιχείου. Ανάλογα με την τιμή της μέγιστης θερμοκρασίας, το υπόστρωμα κατατάσσεται σε πέντε (5) κατηγορίες βαθμού αποικοδόμησης I-V. Οι κατηγορίες I (60 – 70 °C), II (50 – 60 °C) και III (40 – 50 °C) αφορούν στα φρέσκα κομπόστ, ενώ οι IV (30 – 40 °C) και V (20 – 30 °C) τα σταθεροποιημένα. Πέρα από τη μέγιστη θερμοκρασία, οι τιμές μπορεί να παρουσιαστούν και ως το ολοκλήρωμα της καμπύλης που σχηματίζουν οι τιμές της θερμοκρασίας από το χρόνο 0 έως τις 72 h (F72).

Το δυναμικό αύξησης της θερμοκρασίας, δηλαδή το δυναμικό αυτοθέρμανσης, υπολογίστηκε μόνο στους χειρισμούς BIO.A και BIO.B. Η ακρίβεια των αποτελεσμάτων τους δεν ήταν τόσο μεγάλη όσο των αποτελεσμάτων του ελέγχου SOUR, οπότε αποφασίστηκε να δοθεί βάρος στον έλεγχο SOUR και το δυναμικό αυτοθέρμανσης να εξαιρεθεί από τους υπόλοιπους χειρισμούς.

10. Μικροβιολογικές αναλύσεις

10.1 Προετοιμασία δειγμάτων

Προκειμένου να πραγματοποιηθούν οι προγραμματιζόμενες μικροβιολογικές αναλύσεις, από κάθε δείγμα αφαιρούνταν τα μεγάλα κομμάτια κλαδιών και τα συνθετικά (παραδείγματος χάρη κομμάτια πλαστικού) ή μη αποικοδομήσιμα (παραδείγματος χάρη πέτρες) υλικά. Έπειτα κάθε δείγμα τεμαχιζόταν ή θρυμματιζόταν, έτσι ώστε η μεγαλύτερη διάσταση κάθε σωματιδίου του να μην ξεπερνά το 1 cm και ανακατευόταν ώστε να γίνει όσο το δυνατόν περισσότερο ομοιογενές. Μέρος κάθε (ομοιογενοποιημένου) δείγματος χρησιμοποιήθηκε για τις κλασικές μικροβιολογικές μεθόδους, ενώ το υπόλοιπο αποθηκεύτηκε σε αεροστεγή δοχεία στους -20 °C για ανάλυση σε μέλλοντα χρόνο με μεθόδους Μοριακής Βιολογίας.

Για τις μικροβιολογικές αναλύσεις με κλασικές μεθόδους, δημιουργήθηκαν διαδοχικές δεκαδικές αραιώσεις κάθε δείγματος σε διάλυμα ισοτονικό Ringer's ¼. Για την πρώτη αραιώση διαλύθηκαν 10 g από κάθε δείγμα κομπόστ σε 90 ml υδατικού διαλύματος Ringer's ¼. Κάθε αιώρημα τοποθετήθηκε σε θάλαμο οριζόντιας ανάδευσης (160 rpm, 24°C) για χρονικό διάστημα 2 h. Στη συνέχεια, εφαρμόστηκαν διαδοχικές δεκαδικές αραιώσεις (έως 10^{-12}) μεταφέροντας 1 ml από καθεμιά αραιώση σε φιαλίδια (τύπου McCartney) που περιείχαν 9 ml διαλύματος Ringer's ¼. Από τρεις (3) διαδοχικές – καθορισμένες κάθε φορά από το αναμενόμενο/εκτιμώμενο μικροβιακό φορτίο - αραιώσεις κάθε δείγματος, λαμβάνονταν συγκεκριμένοι όγκοι, οι οποίοι εμβολιάστηκαν σε θρεπτικό υλικό πρόσφορο για την ανάπτυξη και την καταμέτρηση συγκεκριμένων μικροβίων. Ο όγκος των εμβολίων, το θρεπτικό υλικό (υπόστρωμα καλλιέργειας), η θερμοκρασία και ο χρόνος επώασης διαφοροποιήθηκαν ανάλογα με τον υπό αναζήτηση μικροοργανισμό και περιγράφονται αναλυτικά στις παραγράφους που ακολουθούν. Για κάθε αραιώση πραγματοποιήθηκαν τρεις επαναλήψεις.

10.2 Οι μικροοργανισμοί που καταμετρήθηκαν

Σε όλους τους χειρισμούς ανεξαιρέτως εκτιμήθηκαν οι πληθυσμοί των: **ολικών βακτηρίων, ακτινοβακτηρίων, ολικών κολίμορφων και *Escherichia coli***. Ωστόσο, στον πρώτο χειρισμό που παρακολουθήθηκε, τον PM.A, είχαν προγραμματιστεί και πραγματοποιήθηκαν, επιπλέον, εκτιμήσεις των πληθυσμών των νιτροποιών βακτηρίων, μυκήτων και ζυμών (μεσόφιλων και

θερμόφιλων), σποριογόνων (μεσόφιλων και θερμόφιλων), πρωτεολυτικών (μεσόφιλων και θερμόφιλων), σταφυλόκοκκων, εντερόκοκκων και κλωστριδίων.

Κατά την ανάλυση των πρώτων αποτελεσμάτων, εκτιμήθηκε ότι το αντικείμενο της έρευνας πρέπει να εστιαστεί σε λιγότερες μικροβιακές κοινότητες, να συμπεριλάβει βακτήρια με ανθεκτικότητα σε αντιβιοτικά, και να συσχετιστεί με άλλες μετρήσεις όπως το δυναμικό αυτοθέρμανσης και οι μετρήσεις σταθερών ισοτόπων C13, N15 και των $\delta^{13}\text{C}(\text{‰})$ και $\delta^{15}\text{N}(\text{‰})$.

10.3 Μέθοδοι καταμέτρησης

Η εκτίμηση του πληθυσμού των: ολικών αερόβιων βακτηρίων, ολικών κολίμορφων, *Escherichia coli*, ακτινοβακτηρίων, σποριογόνων, πρωτεολυτικών, εντερόκοκκων, σταφυλόκοκκων, κλωστριδίων, μυκήτων και των ζυμών, πραγματοποιήθηκε με τη μέθοδο καταμέτρησης Βιώσιμων Αναπαραγωγικών Μονάδων (Colony Forming Units: CFU/1g DW). Ο εμβολιασμός πραγματοποιήθηκε με την επίστρωση 0,1 ml από κάθε αραιώση σε εκλεκτικό στερεό θρεπτικό υπόστρωμα, υπό ασηπτικές συνθήκες.

10.4 Θρεπτικά μέσα για την ανάπτυξη μικροοργανισμών

10.4.1 Ολικά αερόβια βακτήρια

Ως θρεπτικό υπόστρωμα για την ανάπτυξη των ολικών αερόβιων και των σποριογόνων βακτηρίων επιλέχθηκε το Nutrient Agar (NA), σε συγκέντρωση 28 g/L απιονισμένου νερού (dH_2O), το οποίο πριν τον εμβολιασμό, αποστειρώνεται σε αυτόκαυστο ($121\text{ }^\circ\text{C}$ για 15 min).

Για την εκτίμηση των ολικών μεσόφιλων και θερμόφιλων αερόβιων βακτηρίων, εμβολιάστηκαν αντίστοιχα, εννέα τριβλία (τρεις αραιώσεις επί τρεις επαναλήψεις) τα οποία στη συνέχεια επώαστηκαν στους $30\text{ }^\circ\text{C}$ για 48 h. Στη μεταχείριση PM.A εμβολιάστηκαν επιπρόσθετα, εννέα τριβλία (τρεις αραιώσεις επί τρεις επαναλήψεις), τα οποία επώαστηκαν στους $55\text{ }^\circ\text{C}$ για 48 h. Οι αραιώσεις κυμάνθηκαν από 10^{-3} έως 10^{-8} , ανάλογα με το οργανικό φορτίο του δείγματος και τη θερμοκρασία επώασης.

10.4.2 Σποριογόνα βακτήρια

Για την εκτίμηση των μεσόφιλων και θερμόφιλων σποριογόνων βακτηρίων εφαρμόστηκαν οι ίδιοι χειρισμοί με τα ολικά αερόβια βακτήρια, με τη διαφορά ότι πριν τον εμβολιασμό οι αραιώσεις θερμαίνονταν στους 80 °C για 10 min. Η επώαση για τα μεσόφιλα και τα θερμόφιλα σποριογόνα πραγματοποιήθηκε στους 30° και 55 °C, αντίστοιχα. Ο χρόνος επώασης ήταν 48 h. Η καταμέτρηση έλαβε χώρα σε αραιώσεις από 10^{-1} έως 10^{-5} , οι οποίες διαφοροποιούνταν ανάλογα με το δείγμα και τη θερμοκρασία επώασης.

10.4.3 Πρωτεολυτικά βακτήρια

Δεδομένου ότι ο στόχος ήταν η καταμέτρηση πρωτεολυτικών βακτηρίων που παράγουν καζεάση (casease), χρησιμοποιήθηκε το Milk Agar (Ryckeboer *et al.*, 2003). Για την παρασκευή του αναμίχθηκε διάλυμα NA με Skimmed Milk Powder (σκόνη γάλακτος εργαστηριακής χρήσης). Αναλυτικότερα το πρώτο διάλυμα παρασκευάστηκε διαλύοντας 23 g NA σε 700 ml dH₂O. Στη συνέχεια, το διάλυμα αποστειρώθηκε στους 121°C για 20 min. Μετά την αποστείρωση και αφού η θερμοκρασία του διαλύματος προσέγγισε περίπου τους 45°C, ενισχύθηκε με 0,2 g κυκλοεξαμιδίου (cycloheximide). Το δεύτερο διάλυμα παρασκευάστηκε διαλύοντας 30 g Skimmed Milk Powder σε 300 ml dH₂O. Πριν τοποθετηθεί στα τριβλία, αποστειρώθηκε στους 121 °C για 20 min.

Οι αραιώσεις των εμβολίων κυμάνθηκαν από 10^{-2} έως 10^{-7} , ανάλογα με το στάδιο της κομποστοποίησης και τη θερμοκρασία επώασης, ενώ η καταμέτρηση των μικροοργανισμών πραγματοποιήθηκε μετά από επώαση 2 ημερών στους 30 °C και 55 °C. Καταμετρήθηκαν οι αποικίες που περιβάλλονταν από διαυγή ζώνη.

10.4.4 Ακτινοβακτήρια

Η εκτίμηση του πληθυσμού των ακτινοβακτηρίων γίνεται με την καταμέτρηση CFU σε εκλεκτικό στερεό θρεπτικό υπόστρωμα, σύμφωνα με τον Clark, 1994. Η σύστασή του δίνεται στον Πίνακα 10.1.

Πίνακας 10.1: Σύσταση διαλύματος θρεπτικών για την εκτίμηση ακτινοβακτηρίων (Clark, 1994).

Αντιδραστήριο	Γλυκερόλη	K ₂ HPO ₄	CaCO ₃	Άγαρ
Συγκέντρωση	10,00 ml/L	1,00 g/L	3,00 g/L	15,00 g/L

Για την εκτίμηση των ακτινοβακτηρίων εμβολιάστηκαν ανά δείγμα, εννέα τριβλία (τρεις αραιώσεις επί τρεις επαναλήψεις), τα οποία στη συνέχεια επωάστηκαν στους 30 °C για 7 d. Οι αραιώσεις κυμαίνονταν από 10^{-1} έως 10^{-4} , ανάλογα με το βαθμό κομποστοποίησης. Η παρατήρηση και καταμέτρηση των αποικιών έγινε σε στερεοσκόπιο.

10.4.5 Μυκηλιακοί μύκητες

Για την ανάπτυξη και την καταμέτρηση μυκηλιακών μυκήτων και ζυμών παρασκευάστηκε το Sabouraud Dextrose Agar (LabM), σε συγκέντρωση 65 g/L dH₂O, το οποίο αποστειρώθηκε σε αυτόκαυστο (121 °C για 15 min). Μετά την αποστείρωση του υλικού και αφού η θερμοκρασία έφτασε περίπου στους 45°C, προστέθηκε αντιβιοτικό διάλυμα στρεπτομυκίνης (30μg/ml) – (Gazi et al., 2007). Ο καθαρισμός της στρεπτομυκίνης από ενδεχόμενους μολυσματικούς παράγοντες, πραγματοποιήθηκε με διήθηση μέσω βακτηριολογικού ηθμού (0,22 μ). Το διάλυμα μπορούσε να διατηρηθεί στους 4 °C για χρονικό διάστημα 3 μηνών.

Οι αραιώσεις των εμβολίων κυμάνθηκαν – ανάλογα με το στάδιο της κομποστοποίησης – από 10^{-1} έως 10^{-6} , ενώ η καταμέτρηση των μεσόφιλων και των θερμόφιλων μικροοργανισμών πραγματοποιήθηκε μετά από επώαση 48 h στους 30 °C και 55 °C, αντίστοιχα.

10.4.6 Ολικά κολίμορφα και *Escherichia coli*

Για την ανάπτυξη των ολικών κολίμορφων βακτηρίων και της *E. coli*, καθώς και για την καταμέτρηση των βιώσιμων αναπαραγωγικών τους μονάδων, χρησιμοποιήθηκε ως θρεπτικό υπόστρωμα το Chromocult – Agar (Merck), σε συγκέντρωση 26,5 g/l dH₂O, το οποίο δεν αποστειρώνεται σε αυτόκαυστο.

Από κάθε δείγμα εμβολιάστηκαν εννέα τριβλία (τρεις αραιώσεις επί τρεις επαναλήψεις) τα οποία επωάστηκαν στους 37 °C για 24 h. Για την καταμέτρηση χρησιμοποιήθηκαν αραιώσεις από 10^{-2} έως 10^{-6} . Ως *E. coli* καταμετρήθηκαν οι αποικίες με ιώδες χρώμα και ως ολικά κολίμορφα τόσο οι ιώδεις όσο και οι ερυθρές αποικίες.

10.4.7 Βακτήρια ανθεκτικά στα αντιβιοτικά ερυθρομυκίνη και τετρακυκλίνη

Για την ανάπτυξη των βακτηρίων που εμφανίζουν ανθεκτικότητα στο αντιβιοτικό ερυθρομυκίνη, καθώς και για την καταμέτρηση των βιώσιμων αναπαραγωγικών τους μονάδων, χρησιμοποιήθηκε ως θρεπτικό υπόστρωμα το Tryptic Soy άγαρ, στο οποίο μετά την αποστείρωση προστέθηκε ερυθρομυκίνη σε συγκέντρωση 16μg.l⁻¹ (Michel Jr. et al., 2008).

Αντίστοιχα, για την ανάπτυξη των βακτηρίων που εμφανίζουν ανθεκτικότητα στο αντιβιοτικό τετρακυκλίνη, καθώς και για την καταμέτρηση των βιώσιμων αναπαραγωγικών τους μονάδων, χρησιμοποιήθηκε ως θρεπτικό υπόστρωμα το Tryptic Soy άγαρ, στο οποίο μετά την αποστείρωση προστέθηκε ερυθρομυκίνη σε συγκέντρωση $30\mu\text{g.l}^{-1}$ (Michel Jr. *et al.*, 2008).

Από κάθε δείγμα εμβολιάστηκαν εννέα τριβλία (τρεις αραιώσεις επί τρεις επαναλήψεις) τα οποία επωάστηκαν στους $28\text{ }^{\circ}\text{C}$ για 40 h. Για την καταμέτρηση χρησιμοποιήθηκαν αραιώσεις από 10^{-2} έως 10^{-6} .

This page was intentionally left blank

Μέρος III

ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ ΚΑΙ ΣΧΟΛΙΑΣΜΟΣ

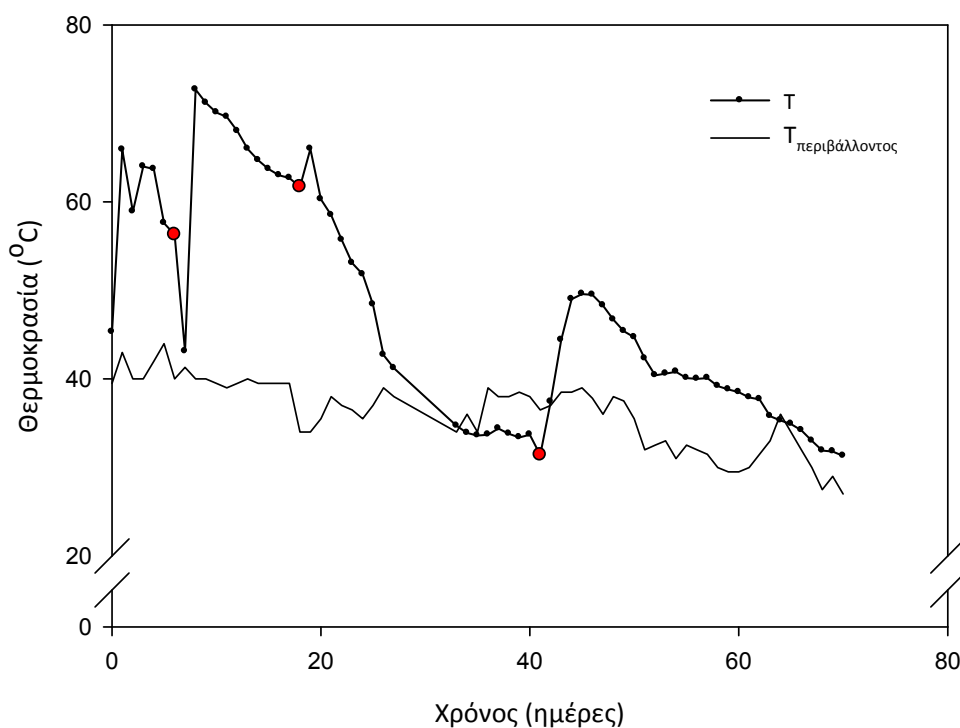
This page was intentionally left blank

11. Χειρισμός 1: Κουτσουλιές από ωοπαραγωγικές κότες PM.A

11.1. Φυσικοχημικές αναλύσεις

11.1.1 Το προφίλ της θερμοκρασίας

Το προφίλ της θερμοκρασίας του μείγματος PM.A παρουσιάζεται στο Διάγραμμα 11.1. Παρότι η τελευταία δειγματοληψία για τις φυσικοχημικές και μικροβιολογικές αναλύσεις, πραγματοποιήθηκε την 55^η ημέρα μετά την έναρξη της κομποστοποίησης, η θερμοκρασία του μείγματος καταγραφόταν έως και την 70^η ημέρα, ώστε να αποτυπωθεί διεξοδικότερα η διαδοχή των σταδίων της διεργασίας.



Διάγραμμα 11.1: Το προφίλ της θερμοκρασίας περιβάλλοντος και του μείγματος κομποστοποίησης κατά το χειρισμό PM.A (Με κόκκινο σημειώνονται οι ημέρες των «γυρισμάτων»).

Το προφίλ της θερμοκρασίας χαρακτηρίζεται από τη διαδοχή των σταδίων κομποστοποίησης (μεσόφιλου, θερμόφιλου και σταδίου πτώσης της θερμοκρασίας – Διάγραμμα 11.1) και εξελίσσεται αντίστοιχα με τα προφίλ θερμοκρασίας που έχουν

καταγραφεί σε πειράματα κομποστοποίησης με μείγματα παρόμοιας σύστασης (Díaz *et al.*, 2002; Sanchez –Garcia *et al.*, 2015; Ogunwande *et al.*, 2008; Young *et al.*, 2016). Η συμφωνία αυτή με τα αποτελέσματα παλιότερων μελετών, φανερώνει ότι η διεργασία εξελίχθηκε ομαλά και υποδεικνύει την αναγκαιότητα καταγραφής της θερμοκρασίας για τον έλεγχο και τη διαχείριση της κομποστοποίησης.

Η μετάβαση από το μεσόφιλο στο θερμόφιλο στάδιο, όπως αυτή ορίζεται με την αύξηση της θερμοκρασίας του υπό κομποστοποίηση μείγματος σε τιμές άνω των 45 °C, πραγματοποιήθηκε σε περίπου 5 h από την ανάμειξη των υλικών. Ωστόσο, στο σημείο αυτό πρέπει να τονιστεί ότι το χρονικό διάστημα υλοποίησης του συγκεκριμένου πειραματικού κύκλου, σημειώθηκαν υψηλές τιμές θερμοκρασίας περιβάλλοντος (Μ.Ο. 38,4 °C), ενώ τις πρώτες ημέρες κυριαρχούσαν συνθήκες καύσωνα. Οι υψηλές θερμοκρασίες περιβάλλοντος ευθύνονται ως ένα βαθμό τόσο για την παρατηρούμενη αυξημένη θερμοκρασία των αρχικών υλικών (40 °C), όσο και την παρατηρούμενη «εσπευσμένη» μετάβαση προς το θερμόφιλο στάδιο. Μέχρι τα αρχικά υλικά να μεταφερθούν από τη μονάδα παραγωγής στο Χαροκόπειο Πανεπιστήμιο και να αναμιχθούν (περίπου 5 h), η θερμοκρασία τους (ως μείγμα πλέον) είχε φτάσει τους 45,3 °C, ενώ σε λιγότερες από 24 h σημειώθηκε ραγδαία αύξηση της θερμοκρασίας κατά 25,9 °C (65,9 °C στις 24 h).

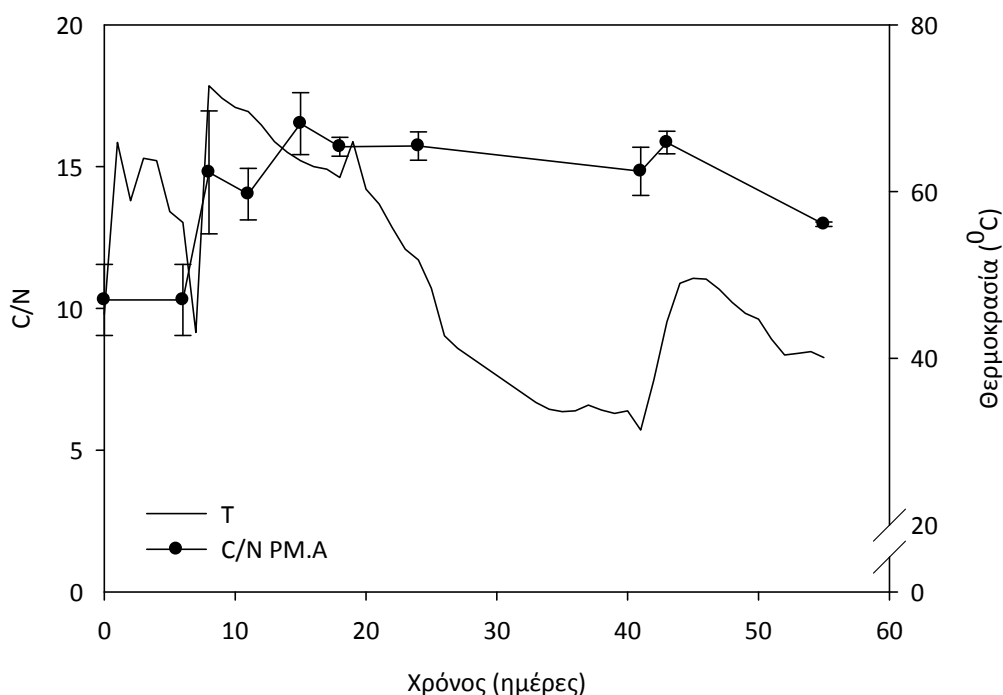
Το θερμόφιλο στάδιο διήρκησε συνολικά 50 ημέρες. Πιο αναλυτικά, η θερμοκρασία του υπό κομποστοποίηση μείγματος έπεσε κάτω από τους 45 °C την 25^η ημέρα, αλλά αυξήθηκε ξανά για 6 ημέρες, τρεις μέρες μετά την ανάδευση και προσθήκη νερού την 41^η ημέρα. Η διάρκεια του θερμόφιλου σταδίου συνάδει με τα αποτελέσματα άλλων ερευνών, σύμφωνα με τα οποία οι θερμόφιλες θερμοκρασίες διατηρούνται από 20 έως 60 ημέρες (Ogunwande *et al.*, 2014; Sanchez-Garcia *et al.*, 2016; Young *et al.*, 2016). Συνολικά κατά το θερμόφιλο στάδιο πραγματοποιήθηκαν τρεις αναδεύσεις, συνοδευόμενες από προσθήκη νερού, ώστε να διασφαλιστούν οι κατάλληλες συνθήκες αερισμού και υγρασίας. Η υψηλότερη τιμή της θερμοκρασίας που καταγράφηκε στο θερμόφιλο στάδιο ήταν 72,7°C, την 8^η ημέρα μετά την εγκατάσταση. Ανάλογες μέγιστες τιμές θερμοκρασίας, από 60 – 70 °C, έχουν αναφερθεί στην επιστημονική βιβλιογραφία (Ogunwande *et al.*, 2008; Young *et al.*, 2016).

Το στάδιο πτώσης της θερμοκρασίας διήρκησε περίπου 14 ημέρες, έχοντας ως αποτέλεσμα η θερμοκρασία του υποστρώματος να εξισωθεί σχεδόν με εκείνη του περιβάλλοντος έως την 64^η ημέρα της κομποστοποίησης. Οι Ogunwande *et al.* (2008),

παρακολουθώντας την εξέλιξη της κομποστοποίησης εννέα διαφορετικών χειρισμών με μείγματα κουτσουλίων και άχυρων, συμπέραναν ότι τα υποστρώματα είχαν σταθεροποιηθεί 87 ημέρες μετά την έναρξη της διεργασίας.

11.1.2 Ο λόγος άνθρακα προς άζωτο

Η διακύμανση του λόγου άνθρακα προς άζωτο (C/N) κατά τη διαδικασία κομποστοποίησης PM.A παρουσιάζεται στο Διάγραμμα 11.2. Οι απότομες αυξομειώσεις τις πρώτες ημέρες της διαδικασίας αντανακλούν το διαφορετικό ρυθμό μεταβολισμού του άνθρακα, που είναι σχετικά βραδύς, σε σύγκριση με το μεταβολισμό του αζώτου (Eiland *et al.*, 2001).



Διάγραμμα 11.2: Οι μεταβολές του λόγου άνθρακα προς άζωτο (C/N) σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης του μείγματος PM.A.

Η τιμή του C/N στο αρχικό μείγμα ήταν 10,3 (τυπική απόκλιση: 1,3; $n=4$) και δείχνει ότι το αρχικό υλικό δεν ήταν κατάλληλο να εφαρμοστεί απευθείας σε γεωργικές καλλιέργειες. Οι χαμηλές τιμές του C/N ενδέχεται να αποβούν φυτοτοξικές εξαιτίας του ενδεχόμενου απελευθέρωσης αμμωνίας. Ωστόσο, αν και η τιμή του C/N ήταν ιδιαίτερα χαμηλή σε σύγκριση

με το γενικό συνιστώμενο εύρος τιμών (20 έως 35), η διαδικασία της κομποστοποίησης του χειρισμού PM.A εξελίχθηκε χωρίς ίχνος ανάσχεσης. Αυτό, ενισχύει την επισήμανση ορισμένων ερευνητικών ομάδων ότι το κατώτερο όριο του C/N πιθανόν να εξαρτάται από το αρχικό μείγμα (Tuomela *et al.*, 2000), και ότι η κομποστοποίηση μειγμάτων με κουτσουλιές μπορεί να εξελιχθεί ομαλά παρά τις χαμηλές τιμές του C/N (Kulcu *et al.*, 2008; Ogunwande *et al.*, 2008). Είναι ωστόσο, γνωστό ότι οι χαμηλές αρχικές τιμές C/N, οδηγούν σε πλήρη αξιοποίηση του άνθρακα και μεγάλες απώλειες του πλεονάζοντος αζώτου μέσω της πτητικοποίησης της αμμωνίας ή μέσω των στραγγισμάτων (Guo *et al.*, 2012; Tiquia & Tam, 2000; Zhu, 2007). Πράγματι, το πρώτο δεκαπενθήμερο της παρακολούθησης, παρατηρήθηκε η έκλυση δυσάρεστων οσμών που παραπέμπουν σε αμμωνία.

Μέχρι την 11^η ημέρα μετά την εγκατάσταση του αρχικού μείγματος, ο λόγος C/N αυξήθηκε σταδιακά στην τιμή 16,5 (τυπική απόκλιση: 1,1; $v=4$). Παρότι από την ημέρα εκείνη και έπειτα ο λόγος C/N παρουσίασε κάποια μείωση, η τελική τιμή του (13,0 / τυπική απόκλιση: 0,1; $v=4$) ήταν μεγαλύτερη από την τιμή του αρχικού δείγματος (Ημέρα 0). Το αποτέλεσμα αυτό έρχεται σε αντίθεση με την πλειονότητα των δημοσιεύσεων που καταγράφουν πτωτική τάση του λόγου C/N κατά την κομποστοποίηση (Golueke, 1972). Ωστόσο, συμφωνεί με την αύξηση του λόγου C/N που παρατήρησε η Tiquia (2002) κατά την κομποστοποίηση κουτσουλιών σε σύστημα με ενεργητικό αερισμό, και την οποία απέδωσε στη μείωση του οργανικού αζώτου εξαιτίας της πτητικοποίησης της αμμωνίας.

11.1.3 Η περιεκτικότητα σε υγρασία

Η μεταβολή της περιεκτικότητας σε υγρασία κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης, εκφρασμένη ως ποσοστό επί τοις εκατό, παρουσιάζεται στον Πίνακα 11.1. Το ποσοστό υγρασίας του αρχικού μείγματος ήταν 47,5%, το οποίο δεν αποκλίνει ουσιαστικά από το συνιστώμενο εύρος τιμών 50 - 60 % (Gajalakshmi & Abbasi, 2008; Hachicha *et al.*, 1992; Hamoda *et al.*, 1998; Miller, 1989; Stentiford, 1996) και υποδεικνύει ότι η υγρασία δεν αποτέλεσε παράγοντα ανάσχεσης της διεργασίας της κομποστοποίησης, τουλάχιστον στην έναρξη.

Στη βιβλιογραφία αναφέρεται ότι η περιεκτικότητα σε υγρασία των φρέσκων κουτσουλιών είναι κατά μέσο όρο 74% (Quiroga *et al.*, 2010). Ωστόσο, υπεθυμίζεται ότι το μείγμα που χρησιμοποιήθηκε στη μεταχείριση PM.A αποτελείτο από φρέσκες και μερικώς

κομποστοποιημένες κουτσουλιές σε αναλογία 1:1 (v/v), με τις μερικώς κομποστοποιημένες να παρουσιάζουν περιεκτικότητα σε υγρασία κατά μέσο όρο κάτω από 25,0 %.

Τις πρώτες έξι ημέρες από την έναρξη της κομποστοποίησης του χειρισμού PM.A, παρατηρήθηκε πτώση του ποσοστού υγρασίας ως αποτέλεσμα των υψηλών τιμών της θερμοκρασίας μείγματος (T_{μ} - Μ.Ο.: 58,8 °C) και της θερμοκρασίας περιβάλλοντος (T_{π} - Μ.Ο.: 41,2 °C), η οποία αντιμετωπίστηκε επιτυχώς με προσθήκη νερού. Αντίστοιχες πτώσεις της περιεκτικότητας σε υγρασία σημειώθηκαν μεταξύ των χρονικών διαστημάτων από την 6^η έως τη 18^η ημέρας και από τη 18^η έως την 41^η. Οι πτώσεις αυτές αποδίδονται στη ραγδαία αύξηση της μικροβιακής δραστηριότητας και τη συνακόλουθη αύξηση της θερμοκρασίας. Η διαβροχή του μείγματος με νερό ακύρωσε την ανασταλτική επίδραση που μπορούσε να έχει η μείωση της περιεκτικότητας της υγρασίας στην ανάπτυξη της μικροβιακής κοινότητας και συνέβαλε στην ομαλή εξέλιξη της κομποστοποίησης.

Πίνακας 11.1: Οι μεταβολές της περιεκτικότητας σε υγρασία (MC), της οξύτητας (pH), της ηλεκτρικής αγωγιμότητας (EC) και των πτητικών στερεών (VS) κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης του μείγματος PM.A.

Δείγμα*	T (°C)	MC (%)	pH	EC (mS.cm ⁻¹)	VS (%)
PM.A-0	45,3	47,5	8,8	8,34	61,9
PM.A-6	56,3	41,7 ^α /54,8 ^β	8,9	7,77	61,4
PM.A-8	72,7	51,7	8,5	5,26	60,1
PM.A-11	69,6	48,0	9,5	6,01	57,6
PM.A-15	63,7	46,3	9,5	5,36	58,8
PM.A-18	61,7	40,3 ^α /51,2 ^β	9,8	5,44	55,8
PM.A-24	51,8	49,6	9,9	5,09	54,9
PM.A-41	31,4	33,8 ^α /53,0 ^β	10,0	6,40	49,7
PM.A-43	44,4	52,8	9,3	4,99	52,1
PM.A-55	40,1	48,3	9,7	5,76	48,8

* Η κωδικοποίηση έχει γίνει κυρίως βάσει της σύστασης και του δείγματος. Η ονομασία PM αποτελεί αρκτικόλεξο των αγγλικών λέξεων *Poultry Manure*, το οποίο ερμηνεύεται κουτσουλιές, ενώ το νούμερο που ακολουθεί δείχνει σε ποια ημέρα της κομποστοποίησης έγινε η δειγματοληψία.

^α Πριν την ανάδευση.

^β Μετά την ανάδευση.

11.1.4 Η οξύτητα του υποστρώματος

Σύμφωνα με τη βιβλιογραφία (Ho *et al.*, 2013; Khan *et al.*, 2014; Sánchez-Garcia *et al.*, 2016; Omeira *et al.*, 2006), το pH των φρέσκων κουτσουλιών κυμαίνεται από 6 έως 8 και εξαρτάται από:

- το στόχο της εκτροφής, ο οποίος μπορεί να είναι η παραγωγή είτε κρέατος είτε αυγών
- τον τύπο της εκτροφής, η οποία μπορεί να είναι αχυρώνας, ελευθέρας βοσκής ή σε κλωβούς, και
- το είδος του φυράματος και τα πρόσθετα (σε όσες περιπτώσεις/χώρες αυτά επιτρέπονται από τη νομοθεσία).

Στο πειραματικό χειρισμό PM.A, το pH του αρχικού μείγματος (Πίνακας 11.1) είχε τιμή ίση με 8,8, δηλαδή ήταν αυξημένο σε σύγκριση με τις τιμές που αναφέρονται σε παρόμοιες έρευνες (Ho *et al.*, 2013; Khan *et al.*, 2014; Sánchez-Garcia *et al.*, 2016; Omeira *et al.*, 2006). Αυτό οφείλεται τόσο στο γεγονός ότι επρόκειτο για μείγμα φρέσκων και μερικώς κομποστοποιημένων κουτσουλιών (σε αναλογία 1:1, v/v), όσο και επειδή οι κουτσουλιές προέρχονταν από πουλερικά που εκτρέφονταν για παραγωγή αυγών.

Οι τιμές του pH του μείγματος PM.A (Πίνακας 11.1) κινήθηκαν ανοδικά, καθώς άρχισε να αυξάνεται η θερμοκρασία του μείγματος. Πιο συγκεκριμένα, το pH από 8,8 την ημέρα της εγκατάστασης αυξήθηκε στο 9,5 την 11^η ημέρα. Η άνοδος αυτή συνεχίστηκε με μικρότερο ρυθμό έως την 41^η ημέρα (10,0), οπότε άρχισε να παρουσιάζει μικρή πτώση (9,7 την 55^η ημέρα).

Η σχετικά έντονη αύξηση του pH του PM.A έως και την 11^η ημέρα, πιθανόν να οφείλεται στην αμμωνιοποίηση του υποστρώματος, δηλαδή την αποικοδόμηση των οργανικών ενώσεων σε NH_3 και NH_4^+ ιόντα. Από την 11^η ημέρα, οι εύκολα «προσβάσιμες» από τα βακτήρια αζωτούχες ενώσεις πιθανόν μειώθηκαν και η αμμωνιοποίηση ατόνησε, με αποτέλεσμα να παρατηρηθεί μείωση του ρυθμού αύξησης του pH έως την 41^η ημέρα και ελαφριά πτώση του κατόπιν.

Στη βιβλιογραφία, δεν εμφανίζεται ένα μόνο μοτίβο εξέλιξης των τιμών του pH, το οποίο να αντανakλά τη σταθεροποίηση του υπό κομποστοποίηση μείγματος. Έχει αναφερθεί τόσο αύξηση του pH (παραδείγματος χάρη, από αρχική τιμή ίση περίπου με 6 σε τελική τιμή ίση με 9,2 σε κομποστοποίηση μείγματος με κουτσουλιές και άχυρα - Sánchez-Garcia *et al.*, 2016),

όσο και αύξηση, η οποία ακολουθείται από πτώση σε τιμή μικρότερη από την αρχική (παραδείγματος χάρη, κατά την κομποστοποίηση μειγμάτων με κουτσουλιές και σακχαροκάλαμα - Mohee *et al.*, 2007).

11.1.5 Η ηλεκτρική αγωγιμότητα

Η χημική σύσταση των κουτσουλιών εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από τα φυράματα και τα πρόσθετα που χορηγούνται στα πουλερικά, από τη φυλή των πουλερικών, τη στρωμνή ή άλλες προσμίξεις που ενδέχεται να έχουν, και τον τρόπο αποθήκευσής τους (Bolan *et al.*, 2010). Σύμφωνα με τους Omeira *et al.* (2006), η ηλεκτρική αγωγιμότητα (EC) κουτσουλιών που προέρχονται από ωοπαραγωγικές μονάδες εντατικής εκμετάλλευσης παρουσιάζει σημαντικά μεγαλύτερες τιμές από εκείνες που προέρχονται από μονάδες εκτροφής πουλερικών με σκοπό την παραγωγή κρέατος. Όπως υποστηρίζουν, αυτό ενδεχομένως οφείλεται στη χρήση διαφορετικών φυραμάτων, εμπλουτισμένων με πρόσθετα, που έχουν ως άμεση συνέπεια την παραγωγή κουτσουλιών με υψηλότερη περιεκτικότητα σε άλατα. Το γεγονός αυτό δεν πρέπει να αγνοηθεί κατά την εφαρμογή των κουτσουλιών αυτών σε γεωργικές καλλιέργειες (Omeira *et al.*, 2006).

Η αρχική τιμή της EC του αρχικού μείγματος PM.A ($8,34\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ – Πίνακας 11.1) ήταν αρκετά υψηλή ώστε να ενισχύσει, αλλά όχι να επιβεβαιώσει τον ισχυρισμό των Omeira *et al.* (2006). Για την επιβεβαίωση απαιτείται η ανάλυση της χημικής σύστασης των κουτσουλιών, η οποία ήταν πέρα από τους σκοπούς της συγκεκριμένης διατριβής. Η πληροφορία, ωστόσο, που εκλαμβάνεται με μεγάλη ασφάλεια από την αρχική τιμή της EC είναι ότι το μείγμα PM.A δεν ήταν κατάλληλο να χρησιμοποιηθεί σε γεωργικές καλλιέργειες χωρίς προηγουμένως να έχει υποβληθεί σε κάποιου είδους επεξεργασία (παραδείγματος χάρη κομποστοποίηση ή αναερόβια ζύμωση). Οι υψηλές τιμές της Ηλεκτρικής Αγωγιμότητας που μετρήθηκαν στα αρχικά δείγματα κατά το χειρισμό PM.A, συμφωνούν με τα αποτελέσματα άλλων ερευνών (Khan *et al.*, 2014; Sánchez-García, 2016; Young *et al.*, 2016).

Όπως φαίνεται στον Πίνακα 11.1, η διεργασία της κομποστοποίησης μείωσε την EC του μείγματος PM.A. Πιο αναλυτικά, την 6^η ημέρα της κομποστοποίησης η τιμή μετρήθηκε ίση με $5,26\text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, δηλαδή σημείωσε μείωση κατά περίπου 3 μονάδες. Από την 6^η ημέρα έως την

τελευταία ημέρα της παρακολούθησης, παρατηρήθηκε μία τάση σταθεροποίησης, παρότι καταγράφηκαν μικρές αυξομειώσεις της EC από δείγμα σε δείγμα (Πίνακας 11.1).

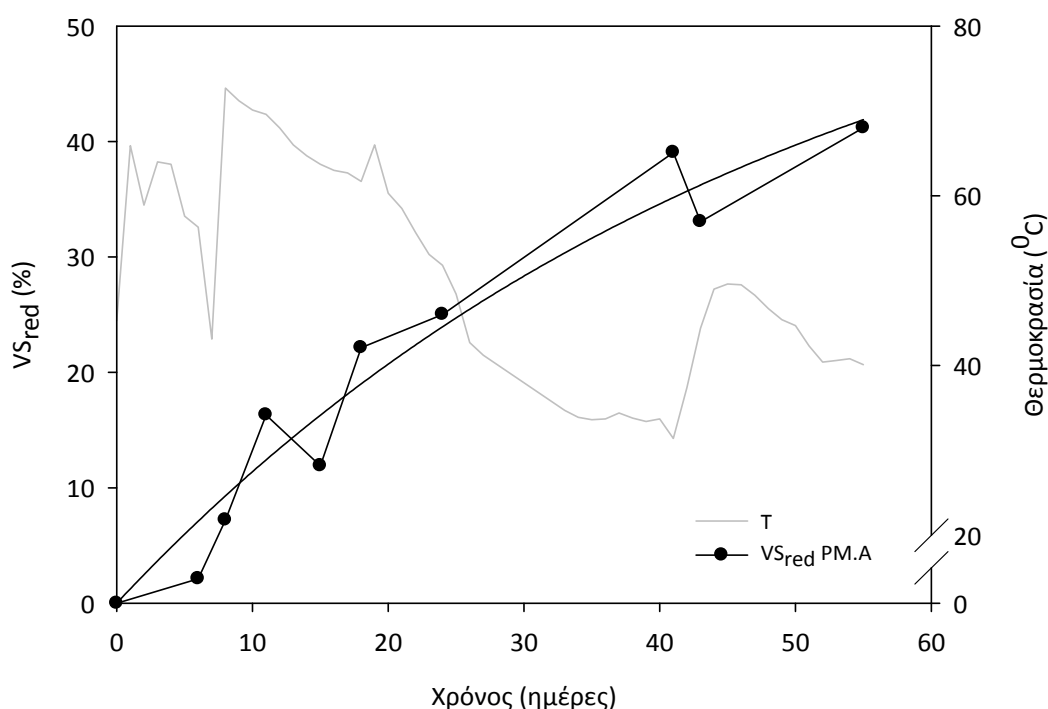
Στο τέλος του χρόνου παρακολούθησης του χειρισμού PM.A, δηλαδή στις 55 ημέρες, η τιμή της EC ήταν μειωμένη σε σχέση με την αρχική ($5,76 \text{ mS.cm}^{-1}$), αλλά μεγαλύτερη από την τιμή (4 mS.cm^{-1}) που έχει προταθεί ως ανώτατο όριο εφαρμογής των κόμποστ για την καλλιέργεια φυτών (Μανιός και Μανιαδάκης, 2001) και πολύ μεγαλύτερη από το υπάρχον όριο του 1 mS.cm^{-1} για τα μέσα ανάπτυξης της Απόφασης 2015/2099 της Επιτροπής σχετικά με τον καθορισμό οικολογικών κριτηρίων απομονής του οικολογικού σήματος της ΕΕ σε μέσα ανάπτυξης, βελτιωτικά εδάφους και εδαφοκάλυμμα, καταδεικνύοντας ότι το μείγμα πρέπει να αραιωθεί πριν βρει εφαρμογή σε τέτοιες χρήσεις. Η μέτρηση της ηλεκτρικής αγωγιμότητας (όταν πραγματοποιείται σε υπερκορεσμένα με νερό εναιωρήματα δειγμάτων), μπορεί να χρησιμοποιηθεί για την έμμεση εκτίμηση της περιεκτικότητας σε διαλυτά άλατα (Onivedo-Ocana *et al.*, 2015). Επομένως, όταν οι τιμές της είναι υψηλές, το δείγμα περιέχει μεγάλες ποσότητες διαλυτών αλάτων και είναι πιθανόν να προκαλέσει φυτοτοξικότητα. Ο Manios (2004) ανέφερε ότι κομπόστ με υψηλή EC μπορεί να έχει φυτοτοξική επίδραση στη βλάστηση σπόρων.

11.1.6 Τα πτητικά στερεά

Οι μετρήσεις των πτητικών στερεών (VS) κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης του μείγματος PM.A παρουσιάζονται στον Πίνακα 11.1, ενώ το ποσοστό (%) μείωσης τους σε συνάρτηση με το χρόνο απεικονίζεται στο Διάγραμμα 11.3.

Τα πτητικά στερεά (VS %) του αρχικού δείγματος ήταν περίπου 62% και του τελευταίου (Ημέρα 55) περίπου 49%. Ανάλογα αποτελέσματα είχαν δημοσιεύσει και οι Sanchez – Garcia *et al.*, 2015), οι οποίοι ανέφεραν ότι η οργανική ουσία κομπόστ που προέρχονταν από κουτσουλιές και άχυρα με και χωρίς την προσθήκη biochar μετά από 135 ημέρες κομποστοποίησης ήταν 45 % και 44 %, αντίστοιχα. Δεδομένου ότι η εξέλιξη της κομποστοποίησης σχετίζεται με το βαθμό αποικοδόμησης του αρχικού οργανικού υλικού, τόσο το ποσοστό (%) των VS, όσο και το ποσοστό (%) μείωσης τους μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως δείκτης βίο-αποικοδόμησης.

Η τάση της μείωσης μπορεί να εκφραστεί από την εκθετική εξίσωση $y=57,14 \cdot (1-e^{-0,0239x})$ ($R^2=0,94$). Αντίστοιχα, και οι Sanchez- Garcia *et al.*(2016) βρήκαν ότι η τάση μείωσης των πτητικών στερεών κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης που παρακολουθούσαν, εκφράζεται από εξίσωση εκθετικής μορφής. Η συνολική μείωση στα πτητικά στερεά που σημειώθηκε στο μείγμα PM.A 55 ημέρες μετά την εγκατάστασή του ήταν 41,2% (Διάγραμμα 11.3).



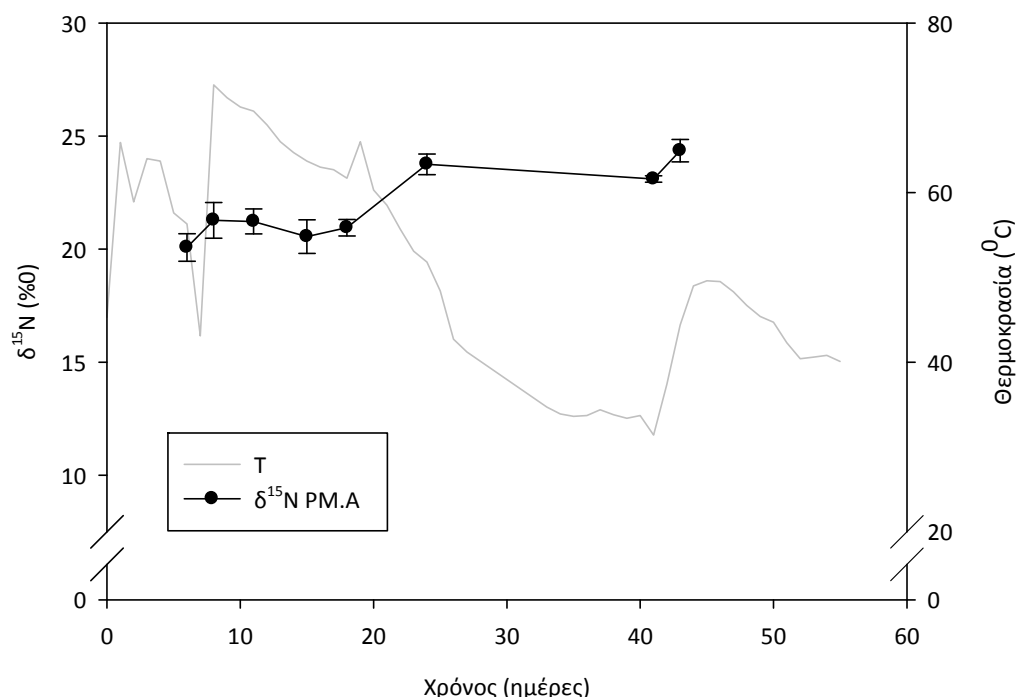
Διάγραμμα 11.3: Το ποσοστό μείωσης των στερεών πτητικών (VS_{red}) σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διαδικασία κομποστοποίησης του μείγματος PM.A.

11.1.7 Μεταβολές του $\delta^{15}\text{N}$

Περισσότερες πληροφορίες σχετικά με τη δυναμική του αζώτου κατά την αποικοδόμηση των οργανικών ενώσεων αντλήθηκαν από τις τιμές του λόγου των σταθερών ισοτόπων του αζώτου $\text{N}^{15}/\text{N}^{14}$, ο οποίος συμβολίζεται ως $\delta^{15}\text{N}$, όπως αυτές διαμορφώθηκαν το διάστημα παρακολούθησης του μείγματος PM.A.

Στο αρχικό υπόστρωμα PM.A δεν ήταν εφικτό να μετρηθεί η τιμή του $\delta^{15}\text{N}$. Θα μπορούσε όμως, να εκτιμηθεί εμμέσως από την αρχική τιμή του χειρισμού PM.B δεδομένου ότι τα υποστρώματα έχουν την ίδια πηγή, σε διαφορετικούς χρόνους. Για την εγκυρότητα της

ανάλυσης προτιμήθηκε ωστόσο να παραληφθεί και η παρουσίαση και ανάλυση των αποτελεσμάτων να γίνει βάσει της τιμής του δεύτερου δείγματος (Ημέρα 6).



Διάγραμμα 11.4: Η διακύμανση του $\delta^{15}\text{N}$ σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διαδικασία κομποστοποίησης του μείγματος PM.A.

Όπως φαίνεται στο Διάγραμμα 11.4, συνολικά σημειώθηκε αύξηση του $\delta^{15}\text{N}$ από την ημέρα της εγκατάστασης έως και την 43^η ημέρα της κομποστοποίησης. Τα αποτελέσματα αυτά συνάδουν με εκείνα των Kim *et al.* (2008) και Lynch *et al.* (2006), οι οποίοι παρατήρησαν άνοδο του $\delta^{15}\text{N}$ κατά τη διάρκεια κομποστοποίησης μειγμάτων με κοπριές και άχυρα ή άλλα ογκώδη υλικά.

Κατά την πορεία της κομποστοποίησης, οι απώλειες σε N οδηγούν στην αύξηση της συγκέντρωσης του ^{15}N στο υπόστρωμα, και εντέλει στην αύξηση του $\delta^{15}\text{N}$ (Choi *et al.*, 2007). Συνεπώς, οι μεταβολές του $\delta^{15}\text{N}$ σε σχέση με το χρόνο της κομποστοποίησης, θα μπορούσαν να δίνουν πληροφορίες για τη σταθεροποίηση ή και την ωρίμανση του κομπούστ.

Γενικά, οι απώλειες του N κατά την κομποστοποίηση σημειώνονται εξαιτίας της πτητικοποίησης της αμμωνίας, της στράγγισης και της απονιτροποίησης. Από την ανάλυση των μετρήσεων του pH (8,5 έως 10,0) και τις υψηλές τιμές του $\delta^{15}\text{N}$ (>20 ‰ – Διάγραμμα 9.4), οι

οποίες εξελίσσονται αντίστοιχα με το pH, φαίνεται ότι οι απώλειες αζώτου του μείγματος PM.A οφείλονται κατά κύριο λόγο στην πτητικοποίηση της NH_3 . Δεδομένου ότι το μεγαλύτερο ποσοστό του N που περιέχεται στην κοπριά είναι με τη μορφή ουρίας, η πτητικοποίηση της αμμωνίας που ακολουθεί την υδρόλυση της ουρίας με τη δράση της ουρεάσης, αποτελεί το κυρίαρχο μονοπάτι για τις απώλειες του N τις πρώτες περίπου 20 ημέρες της κομποστοποίησης (Michel *et al.*, 2004; Meyer *et al.*, 2007).

Παρότι οι απώλειες αζώτου μπορεί να οφείλονται και στα στραγγίσματα NO_3^- , θεωρείται ότι τα στραγγίσματα δεν προκαλούν ισοτοπική κλασματοποίηση, αφού προκαλούνται μέσω ροής μάζας και όχι μέσω διάχυσης (Choi *et al.*, 2007). Επιπλέον, η δράση των νιτροποιών βακτηρίων αναστέλλεται σε θερμοκρασίες μεγαλύτερες των 30 °C (Korner & Stegmann, 2002), οπότε είναι λιγότερο πιθανόν να σημειωθούν απώλειες N εξαιτίας της νιτροποίησης ή της απονιτροποίησης τις πρώτες εβδομάδες της κομποστοποίησης. Έχει διαπιστωθεί ότι η απονιτροποίηση πραγματοποιείται σε προχωρημένη φάση της κομποστοποίησης, όταν η παραγωγή CH_4 έχει σταματήσει (He *et al.*, 2001).

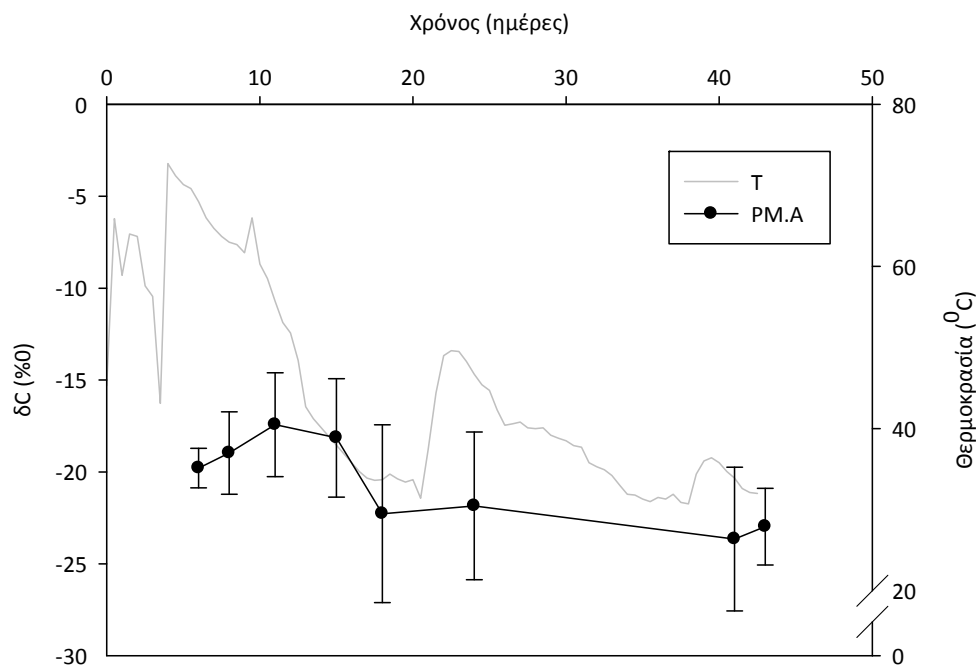
Τα αποτελέσματα από τις μετρήσεις του χειρισμού PM.A. ενισχύουν την υπόθεση των Kim *et al.* (2008), ότι το $\delta^{15}\text{N}$ παρουσιάζει έντονους ρυθμούς αύξησης στα πρώιμα στάδια της κομποστοποίησης και μικρότερους μετέπειτα. Συνεπώς, θα μπορούσε να διευρευνηθεί η χρησιμότητά του ως δείκτης σταθεροποίησης του υπό κομποστοποίηση μείγματος.

11.1.8 Μεταβολές του $\delta^{13}\text{C}$

Στο Διάγραμμα 11.5 απεικονίζονται γραφικά οι μεταβολές του λόγου $\text{C}^{13}/\text{C}^{12}$, ο οποίος συμβολίζεται με $\delta^{13}\text{C}$. Όπως φαίνεται, οι τυπικές αποκλίσεις των μετρήσεων ήταν αρκετά μεγάλες για να εξαχθούν ασφαλή συμπεράσματα σχετικά με τον τρόπο που διαμορφώνεται ο $\delta^{13}\text{C}$ κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης.

Οι αποκλίσεις αυτές είναι πιθανόν να οφείλονται στη μεγάλη ετερογένεια των οργανικών ενώσεων που συναντώνται στο αρχικό μείγμα, οι οποίες ενώσεις χαρακτηρίζονται από διαφορετικές «υπογραφές» $\delta^{13}\text{C}$. Σε ανάλογο συμπέρασμα κατέληξαν και οι Lynch *et al.* ελέγχοντας τη σταθεροποίηση των οργανικών υλικών κατά την εφαρμογή τους στο έδαφος.

Ενδεχομένως, η μέτρηση του $\delta^{13}\text{C}$ να παρουσιάζει μικρότερες τυπικές αποκλίσεις και να μπορεί να βρει εφαρμογή σε ώριμα κομπόστ, αλλά αυτό χρήζει περισσότερης διερεύνησης.



Διάγραμμα 11.5: Η διακύμανση του $\delta^{13}\text{C}$ σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διαδικασία κομποστοποίησης του μείγματος PM.A.

11.2 Δείκτες σταθεροποίησης του κομπόστ

11.2.1 Ειδικός Ρυθμός Κατανάλωσης Οξυγόνου – SOUR

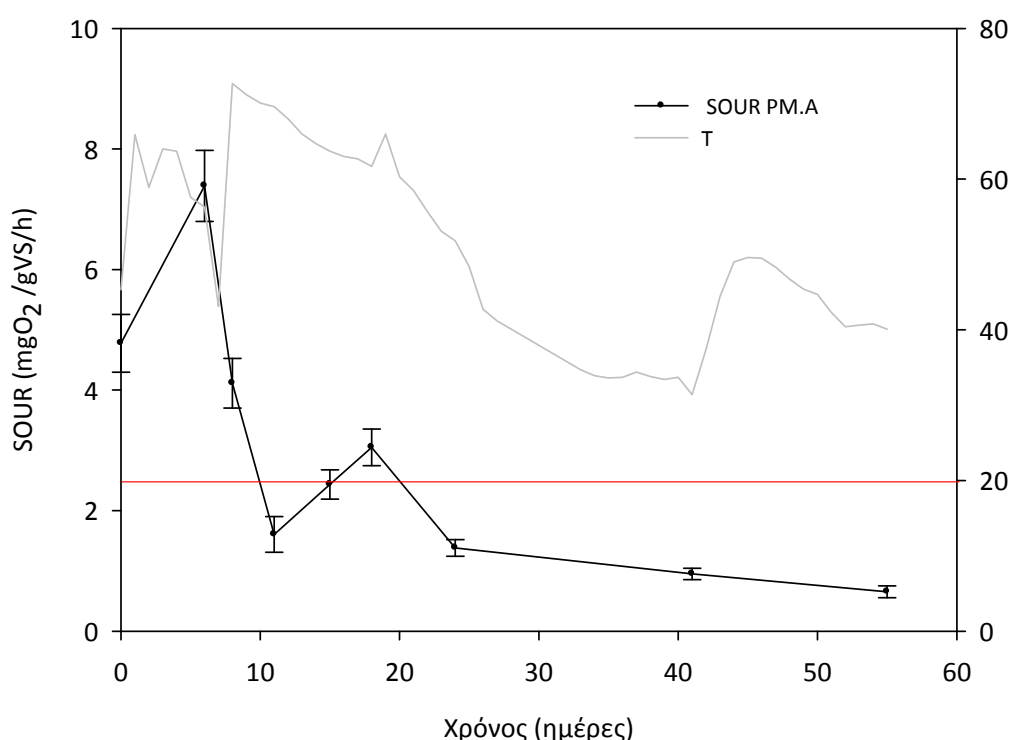
Στο Διάγραμμα 11.6 παρουσιάζονται οι μεταβολές του Ειδικού Ρυθμού Κατανάλωσης Οξυγόνου (SOUR) του μείγματος PM.A σε σχέση με το χρόνο κομποστοποίησης.

Όπως διακρίνεται στην αρχή του θερμόφιλου σταδίου, καθώς οι πιο σύνθετες οργανικές ενώσεις βιοαποικοδομούνται σε απλούστερες, ο Ειδικός Ρυθμός Κατανάλωσης Οξυγόνου (SOUR) αυξάνεται. Η άνοδος του διαρκεί μέχρι την 6^η ημέρα, οπότε καταγράφεται η μέγιστη τιμή ($7,5 \text{ mgO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ VS h}^{-1}$). Από τη χρονική αυτή στιγμή, ο SOUR άρχισε σταδιακά να μειώνεται.

Ο SOUR, όπως οι περισσότεροι δείκτες αναπνευστικής δραστηριότητας παρέχει μία έμμεση εκτίμηση της μικροβιακής δραστηριότητας που αναπτύσσεται στο υπό εξέταση δείγμα, και η οποία αντανακλά το βαθμό αποικοδόμησης του υποστρώματος (Wichuk &

McCartney, 2010). Όσο μεγαλύτερος είναι ο βαθμός αποικοδόμησης, δηλαδή όσο πιο σταθεροποιημένο είναι το υπόστρωμα, τόσο μικρότερη είναι η μικροβιακή δραστηριότητα και συνεπώς ο ρυθμός αναπνευστικής δραστηριότητας.

Από την 24^η ημέρα, οι τιμές που μετρήθηκαν ήταν μικρότερες από $2,5 \text{ mgO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ VS h}^{-1}$, δηλαδή αντιστοιχούσαν σε σταθεροποιημένα κόμποστ (Lasaridi & Stentiford, 1998; Lasaridi *et al.*, 2000).



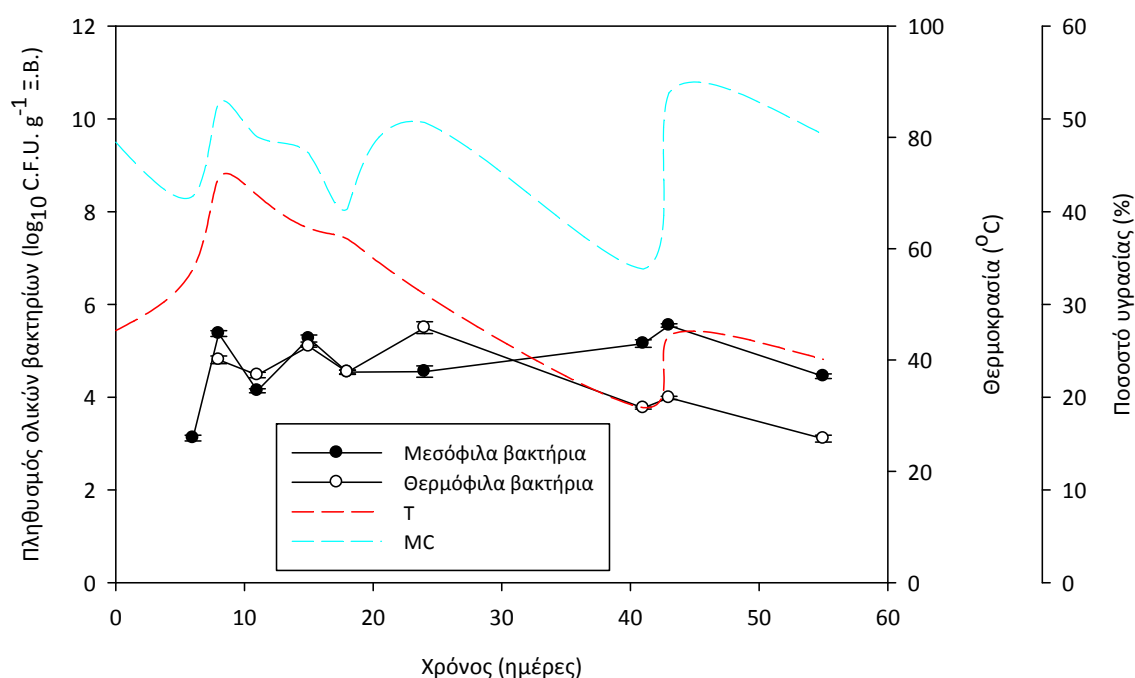
Διάγραμμα 11.6: Η διακύμανση του Ειδικού Ρυθμού Κατανάλωσης Οξυγόνου (SOUR) σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης του μείγματος PM.A. Με κόκκινη γραμμή απεικονίζεται το κατώφλι των τιμών για τα μη σταθεροποιημένα υποστρώματα.

11.3 Παρακολούθηση μικροβιακών πληθυσμών

11.3.1 Ολικά βακτήρια

Οι πληθυσμοί των ολικών μεσόφιλων και θερμόφιλων βακτηρίων, μαζί με τις τιμές της θερμοκρασίας και της περιεκτικότητας σε υγρασία (%) κατά τη στιγμή της δειγματοληψίας, παρουσιάζονται στο Διάγραμμα 11.7.

Η πρώτη μέτρηση τόσο των μεσόφιλων, όσο και των θερμόφιλων βακτηρίων δεν έγινε με μεγάλη ακρίβεια, διότι επιλέχθηκαν μικρότερες αραιώσεις του εμβολίου από αυτές που έπρεπε για το στρώσιμο των τριβλίων, με αποτέλεσμα να αναπτυχθούν περισσότερες από 300 αποικίες ανά τριβλίο. Έτσι, οι τιμές των πληθυσμών, δεν περιλαμβάνονται στο Διάγραμμα 9.7. Ωστόσο, βάσει των μετρήσεων του χειρισμού PM.B, ο οποίος περιελάμβανε ίδιας σύστασης μείγμα, εκτιμάται ότι ήταν περίπου 4 έως 5 τάξεις μεγαλύτερες από τις τιμές του δεύτερου δείγματος (Ημέρα 6).



Διάγραμμα 11.7: Η διακύμανση του πληθυσμού των ολικών βακτηρίων (μεσόφιλων και θερμόφιλων) κατά τη διεργασία κομποστοποίησης του PM.A. Στο Διάγραμμα παρουσιάζονται οι τιμές της θερμοκρασίας και της περιεκτικότητας σε υγρασία του υποστρώματος κατά τη δειγματοληψία.

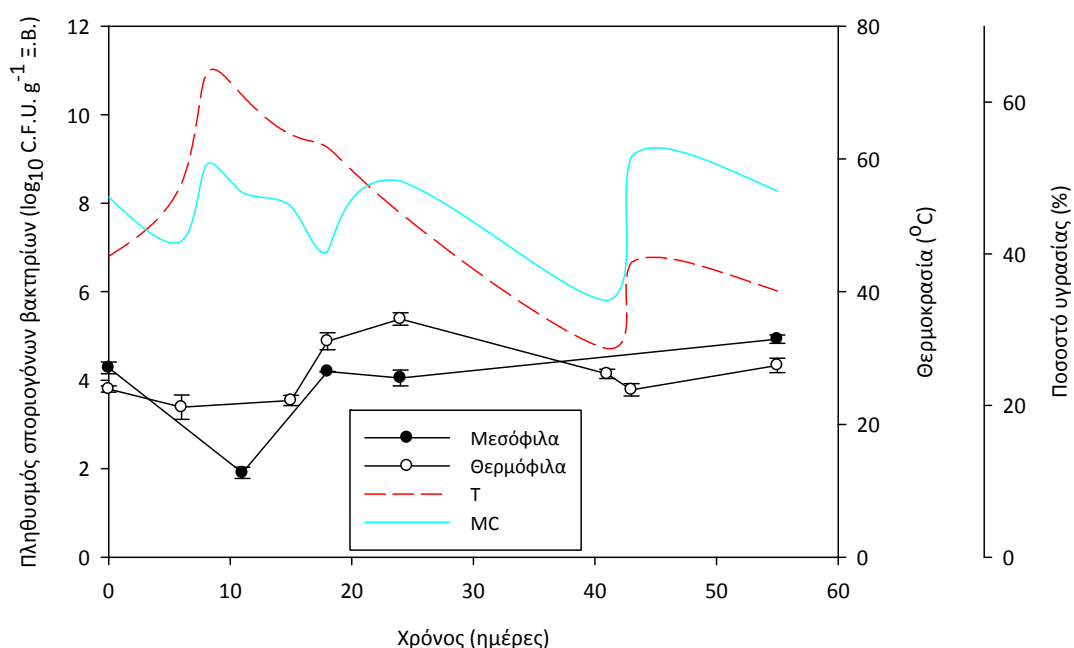
Παρά το γεγονός ότι το μείγμα PM.A είχε αναπτύξει υψηλές τιμές θερμοκρασίας μέσα σε 5h από την εγκατάσταση, ο πληθυσμός των θερμόφιλων ολικών βακτηρίων ($1,1 \times 10^3 \text{ CFU/g dw}$) την 6 $^{\text{η}}$ ημέρα μετά την εγκατάσταση ήταν λίγο μικρότερος από τον πληθυσμό των μεσόφιλων ολικών βακτηρίων ($1,3 \times 10^3 \text{ CFU/g dw}$). Η τάση αυτή συνεχίστηκε και την 8 $^{\text{η}}$ ημέρα, οπότε και καταγράφηκε η μέγιστη τιμή της θερμοκρασίας. Την 11 $^{\text{η}}$ ημέρα μετά την εγκατάσταση της κομποστοποίησης, ο πληθυσμός των θερμόφιλων ολικών βακτηρίων ($3,2 \times 10^4 \text{ CFU/g dw}$)

ξεπέρασε τον πληθυσμό των μεσόφιλων ολικών ($1,4 \times 10^4$ CFU/g dw), για να φτάσει την 24^η ημέρα στη μέγιστη τιμή του ($3,2 \times 10^5$ CFU/g dw). Από την 24^η ημέρα έως το τέλος της παρακολούθησης του χειρισμού PM.A, ο πληθυσμός των θερμοφίλων ολικών βακτηρίων σημείωσε πτωτική τάση, όπως και η θερμοκρασία του υπό κομποστοποίηση μείγματος.

Ο πληθυσμός των ολικών μεσόφιλων βακτηρίων υποχώρησε όταν σημειώθηκαν υψηλές τιμές θερμοκρασίας (>60 °C), αλλά ανέκαμψε από την 24^η ημέρα και μετά. Η υψηλή τιμή που σημείωσε ο πληθυσμός των ολικών μεσόφιλων βακτηρίων τη 15^η ημέρα ($1,9 \times 10^5$ CFU/g dw) μπορεί να οφείλεται είτε σε πειραματικό σφάλμα είτε στην ανομοιογενή κατανομή της θερμοκρασίας του μείγματος.

11.3.2 Σποριογόνια βακτήρια

Στο Διάγραμμα 11.8 παρουσιάζονται οι μεταβολές των πληθυσμών των μεσόφιλων και θερμοφίλων σποριογόνων βακτηρίων, ενώ σημειώνονται οι τιμές της θερμοκρασίας και της περιεκτικότητας σε υγρασία (%) του υπό κομποστοποίηση μείγματος.



Διάγραμμα 11.8: Η διακύμανση του πληθυσμού των σποριογόνων βακτηρίων (μεσόφιλων και θερμοφίλων) κατά τη διεργασία κομποστοποίησης του PM.A. Στο Διάγραμμα επιπλέον σημειώνονται οι

τιμές της θερμοκρασίας και της περιεκτικότητας σε υγρασία του υποστρώματος κατά τη δειγματοληψία.

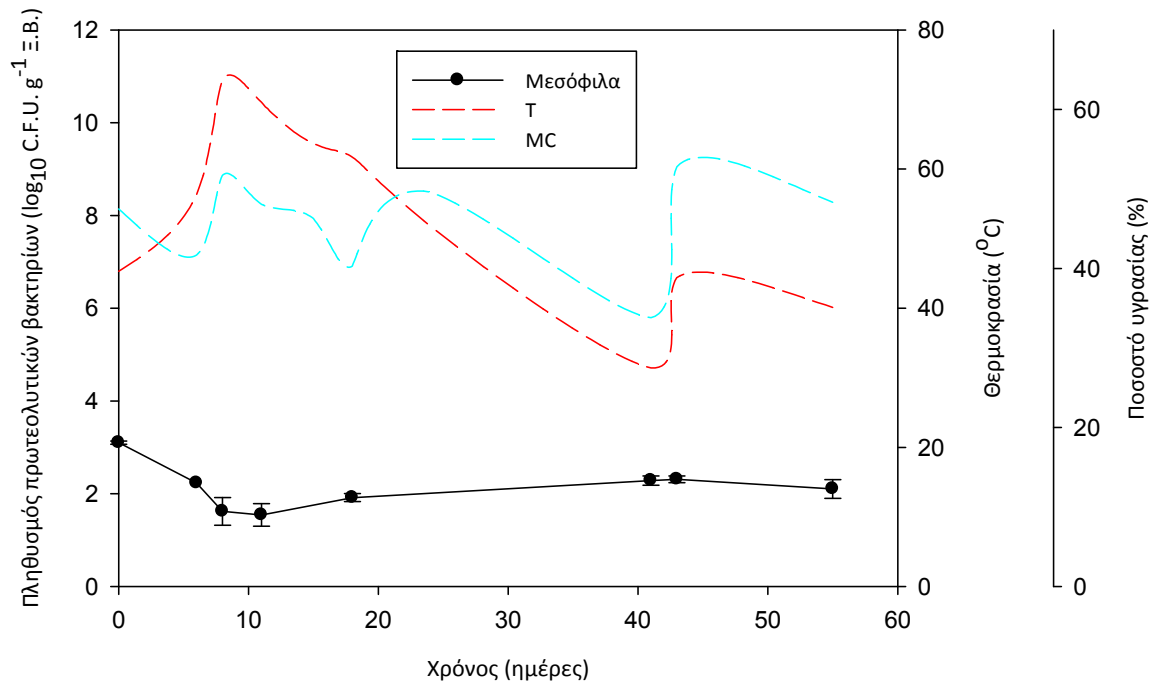
Είναι γνωστό ότι η παραγωγή σπορίων είναι ένας από τους πιο κοινούς μηχανισμούς άμυνας ορισμένων βακτηρίων σε συνθήκες που προκαλούν στρες. Στην περίπτωση της κομποστοποίησης στρες προκαλούν κυρίως οι υψηλές θερμοκρασίες και η χαμηλή περιεκτικότητα σε υγρασία. Οι πληθυσμοί των μεσόφιλων σποριογόνων παρουσίασαν υψηλές τιμές ($> 1,9 \times 10^4$ CFU/g dw), σχεδόν σε όλη τη διάρκεια της κομποστοποίησης του PM.A, με εξαίρεση την 11^η ημέρα που η τιμή του μειώθηκε σημαντικά στις 8,3 CFU/g dw. Η χαμηλή αυτή τιμή παρουσιάστηκε κοντά στο χρονικό διάστημα που σημειώθηκε η μέγιστη θερμοκρασία (72,7°C) και ενώ είχαν διατηρηθεί για περίπου 3 ημέρες θερμοκρασίες που προσέγγιζαν τους 70 °C. Οι υψηλές αυτές τιμές της θερμοκρασίας σε συνδυασμό με το ότι διατηρήθηκαν για ένα αξιοσημείωτο χρονικό διάστημα, ενδέχεται να ήταν εκτός ανεκτού ορίου για τα μεσόφιλα σποριογόνα βακτήρια και να συνέβαλαν σε αυτή την πτώση.

Όταν η θερμοκρασία άρχισε να υποχωρεί, οι πληθυσμοί των σποριογόνων βακτηρίων (μεσόφιλων και θεرمόφιλων) αυξήθηκαν σημαντικά, υποδεικνύοντας ενδεχομένως ότι τα βακτήρια που έχουν αναπτύξει μηχανισμούς άμυνας στις υψηλές θερμοκρασίες κατάφεραν να επιβιώσουν του θερμοφίλου σταδίου.

11.3.3 Πρωτεολυτικά βακτήρια

Οι μεταβολές στον πληθυσμό των πρωτεολυτικών βακτηρίων κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης του μείγματος PM.A παρουσιάζονται στο Διάγραμμα 11.9. Όπως φαίνεται ο πληθυσμός μειώθηκε κατά τρεις τάξεις (από $1,3 \times 10^3$ CFU/g dw στις 3,9 CFU/g dw) τις πρώτες 11 ημέρες της κομποστοποίησης, όταν η θερμοκρασία σημείωνε ακραία υψηλές τιμές.

Όταν οι τιμές της θερμοκρασίας μειώθηκαν, αλλά εξακολουθούσαν να κυμαίνονται στο εύρος των θερμοφίλων τιμών ($> 45^\circ\text{C}$), ο πληθυσμός των πρωτεολυτικών βακτηρίων άρχισε να επανακάμπτει. Οι Sims & Wander (2002) έδειξαν ότι η πρωτεολυτική δραστηριότητα των μικροοργανισμών είναι αντίδραση στην έλλειψη N ή S, και ισχυρίστηκαν ότι η δράση της πρωτεάσης στο έδαφος εξαρτάται από ρυθμιστικούς μηχανισμούς και όχι από τη βιομάζα.



Διάγραμμα 11.9: Η διακύμανση του πληθυσμού των πρωτεολυτικών βακτηρίων (μεσόφιλων) κατά τη διεργασία κομποστοποίησης του PM.A. Στο Διάγραμμα επιπλέον σημειώνονται οι τιμές της θερμοκρασίας και της περιεκτικότητας σε υγρασία του υποστρώματος κατά τη δειγματοληψία.

11.3.4 Μυκηλιακοί μύκητες & ζύμες

Κατά τη διάρκεια της κομποστοποίησης του PM.A δεν ανιχνεύθηκαν πληθυσμοί μυκηλιακών μυκήτων. Από την 41^η έως και την 55^η ημέρα μετρήθηκαν πληθυσμοί ζυμών (από 1,1 έως 1,2X10² CFU/g dw). Σε αρκετές μελέτες αναφέρεται ότι οι μύκητες εξουδετερώνονται σε υψηλές θερμοκρασίες (Miller, 1996; Ryskeboer *et al.*, 2003).

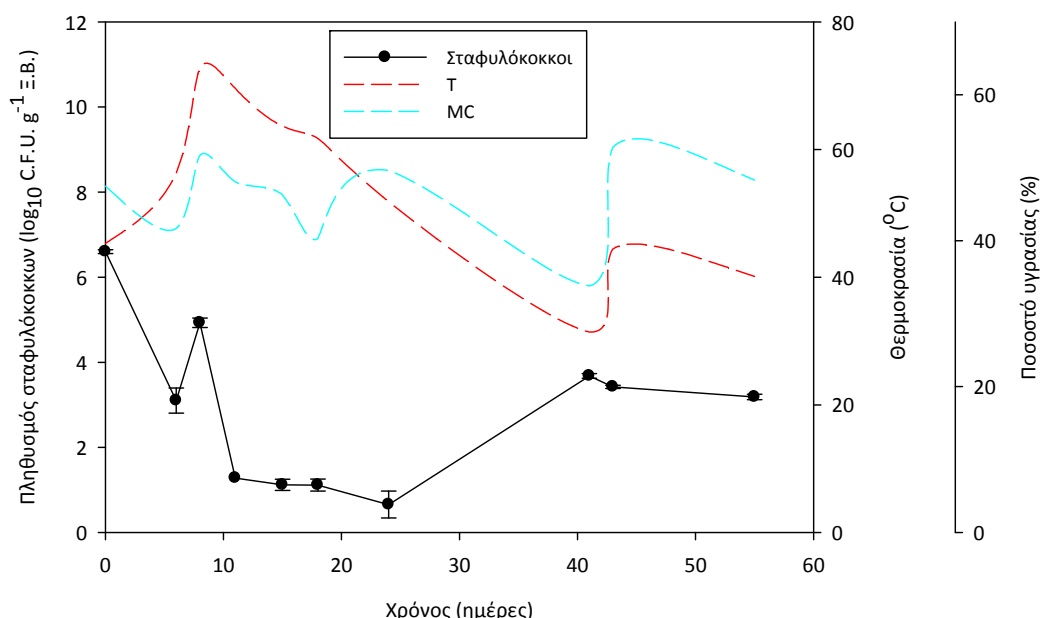
11.3.5 Παθογόνοι μικροοργανισμοί

Κατά την κομποστοποίηση του μείγματος PM.A πραγματοποιήθηκαν μικροβιολογικές αναλύσεις για τον ποσοτικό προσδιορισμό σταφυλόκοκκων, εντερόκοκκων και κλωστρίδιων.

Στο Διάγραμμα 11.10 παρουσιάζονται οι μεταβολές του πληθυσμού των σταφυλόκοκκων, όπως αυτές μετρήθηκαν κατά την κομποστοποίηση του μείγματος PM.A. Ο πληθυσμός τους είναι υψηλός στο αρχικό δείγμα (4,0X10⁶ CFU/g dw ή 6,5 log₁₀ CFU/g dw), γεγονός που

δικαιολογείται από τη σύσταση του μείγματος (νωπές και μερικώς κομποστοποιημένες κουτσουλιές σε αναλογία 1:1). Σύμφωνα με τους Omeira *et al.* (2006), ο πληθυσμός των σταφυλόκοκκων των νωπών κουτσουλιών από κότες που προορίζονται για ωοπαραγωγή και εκτρέφονται σε κλωβούς είναι κατά μέσο όρο $13,3 \log_{10}$ CFU/g dw.

Είναι αξιοσημείωτο ότι ο πληθυσμός σημείωσε πτωτική τάση (από $4,0 \times 10^6$ CFU/g dw στις $5,3$ CFU/g dw), αλλά δεν εξουδετερώθηκε εντελώς παρά την έκθεσή του σε πολύ υψηλές θερμοκρασίες για αρκετές ημέρες. Αντίθετα, από τη στιγμή που η θερμοκρασία μειώθηκε κάτω από τους 50°C , ο πληθυσμός επανέκαμψε, παραμένοντας ωστόσο περίπου 3 τάξεις χαμηλότερος από τον αρχικό, με αποτέλεσμα την 55^η ημέρα της παρακολούθησης να είναι $1,5 \times 10^5$ CFU/g dw.



Διάγ

ραμμα 11.10: Η διακύμανση του πληθυσμού των σταφυλόκοκκων κατά τη διεργασία κομποστοποίησης του ΡΜ.Α. Στο Διάγραμμα επιπλέον σημειώνονται οι τιμές της θερμοκρασίας και της περιεκτικότητας σε υγρασία του υποστρώματος κατά τη δειγματοληψία.

Όσον αφορά στον πληθυσμό των εντερόκοκκων, η τιμή του στο αρχικό δείγμα προσδιορίστηκε ότι ήταν $4,3 \times 10^5$ CFU/g dw. Με την έκθεση του στις υψηλές τιμές της θερμοκρασίας που αναπτύχθηκαν κατά το θερμόφιλο στάδιο, ο πληθυσμός των εντερόκοκκων μειώθηκε κάτω από το όριο ανίχνευσης της μεθόδου καλλιέργειας και καταμέτρησης. Ωστόσο,

καθώς η θερμοκρασία άρχισε να μειώνεται ο πληθυσμός επανέκαμψε, με αποτέλεσμα την 55^η ημέρα της παρακολούθησης να είναι $9,7 \times 10^2$ CFU/g dw.

Στο αρχικό δείγμα του μείγματος PM.A ανιχνεύτηκαν κλωστρίδια ($5,7 \times 10^2$ CFU/g dw), αλλά στη συνέχεια – μέχρι το τέλος της παρακολούθησης του χειρισμού PM.A - ο πληθυσμός τους μειώθηκε κάτω από το όριο ανίχνευσης της μεθόδου καλλιέργειας και καταμέτρησης.

Η ανάκαμψη των παθογόνων μικροοργανισμών που σημειώθηκε κατά το χειρισμό PM.A παρά την ανάπτυξη πολύ υψηλών θερμοκρασίας, αποτελεί πεδίο προβληματισμού σχετικά με τις συνθήκες υγιεινοποίησης του κομπόστ. Σε αρκετές χώρες, όπως στην Ελλάδα (ΚΥΑ 56366/4351/2012), η νομοθεσία θέτει ως προϋπόθεση για την παραγωγή και εκμετάλλευση ενός κομπόστ την έκθεσή του για συγκεκριμένο χρονικό διάστημα (συνήθως 3 έως 5 ημερών) σε συγκεκριμένες υψηλές θερμοκρασίες (συνήθως $> 55^\circ\text{C}$), και αυτό για την εξουδετέρωση κυρίως της *Salmonella spp.* Τα αποτελέσματα από τις μετρήσεις του χειρισμού PM.A συμφωνούν με τον ισχυρισμό των Brinton & Droffner (1994) ότι ένας αξιοσημείωτος αριθμός παθογόνων βακτηρίων μπορεί να επιβιώσει και να αναπτυχθεί στις υψηλές θερμοκρασίες του θερμόφιλου σταδίου, που από κάποιους θεωρούνται καταστροφικές για τα παθογόνα.

Η αιτία για την ανάκαμψη των παθογόνων μικροβιακών πληθυσμών μπορεί να οφείλεται στην επαναμόλυνση κατά την ανάδευση του πυρήνα του σωρού από το υλικό που βρίσκεται περιφερειακά και δεν αναπτύσσει πολύ υψηλές θερμοκρασίες. Τέτοιου είδους επαναμόλυνση συναντάται συχνά στην κομποστοποίηση σε σειράδια (Finstain & Hogan; 1993; Haug, 1993).

12. Χειρισμός 2: Κουτσουλίες από ωοπαραγωγικές κότες PM.B

12.1. Φυσικοχημικές αναλύσεις

12.1.1 Το προφίλ της θερμοκρασίας

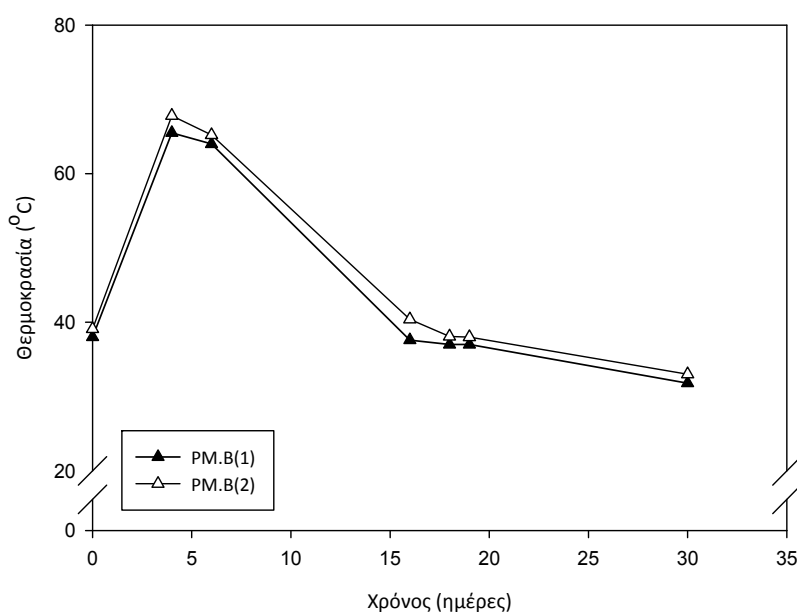
Λόγω της ιδιαιτερότητας της δειγματοληψίας (§ 4.2), δεν ήταν δυνατή η συνεχής καταγραφή των θερμοκρασιών κατά μήκος του καναλιού κομποστοποίησης. Ωστόσο, μετρήθηκε η θερμοκρασία του μείγματος, στα σημεία από όπου έγιναν οι δειγματοληψίες και τα οποία αντιστοιχούσαν σε 0, 4, 6, 16, 18, 19 και >30 ημέρες από την έναρξη της κομποστοποίησης. Οι τιμές της θερμοκρασίας και για τις δύο επαναλήψεις του χειρισμού - PMB(1) και PM.B(2) - παρουσιάζονται στο Διάγραμμα 12.1.

Παρότι οι δειγματοληψίες των δύο επαναλήψεων έγιναν σε διαφορετικές εποχές του χρόνου (Άνοιξη και Χειμώνας), έτσι ώστε να ληφθεί υπόψη η εποχική διακύμανση, φαίνεται ότι οι τιμές της θερμοκρασίας ακολουθούν και στις δύο περιπτώσεις την ίδια εξέλιξη. Αυτό αποδεικνύει ότι κατά την κομποστοποίηση, η θερμοκρασία του μείγματος καθορίζεται κυρίως από την πορεία της διεργασίας και δεν επηρεάζεται από τη θερμοκρασία του περιβάλλοντος. Οι τιμές που καταγράφηκαν στην είσοδο του συστήματος ήταν 38,0° C για το PM.B(1) και 39,1 °C για το PM.B(2).

Οι μέγιστες τιμές καταγράφηκαν, όπως αναμενόταν, στο σημείο εξόδου του συστήματος διοχέτευσης ατμού και ήταν 65,6 °C για το PM.B(1) και 67,8 °C για το PM.B(2). Εκτιμάται ότι στο σημείο αυτό, το υπόστρωμα έχει συμπληρώσει την 4^η ημέρα παραμονής του στο σύστημα κομποστοποίησης Hosoya. Στο σημείο αυτό αξίζει να σημειωθεί ότι οι υψηλές θερμοκρασίες του μείγματος PM.B (και στις δύο επαναλήψεις διατηρήθηκαν για τουλάχιστον δύο ημέρες (64,0 °C στο PM.B(1) και 65,2 °C στο PM.B(1)), παρότι το μείγμα είχε απομακρυνθεί από το σύστημα διοχέτευσης ατμού. Οι μετρήσεις αυτές υποδεικνύουν ότι τα μείγματα κατά πάσα πιθανότητα είχαν ήδη υψηλές θερμοκρασίες πριν εισέλθουν στο σύστημα διοχέτευσης ατμού και ως εκ τούτου είχε αναπτυχθεί η θερμόφιλη κοινότητα μικροοργανισμών, η οποία διατήρησε τις υψηλές θερμοκρασίες.

Σύμφωνα με τους διαχειριστές του συστήματος, οι ρυθμίσεις της ανάδευσης και της παροχής ήταν τέτοιες ώστε το θερμόφιλο στάδιο να διαρκεί 19 ημέρες, δηλαδή να ισούται με

το χρονικό διάστημα που απαιτείτο, ώστε το αρχικό μείγμα να διανύσει το οβάλ και το ευθύγραμμο κανάλι. Πράγματι, οι σχετικά χαμηλές θερμοκρασίες που καταγράφηκαν στα υποστρώματα λίγο πριν την έξοδο τους από το σύστημα, δηλαδή οι 37,0 °C για το PM.B(1) και 38,1 °C για το PM.B(2), θα μπορούσαν να υποδηλώνουν ότι το θερμόφιλο στάδιο είχε ολοκληρωθεί. Προς αυτό το συμπέρασμα οδηγεί και το γενικότερο μοτίβο εξέλιξης της θερμοκρασίας, το οποίο αναπτύσσεται παρόμοια με τα μοτίβα της θερμοκρασίας που έχουν καταγραφεί κατά την κομποστοποίηση μειγμάτων κουτσουλιών σε άλλα συστήματα (Ogunwande *et al.*, 2008; Young *et al.*, 2016). Ωστόσο, η ανάλυση των υπόλοιπων παραμέτρων και συγκεκριμένα του αερισμού και των μικροβιακών πληθυσμών, υποδεικνύει ότι το θερμόφιλο στάδιο μπορεί να μην είχε ολοκληρωθεί (§ 12.3).



Διάγραμμα 12.1: Η εξέλιξη των τιμών της θερμοκρασίας κατά την πορεία κομποστοποίησης του χειρισμού PM.B. (δύο επαναλήψεις), σε σχέση με το χρόνο που αναλογεί στα σημεία δειγματοληψίας.

Πιο αναλυτικά, η κύλιση του υπό κομποστοποίηση υλικού μέσα στα οβάλ κανάλια του συστήματος Hosoya, πραγματοποιείται με τη βοήθεια ενός συστήματος ανάδευσης, το οποίο κατά τη διάρκεια του πειράματος είχε ρυθμιστεί έτσι ώστε να διανύει το οβάλ κανάλι τρεις φορές εντός του εικοσιτετράωρου. Πέρα από τη μετακίνηση, το σύστημα ανάδευσης εξυπηρετούσε παράλληλα και τον αερισμό του υπό κομποστοποίηση μείγματος. Δεδομένου ωστόσο, του ότι το μείγμα αναδευόταν περισσότερες από μία φορά την ημέρα, υπάρχει

σοβαρό ενδεχόμενο να διοχετευόταν περισσότερος αέρας από όσος ήταν λειτουργικά απαραίτητος. Αν αυτό ισχύει, η πτώση της θερμοκρασίας και της περιεκτικότητας σε υγρασία (§ 12.1.3), θα μπορούσαν να αποδοθούν στον υπερβολικό αερισμό του μείγματος, ο οποίος με τη σειρά του θα μπορούσε να «απομακρύνει» και ένα σημαντικό ποσοστό της παραγόμενης θερμότητας. Σε ανάλογο συμπέρασμα κατέληξαν οι Georgakakis & Krintas (2000), οι οποίοι μελέτησαν τις λειτουργικές παραμέτρους του συγκεκριμένου συστήματος, με σκοπό να προτείνουν βελτιώσεις.

Ένα μήνα (30 ημέρες) μετά την έναρξη της κομποστοποίησης, και ενώ το υπό κομποστοποίηση μείγμα είχε τοποθετηθεί σε σωρούς, η θερμοκρασία των υποστρωμάτων PM.B(1) και PM.B(2) καταγράφηκε στους 31,8 °C και 33,0 °C, αντίστοιχα. Δεδομένου ότι η θερμοκρασία περιβάλλοντος ήταν κάτω από 25 °C, οι τιμές αυτές πρέπει να είναι αποτέλεσμα του μικροβιακού μεταβολισμού ή χημικών αντιδράσεων.

Η λειτουργία του συστήματος Hosoya ενισχύει την άποψη ότι η θερμοκρασία είναι μια καλή ένδειξη για τη σταθεροποίηση του υπό κομποστοποίηση μείγματος, αλλά όχι απόλυτα ασφαλής. Παράμετροι όπως η χαμηλή θερμοκρασία περιβάλλοντος, ο όγκος του μείγματος κομποστοποίησης, η ακραία υψηλή θερμοκρασία κατά το θερμόφιλο στάδιο (που οδηγεί σε καταστροφή της μικροβιακής κοινότητας), ο υπερβολικός ή ο ανεπαρκής αερισμός, η έλλειψη οξυγόνου, η μικρή ή πολύ αυξημένη περιεκτικότητα του υπό κομποστοποίηση μείγματος σε υγρασία (Haug, 1993; Lasaridi *et al.*, 2000; Tiquia *et al.*, 1996), μπορεί να οδηγήσουν στην πτώση της θερμοκρασίας και συνεπώς να οδηγήσουν στο εσφαλμένο συμπέρασμα ότι το υπό κομποστοποίηση μείγμα σταθεροποιήθηκε.

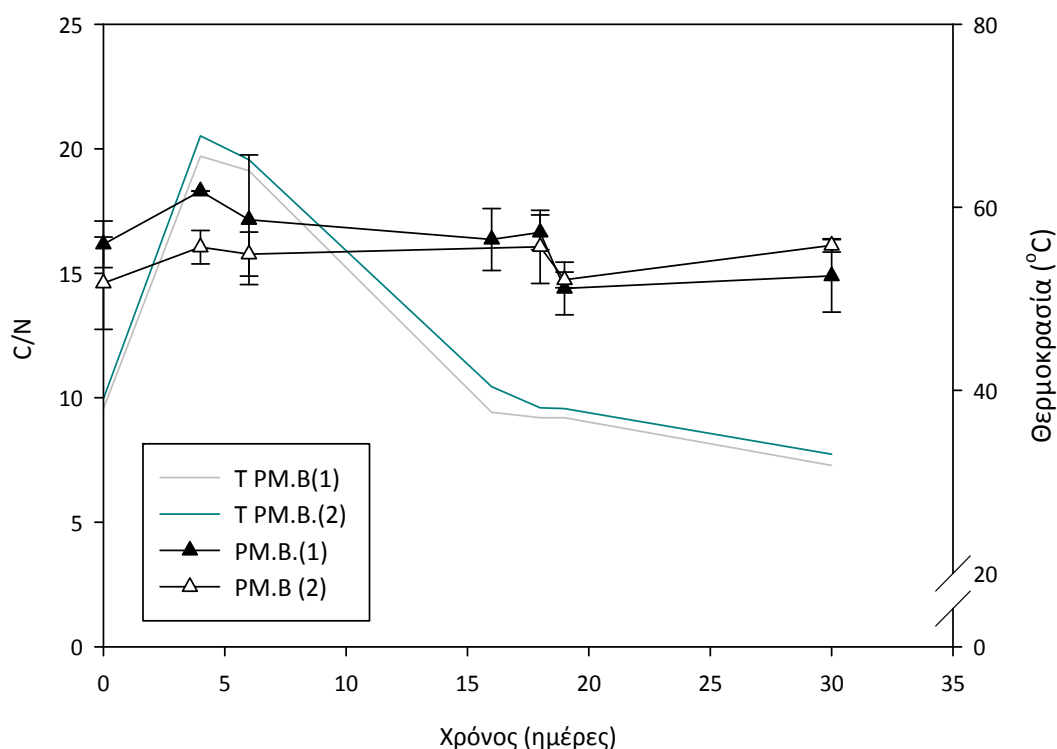
Για να επιβεβαιωθεί η ολοκλήρωση του θερμόφιλου σταδίου, πρέπει να αξιολογηθούν οι μετρήσεις των μικροβιακών πληθυσμών και η επίδραση του συστήματος εκτόξευσης ατμού στη μικροβιακή κοινότητα. Η μείωση της θερμοκρασίας ενδέχεται να οφείλεται στην αναστολή της δράσης τους ή τη μείωση του πληθυσμού.

12.1.2 Ο λόγος άνθρακα προς άζωτο

Η διακύμανση του λόγου άνθρακα προς άζωτο (C/N) κατά τη διαδικασία κομποστοποίησης PM.B παρουσιάζεται στο Διάγραμμα 12.2.

Οι τιμές του C/N στα αρχικά μείγματα PM.B(1) και PM.B(2) ήταν 16,2 (τυπική απόκλιση: 0,9, $n=3$) και 14,6 (τυπική απόκλιση: 1,9, $n=3$), αντίστοιχα, οι οποίες ήταν σχετικά χαμηλές ως προς το συνιστώμενο εύρος τιμών (20 έως 35) για κομποστοποίηση. Ωστόσο, όπως επισημαίνουν και οι Kulcu *et al.* (2008) και οι Ogunwande *et al.* (2008), η κομποστοποίηση μειγμάτων με κουτσουλιές μπορεί να εξελιχθεί ομαλά παρά τις χαμηλές τιμές του C/N. Ωστόσο, έχει βρεθεί ότι οι χαμηλές αρχικές τιμές C/N προκαλούν την απελευθέρωση μεγαλύτερων ποσοτήτων πτητικών αερίων, κυρίως αμμωνίας (Guo *et al.*, 2012; Tiquia & Tam, 2000; Zhu, 2007). Προς ενίσχυση αυτής της πρότασης, σημειώνεται ότι στο στεγασμένο χώρο όπου βρισκόταν το σύστημα Hosoya, υπήρχε οσμή αμμωνίας.

Από την έναρξη της κομποστοποίησης (είσοδο του καναλιού) μέχρι την 4^η ημέρα που καταγράφηκαν οι μέγιστες τιμές της θερμοκρασίας, ο λόγος C/N σημείωσε σημαντική αύξηση: από 16,2 (τυπική απόκλιση: 0,9, $n=3$) αυξήθηκε στο 18,3 (τυπική απόκλιση: 0,002, $n=3$) για το PM.B(1) και από 14,6 (τυπική απόκλιση: 1,9, $n=3$) στο 16,1 (τυπική απόκλιση: 0,7, $n=3$). Από το χρονικό αυτό σημείο και μετά, ο λόγος C/N άρχισε να μειώνεται με αργούς ρυθμούς και για τις δύο επαναλήψεις PM.B(1) και PM.B(2).



Διάγραμμα 12.2: Οι μεταβολές του λόγου άνθρακα προς άζωτο (C/N) σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης του μείγματος PM.B.

Αξιοσημείωτο είναι ότι μετά την έξοδο του υπό κομποστοποίηση μείγματος από το στεγασμένο χώρο, ο λόγος C/N παρουσίασε έντονη πτώση και στις δύο επαναλήψεις. Αυτό ενδεχομένως να σχετίζεται με τη διαφορά της σύστασης της ατμόσφαιρας του στεγασμένου και του εξωτερικού χώρου, καθώς στο εσωτερικό ήταν αισθητή η παρουσία αμμωνίας. Θα μπορούσε επίσης να αποδοθεί σε μικρές ποσότητες από «παλιά» μείγματα κομποστοποίησης που έχουν απομείνει στην έξοδο του καναλιού.

Επίσης ενδιαφέρον παρουσιάζει η διαφορετική εξέλιξη των λόγων C/N των δύο μειγμάτων PM.B(1) και PM.B(2), καθώς στο πρώτο μείγμα αποκτά μικρότερη τιμή σε σχέση με την αρχική, ίση με 14,9 (τυπική απόκλιση: 1,5, $n=3$), ενώ στο δεύτερο μεγαλύτερη και ίση με 16,1 (τυπική απόκλιση: 0,3, $n=3$). Παρότι υπάρχουν αναφορές που υποστηρίζουν είτε τη μία (Golueke, 1972) είτε την άλλη περίπτωση (Tiquia & Tam, 2000; Tiquia *et al.*, 2000), θεωρείται πιθανόν η ασυμφωνία αυτή να οφείλεται στο ότι τα μείγματα τείνουν προς σταθεροποίηση, αλλά δεν έχουν ακόμη σταθεροποιηθεί.

Οι τελικές τιμές του λόγου C/N των προϊόντων PM.B(1) και PM.B(2) είναι εντός του προτεινόμενου εύρους για τα ώριμα κομπόστ, δηλαδή 15-20 σύμφωνα με Kayhanian & Tchobanoglous (1992), αλλά τόσο οι αρχικές τιμές τους όσο και η συνεκτίμηση άλλων παραμέτρων, καταδεικνύουν ότι τα κομπόστ δεν είναι σταθερά ούτε ώριμα. Οι Zmora-Nahum *et al.* (2005) αναφέρουν ότι το υπόστρωμα μπορεί να εμφανίσει λόγο C/N ίσο με 10 έως 15 πριν σταθεροποιηθεί (Chefetz *et al.*, 1996; Namkoong *et al.*, 1999). Επιπλέον, υποδεικνύουν τα ευρήματα των Hue και Liu (1995) ότι η τελική τιμή του λόγου εξαρτάται από την πηγή των υλικών και τη μέθοδο μέτρησης του αζώτου.

Τα αποτελέσματα αυτής της πειραματικής σειράς ενισχύουν την άποψη των de Guardia *et al.* (2010) ότι ο λόγος C/N δεν μπορεί να χρησιμοποιηθεί για να προβλεφθεί ικανοποιητικά η βιοαποικοδόμηση του υπό κομποστοποίηση μείγματος.

12.1.3 Η περιεκτικότητα σε υγρασία

Κατά το χειρισμό PM.A, όπου ήταν διαπιστωμένη η καλή ανάμιξη των νωπών και μερικώς κομποστοποιημένων κουτσουλιών το ποσοστό της υγρασίας ήταν κατά μέσο όρο 47,5% (§

11.1.3), το οποίο είναι ευλογοφανές, αφού στη βιβλιογραφία το ποσοστό υγρασίας των νωπών κουτσουλιών μπορεί να αγγίξει το 78,0 % (Gao *et al.*, 2010). Στο χειρισμό PM.B, το ποσοστό υγρασίας των αρχικών υποστρωμάτων PM.B(1) και PM.B(2) ήταν 69,43 % και 48,49 %, αντίστοιχα (Μ.Ο.= 58,96 %, Τ.Α.= 14,81 – Πίνακας 10.1). Η σημαντική αυτή διαφορά μπορεί να οφείλεται σε μία ή και στις δύο από τις ακόλουθες πιθανές υποθέσεις:

1. Η ανάμιξη των υλικών στην είσοδο του συστήματος να μην ήταν αρκετή ώστε να προκύψει ομοιογενές μείγμα, και
2. Το ποσοστό υγρασίας των κουτσουλιών να παρουσιάζει σημαντική εποχική διακύμανση (Georgakakis & Krintas, 2000).

Με βάση το πρώτο σενάριο, δηλαδή την ανεπαρκή ανάμιξη των νωπών και των μερικώς κομποστοποιημένων κουτσουλιών, η τιμή του PM.B(1) υποδηλώνει ότι στο δείγμα υπάρχει μεγαλύτερο ποσοστό νωπών κουτσουλιών, ενώ του PM.B(2) προσεγγίζει την αναμενόμενη.

Δεδομένου ότι στο συγκεκριμένο σύστημα Hosoya δεν γίνεται καμία διόρθωση της υγρασίας, πέρα ίσως από την προσθήκη νερού μέσω του συστήματος διοχέτευσης ατμού, η περιεκτικότητα σε υγρασία τις πρώτες 4 ημέρες της κομποστοποίησης θα μπορούσε εντός ορίων και στο βαθμό που η τιμή της δεν γίνεται περιοριστικός παράγοντας, να εκληφθεί ως έμμεση ένδειξη για τη μικροβιακή δραστηριότητα. Οι απώλειες σε υγρασία ακολουθούν την αύξηση της θερμοκρασίας και κατά συνέπεια τις μικροβιακές μεταβολικές διεργασίες. Η ραγδαία απώλεια της υγρασίας από την ημέρα 0 μέχρι την 4^η ημέρα (ουσιαστικά μέχρι την έξοδο του μείγματος από το σύστημα διοχέτευσης ατμού) υποδηλώνει αυξημένη μικροβιακή δραστηριότητα. Στη συνέχεια, ωστόσο, ο ρυθμός απωλειών της υγρασίας αμβλύνεται. Γεγονός, που μπορεί να δικαιολογηθεί από την εξουδετέρωση ή την αναστολή της δραστηριότητας των μικροβιακών πληθυσμών με το σύστημα διοχέτευσης ατμού (§ 11.3).

Ιδιαίτερο ενδιαφέρον παρουσιάζει η πτώση της περιεκτικότητας σε υγρασία από την ημέρα 18 έως την ημέρα 19, δηλαδή από το δείγμα που ελήφθη λίγο πριν την έξοδο του συστήματος με το δείγμα που ελήφθη ακριβώς έξω από την έξοδο του συστήματος. Η πτώση αυτή σημειώνεται και στις δύο επαναλήψεις και συνοδεύεται από αντίστοιχη πτώση στο λόγο C/N (§10.1.2). Πιο αναλυτικά, για το PM.B(1) η περιεκτικότητα σε υγρασία από 30,07% (τυπική απόκλιση: 0,38) τη 18^η ημέρα μειώθηκε στο 22,76% (τυπική απόκλιση: 0,29) τη 19^η ημέρα και για το PM.B(2) από 34,05% (τυπική απόκλιση: 1,97) στο 26,32% (τυπική απόκλιση: 4,19) για το ίδιο χρονικό διάστημα. Δεδομένου ότι οι δύο επαναλήψεις PM.B(1) και PM.B(2)

πραγματοποιήθηκαν σε διαφορετικές εποχές του χρόνου, η μείωση αυτή δεν μπορεί να οφείλεται σε εξάτμιση εξαιτίας της θερμοκρασίας περιβάλλοντος.

Κατά την τελευταία δειγματοληψία, δηλαδή σε δείγματα περίπου 30 ημερών, το ποσοστό υγρασίας για τις PM.B(1) και PM.B(2) ήταν 18,60% (τυπική απόκλιση: 0,53) και 24,33% (τυπική απόκλιση: 0,71), αντίστοιχα.

Πίνακας 12.1: Οι μεταβολές της περιεκτικότητας σε υγρασία (MC), της οξύτητας (pH), της ηλεκτρικής αγωγιμότητας (EC) και των πτητικών στερεών (VS) κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης του μείγματος PM.B.

Δείγμα*	T (°C)	MC (%)	pH	EC (mS.cm ⁻¹)
PM.B(1)-0	38,0	65,81	7,3	3,7
PM.B(1)-4	65,5	41,64	9,4	2,5
PM.B(1)-6	64,0	40,05	9,5	2,0
PM.B(1)-16	37,6	35,24	9,8	-
PM.B(1)-18	37,0	30,07	9,8	4,1
PM.B(1)-19	37,0	22,76	9,8	3,6
PM.B(1)-30	31,8	18,60	9,9	3,9
PM.B(2)-0	39,1	48,49	8,5	6,6
PM.B(2)-4	67,8	37,61	9,5	5,2
PM.B(2)-6	65,2	34,37	9,6	4,9
PM.B(2)-16	40,4	33,33	9,3	3,6
PM.B(2)-18	38,1	34,05	9,3	4,8
PM.B(2)-19	38,0	26,32	9,6	4,6
PM.B(2)-30	33,0	24,33	9,7	4,0

* Η κωδικοποίηση έχει γίνει κυρίως βάσει της σύστασης και του δείγματος. Η ονομασία PM αποτελεί αρκτικόλεξο των αγγλικών λέξεων *Poultry Manure*, το οποίο ερμηνεύεται κοτσουλιές, ενώ το νούμερο που ακολουθεί δείχνει σε ποια ημέρα της κομποστοποίησης έγινε η δειγματοληψία.

12.1.4 Η οξύτητα του υποστρώματος

Οι τιμές του pH στα αρχικά μείγματα των επαναλήψεων PM.B(1) και PM.B(2) διαφέρουν σχεδόν κατά μία λογαριθμική τάξη – το PM.B(1) είχε αρχικό pH ίσο με 7,3 ενώ το PM.B(2) ίσο με 8,5 (Πίνακας 12.1). Γεγονός, που συνηγορεί στην υπόθεση που αναφέρθηκε στην Ενότητα 12.1.3 ότι το αρχικό μείγμα του χειρισμού PM.B(1) δεν πρέπει να αναμίχθηκε καλά. Η τιμή

άλλωστε του PM.B(1) είναι παρόμοια με εκείνη που αναφέρεται στη βιβλιογραφία για τις νωπές κουτσουλίες, η οποία κυμαίνεται περίπου στο 7,5 (Kulcu *et al.*, 2008), ενώ του PM.B(2) προσέγγιζε εκείνη του αρχικού μείγματος PM.A, η οποία ήταν ίση με 8,8 (δες § 11.1.4). Επομένως θα μπορούσε με σχετική ασφάλεια να θερηθεί ότι οι δύο επαναλήψεις είχαν μεν αρχικό μείγμα ίδιας προέλευσης, αλλά διέφεραν ως προς το βαθμό αποικοδόμησής του: Το PM.B(1) είχε μεγαλύτερη περιεκτικότητα σε νωπές κουτσουλίες από ότι το PM.B(2).

Ανεξάρτητα από τις διαφορές των αρχικών τιμών στα PM.B(1) και PM.B(2), η πορεία του pH εξελίχθηκε με το ίδιο μοτίβο και διαμορφώθηκε τελικά (Ημέρα 30) σε παραπλήσιες τιμές (Πίνακας 12.1). Πιο αναλυτικά, οι τιμές παρουσίασαν μεγάλη άνοδο – από 7,9 ($\pm 0,81$) την Ημέρα 0, έως 9,4 ($\pm 0,03$) την Ημέρα 4, καθώς η θερμοκρασία σημείωσε τις υψηλότερες τιμές της. Κατά την τελευταία δειγματοληψία, δηλαδή την 30^η ημέρα, οι τιμές του pH για τους χειρισμούς PM.B(1) και PM.B(2) διαμορφώθηκαν στο 9,9 και 9,7, αντίστοιχα. Παρόμοια αποτελέσματα ελήφθησαν όσον αφορά στην οξύτητα του μείγματος PM.A (§ 10.1.4), καθώς την 24^η είχε την τιμή 9,9 και την 55^η μετρήθηκε να έχει την τιμή 9,7.

Από τη σύγκλιση των τιμών του pH μετά το θερμόφιλο στάδιο, παρά το γεγονός ότι οι δύο επαναλήψεις «εκκίνησαν» από διαφορετικές τιμές pH, σε συνδυασμό με το διαφορετικό βαθμό αποικοδόμησης των αρχικών μειγμάτων, θα μπορούσε ενδεχομένως να βγει το συμπέρασμα ότι το pH μπορεί να λάβει συγκεκριμένες τιμές ανά υλικό κομποστοποίησης και να χρησιμοποιηθεί ως δείκτης σταθεροποίησης κατά την κομποστοποίηση του.

12.1.5 Η ηλεκτρική αγωγιμότητα

Στον Πίνακα 12.1 παρουσιάζεται η εξέλιξη των τιμών της ηλεκτρικής αγωγιμότητας (EC) για τα υποστρώματα PM.B(1) και PM.B(2). Οι αρχικές τιμές των PM.B(1) και PM.B(2) ήταν 3,70 mS.cm⁻¹ και 6,60 mS.cm⁻¹, αντίστοιχα. Η τιμή του PM.B(1) προσεγγίζει εκείνες που αναφέρονται στη βιβλιογραφία για τις νωπές κουτσουλίες, η οποία είναι περίπου 4,65 mS.cm⁻¹ σύμφωνα με τους Kulcu *et al.*, 2009.

Παρότι η προέλευση του μείγματος PM.B(2) είναι ίδια με εκείνη του PM.A (§ 7.1 - 7.2) και αμφότεροι οι χειρισμοί παρουσιάζουν παραπλήσιες τιμές pH (§ 12.1.4), οι τιμές EC των αρχικών δειγμάτων διαφέρουν. Η τιμή της EC του αρχικού PM.A ήταν 8,34 mS.cm⁻¹. Η

διαφορά αυτή ενδεχομένως οφείλεται στο βαθμό κομποστοποίησης του υλικού που προστίθεται στο φρέσκο υλικό, στον τρόπο αποθήκευσης, τις προσμίξεις ή ίσως σε διαφορές των γενεών των πουλερικών (Bolan *et al.*, 2010), αλλά καμία από αυτές τις υποθέσεις δεν μπορεί να επιβεβαιωθεί ή να απορριφθεί μέσω των αναλύσεων που πραγματοποιήθηκαν.

Μία ακόμη πιθανή αιτία για τη διαφορά αυτή, θα μπορούσε να είναι η σύσταση του σιτηρεσίου ή η παρουσία προσμίξεων στο αρχικό μείγμα (Bolan *et al.*, 2010). Σύμφωνα με τους Omeira *et al.* (2006), η ηλεκτρική αγωγιμότητα (EC) κουτσουλιών που προέρχονται από ωοπαραγωγικές μονάδες εντατικής εκμετάλλευσης παρουσιάζει σημαντικά μεγαλύτερες τιμές από εκείνες που προέρχονται από μονάδες εκτροφής πουλερικών με σκοπό την παραγωγή κρέατος, εξαιτίας ενδεχομένως της χρήσης φυραμάτων, που έχουν ως άμεση συνέπεια την παραγωγή κουτσουλιών με υψηλότερη περιεκτικότητα σε άλατα. Παρότι οι υπεύθυνοι της μονάδας δήλωσαν ότι δεν είχε γίνει κάποια σημαντική τροποποίηση, ενδέχεται κάποια από τα χαρακτηριστικά των συστατικών του φυράματος να ποικίλουν ανάλογα με τη χρονική περίοδο.

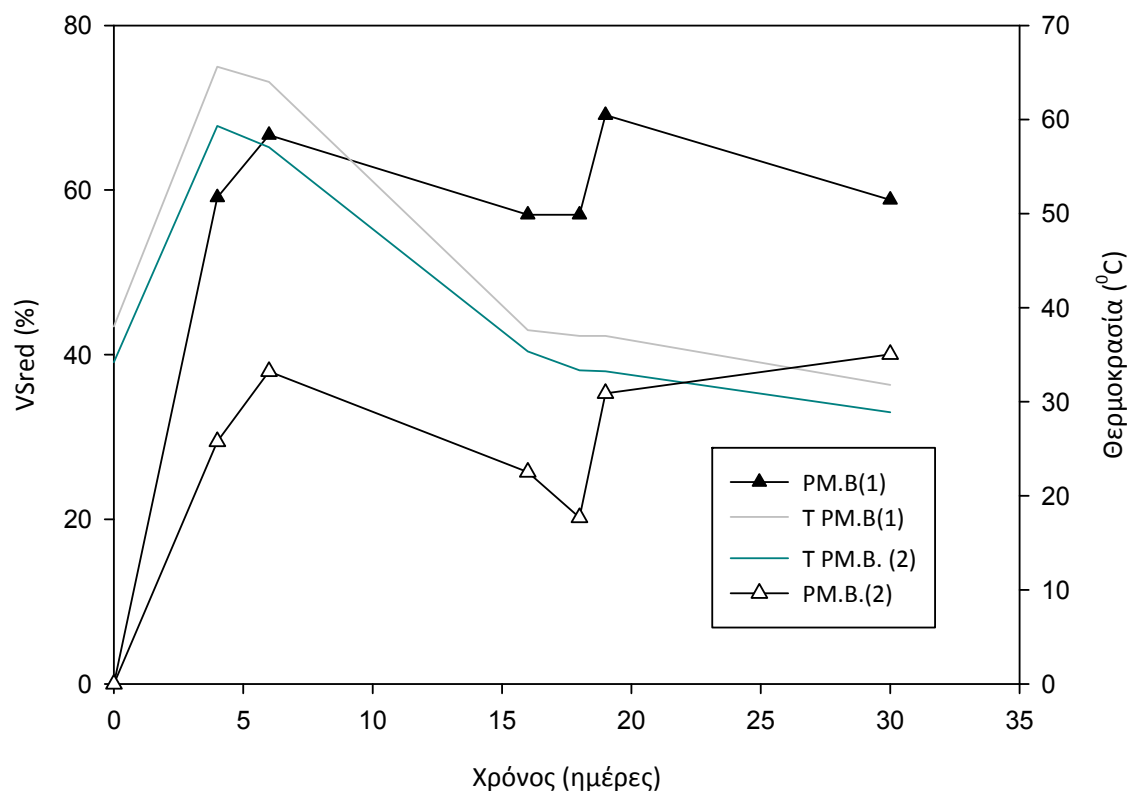
Ανεξάρτητα από τη διαφορά μεταξύ των τιμών της EC στα αρχικά υποστρώματα PM.B(1) και PM.B(2), οι τιμές της άρχισαν να συγκλίνουν από τη 16^η ημέρα μέχρι το τέλος της παρακολούθησης της διαδικασίας, δηλαδή την 30^η ημέρα μετά την έναρξη της κομποστοποίησης. Στην τελευταία δειγματοληψία, οι τιμές της EC για τις PM.B(1) και PM.B(2) διαμορφώθηκαν στο 3,92 mS.cm⁻¹ και 4,00 mS.cm⁻¹, αντίστοιχα.

12.1.6 Τα πτητικά στερεά

Δεδομένου ότι η εξέλιξη της κομποστοποίησης σχετίζεται με το βαθμό αποικοδόμησης του αρχικού οργανικού υλικού, το ποσοστό (%) μείωσης των πτητικών στερεών μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως δείκτης βίο-αποικοδόμησης. Η μείωση των πτητικών στερεών που εκτιμήθηκε στο χειρισμό PM.B παρουσιάζεται στο Διάγραμμα 12.3.

Όπως γίνεται αντιληπτό, τα ποσοστά μείωσης (%) διαφέρουν σημαντικά μεταξύ των δύο επαναλήψεων PM.B(1) και PM.B(2). Η διαφορά αυτή θα μπορούσε να δικαιολογηθεί, όπως και στην περίπτωση της οξύτητας και της ηλεκτρικής αγωγιμότητας, από ενδεχόμενη διαφοροποίηση στην ανάμιξη των νωπών προς μερικώς κομποστοποιημένων κουτσουλιών που σημειώθηκε στην επανάληψη PM.B.(1). Από τις μετρήσεις του pH και της EC, εικάζεται ότι

αντί να επιτευχθεί αναλογία 1:1, το αρχικό μείγμα PM.B.(1) περιείχε περισσότερες νωπές κουτσουλιές.



Διάγραμμα 12.3: Το ποσοστό μείωσης των στερεών πτητικών σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διαδικασία κομποστοποίησης του μείγματος PM.B (επαναλήψεις PM.B(1) και PM.B(2)).

Παρά τις διαφορές των τιμών, από το Διάγραμμα 10.3 γίνεται εμφανές ότι οι ρυθμοί μείωσης των πτητικών στερεών παρουσιάζουν παρόμοια τάση και στις δύο επαναλήψεις. Σε σύγκριση με τις τιμές μείωσης των πτητικών στερεών που υπολογίστηκαν κατά την κομποστοποίηση του χειρισμού PM.A. (Διάγραμμα 11.3), φαίνεται να υπάρχουν διαφορές. Στα PM.B εμφανίζεται μία έντονη μείωση των πτητικών στερεών τις πρώτες έξι ημέρες της κομποστοποίησης, η οποία στη συνέχεια αμβλύνεται, ενώ στο PM.A ο ρυθμός μείωσης διατηρείται σχεδόν σταθερός.

Αξιοσημείωτη είναι η αύξηση της μείωσης των πτητικών στερεών από την 18^η στη 19^η ημέρα, δηλαδή πριν και μετά την έξοδο του υπό κομποστοποίηση μείγματος από το σύστημα Hosoya.

Η συνολική μείωση στα πτητικά στερεά που σημειώθηκε στα μείγματα PM.B(1) και PM.B(2) περίπου 30 ημέρες μετά την έναρξη της κομποστοποίησης ήταν 58,8 % και 40,05 % (Διάγραμμα 12.3). Η διαφορά αυτή συνάδει με την υπόθεση ότι υπήρχε σημαντική διαφοροποίηση ανάμεσα στα δύο μείγματα, με το πρώτο – PMB(1) – να περιέχει μεγαλύτερη αναλογία νωπών κουτσουλίων.

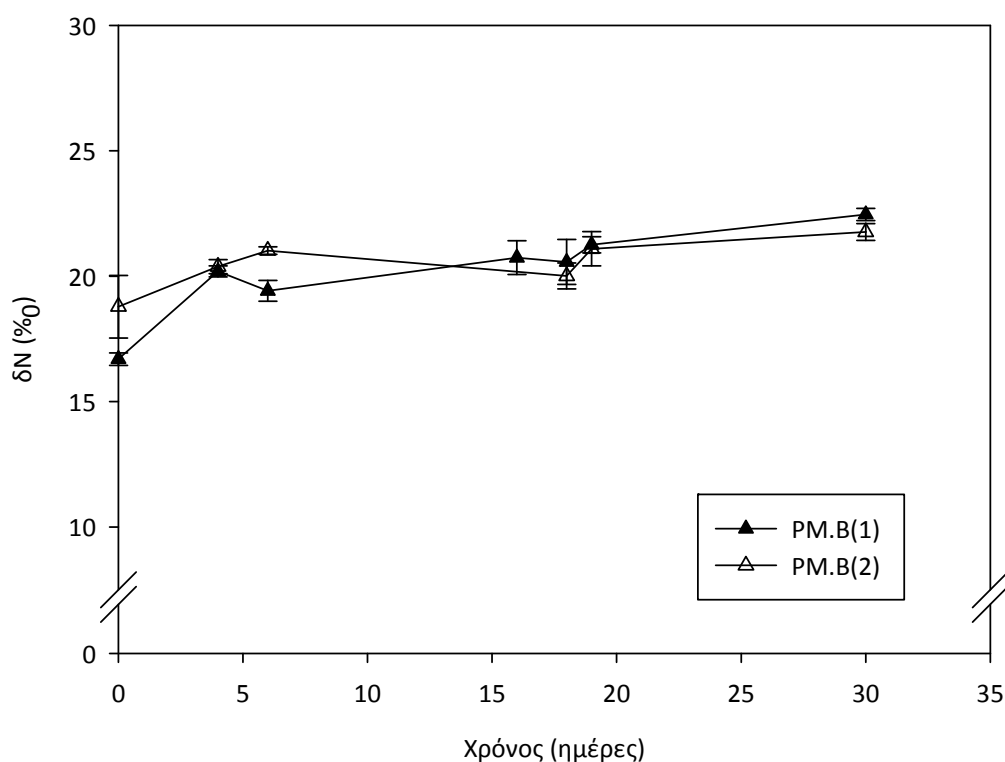
12.1.7 Μεταβολές του $\delta^{15}\text{N}$

Όπως φαίνεται στο Διάγραμμα 12.4 σημειώθηκε αύξηση του $\delta^{15}\text{N}$ από την ημέρα της εγκατάστασης έως και την 30^η ημέρα της κομποστοποίησης. Ο ρυθμός αύξησης ήταν πιο έντονος τις πρώτες 4 ημέρες, κατά τις οποίες σημειώθηκε μεγάλη άνοδος της θερμοκρασίας, και ηπιότερος από την 6^η ημέρα μέχρι το τέλος παρακολούθησης του συγκεκριμένου χειρισμού. Τα αποτελέσματα αυτά, όπως και από τις μετρήσεις του χειρισμού PM.A. ενισχύουν την υπόθεση των Kim *et al.* (2008), ότι το $\delta^{15}\text{N}$ παρουσιάζει έντονους ρυθμούς αύξησης στα πρώιμα στάδια της κομποστοποίησης και μικρότερους μετέπειτα.

Το παραπάνω εύρημα ήταν αναμενόμενο, καθότι η αύξηση της θερμοκρασίας ευνοεί την πτητικοποίηση του N, η οποία με τη σειρά της οδηγεί στην αύξηση της συγκέντρωσης του ^{15}N στο υπόστρωμα, και εντέλει στην αύξηση του $\delta^{15}\text{N}$ (Choi *et al.*, 2007). Επιπλέον, η μείωση συνάδει με τα αποτελέσματα των Kim *et al.* (2008) και Lynch *et al.* (2006), οι οποίοι παρατήρησαν άνοδο του $\delta^{15}\text{N}$ κατά τη διάρκεια κομποστοποίησης μειγμάτων με κοπριές και άχυρα ή άλλα ογκώδη υλικά.

Οι απώλειες του αμμωνιακού αζώτου κατά την κομποστοποίηση κοπριών μπορεί να οδηγήσει σε αύξηση του $\delta^{15}\text{N}$ σε τιμές μεγαλύτερες από 10‰ ή ακόμη και μεγαλύτερες από 20‰. Για αυτό έχει προταθεί η χρήση του ως δείκτη ανίχνευσης της προσθήκης κοπριάς ή κομπόστ από κοπριά στο έδαφος (Hogberg, 1997). Σκοπός αυτής της διατριβής είναι η διερεύνηση της καταλληλότητας του $\delta^{15}\text{N}$ ως δείκτη σταθεροποίησης του υπό κομποστοποίηση μείγματος.

Συγκρίνοντας τις μεταβολές του $\delta^{15}\text{N}$ κατά την κομποστοποίηση των χειρισμών PM.A και PM.B, διαπιστώνουμε ορισμένα ενδιαφέροντα αποτελέσματα. Στα δείγματα που ελήφθησαν όταν σημειώθηκαν οι μέγιστες θερμοκρασίες (72,7 °C για το PM.A, 65,5 °C για το PM.B(1), 67,8°C για το PM.B(2)), οι μέσοι όροι των τιμών του $\delta^{15}\text{N}$ για τα PM.A, PM.B(1), PM.B(2) υπολογίστηκαν ότι ήταν ίσοι με 21,28 ‰, 20,20‰ και 20,38‰, αντίστοιχα. Η ελαφρώς μεγαλύτερη τιμή $\delta^{15}\text{N}$ του PM.A σε σύγκριση με τα δείγματα PM.B εξηγείται ενδεχομένως από το γεγονός ότι στο μείγμα PM.A η μέγιστη τιμή παρουσιάστηκε την 8^η ημέρα και εφόσον είχαν προηγηθεί 7 ημέρες με τιμές θερμοκρασίας στην πλειονότητά τους μεγαλύτερες από 58 °C, ενώ στα μείγματα PM.B παρουσιάστηκε την 6^η ημέρα με την επέμβαση του συστήματος διοχέτευσης ατμού.



Διάγραμμα 12.4: Η διακύμανση του $\delta^{15}\text{N}$ σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία της κομποστοποίησης του μείγματος PM.B (δύο επαναλήψεις).

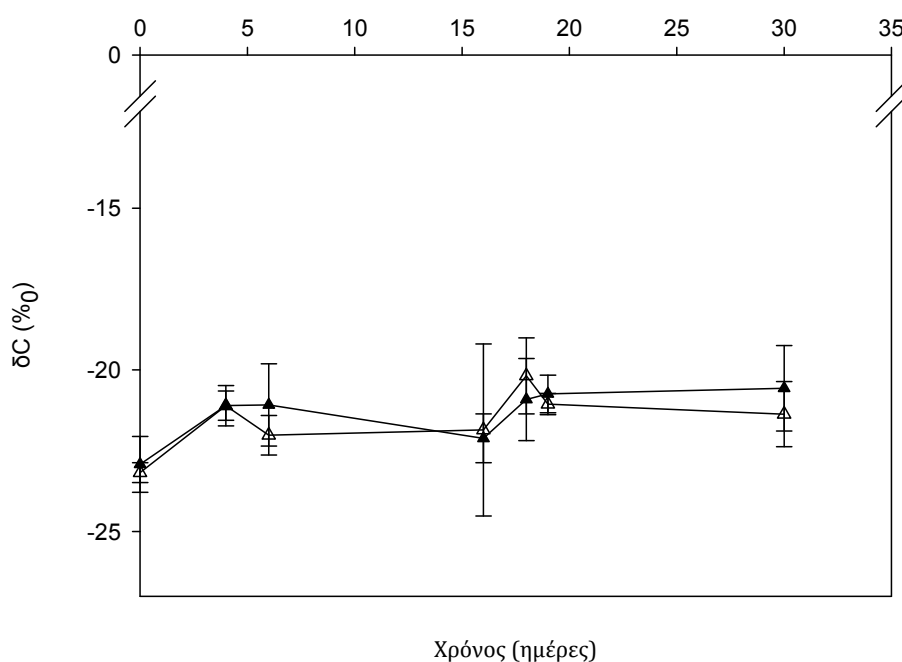
Όταν η θερμοκρασία των μειγμάτων έπεσε στους περίπου 30°C, πιο συγκεκριμένα στους 31,4 °C για το PM.A (41 ημέρες), 31,8°C για το PM.B(1) (30 ημέρες) και 33,0 °C για το PM.B(2)

(30 ημέρες), οι τιμές του $\delta^{15}\text{N}$ ήταν 23,10 ‰ (PM.A), 22,47 ‰ (PM.B(1)) και 21,76 ‰ (PM.B.(2)). Και σε αυτήν την περίπτωση, ωστόσο, η αυξημένη τιμή του PM.A έναντι των άλλων δύο μειγμάτων πιθανόν να οφείλεται στο μεγαλύτερο χρόνο παραμονής σε υψηλές θερμοκρασίες, ο οποίος εντείνει την πτητικοποίηση του αμμωνιακού αζώτου.

Επομένως, ανεξάρτητα από το σύστημα κομποστοποίησης που χρησιμοποιήθηκε, τα υλικά ίδιας ποιοτικά σύστασης φαίνεται ότι σημειώνουν παραπλήσιες $\delta^{15}\text{N}$, ανάλογα με τη θερμοκρασία και το χρόνο.

12.1.8 Μεταβολές του $\delta^{13}\text{C}$

Στο Διάγραμμα 12.5 απεικονίζονται γραφικά οι μεταβολές του $\delta^{13}\text{C}$ ($\text{C}^{12}/\text{C}^{13}$), οι οποίες φαίνεται να βρίσκονται σε αντίθεση με τα αποτελέσματα των Lynch *et al.* (2006), οι οποίοι ανέφεραν μία μικρή μείωση του $\delta^{13}\text{C}$. Όπως φαίνεται, οι τυπικές αποκλίσεις των μετρήσεων είναι αρκετά μεγάλες ώστε να μην μπορούν να εξαχθούν ασφαλή συμπεράσματα για την τάση μεταβολής του $\delta^{13}\text{C}$ κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης. Οι αποκλίσεις αυτές είναι πιθανόν να οφείλονται στη μεγάλη ετερογένεια των οργανικών ενώσεων που συναντώνται στο αρχικό μείγμα, οι οποίες ενώσεις χαρακτηρίζονται από διαφορετικές «υπογραφές» $\delta^{13}\text{C}$. Ενδεχομένως, ο διαχωρισμός των ενώσεων του C και η μέτρηση του $\delta^{13}\text{C}$ σε κάθε ομάδα ξεχωριστά να έδινε περισσότερο αξιοποιήσιμα αποτελέσματα.



Αξιοσημείωτη είναι η άνοδος του SOUR και στις δύο επαναλήψεις πάνω από το προτεινόμενο όριο σταθεροποίησης, την 30^η ημέρα από την έναρξη της κομποστοποίησης. Μία αντίστοιχη μικρή αύξηση παρουσιάστηκε και κατά την κομποστοποίηση του χειρισμού PM.A (§ 11.2) λίγο πριν συμπληρωθούν 20 ημέρες κομποστοποίησης. Η ομοιότητα αυτή σε αρχικά υλικά ίδιας προέλευσης χρήζει περισσότερης διερεύνησης.

Ο SOUR, όπως οι περισσότεροι δείκτες αναπνευστικής δραστηριότητας παρέχει μία έμμεση εκτίμηση της μικροβιακής δραστηριότητας που αναπτύσσεται στο υπό εξέταση δείγμα, και η οποία αντανακλά το βαθμό αποικοδόμησης του υποστρώματος (Wichuk & McCartney, 2010). Όσο μεγαλύτερος είναι ο βαθμός αποικοδόμησης, δηλαδή όσο πιο σταθεροποιημένο είναι το υπόστρωμα, τόσο μικρότερη είναι η μικροβιακή δραστηριότητα και συνεπώς ο ρυθμός αναπνευστικής δραστηριότητας.

12.3 Παρακολούθηση μικροβιακών πληθυσμών

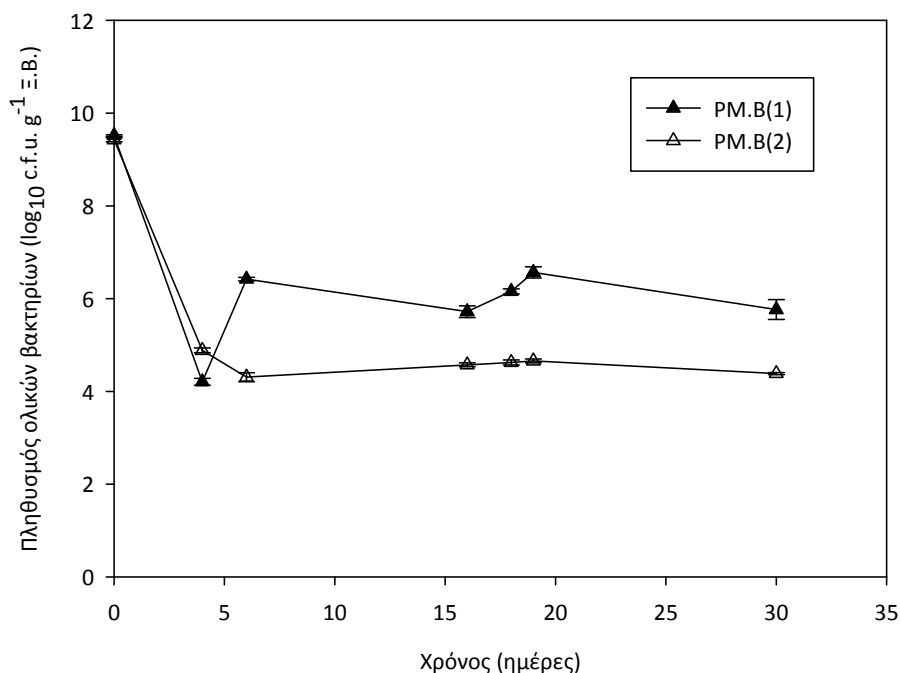
12.3.1 Ολικά βακτήρια

Οι πληθυσμοί των ολικών βακτηρίων κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης των μειγμάτων PM.B(1) και PM.B(2) απεικονίζονται σχηματικά στο Διάγραμμα 12.7.

Όπως αναμενόταν εξαιτίας της φύσης του μείγματος, οι πληθυσμοί των ολικών βακτηρίων στα αρχικά δείγματα των PM.B(1) και PM.B(2) ήταν αρκετά υψηλοί, με τις τιμές του να ισούνται με $3,2 \times 10^9$ και $2,7 \times 10^9$ CFU/g dw, αντίστοιχα. Με τη λειτουργία του συστήματος διοχέτευσης ατμού, οι πληθυσμοί σημείωσαν σημαντική υποχώρηση, φτάνοντας στην έξοδο του συστήματος (4^η ημέρα) τις $1,6 \times 10^4$ στο PM.B(1) και $7,7 \times 10^4$ CFU/g dw στο PM.B(2).

Αξιοσημείωτο είναι ότι την 6^η ημέρα, δηλαδή δύο μέρες μετά την εφαρμογή του συστήματος διοχέτευσης ατμού, ο πληθυσμός του PM.B(1) επανέκαμψε, φτάνοντας την τιμή των $2,6 \times 10^6$ CFU/g dw, την οποία διατήρησε σχεδόν σταθερή έως το τέλος της παρακολούθησης του χειρισμού (περίπου 30 ημέρες).

Ο πληθυσμός των ολικών βακτηρίων του χειρισμού PM.B(2), ωστόσο, δεν σημείωσε αντίστοιχη ανάκαμψη και διατηρήθηκε σχεδόν σταθερός μέχρι το τέλος της παρακολούθησης.

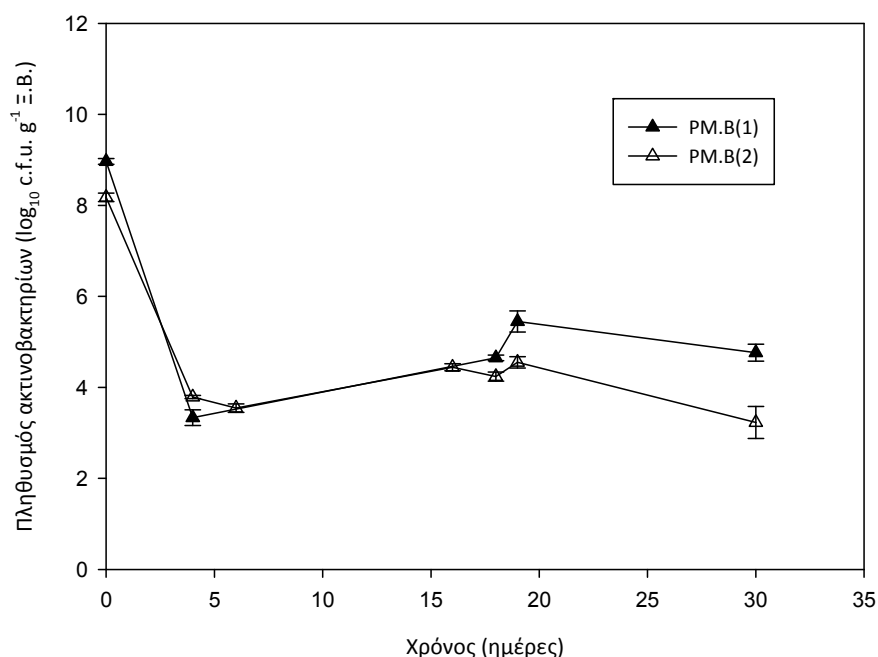


Διάγραμμα 12.7: Η διακύμανση του πληθυσμού των ολικών βακτηρίων κατά τη διεργασία κομποστοποίησης των μειγμάτων PM.B.

12.3.2 Ακτινοβακτήρια

Στο Διάγραμμα 12.8 παρουσιάζονται γραφικά οι μεταβολές του πληθυσμού των ακτινοβακτηρίων κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης. Όπως φαίνεται οι αρχικές τιμές του πληθυσμού των ακτινοβακτηρίων ήταν σχετικά υψηλές: $9,3 \times 10^8 (\pm 1,4 \times 10^8)$ CFU/g dw στο μείγμα PM.B(1) και $1,5 \times 10^8 (\pm 3,4 \times 10^7)$ CFU/g dw στο μείγμα PM.B(2). Μια πιθανή εξήγηση για τις πιθανές αυτές τιμές θα μπορούσε να είναι το γεγονός ότι τα αρχικά μείγματα περιέχουν και μερικώς κομποστοποιημένες κουτσουλιές, αφού σύμφωνα με τους Joshua *et al.* (1994), τα ακτινοβακτήρια παρουσιάζουν έντονη ανάπτυξη στα τελευταία στάδια της κομποστοποίησης. Ωστόσο, αυτό δεν επιβεβαιώνεται από τις τιμές του πληθυσμού των τελικών δειγμάτων που ελήφθησαν από τα μείγματα PM.B(1) και PM.B(2). Ο πληθυσμός των ακτινοβακτηρίων έπεσε σημαντικά (περίπου 4 τάξεις) μετά την είσοδο των μειγμάτων στο σύστημα διοχέτευσης ατμού. Στο PM.B(1) σημείωσε τάση ανάκαμψης, αλλά όχι τέτοια ώστε να αποκτήσει την τιμή

που είχε στο πρώτο δείγμα. Στο PM.B(2) παρέμεινε σταθερός έως το τέλος της παρακολούθησης.



Διάγραμμα 12.8: Η διακύμανση του πληθυσμού των ακτινοβακτηρίων κατά τη διεργασία κομποστοποίησης των μειγμάτων PM.B.

12.3.3 Ολικά κολίμορφα

Οι πληθυσμοί των ολικών κολίμορφων στα αρχικά δείγματα ήταν $3,6 \times 10^8$ CFU/g dw στο PM.B(1) και $7,1 \times 10^7$ CFU/g dw στο PM.B(2), εκ των οποίων μετρήθηκαν $2,8 \times 10^6$ CFU/g dw *Escherichia coli* στο PM.B(1) και $7,0 \times 10^5$ CFU/g dw στο PM.B(2). Η διεργασία της κομποστοποίησης σε συνδυασμό με το σύστημα διοχέτευσης ατμού του συστήματος Hosoya αποδείχθηκε εξαιρετικά αποτελεσματικό για την εξουδετέρωση των ολικών κολίμορφων, αφού μετά την εφαρμογή του, οι πληθυσμοί τους δεν ήταν ανιχνεύσιμοι σε κανένα δείγμα.

Το εύρημα αυτό έχει ιδιαίτερη σημασία για το χειρισμό PM.B(1), δεδομένου ότι σε αυτόν ο πληθυσμός των ολικών βακτηρίων παρουσίασε μία μικρή ανάκαμψη μετά την εφαρμογή του συστήματος διοχέτευσης ατμού. Πιο συγκεκριμένα, ακόμη και στην περίπτωση που υπήρξε εντός ορίου ανάκαμψη του πληθυσμού των ολικών βακτηρίων (PM.B(1)), φαίνεται ότι η ανάκαμψη δεν αφορούσε τους παθογόνους μικροοργανισμούς, οι οποίοι καταστρέφονται σε υψηλές θερμοκρασίες.

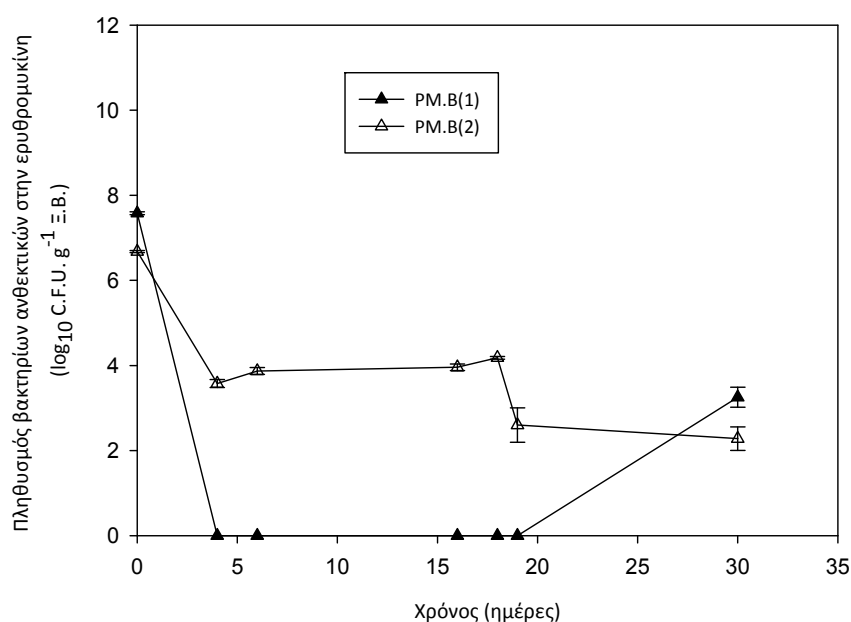
12.3.4 Βακτήρια ανθεκτικά σε αντιβιοτικά (ερυθρομυκίνη και τετρακυκλίνη)

Η αυξανόμενη ανάπτυξη και εξάπλωση βακτηρίων με ανθεκτικότητα στα αντιβιοτικά αποτελεί μία από τις μεγαλύτερες απειλές για τη δημόσια υγεία παγκοσμίως (Levy & Marshall, 2004). Οι κοπριές όπως και η ιλύς από τη βιολογική επεξεργασία λυμάτων μπορεί να συμβάλλουν στην εξάπλωση των βακτηρίων αυτών, όταν εφαρμόζονται στο έδαφος χωρίς να έχουν προηγουμένως υποβληθεί σε επεξεργασία (Peng *et al.*, 2015; Su *et al.*, 2015). Ως εκ τούτου, την τελευταία δεκαετία έχουν πραγματοποιηθεί αρκετές έρευνες για τη συμβολή της διεργασίας της κομποστοποίησης στην εξουδετέρωση των βακτηρίων που σημειώνουν ανθεκτικότητα τόσο στα αντιβιοτικά του ανθρώπου όσο και σε εκείνα που χρησιμοποιούνται στην κτηνοτροφία (Ross & Torp, 2015; Yu *et al.*, 2005), αλλά και στην αποικοδόμηση ή τη δέσμευση των αντιβιοτικών (Mitchell *et al.*, 2015; Ray *et al.*, 2017; Selvam *et al.*, 2012).

Κατά την κομποστοποίηση των μειγμάτων PM.B(1) και PM.B(2), όπως και άλλων χειρισμών που πραγματοποιήθηκαν στο πλαίσιο αυτής της διατριβής, καταμετρήθηκαν τα βακτήρια που έχουν ανθεκτικότητα στην ερυθρομυκίνη και την τετρακυκλίνη.

Οι μεταβολές στον πληθυσμό των βακτηρίων που παρουσιάζουν ανθεκτικότητα στην ερυθρομυκίνη, παρουσιάζονται στο Διάγραμμα 12.9. Η διεργασία της κομποστοποίησης σε συνδυασμό με τη λειτουργία του συστήματος διοχέτευσης ατμού, είχαν ως αποτέλεσμα τη μείωση του πληθυσμού τους, αλλά όχι την πλήρη εξάλειψή τους. Πιο αναλυτικά, στα αρχικά δείγματα των χειρισμών PM.B(1) και PM.B(2) οι πληθυσμοί των ανθεκτικών στην ερυθρομυκίνη βακτηρίων ήταν ίσοι με $3,8 \times 10^7$ CFU/g dw και $4,8 \times 10^6$ CFU/g dw, αντίστοιχα. Στη συνέχεια, και αφού το υπό κομποστοποίηση μείγμα είχε περάσει από το σύστημα ατμού, ο πληθυσμός τους στην επανάληψη PM.B(1), ήταν κάτω από το όριο ανίχνευσης της μεθόδου. Ωστόσο, σημειώθηκε μικρή ανάκαμψή τους κατά την παραμονή τους σε σωρούς, δηλαδή μετά από περίπου 30 ημέρες από την έναρξη της κομποστοποίησης. Η ανάκαμψη αυτή είναι πιθανόν να προκλήθηκε είτε επειδή ο πληθυσμός δεν είχε εκλείψει, αλλά απλά βρισκόταν κάτω από το όριο ανίχνευσης της μεθόδου, οπότε ανέκαμψε, είτε από επιμόλυνση του μείγματος από γειτονικούς σωρούς στους οποίους η εξουδετέρωση των βακτηρίων δεν είχε επιτευχθεί πλήρως. Όπως φαίνεται στη φωτογραφία 7.3, οι σωροί χωρίζονται με διαχωριστικά από οπλισμένο σκυρόδεμα συγκεκριμένου ύψους, οπότε η επιμόλυνση είναι ένα ενδεχόμενο που χρήζει διερεύνησης. Το ενδεχόμενο της επιμόλυνσης από γειτονικούς σωρούς ενισχύουν

οι μετρήσεις της επανάληψης PM.B(2) κατά την οποία φαίνεται ότι μειώθηκαν οι πληθυσμοί, αλλά δεν εξαλείφθηκαν σε καμία δειγματοληψία (Διάγραμμα 12.9).

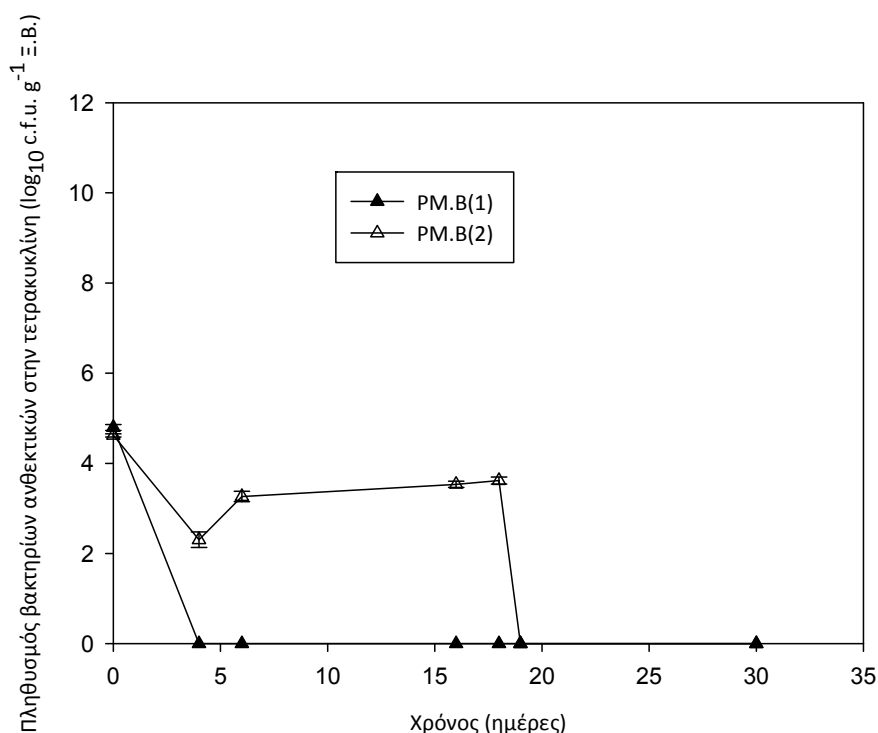


Διάγραμμα 12.9: Η διακύμανση του πληθυσμού των βακτηρίων με ανθεκτικότητα στην ερυθρομυκίνη κατά τη διεργασία κομποστοποίησης των μειγμάτων PM.B.

Οι τετρακυκλίνες είναι τα πιο ευρέως χρησιμοποιούμενα αντιβιοτικά για την αντιμετώπιση ασθενειών σε ανθρώπους και στην κτηνοτροφία. Μόνο στις Η.Π.Α. το 2011, περίπου 5,6 εκατομμύρια kg από τετρακυκλίνες χρησιμοποιήθηκαν στην κτηνοτροφία, ποσότητα που αντιστοιχούσε περίπου στο 42% όλων των χορηγούμενων αντιβιοτικών (Zhang *et al.*, 2014). Ένα μεγάλο μέρος των ποσοτήτων που διοχετεύονται στα κτηνοτροφικά ζώα περνάει μέσω των περιττωμάτων στο έδαφος (Hu *et al.*, 2010), ως έχουν ή ως βιοενεργοί μεταβολίτες (Aga *et al.*, 2005). Αρκετές μελέτες υποστηρίζουν ότι η διεργασία της κομποστοποίησης συμβάλλει θετικά στην αποικοδόμηση ή δέσμευση των τετρακυκλίνων, ενώ άλλες ότι η μακροχρόνια εφαρμογή κομποστοποιημένων κοπριών συμβάλλει στην οριζόντια εξάπλωση των γονιδίων που ευθύνονται για την ανθεκτικότητα στην τετρακυκλίνη (Peng *et al.*, 2015).

Οι μεταβολές στον πληθυσμό των βακτηρίων που παρουσιάζουν ανθεκτικότητα στην τετρακυκλίνη, παρουσιάζονται στο Διάγραμμα 12.10. Η διεργασία της κομποστοποίησης σε συνδυασμό με τη λειτουργία του συστήματος διοχέτευσης ατμού, είχαν ως αποτέλεσμα τη

μείωση του πληθυσμού τους μέχρι εξουδετέρωσής τους, αλλά σε διαφορετικές χρονικές στιγμές. Πιο συγκεκριμένα στην επανάληψη PM.B(1), ο πληθυσμός μειώθηκε κάτω από το όριο ανίχνευσης της μεθόδου την 4^η ημέρα, στην έξοδο του συστήματος διοχέτευσης ατμού, ενώ στην PM.B(2) τη 19^η ημέρα, στην έξοδο του συστήματος, πριν μεταφερθεί το μείγμα στους σωρούς.



Διάγραμμα 12.10: Η διακύμανση του πληθυσμού των βακτηρίων με ανθεκτικότητα στην τετρακυκλίνη κατά τη διεργασία κομποστοποίησης των μειγμάτων PM.B.

Οι Wang *et al.* (2012), βρήκαν ότι ο πληθυσμός βακτηρίων με ανθεκτικότητα στην τετρακυκλίνη μειώνεται κατά 4 έως 7 λογαριθμικές μονάδες μέσω της διεργασίας της κομποστοποίησης, αλλά δεν εξαλείφεται. Ωστόσο, οι ίδιοι όπως και άλλοι ερευνητές συμφωνούν ότι οι κοπριές είναι προτιμότερο να υποβάλλονται σε επεξεργασία μέσω της κομποστοποίησης (Ross & Torp, 2015; Wang *et al.*, 2012).

Οι Yu *et al.* (2005) εξετάζοντας τα γονίδια που προσδίδουν ανθεκτικότητα στα αντιβιοτικά, συμπέραναν ότι οι βιολογικές μέθοδοι επεξεργασίας των κοπριών επιφέρουν διαφορετικούς βαθμούς «εξουδετέρωσης» των εν λόγω γονιδίων και πρέπει να διερευνηθούν περαιτέρω. Οι Su *et al.*, 2015 ανακοίνωσαν ότι τα γονίδια που προσδίδουν ανθεκτικότητα στα αντιβιοτικά σχετίζονται με συγκεκριμένες ομάδες βακτηρίων, όπως τα ακτινοβακτήρια. Αυτή η διαπίστωση

ενδεχομένως να μπορούσε να ενισχυθεί από τα αποτελέσματα αυτής της έρευνας σχετικά με την ερυθρομυκίνη, δεδομένου ότι τα ανθεκτικά σε αυτήν βακτήρια αυξάνονται ξανά προς το τέλος της παρακολούθησης, όταν σημειώνεται επίσης αύξηση των ακτινοβακτηρίων (§ 12.3.2).

13. Χειρισμός 3: Μείγμα από ιλύ αναερόβιας βιολογικής επεξεργασίας και τεμαχισμένα κλαδοκάθαρα GWS

13.1. Φυσικοχημικές αναλύσεις

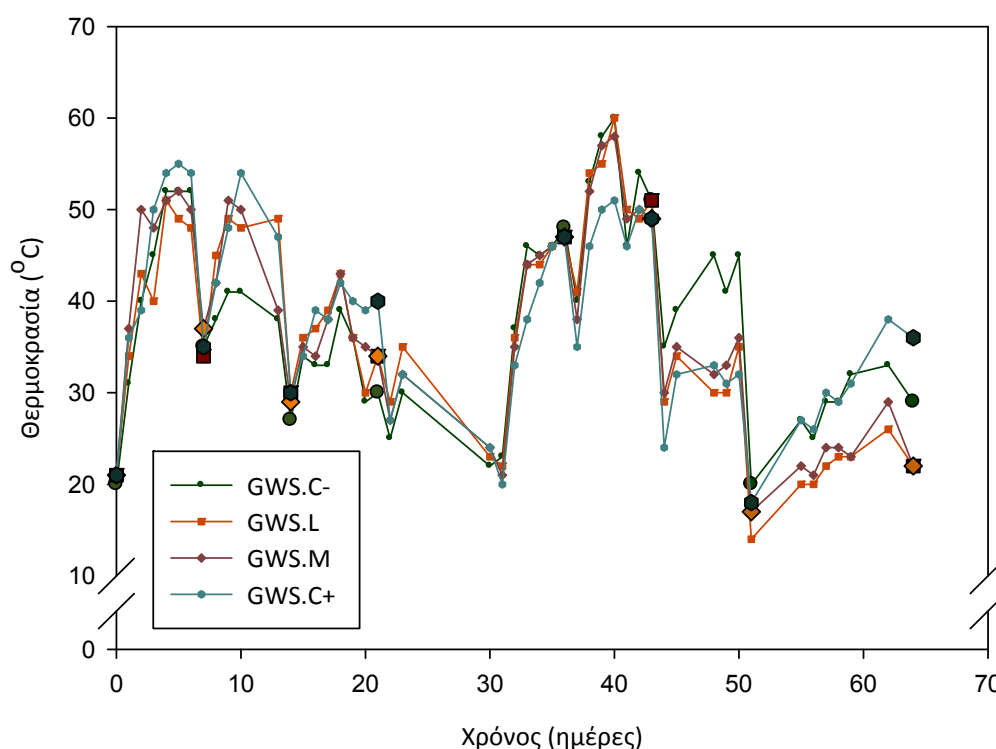
13.1.1 Το προφίλ της θερμοκρασίας

Οι τέσσερις επαναλήψεις GWS.C-, GWS.L, GWS.M και GWS.C+ που μελετήθηκαν, αποτελούνταν από αρχικό μείγμα ίδιας σύστασης, αλλά διέφεραν ως προς την περιεκτικότητά τους σε χημικά σκευάσματα φυτοπροστασίας (ζιζανιοκτόνα ευρείας χρήσης). Όπως αναπτύσσεται αναλυτικά στην § 7.3, τα αρχικά οργανικά απόβλητα (ιλύς και κλαδοκάθαρα) αναμίχθηκαν, το σχετικά ομοιογενές μείγμα που δημιουργήθηκε, διαιρέθηκε σε τέσσερα μέρη ίσου όγκου. Στη συνέχεια:

- α) το GWS.C- τοποθετήθηκε ως είχε στον κομποστοποιητή (αρνητικός μάρτυρας),
- β) το GWS.L ψεκάστηκε με διάλυμα Linuron (συγκέντρωση: 100 mg/kg) πριν τοποθετηθεί στον κομποστοποιητή,
- γ) το GWS.M ψεκάστηκε με διάλυμα που περιείχε Metribuzin (συγκέντρωση: 100 mg/Kg) πριν τοποθετηθεί στον κομποστοποιητή, και
- δ) το GWS.C+ ψεκάστηκε με διάλυμα που περιείχε Linuron και Metribuzin (συγκέντρωση: 100 mg/kg το καθένα) πριν τοποθετηθεί στον κομποστοποιητή και λειτούργησε ως θετικός μάρτυρας.

Οι διακυμάνσεις των τιμών της θερμοκρασίας σε σχέση με το χρόνο απεικονίζονται στο Διάγραμμα 13.1. Σε όλα τα δοχεία κομποστοποίησης τα προφίλ των θερμοκρασιών αναπτύχθηκαν με παρόμοιο τρόπο, γεγονός που υποδηλώνει ότι η διαδικασία της κομποστοποίησης εξελίχθηκε ανεξάρτητα των προϊόντων φυτοπροστασίας που χρησιμοποιήθηκαν. Η διαπίστωση αυτή υποστηρίζεται και από τις μεταβολές στις μετρήσεις εκπομπών CO₂, οι οποίες ακολουθούν τις μεταβολές της θερμοκρασίας και σύμφωνα με τη βιβλιογραφία αποτελούν ένδειξη για τη βιοαποικοδόμηση της οργανικής ύλης (Chroni *et al.*, 2009; Fountoulakis *et al.*, 2010).

Όλα τα μείγματα κομποστοποίησης GWS έφτασαν το θερμόφιλο στάδιο, δηλαδή θερμοκρασίες άνω των 45 °C σε χρονικό διάστημα 2 έως 3 ημερών (Διάγραμμα 11.1). Πιο συγκεκριμένα, τα μείγματα GWS.C- και GWS.C+ άγγιξαν τους 45 °C τη 2^η ημέρα μετά την εγκατάσταση της κομποστοποίησης, ενώ τα υποστρώματα GWS.L και GWS.M την 3^η. Έπειτα, η θερμοκρασία παρουσίασε άνοδο και παρέμεινε σταθερά υψηλή έως την 14^η ημέρα, οπότε πραγματοποιήθηκε το 2^ο «γύρισμα». Στο χρονικό αυτό διάστημα, δηλαδή από την ημέρα της εγκατάστασης έως τη 14^η ημέρα, οι μέγιστες τιμές της θερμοκρασίας που καταγράφηκαν στα μείγματα GWS.C-, GWS.L, GWS.M και GWS.C+ ήταν 52°C (Ημέρα 4), 51°C (Ημέρα 4), 52°C (Ημέρα 5) και 55°C (Ημέρα 5), αντίστοιχα.



Διάγραμμα 13.1: Το προφίλ της θερμοκρασίας περιβάλλοντος και του μείγματος κομποστοποίησης κατά τους 4 χειρισμούς GWS (τα σημεία των μετρήσεων που έχουν έντονο χρώμα, αντιστοιχούν σε μέρες κατά τις οποίες πραγματοποιήθηκαν «γυρίσματα»).

Από το 2^ο γύρισμα και μετά η θερμοκρασία όλων των υποστρωμάτων άρχισε να μειώνεται σταδιακά, μέχρι την 21^η ημέρα, οπότε έφτασε τους 30°C, 34°C, 34°C και 40°C για τα GWS.C-, GWS.L, GWS.M και GWS.C+, αντίστοιχα. Η πτώση αυτή οφείλεται σε λανθασμένη εκτίμηση της ποσότητας του νερού που προστέθηκε κατά το «γύρισμα» προκειμένου να διορθωθεί το

ποσοστό υγρασίας, και είχε ως αποτέλεσμα την καθυστέρηση της διαδικασίας για 9 ημέρες (21^η έως 30^η ημέρα), μέχρις ότου δηλαδή η περιεκτικότητα σε υγρασία να φτάσει τις συνιστώμενες τιμές (§13.3.1). Από την 31^η ημέρα και για δεκατρείς ακόμη ημέρες τα υποστρώματα εισήλθαν (ξανά) στο στάδιο αύξησης της θερμοκρασίας. Στο χρονικό αυτό διάστημα, οι μέγιστες τιμές της θερμοκρασίας καταγράφηκαν την ημέρα 40, και συγκεκριμένα ήταν 60°C για το GWS.C- και το GWS.L, 58°C για το GWS.M και 51°C για το GWS.C+. Πενήντα ημέρες μετά την εγκατάσταση η διαδικασία εισήλθε στο στάδιο πτώσης της θερμοκρασίας για όλα τα δείγματα.

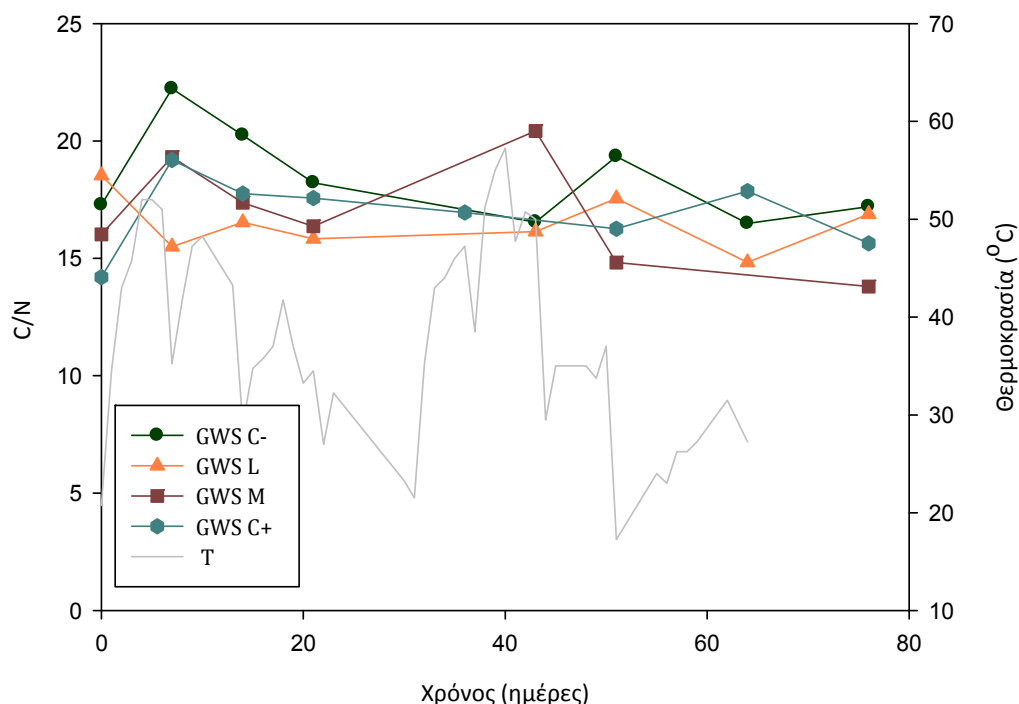
13.1.2 Ο λόγος άνθρακα προς άζωτο

Η διακύμανση του λόγου άνθρακα προς άζωτο (C/N) κατά τη διαδικασία κομποστοποίησης GWS παρουσιάζεται στο Διάγραμμα 13.2.

Οι τιμές του C/N στα αρχικά μείγματα GWS.C-, GWS.L, GWS.M και GWS.C+ ήταν 21,1, 16,1, 18,5 και 13,8 αντίστοιχα, οι οποίες προσέγγιζαν το συνιστώμενο εύρος τιμών (20 έως 35) για την κομποστοποίηση. Ο λόγος C/N διαμορφώνεται περίπου στο 6 για την ιλύ αστικών αποβλήτων και περίπου στο 30 για τα κλαδέματα.

Η απότομη μεταβολή που παρατηρήθηκε σε όλα τα μείγματα εκτός του GWS.L, είναι πιθανόν να οφείλεται είτε στο σχετικά αργό μεταβολισμό του άνθρακα σε σχέση με εκείνο του αζώτου (Eliland *et al*, 2001) είτε στην πτητικοποίηση του αμμωνιακού αζώτου καθώς η θερμοκρασία άγγιξε θερμοφίλες τιμές. Από την 7^η ημέρα μέχρι το τέλος παρακολούθησης της κομποστοποίησης τα μείγματα παρουσίαζαν συνολικά μικρή πτώση του λόγου C/N. Τα αποτελέσματα αυτά συμφωνούν με μία σειρά ερευνών που υποδεικνύει ότι η γενικότερη τάση του λόγου C/N κατά τη διάρκεια της κομποστοποίησης είναι πτωτική (Chiumenti *et al.*, 2005; Golueke, 1972).

Οι τελικές τιμές του λόγου C/N διαμορφώθηκαν ως εξής: 17,2 για το GWS.C-, 16,9 για το GWS.L, 13,8 για το GWS.M και 15,6 για το GWS.C+. Συνήθως ο στόχος των διαχειριστών κομποστοποίησης είναι η επίτευξη λόγου C/N που να κυμαίνεται από 15 έως 20 (Kayhanian & Tchobanoglous, 1992), ενώ οι Hue & Liu (1995) αναφέρουν ότι η τελική τιμή εξαρτάται από την πηγή των υλικών και τη μέθοδο μέτρησης του αζώτου.

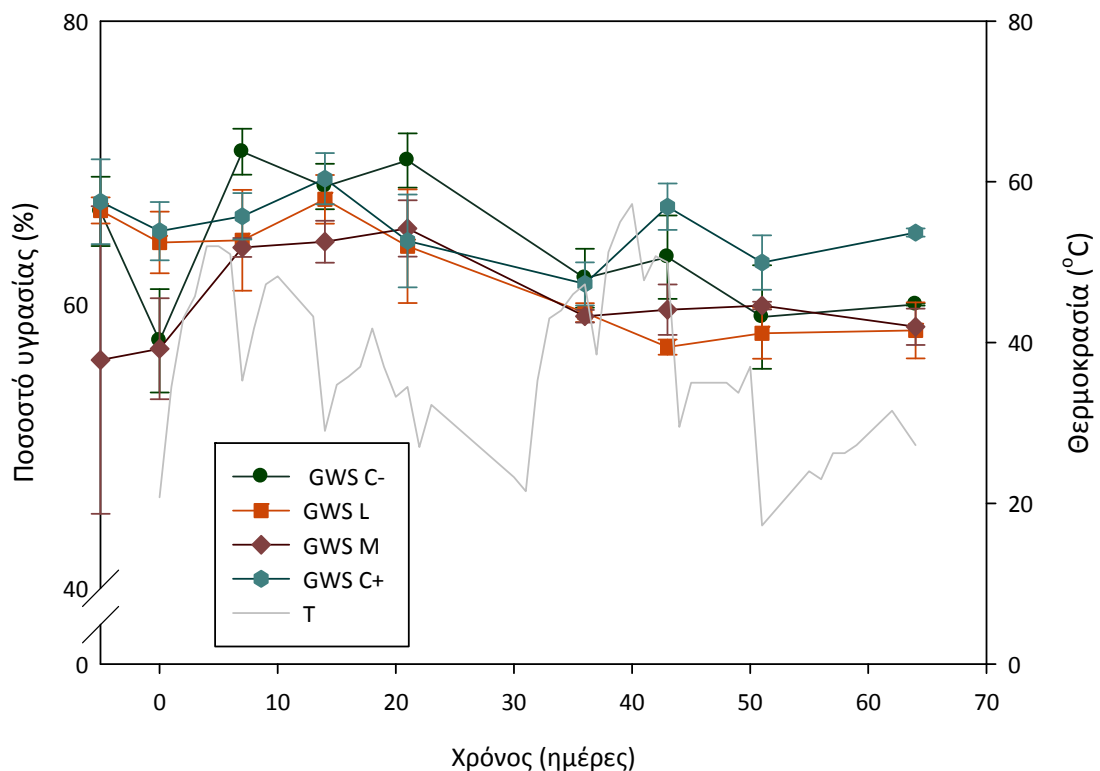


Διάγραμμα 13.2: Οι μεταβολές του λόγου άνθρακα προς άζωτο (C/N) σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης των μειγμάτων GWS.

13.1.3 Η περιεκτικότητα σε υγρασία

Το ποσοστό της υγρασίας των μειγμάτων του χειρισμού GWS παρουσιάζεται στο Διάγραμμα 13.3. Την ημέρα του ψεκασμού, δηλαδή 6 ημέρες πριν την εγκατάσταση της κομποστοποίησης, τα ποσοστά υγρασίας των υποστρωμάτων GWS.C-, GWS.L, GWS.M και GWS.C+ ήταν 66,6%, 66,6%, 63,8% και 67,3%, αντίστοιχα.

Την ημέρα της εγκατάστασης της κομποστοποίησης, δηλαδή 5 ημέρες μετά, τα ποσοστά υγρασίας είχαν διαμορφωθεί ως εξής: 57,5% για το GWS.C-, 64,4% για το GWS.L, 56,9% GWS.M και 65,2% για το GWS.C+. Για το GWS.L και το GWS.C+ ήταν υψηλότερα από το συνιστώμενο εύρος τιμών (50-60% - Gajalakshmi & Abbasi, 2008; Hamoda *et al.*, 1998; Stentiford, 1996).

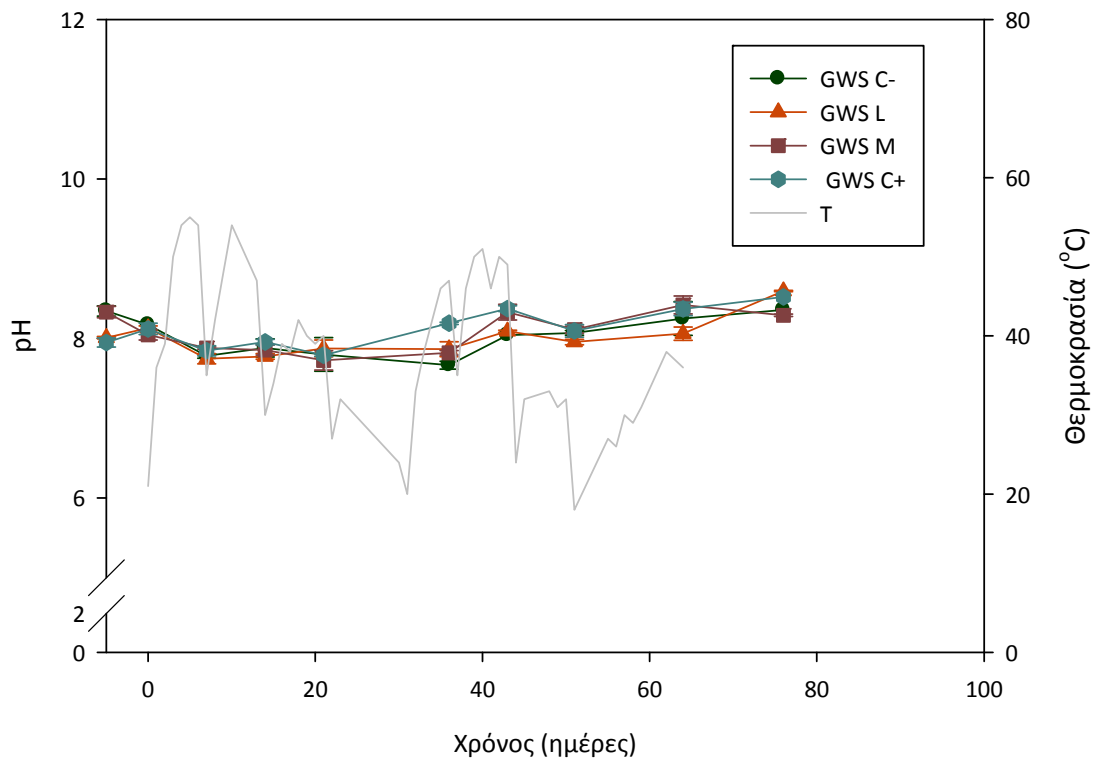


Διάγραμμα 13.3: Η περιεκτικότητα σε υγρασία των μειγμάτων κομποστοποίησης κατά τους χειρισμούς GWS.C-, GWS.L, GWS.M και GWS.C+.

Από την 36^η ημέρα έως το τέλος της παρακολούθησης της διεργασίας, τα ποσοστά υγρασίας κυμάνθηκαν έως εξής: από 59,1 έως 63,4% για το GWS.C-, από 57,0 έως 59,4% για το GWS.L, από 58,4 έως 59,9% GWS.M και από 61,5 έως 66,9% για το GWS.C+. Οι τιμές αυτές κινούνταν κοντά στο ανώτερο όριο του προτεινόμενου βέλτιστου εύρους υγρασίας, δηλαδή το 60 % (Das & Keener, 1997).

13.1.4 Η οξύτητα του υποστρώματος

Όσον αφορά στις τιμές του pH των υποστρωμάτων κατά την πορεία της κομποστοποίησης, δεν παρατηρήθηκε καμία σημαντική μεταβολή (Διάγραμμα 13.4). Την ημέρα της εγκατάστασης οι τιμές pH των υποστρωμάτων κυμαίνονταν από 8,0 έως 8,2, ενώ την 64^η ημέρα (δηλαδή την τελευταία ημέρα της παρακολούθησης) από 8,3 έως 8,6.



Διάγραμμα 13.4: Το pH του μείγματος κομποστοποίησης κατά τους χειρισμούς GWS.C-, GWS.L, GWS.M και GWS.C+.

Οι σχετικά υψηλές τιμές pH των μειγμάτων δικαιολογούνται από τη σύστασή τους (ιλύ αναερόβιας βιολογικής επεξεργασίας και κλαδοκάθαρα, 1:5), καθότι το pH της ιλύος είναι κατά προσέγγιση ίσο με 11,0 (Day & Shaw, 2001). Από τις αναλύσεις των υπόλοιπων μετρήσεων, δεν διαπιστώθηκε καθυστέρηση της διεργασίας της κομποστοποίησης εξαιτίας του υψηλού pH των μειγμάτων.

Έχει διαπιστωθεί ότι όταν η τιμή του pH ξεπερνάει το 7,5, εντατικοποιείται η πτητικοποίηση της αμμωνίας και κατά συνέπεια οι απώλειες αζώτου και η έκλυση δυσάρεστων οσμών (Day & Shaw, 2001; Miller *et al.*, 1991). Ωστόσο, οι μετρήσεις N που πραγματοποιήθηκαν κατά τη διεξαγωγή παράλληλου πειράματος με τα ίδια δείγματα (Fountoulakis *et al.*, 2010), δεν χαρακτηρίζονταν από καμία σημαντική μεταβολή κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης.

Στη βιβλιογραφία συχνά αναφέρεται ότι οι υψηλές τιμές pH μπορεί να αντανakλούν υψηλές συγκεντρώσεις NH_4^+ και κατ' επέκταση να είναι ενδεικτικές μη σταθερών και ώριμων

κομπόστ (ASCP, 2001). Ωστόσο, αυτό βασίζεται στην υπόθεση ότι καθώς η κομποστοποίηση εξελίσσεται, τα NH_4^+ νιτροποιούνται και το pH παρουσιάζει πτώση. Στην προκειμένη περίπτωση όμως, οι εύκολα βιοαποικοδομήσιμες ενώσεις από την ιλύ είχαν ήδη αποικοδομηθεί (κατά την αναερόβια επεξεργασία της), ενώ σχεδόν απουσιάζουν από τα κλαδοκάθαρα.

13.1.5 Η ηλεκτρική αγωγιμότητα

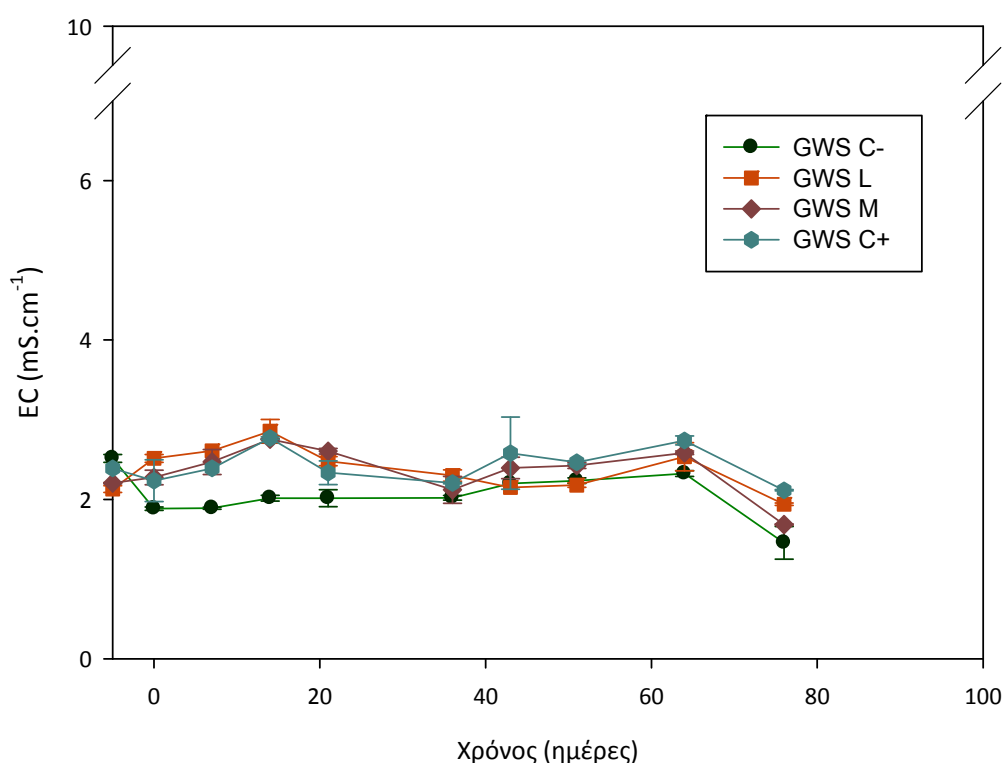
Στο Διάγραμμα 13.5 παρουσιάζεται η εξέλιξη των τιμών της EC για τα υποστρώματα GWS. Την ημέρα του ψεκασμού, οι τιμές των υποστρωμάτων GWS.C-, GWS.L, GWS.M και GWS.C+ ήταν αντίστοιχα, $2,52 \text{ mS.cm}^{-1}$, $2,13 \text{ mS.cm}^{-1}$, $2,21 \text{ mS.cm}^{-1}$ και $2,39 \text{ mS.cm}^{-1}$. Την ημέρα της εγκατάστασης της κομποστοποίησης, οι τιμές μετρήθηκαν ως εξής: $1,89 \text{ mS.cm}^{-1}$ για το GWS.C, $2,52 \text{ mS.cm}^{-1}$ για το GWS.L, $2,28 \text{ mS.cm}^{-1}$ GWS.M και $2,24 \text{ mS.cm}^{-1}$ για το GWS.C+.

Το 2001 οι Reinikainen & Herranen κατά την παρακολούθηση της κομποστοποίησης ενός μείγματος από βιοαπόβλητα και ιλύ βιολογικού καθαρισμού, κατέγραψαν ότι η EC αρχικά ελαττώνεται και έπειτα σταθεροποιείται. Στην παρούσα μελέτη δεν διαπιστώθηκε αυτή η τάση, παρότι τα αρχικά υλικά που χρησιμοποιήθηκαν ήταν παρόμοια με εκείνα της δικής τους μελέτης.

Το σημείο, ωστόσο, εδώ που έχει ενδιαφέρον δεν αφορά στην εξέλιξη των τιμών της EC ενός υποστρώματος με το χρόνο, αλλά στη σύγκριση του προφίλ της EC των τεσσάρων διαφορετικών χειρισμών, δηλαδή μεταξύ των GWS.C-, GWS.L, GWS.M και GWS.C+. Όπως είναι εμφανές στο Διάγραμμα 13.5, τα υποστρώματα που είχαν ψεκαστεί (GWS.L, GWS.M και GWS.C+) εμφάνισαν μικρή αύξηση της EC τις πρώτες 21 ημέρες μετά την εγκατάσταση, σε σύγκριση με το υπόστρωμα μάρτυρα GWS.C-, η οποία αμβλύνηκε στο διάστημα των εννέα ημερών που η περιεκτικότητα σε υγρασία ήταν υψηλή. Μετά την 30^η ημέρα, οπότε και η περιεκτικότητα σε υγρασία επανήλθε εντός του συνιστώμενου εύρους, η EC των GWS.L, GWS.M και GWS.C+ σημείωσε και πάλι αύξηση, αν και πιο περιορισμένη.

Το υπόστρωμα GWS.C-, το οποίο δεν είχε ψεκαστεί, δεν εμφάνισε παρόμοια συμπεριφορά. Οι τιμές της EC του παρέμειναν σχεδόν σταθερές από την ημέρα της εγκατάστασης έως την ημέρα 30. Έπειτα σημείωσαν μικρή άνοδο. Οι τιμές της EC που

καταγράφηκαν την Ημέρα 64, ενώσω η κομποστοποίηση είχε εισέλθει στο στάδιο πτώσης της θερμοκρασίας, ήταν $1,46 \text{ mS.cm}^{-1}$ για το GWS.C-, $1,94 \text{ mS.cm}^{-1}$ για το GWS.L, $1,69 \text{ mS.cm}^{-1}$ GWS.M και $2,12 \text{ mS.cm}^{-1}$ για το GWS.C+, δηλαδή προσέγγιζαν το υπάρχον όριο του 1 mS.cm^{-1} για τα μέσα ανάπτυξης της Απόφασης 2015/2099 της Επιτροπής σχετικά με τον καθορισμό οικολογικών κριτηρίων απομονής του οικολογικού σήματος της ΕΕ σε μέσα ανάπτυξης, βελτιωτικά εδάφους και εδαφοκάλυμμα.



Διάγραμμα 13.5: Η ηλεκτρική αγωγιμότητα (EC) των μειγμάτων GWS.C-, GWS.L, GWS.M και GWS.C+ κατά τη διεργασία της κομποστοποίησής τους.

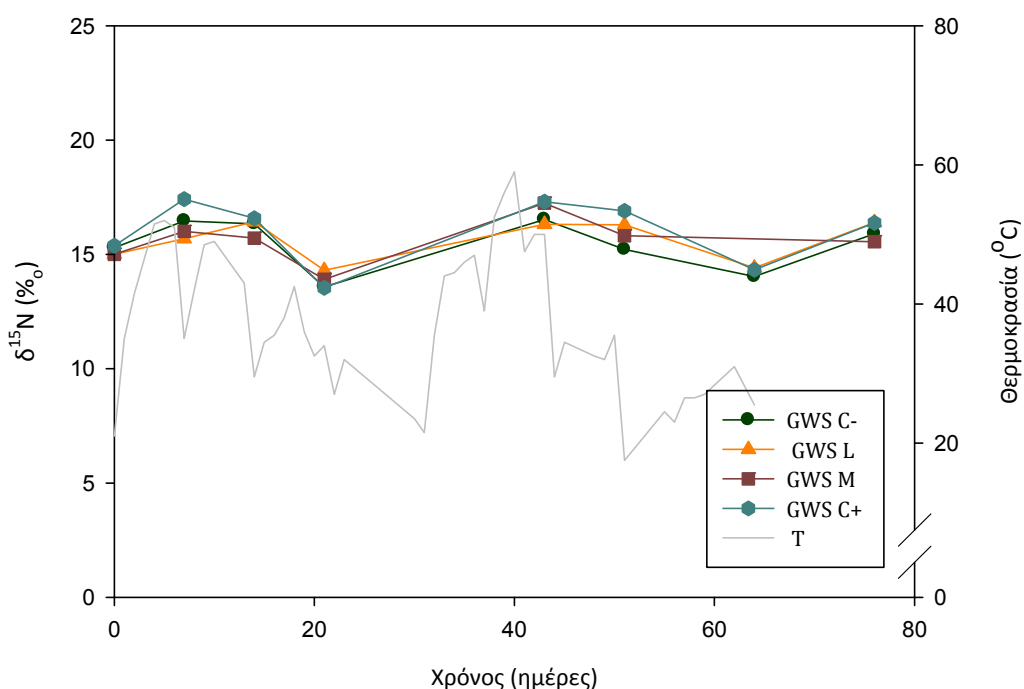
13.1.6 Τα πτητικά στερεά

Η μείωση των πτητικών στερεών που σημειώθηκε στα υποστρώματα GWS.C-, GWS.L, GWS.M και GWS.C+ στο τέλος της διεργασίας ήταν 58,1% ($\pm 4,7$), 48,8% ($\pm 5,3$), 46,8 ($\pm 5,6$) και 55,2% ($\pm 5,9$).

13.1.7 Μεταβολές του $\delta^{15}\text{N}$

Όπως φαίνεται στο Διάγραμμα 13.6 το $\delta^{15}\text{N}$ σημείωσε αρκετές αυξομειώσεις κατά την κομποστοποίηση όλων των δειγμάτων, αλλά οι τελικές τιμές μετρήθηκαν σχεδόν ίσες με τις αρχικές. Πιο συγκεκριμένα στο μείγμα GWS.C- το $\delta^{15}\text{N}$ από 15,3‰ στο αρχικό δείγμα έφτασε στο 15,9‰ στο τελικό, στο μείγμα GWS.L από 15,0‰ έφτασε 16,4‰, στο μείγμα GWS.M από 15,0‰ στο 15,6‰ και τέλος στο μείγμα GWS.C+ από 15,4‰ στο 16,4‰.

Από την παρατήρηση των μεταβολών του $\delta^{15}\text{N}$ (Διάγραμμα 13.6) φαίνεται ότι η διακύμανσή του ακολουθεί τις αυξήσεις της θερμοκρασίας, γεγονός που συνάδει με την αύξηση των απωλειών αζώτου με την άνοδο της θερμοκρασίας.



Διάγραμμα 13.6: Η διακύμανση του $\delta^{15}\text{N}$ σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης των μειγμάτων GWS.

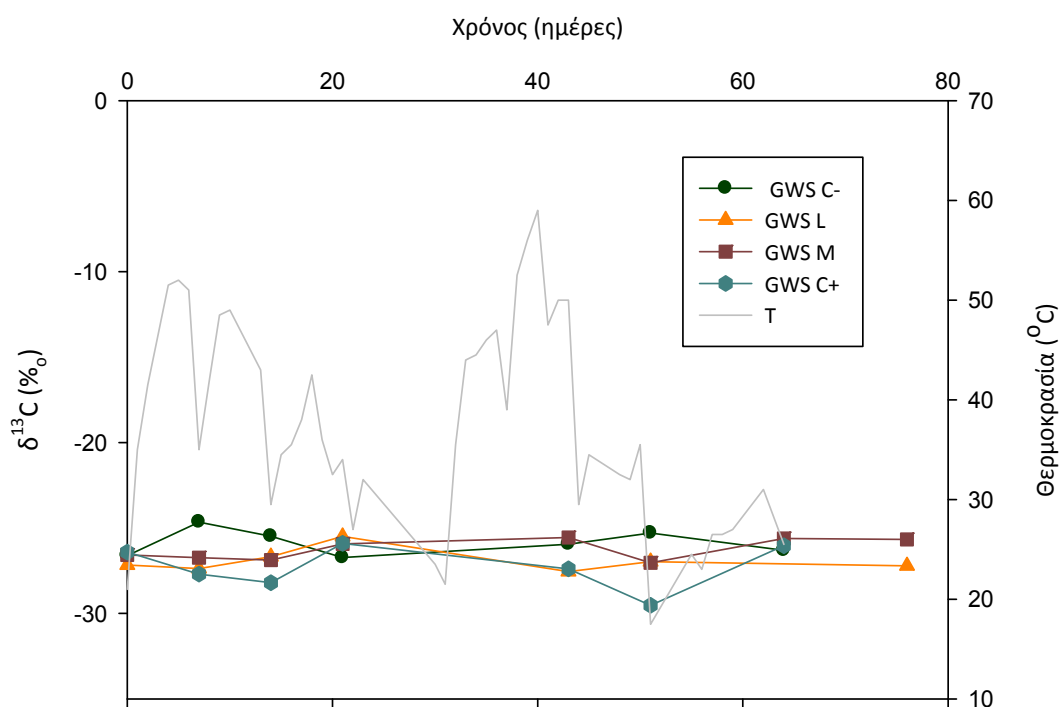
Συγκρίνοντας τις μεταβολές του $\delta^{15}\text{N}$ του χειρισμού GWS με εκείνες των χειρισμών PM.A και PM.B, διαπιστώνουμε ότι παρουσιάζονται ηπιότερες. Αυτό οφείλεται στη διαφορετική σύσταση των αρχικών μειγμάτων, δεδομένου ότι τα μείγματα GWS αποτελούνταν από

επεξεργασμένη ιλύ και κλαδέματα, ενώ τα PM.A και PM.B από κουτσουλιές που είναι αρκετά πιο πλούσιες σε αζωτούχες ενώσεις. Μέχρι την ημέρα συγγραφής αυτής της διατριβής, δεν υπήρχε διαθέσιμη αναφορά στην επιστημονική ή τεχνική βιβλιογραφία, που να αφορά τις μεταβολές του $\delta^{15}\text{N}$ σε μείγματα κομποστοποίησης τα οποία δεν περιέχουν κοπριά.

13.1.7 Μεταβολές του $\delta^{13}\text{C}$

Στο Διάγραμμα 13.7 απεικονίζονται γραφικά οι μεταβολές του $\delta^{13}\text{C}$ ($\text{C}^{12}/\text{C}^{13}$). Σε αντίθεση με τα αποτελέσματα που ελήφθησαν από τις μετρήσεις των χειρισμών PM.A και PM.B και έδειχναν μεγάλες διακυμάνσεις, το $\delta^{13}\text{C}$ στο χειρισμό GWS παρουσιάζεται ουσιαστικά σταθερό και στα τέσσερα δείγματα.

Ως εκ τούτου, η παρακολούθηση του κατά την πορεία της κομποστοποίησης δεν φαίνεται να μπορεί να δώσει ενδείξεις για τη σταθεροποίηση του μείγματος.



Διάγραμμα 13.7: Η διακύμανση του $\delta^{13}\text{C}$ σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης των μειγμάτων GWS.

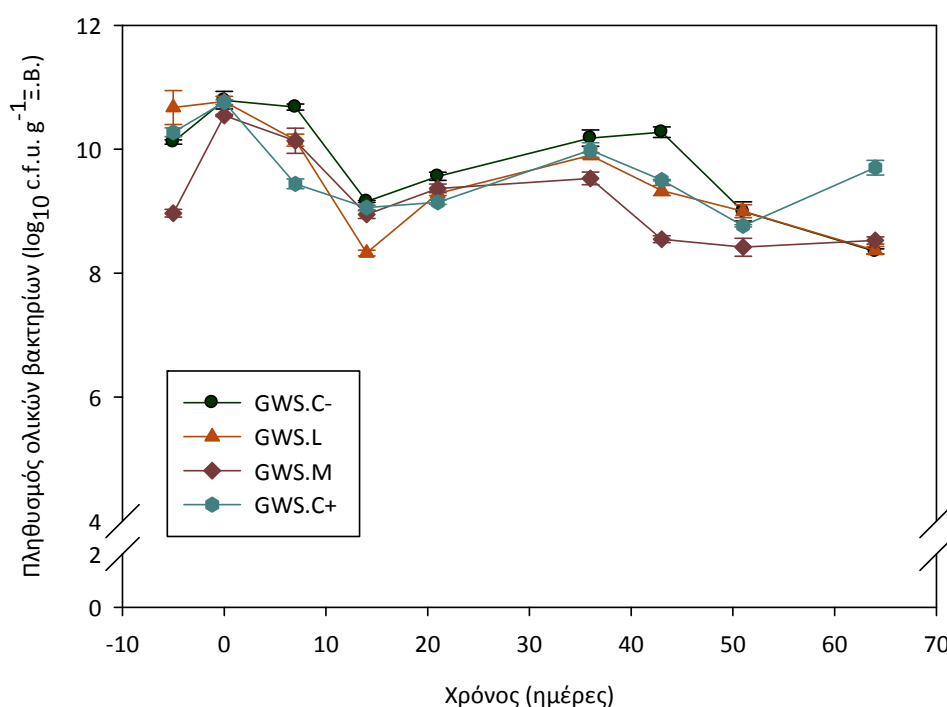
13.2 Παρακολούθηση μικροβιακών πληθυσμών

13.2.1 Ολικά βακτήρια

Στο Διάγραμμα 13.8 παρουσιάζονται οι πληθυσμοί των ολικών βακτηρίων κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης των μειγμάτων GWS.

Οι μεταβολές στις τιμές των ολικών βακτηρίων στο μείγμα μάρτυρα, δηλαδή το GWS C- ήταν παρόμοιες με αυτές που έχουν καταγραφεί σε άλλες μελέτες με μείγματα παραπλήσιας σύστασης (Chroni *et al.*, 2009α, Chroni *et al.*, 2009β). Πιο αναλυτικά, τα ολικά βακτήρια στο GWS C- παρουσιάζουν μία μικρή πτώση όταν οι τιμές της θερμοκρασίας ξεπεράσουν τους 55°C, αλλά σύντομα ανακάμπτουν μόλις η θερμοκρασία πέσει ξανά (Marshall *et al.*, 2004).

Το ίδιο μοτίβο εξέλιξης παρατηρείται και για τα υπόλοιπα μείγματα, δηλαδή τα GWS.L, GWS.M και GWS.C+, υποδεικνύοντας ότι οι μικροοργανισμοί που συντελούν στην κομποστοποίηση και κατ' επέκταση η ίδια διεργασία της κομποστοποίησης, δεν φαίνονται να επηρεάζονται από τα χημικά σκευάσματα φυτοπροστασίας που προστέθηκαν.



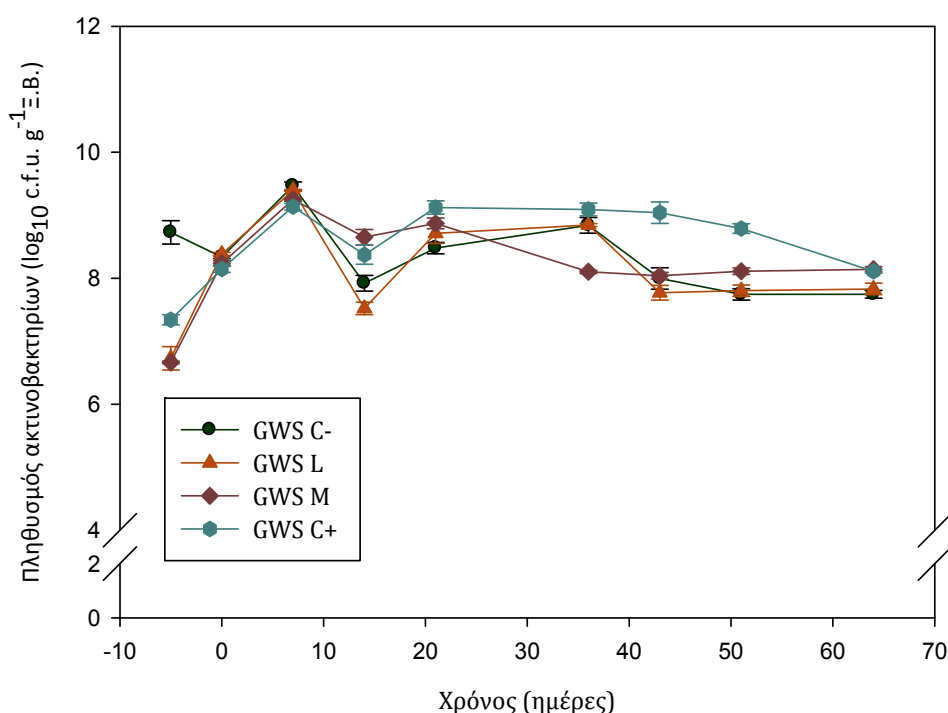
Διάγραμμα 13.8: Η διακύμανση του πληθυσμού των ολικών βακτηρίων κατά τη διεργασία κομποστοποίησης των μειγμάτων GWS.

13.2.2 Ακτινοβακτήρια

Στο Διάγραμμα 13.9 παρουσιάζονται οι πληθυσμοί των ακτινοβακτηρίων κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης των μειγμάτων GWS.

Όπως φαίνεται, ο πληθυσμός των ακτινοβακτηρίων στο GWS.C- μείγμα (μάρτυρα) διατηρήθηκε σχεδόν σταθερός μέχρι την 36^η ημέρα. Στη συνέχεια, παρουσίασε πτώση περίπου μίας τάξης. Οι μεταβολές του πληθυσμού των ακτινοβακτηρίων στα υπόλοιπα μείγματα, παρουσίασαν διαφορετική τάση από αυτή του GWS.C-.

Πιο συγκεκριμένα, οι αρχικές τιμές του πληθυσμού των ακτινοβακτηρίων στα μείγματα GWS.L, GWS.M και GWS.C+ ήταν περίπου 1-1,5 τάξεις μικρότερες από εκείνη που μετρήθηκε στο μείγμα GWS.C-. Από αυτό το συμπέρασμα, φαίνεται ότι οι ψεκασμοί με τα χημικά σκευάσματα φυτοπροστασίας, επηρέασαν τον πληθυσμό των ακτινοβακτηρίων.



Διάγραμμα 13.9: Η διακύμανση του πληθυσμού των ακτινοβακτηρίων κατά τη διεργασία κομποστοποίησης των μειγμάτων GWS.

13.2.3 Ολικά κολίμορφα

Σε όλα τα μείγματα του χειρισμού GWS οι πληθυσμοί των ολικών κολίμορφων έπεσαν κάτω από το όριο ανίχνευσης της μεθόδου την 43^η ημέρα μετά την έναρξη της κομποστοποίησης και δεν ανέκαμψαν ξανά έως το τέλος της παρακολούθησης.

Σύμφωνα με τους Chiumenti *et al.* (2005) η *Escherichia coli* καταστρέφονται όταν εκτίθενται για μία ώρα σε θερμοκρασία 55 °C ή για 15 έως 20 λεπτά στους 60°C. Οι Lung *et al.* (2001) ισχυρίστηκαν ότι ο πληθυσμός των *E. coli* εξαλείφθηκε μετά από κομποστοποίηση 72h στους 47 °C. Σε αντίθεση με τα παραπάνω, οι Hess *et al.* (2004) κατέγραψαν ανάκαμψη του πληθυσμού *E. coli* όταν η θερμοκρασία του υπό κομποστοποίηση μείγματος επανήλθε στους 35 έως 52°C, παρότι είχε προηγουμένως ανέλθει στους 50°C για 48 h.

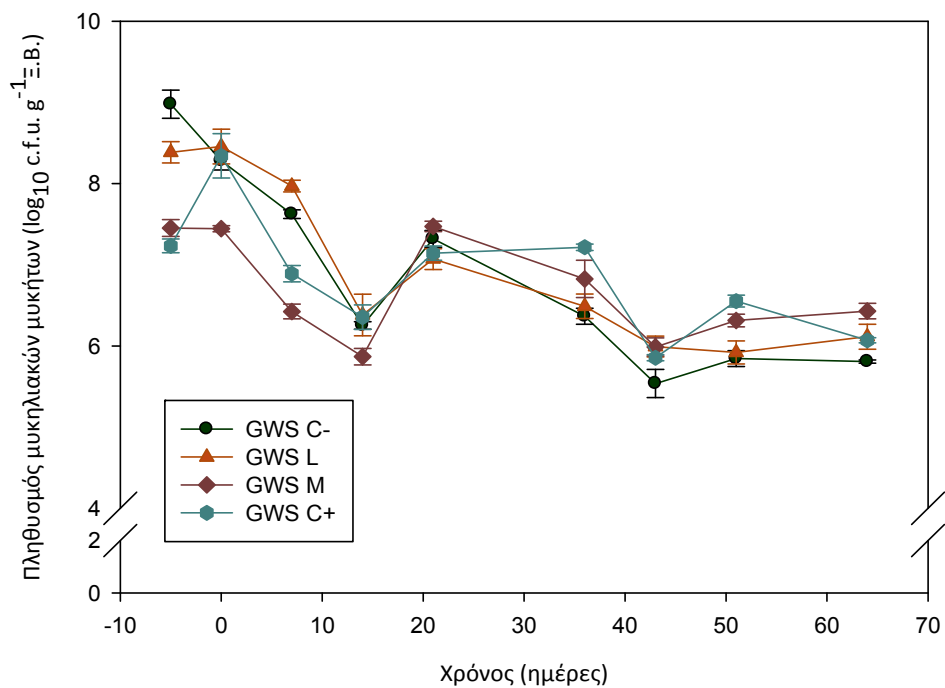
Στο συγκεκριμένο χειρισμό, η εξάλειψη των ολικών κολίμορφων επήλθε όταν σημειώθηκαν θερμοκρασίες μεγαλύτερες από 45 °C σε χρονικό διάστημα 2 έως 3 ημερών μετά την κομποστοποίηση ενώ οι οι μέγιστες τιμές της θερμοκρασίας καταγράφηκαν ως εξής: για το GWS.C- 52°C (Ημέρα 4), για το μείγμα GWS.L 51°C (Ημέρα 4), για το GWS.M 52°C (Ημέρα 5) και για το GWS.C+ 55°C (Ημέρα 5) - Διάγραμμα 13.1.

Η εντός ορίου ασυμφωνία των αποτελεσμάτων που αναφέρονται στη βιβλιογραφία θα μπορούσε να αποτελέσει εφιαλτήριο για τη διερεύνηση της επίδρασης που έχει ο ανταγωνισμός που αναπτύσσεται εντός της μικροβιακής κοινότητας. Εικάζεται ότι ο ανταγωνισμός μεταξύ των ειδών μπορεί να αποτελέσει σημαντικό παράγοντα για την τύχη των παθογόνων (Miller, 1996).

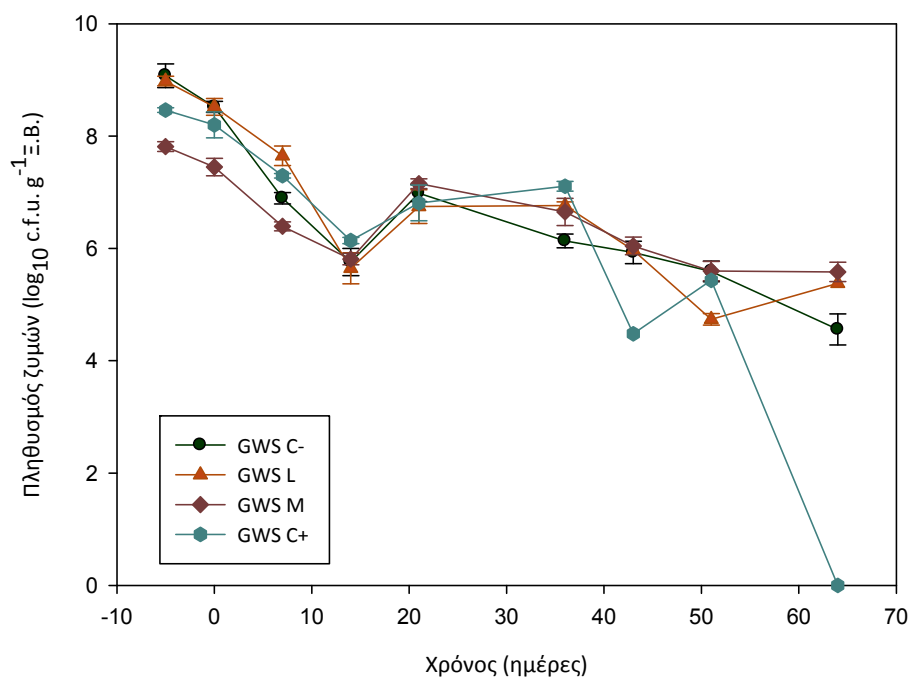
Η προσθήκη των χημικών σκευασμάτων φυτοπροστασίας δεν φαίνεται να επηρεάζει τις συνθήκες υγιεινοποίησης του μείγματος μέσω της διεργασίας της κομποστοποίησης.

13.2.4 Μυκηλιακοί μύκητες & Ζύμες

Οι πληθυσμοί των μυκηλιακών μυκήτων και ζυμών παρουσιάζονται στα Διαγράμματα 13.10 και 13.11, αντίστοιχα. Σε μία σειρά δημοσιεύσεων αναφέρεται η γενίκευση ότι ο πληθυσμός των μυκήτων υποχωρεί καθώς αυξάνεται η θερμοκρασία, δηλαδή στο θερμόφιλο στάδιο, ενώ ενδέχεται να αυξηθεί ξανά όταν η κομποστοποίηση εισέλθει στο στάδιο πτώσης της θερμοκρασίας ή της ωρίμανσης (Marshall *et al.*, 2004; Ryckeboer *et al.*, 2003).



Διάγραμμα 13.10: Η διακύμανση του πληθυσμού των μυκηλιακών μυκήτων κατά τη διεργασία κομποστοποίησης GWS.



Διάγραμμα 13.11: Η διακύμανση του πληθυσμού των ζυμών κατά τη διεργασία κομποστοποίησης GWS.

Κατά την κομποστοποίηση όλων των μειγμάτων GWS διαπιστώθηκε ότι οι πληθυσμοί των μυκήτων παρουσίασαν πτώση καθώς ανέβαινε η θερμοκρασία. Ωστόσο, στο στάδιο πτώσης της θερμοκρασίας, οι πληθυσμοί δεν παρουσίασαν ανάκαμψη, αλλά σταθεροποίηση. Το αποτέλεσμα αυτό συμφωνεί με τα αποτελέσματα της εργασίας των VanderGheynst & Lei (2003), και δεν φαίνεται να επηρεάζεται από κάποιον εξωγενή παράγοντα, όπως η προσθήκη των χημικών σκευασμάτων φυτοπροστασίας.

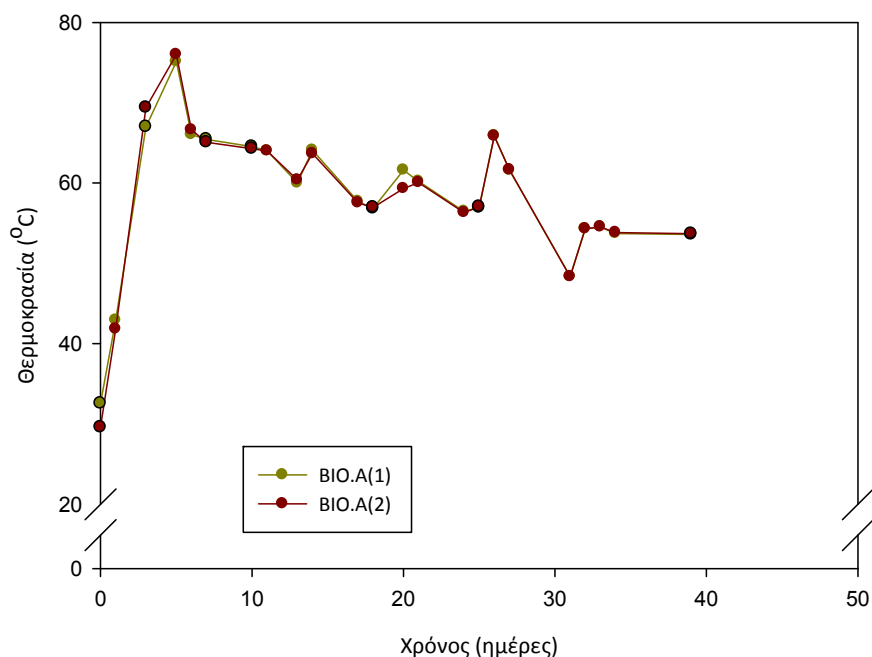
Επιπλέον, οι ζύμες ήταν ανιχνεύσιμες σε όλη τη διάρκεια κομποστοποίησης των μειγμάτων GWS, εμφανίζοντας συνολικά μία πτώση της τάξης 10^3 , η οποία θα μπορούσε να δικαιολογηθεί από την άνοδο του pH μετά την 43^η ημέρα από την έναρξη της κομποστοποίησης.

14. Χειρισμός 4: Μείγματα διαφορετικών βιοαποβλήτων ΒΙΟ.Α

14.1. Φυσικοχημικές αναλύσεις

14.1.1 Το προφίλ της θερμοκρασίας

Οι διακυμάνσεις της θερμοκρασίας στις δύο επαναλήψεις του χειρισμού ΒΙΟ.Α εξελίχθηκαν σύμφωνα με το τυπικό μοτίβο για την κομποστοποίηση σε σειράδι (Διάγραμμα 14.1). Οι τιμές της θερμοκρασίας περιβάλλοντος και του υλικού καταγράφηκαν από την ημέρα της εγκατάστασης (Ημέρα 0) έως και την 40^η ημέρα μετά την εγκατάσταση της κομποστοποίησης. Την 40^η ημέρα το σειράδι μαζεύτηκε σε σωρό και μεταφέρθηκε σε μία από τις θέσεις παραμονής που διαθέτει η μονάδα για την ωρίμανση του κόμποστ. Στις θέσεις αυτές, δεν ήταν εφικτό να γίνει καταγραφή της θερμοκρασίας του. Ως προς τα άλλα χαρακτηριστικά, το υλικό παρακολουθήθηκε έως την 90^η ημέρα της κομποστοποίησης.



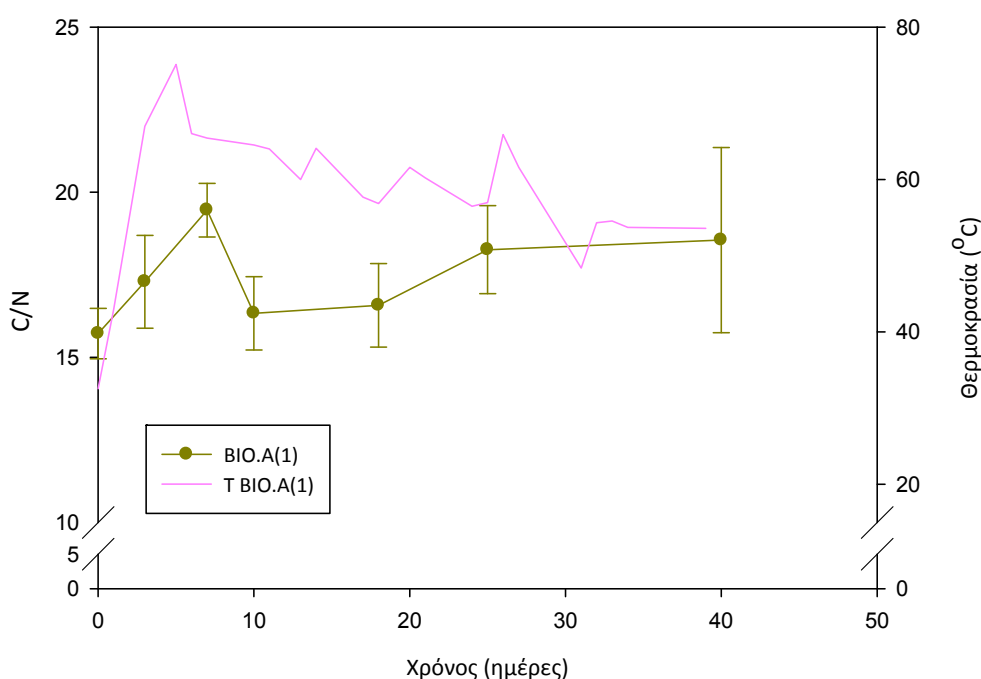
Διάγραμμα 14.1: Το προφίλ της θερμοκρασίας περιβάλλοντος και του μείγματος κομποστοποίησης κατά το χειρισμό ΒΙΟ.Α (2 επαναλήψεις).

Παρατηρώντας την εξέλιξη της θερμοκρασίας με το χρόνο (Διάγραμμα 14.1), φαίνεται η μετάβαση από το μεσόφιλο στο θερμόφιλο στάδιο, η οποία σημειώθηκε σε λιγότερο από 48 h.

Οι τιμές της θερμοκρασίας διατηρήθηκαν άνω των 50°C από την 4^η μέχρι και την 40^η ημέρα (άνω των 55°C για 23 συναπτές ημέρες). Στο διάστημα αυτό η υψηλότερη τιμή της θερμοκρασίας που καταγράφηκε ήταν 75,1°C για το ΒΙΟ.Α(1) και 76,0°C για το ΒΙΟ.Α(2). Και στα δύο, η μέγιστη θερμοκρασία καταγράφηκε την 5^η ημέρα μετά την εγκατάσταση των μειγμάτων σε σειράδια.

14.1.2 Ο λόγος άνθρακα προς άζωτο

Οι τιμές του λόγου άνθρακα προς άζωτο (C/N) σε σχέση με το χρόνο της διεργασίας κομποστοποίησης ΒΙΟ.Α(1) παρουσιάζονται στο Διάγραμμα 14.2. Σημειώνεται ότι δεν ελήφθησαν μετρήσεις του λόγου C/N για το ΒΙΟ.Α(2) λόγω έλλειψης σχετικών οικονομικών πόρων.



Διάγραμμα 14.2: Οι μεταβολές του λόγου άνθρακα προς άζωτο (C/N) σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διαδικασία κομποστοποίησης του μείγματος ΒΙΟ.Α(1).

Όσον αφορά στις μεταβολές του λόγου C/N, σημειώθηκε μια μικρή αύξηση από την Ημέρα 0 έως την Ημέρα 40, αλλά οι τιμές των ενδιάμεσων δειγμάτων παρέμειναν σχετικά σταθερές.

Η τιμή του λόγου C/N στο αρχικό μείγμα (15,7, τυπική απόκλιση: 0,76), θεωρείται χαμηλή σε σύγκριση με το συνιστώμενο εύρος τιμών (20 έως 35) και δικαιολογείται από τη σύσταση του αρχικού μείγματος (ιλύς αναψυκτικών, υπόστρωμα καλλιέργειας μανιταριών, κουτσουλίες, στρωμένη υποδορόμου και φλοιοί καρπών κακάο). Είναι πιθανόν αυτή η (χαμηλή) τιμή να έχει συντελέσει στην αύξηση των απωλειών σε N με τη μορφή αμμωνίας. Η υπόθεση αυτή ενισχύεται και από τη μικρή αύξηση του λόγου C/N από την έναρξη της διεργασίας της κομποστοποίησης μέχρι την 7^η ημέρα παρακολούθησης.

Την 40^η ημέρα που το σειράδι μαζεύτηκε σε σωρό, ο C/N είχε διαμορφωθεί στο 18,6 (τυπική απόκλιση: 2,83). Το 2002 σε μια σειρά πειραμάτων κομποστοποίησης η Tiquia παρατήρησε επίσης αύξηση του λόγου C/N και συμπέρανε ότι αυτό οφείλεται στη μείωση του οργανικού αζώτου. Σε αυτό συνηγορούν και οι μετρήσεις του δ¹⁵N που ελήφθησαν κατά την κομποστοποίηση του υποστρώματος BIO.A (§ 14.1.7).

14.1.3 Η περιεκτικότητα σε υγρασία

Το ποσοστό της υγρασίας των υποστρωμάτων BIO.A (Πίνακας 14.1) υπολογίστηκε σε κάθε δειγματοληψία. Τα ποσοστά υγρασίας των αρχικών υλικών BIO.A(1) και BIO.A(2) ήταν 62,4% (τυπική απόκλιση: 2,9) και 62,6% (τυπική απόκλιση: 1,3), αντίστοιχα.

Τις Ημέρες 1, 2, 5, 6 και 7 σημειώθηκαν βροχοπτώσεις, με αποτέλεσμα η περιεκτικότητα σε υγρασία την 7^η ημέρα να εμφανίζεται αυξημένη – στο BIO.A(1) ήταν 66,3% (τυπική απόκλιση: 1,79) και στο BIO.A(2) 64,9% (τυπική απόκλιση: 0,87). Σποραδικές βροχοπτώσεις παρουσιάστηκαν και τις επόμενες 7 ημέρες, οι οποίες όμως δεν προκάλεσαν άνοδο της υγρασίας σε επίπεδα που θα μπορούσαν να αναστείλουν την κομποστοποίηση.

Έως την Ημέρα 25 η περιεκτικότητα (%) σε υγρασία διαμορφώνονταν άνω του 40%, οπότε δεν έγινε κάποια διόρθωση της υγρασίας από τους διαχειριστές της μονάδας κομποστοποίησης. Την 40^η ημέρα, που η περιεκτικότητα σε υγρασία έπεσε το 36,6% (τυπική απόκλιση: 2,2) για το BIO.A(1) και το 33,4% (τυπική απόκλιση: 3,4) για το BIO.A(2), οι διαχειριστές της μονάδας αποφάσισαν να συγκεντρώσουν τα μείγματα σε ένα σωρό προκειμένου να τα αφήσουν να ωριμάσουν. Η περιεκτικότητα (%) σε υγρασία του μείγματος στο σωρό την 53^η ημέρα ήταν 27,3%.

Πίνακας 14.1: Οι μεταβολές της περιεκτικότητας (%) σε υγρασία (MC), της οξύτητας (pH), της ηλεκτρικής αγωγιμότητας (EC) και των πτητικών στερεών (VS) κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης του μείγματος BIO.A (δύο επαναλήψεις).

Δείγμα*	T (°C)	MC (%)	pH	EC (mS.cm ⁻¹)
BIO.A(1)–0	32,5	62,4	7,6	3,51
BIO.A(1)–3	68,0	55,6	7,9	2,52
BIO.A(1)–7	65,4	66,3	8,9	1,67
BIO.A(1)–10	64,5	51,4	8,6	4,19
BIO.A(1)–18	56,8	41,2	8,7	2,10
BIO.A(1)–25	57,0	38,4	8,9	2,50
BIO.A(1)–40	53,6	36,6	9,0	3,02
BIO.A(1)–53	-	27,3	9,1	3,61
BIO.A(2)–0	30,0	62,6	7,9	2,51
BIO.A(2)–3	69,1	56,4	7,6	3,55
BIO.A(2)–7	65,1	65,0	8,9	1,77
BIO.A(2)–10	64,3	48,6	8,4	4,58
BIO.A(2)–18	57,0	48,0	8,4	2,34
BIO.A(2)–25	57,0	44,0	9,0	2,21
BIO.A(2)–40	54,0	33,4	9,3	3,20
BIO.A(2)–53	-	27,3	9,1	3,53

* Η κωδικοποίηση έχει γίνει κυρίως βάσει της σύστασης και του δείγματος. Η ονομασία BIO αποτελεί αρκτικόλεξο της λέξης *Biocompost*, δηλαδή της ονομασίας της μονάδας όπου εγκαταστήθηκαν τα σειράδια. Το νούμερο μέσα στην παρένθεση αφορά στην επανάληψη και εκείνο που ακολουθεί μετά την παύλα δείχνει σε ποια ημέρα της κομποστοποίησης έγινε η δειγματοληψία.

14.1.4 Η οξύτητα του υποστρώματος

Στον πειραματικό χειρισμό BIO.A, το pH των αρχικών μειγμάτων BIO.A(1) και BIO.A(2) μετρήθηκε ίσο με 7,6 και 7,9, αντίστοιχα (Πίνακας 14.1). Οι τιμές του ήταν εντός του εύρους - από 5,5 έως 8,0 - που συνιστάται για την απρόσκοπτη έναρξη της διεργασίας της κομποστοποίησης (de Bertoldi *et al.*, 1983; Miller, 1993).

Οι τιμές του pH των δύο επαναλήψεων BIO.A αυξήθηκαν ως το τέλος παρακολούθησης της κομποστοποίησης. Ο ρυθμός αύξησης τους ήταν μεγαλύτερος τις πρώτες ημέρες της κομποστοποίησης, καθώς η θερμοκρασία των μειγμάτων αυξανόταν. Πιο συγκεκριμένα, την 7^η ημέρα μετά την έναρξη της κομποστοποίησης και ενώ είχε προηγηθεί η καταγραφή των

μέγιστων θερμοκρασιών, το pH από 7,6 στο BIO.A(1) και 7,9 στο BIO.A(2) έφτασε στο 8,9 και στις δύο επαναλήψεις. Ακολούθησε μία μικρή πτώση έως τη 18^η ημέρα, ενώ από την 25^η ημέρα έως το τέλος της παρακολούθησης, το pH διατηρήθηκε σχεδόν σταθερό (9,1 την Ημέρα 53).

Η σχετικά έντονη αύξηση του pH του χειρισμού BIO.A στην αρχή του θερμοφίλου σταδίου, πιθανόν να οφείλεται στην αμμωνιοποίηση του υποστρώματος, δηλαδή την αποικοδόμηση των οργανικών ενώσεων σε NH_3 και NH_4^+ ιόντα. Εξάλλου και τα δύο αρχικά μείγματα BIO.A(1) και BIO.A(2) περιείχαν 53% κατά όγκο κοπριές. Από την 7^η ημέρα, οι εύκολα «προσβάσιμες» από τα βακτήρια αζωτούχες ενώσεις πιθανόν μειώθηκαν και η αμμωνιοποίηση ατόνησε, με αποτέλεσμα να παρατηρηθεί μικρή μείωση του pH έως τη 18^η ημέρα.

Στη βιβλιογραφία, δεν εμφανίζεται ένα σταθερό μοτίβο εξέλιξης των τιμών του pH, το οποίο να αντανακλά τη σταθεροποίηση του υπό κομποστοποίηση μείγματος. Έχει αναφερθεί τόσο αύξηση του pH (παραδείγματος χάρη, από αρχική τιμή ίση περίπου με 6 σε τελική τιμή ίση με 9,2 σε κομποστοποίηση μείγματος με κουτσουλιές και άχυρα - Sánchez-Garcia *et al.*, 2016), όσο και αύξηση, η οποία ακολουθείται από πτώση σε τιμή μικρότερη από την αρχική (παραδείγματος χάρη, κατά την κομποστοποίηση μειγμάτων με κουτσουλιές και σακχαροκάλαμα - Mohee *et al.*, 2007).

14.1.5 Η ηλεκτρική αγωγιμότητα

Στον Πίνακα 14.1 παρουσιάζεται η εξέλιξη των τιμών της ηλεκτρικής αγωγιμότητας (EC) για τα υποστρώματα BIO.A(1) και BIO.A(2). Οι αρχικές τιμές των BIO.A(1) και BIO.A(2) ήταν 3,51 mS.cm^{-1} και 2,51 mS.cm^{-1} , αντίστοιχα.

Παρότι η αναλογία του αρχικού μείγματος BIO.A(1) είναι ίδια με εκείνη του BIO.A(2) (§ 4.4) και παρότι οι χειρισμοί παρουσιάζουν παραπλήσιες τιμές pH (7,9 και 7,6, αντίστοιχα - § 14.1.4), οι τιμές EC των αρχικών δειγμάτων διαφέρουν κατά μία μονάδα. Η απόκλιση αυτή οφείλεται στην έλλειψη ακριβείας κατά την ανάμιξη των υλικών και είναι αναμενόμενη στις περιπτώσεις όπως τη συγκεκριμένη που ο όγκος των αρχικών υλικών είναι μεγάλος. Υπενθυμίζεται ότι κάθε σειράδι καταλάμβανε περίπου 45m³.

Οι μειώσεις και οι αυξήσεις της EC που καταγράφηκαν έως τη 15^η ημέρα μετά την έναρξη της κομποστοποίησης ενδέχεται να οφείλονται στη σειρά βροχοπτώσεων και αναδεύσεων που σημειώθηκε το ίδιο χρονικό διάστημα. Πιο συγκεκριμένα, οι βροχοπτώσεις (σφοδρές την πρώτη εβδομάδα και ηπιότερες τη δεύτερη) ενδέχεται να προκάλεσαν «μεταφορά» των διαλυτών ιόντων προς τη βάση του σειραδίου, με αποτέλεσμα, τα δείγματα που λαμβάνονταν να παρουσίαζαν μικρότερες τιμές ηλεκτρικής αγωγιμότητας. Οι αναδεύσεις τις ημέρες που δεν έβρεχε αποκαθιστούσαν την ομοιογένεια των σειραδίων, με άμεση συνέπεια τη μέτρηση αυξημένων τιμών ηλεκτρικής αγωγιμότητας.

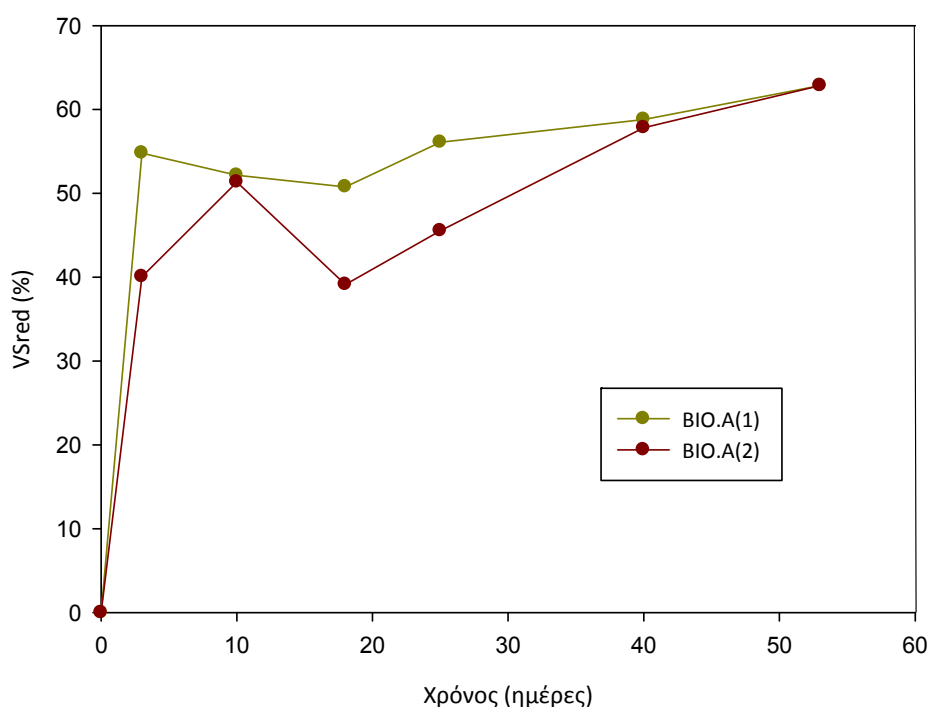
Ανεξάρτητα από τη (μικρή) διαφοροποίησης μεταξύ των τιμών της EC στα αρχικά μείγματα BIO.A(1) και BIO.A(2), οι τιμές της άρχισαν να συγκλίνουν καθώς εξελισσόταν η διεργασία της κομποστοποίησης. Έτσι, την 40^η ημέρα, λίγο πριν τα δύο μείγματα ενοποιηθούν σε ένα σωρό, οι τιμές της EC ήταν 3,02 mS.cm⁻¹ για το BIO.A(1) και 3,20 mS.cm⁻¹ για το BIO.A(2). Στην τελευταία δειγματοληψία (Ημέρα 53) η τιμή της EC ήταν 3,53 mS.cm⁻¹ για τον ενοποιημένο πλέον σωρό των BIO.A(1) και BIO.A(2).

14.1.6 Η περιεκτικότητα σε πτητικά στερεά

Δεδομένου ότι η εξέλιξη της κομποστοποίησης σχετίζεται με το βαθμό αποικοδόμησης του αρχικού οργανικού υλικού, το ποσοστό (%) μείωσης των πτητικών στερεών μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως δείκτης βίο-αποικοδόμησης. Η μείωση των πτητικών στερεών που υπολογίστηκε στα BIO.A(1) και BIO.A(2), παρουσιάζεται στο Διάγραμμα 14.3.

Παρά τη μικρή διαφοροποίηση μεταξύ των τιμών μεταξύ των δύο επαναλήψεων κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης, από το Διάγραμμα 14.3 γίνεται εμφανές ότι οι ρυθμοί μείωσης των πτητικών στερεών παρουσιάζουν παρόμοια τάση (εκθετική μορφή). Εμφανίζεται μία έντονη μείωση των πτητικών στερεών τις πρώτες δέκα ημέρες της κομποστοποίησης, δηλαδή κατά την έναρξη του θερμόφιλου σταδίου και ενώ σημειώνονται οι μέγιστες τιμές της θερμοκρασίας, η οποία στη συνέχεια αμβλύνεται σημαντικά. Η τιμή του ποσοστού μείωσης των στερεών πτητικών τη 18^η ημέρα που μετρήθηκε στο BIO.A(2) θεωρείται πειραματικό σφάλμα.

Η συνολική μείωση στο ποσοστό μείωσης των πτητικών στερεών που σημειώθηκε στα μείγματα BIO.A(1) και BIO.A(2) στις 40 ημέρες μετά την έναρξη της κομποστοποίησης ήταν 58,8 % και 57,8 % (Διάγραμμα 12.3). Στις 53 ημέρες μετά την έναρξη της διεργασίας, το ποσοστό μείωσης των πτητικών στερεών ήταν ίσο με 62,84% για τον ενοποιημένο τελικό σωρό.



Διάγραμμα 14.3: Το ποσοστό μείωσης των στερεών πτητικών σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης των μειγμάτων BIO.A(1) και BIO.A(2).

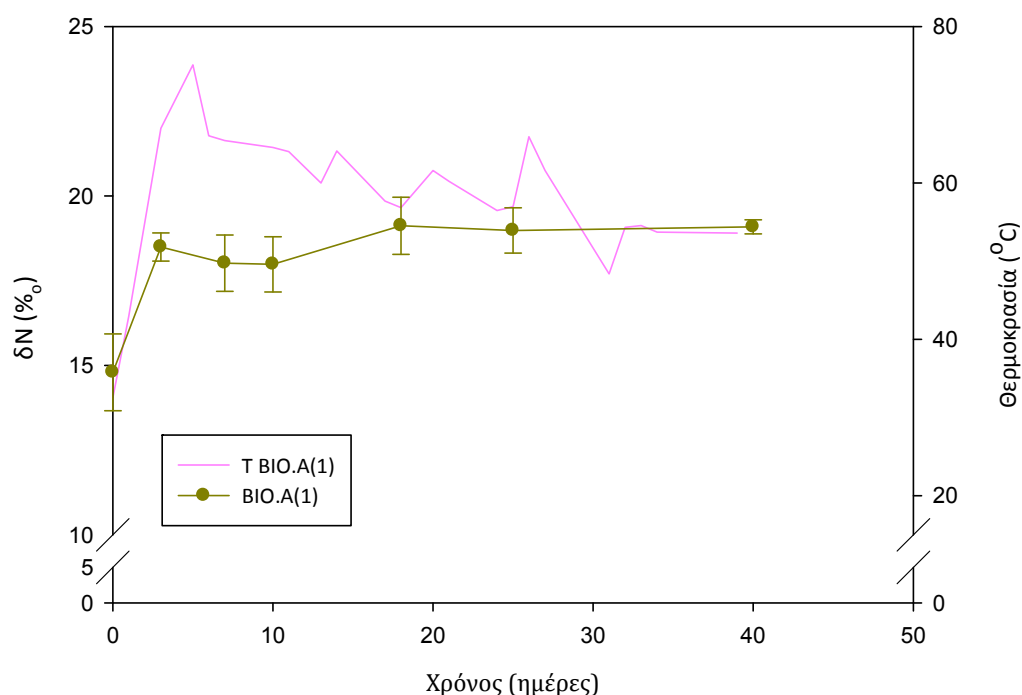
14.1.7 Μεταβολές του $\delta^{15}\text{N}$

Οι μεταβολές του $\delta^{15}\text{N}$ για το BIO.A(1) παρουσιάζονται στο Διάγραμμα 14.4. Σημειώνεται ότι δεν ελήφθησαν μετρήσεις του λόγου C/N για το BIO.A(2) λόγω έλλειψης σχετικών οικονομικών πόρων.

Όπως φαίνεται στο Διάγραμμα 14.4 σημειώθηκε αύξηση του $\delta^{15}\text{N}$ από την ημέρα της εγκατάστασης έως και την 40^η ημέρα μετά την έναρξη της κομποστοποίησης. Ο ρυθμός αύξησης ήταν πιο έντονος τις πρώτες 4 ημέρες, κατά τις οποίες σημειώθηκε μεγάλη άνοδος της θερμοκρασίας. Έτσι, το $\delta^{15}\text{N}$ αυξήθηκε από 14,8 ‰ την Ημέρα 0 στο 18,5 ‰ την Ημέρα 4.

Από εκείνη την ημέρα, οι τιμές του $\delta^{15}\text{N}$ σχεδόν σταθεροποιήθηκαν. Τα αποτελέσματα από τις μετρήσεις του χειρισμού BIO.A ενισχύουν την υπόθεση των Kim *et al.* (2008), ότι το $\delta^{15}\text{N}$ παρουσιάζει έντονους ρυθμούς αύξησης στα πρώιμα στάδια της κομποστοποίησης και μικρότερους μετέπειτα.

Το παραπάνω εύρημα ήταν αναμενόμενο, καθότι η αύξηση της θερμοκρασίας ευνοεί την πτητικοποίηση του N, η οποία με τη σειρά της οδηγεί στην αύξηση της συγκέντρωσης του ^{15}N στο υπόστρωμα, και εντέλει στην αύξηση του $\delta^{15}\text{N}$ (Choi *et al.*, 2007). Επιπλέον, η μείωση συνάδει με τα αποτελέσματα των Kim *et al.* (2008) και Lynch *et al.* (2006), οι οποίοι παρατήρησαν άνοδο του $\delta^{15}\text{N}$ κατά τη διάρκεια κομποστοποίησης μειγμάτων με κοπριές και άχυρα ή άλλα ογκώδη υλικά. Παρόμοια αποτελέσματα βρέθηκαν κατά την εκτίμηση του $\delta^{15}\text{N}$ κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης του χειρισμού PM.B (§ 12.1.7).



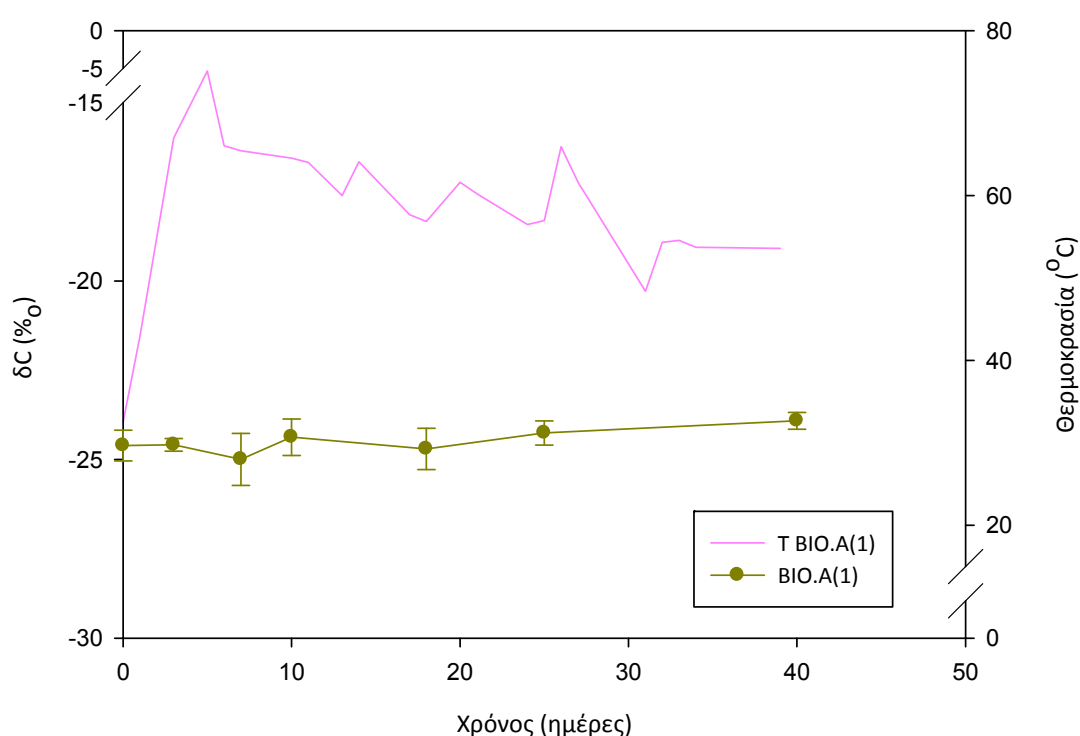
Διάγραμμα 14.4: Η διακύμανση του $\delta^{15}\text{N}$ σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης του μείγματος BIO.A(1).

Η τιμή του $\delta^{15}\text{N}$ στο τελικό δείγμα του BIO.A(1) ήταν ίση με 19,1 ‰. Η απώλεια του αμμωνιακού αζώτου κατά την κομποστοποίηση κοπριών μπορεί να οδηγήσει σε αύξηση του $\delta^{15}\text{N}$ σε τιμές μεγαλύτερες από 10‰ ή ακόμη και μεγαλύτερες από 20‰. Για αυτό έχει

προταθεί η χρήση του ως δείκτη ανίχνευσης της προσθήκης κοπριάς ή κομπόστ από κοπριά στο έδαφος (Hogberg, 1997).

14.1.8 Μεταβολές του $\delta^{13}\text{C}$

Στο Διάγραμμα 14.5 απεικονίζονται γραφικά οι τιμές του $\delta^{13}\text{C}$ κατά την πορεία της κομποστοποίησης του μείγματος ΒΙΟ.Α(1). Όπως φαίνεται οι τιμές ήταν σε γενικές γραμμές σταθερές και δεν μπορούν να χρησιμοποιηθούν ως δείκτης παρακολούθησης για την αποικοδόμηση της οργανικής ύλης κατά τη διάρκεια της κομποστοποίησης.



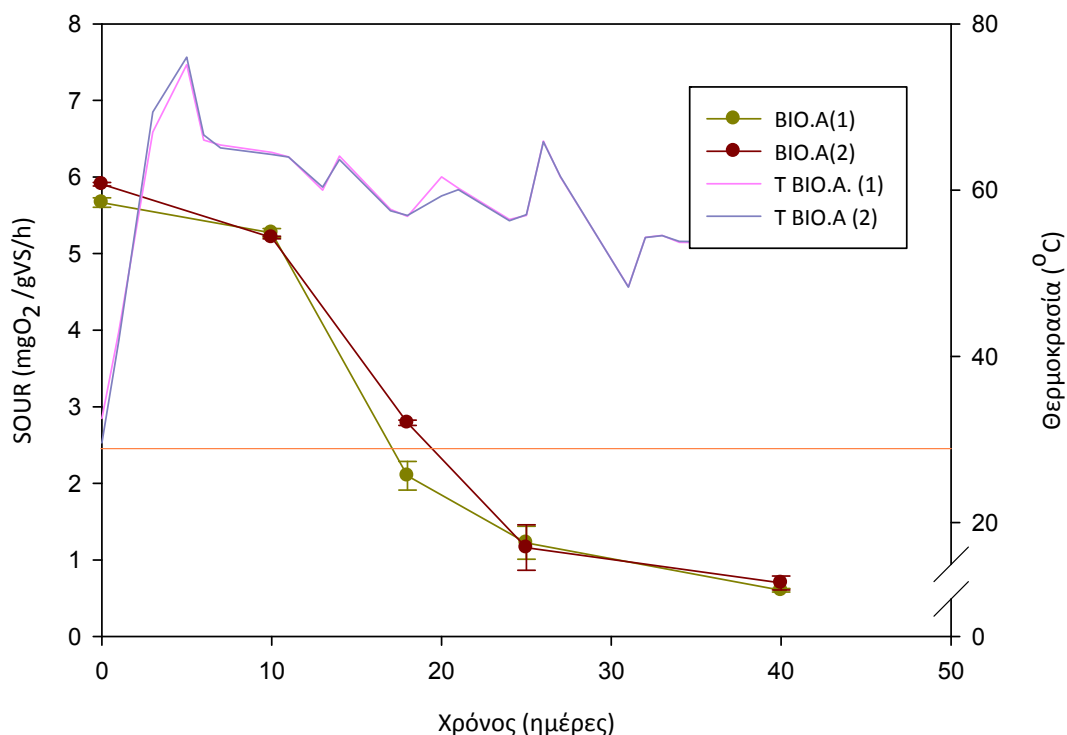
Διάγραμμα 14.5: Η διακύμανση του $\delta^{13}\text{C}$ σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης του μείγματος ΒΙΟ.Α(1).

14.2 Δείκτες σταθεροποίησης του κομπόστ

14.2.1 Ο ειδικός ρυθμός κατανάλωσης οξυγόνου

Στο Διάγραμμα 14.6 παρουσιάζονται οι μεταβολές του Ειδικού Ρυθμού Κατανάλωσης Οξυγόνου (SOUR) των μειγμάτων ΒΙΟ.Α(1) και ΒΙΟ.Α(2) σε σχέση με το χρόνο κομποστοποίησης.

Όπως διακρίνεται στο Διάγραμμα 14.6, μετά την επίτευξη της μέγιστης θερμοκρασίας στην αρχή του θερμόφιλου σταδίου (Ημέρα 10), ο Ειδικός Ρυθμός Κατανάλωσης Οξυγόνου (SOUR) σημείωσε ραγδαία πτώση, η οποία ενδεχομένως δείχνει ότι οι σχετικά εύκολα βιοαποικοδομήσιμες οργανικές ενώσεις είχαν βιοαποικοδομηθεί μέχρι τη 10^η ημέρα.



Διάγραμμα 14.6: Η διακύμανση του Ειδικού Ρυθμού Κατανάλωσης Οξυγόνου (SOUR) σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης του μείγματος BIO.A.

Ο SOUR, όπως οι περισσότεροι δείκτες αναπνευστικής δραστηριότητας, παρέχει μία έμμεση εκτίμηση της μικροβιακής δραστηριότητας που αναπτύσσεται στο υπό εξέταση δείγμα, και η οποία σε ιδανικές συνθήκες αντανακλά το βαθμό αποικοδόμησης του υποστρώματος (Wichuk & McCartney, 2010). Όσο μεγαλύτερος είναι ο βαθμός αποικοδόμησης, δηλαδή όσο πιο σταθεροποιημένο είναι το υπόστρωμα, τόσο μικρότερη είναι η μικροβιακή δραστηριότητα και συνεπώς ο ρυθμός αναπνευστικής δραστηριότητας.

Τη 18^η ημέρα μετά την έναρξη της κομποστοποίησης, οι τιμές του SOUR προσέγγισαν τα 2,5 mgO₂ g⁻¹ VS h⁻¹, δηλαδή το ανώτερο όριο για τα σταθεροποιημένα κόμποστ (Lasaridi &

Stentiford, 1998; Lasaridi *et al.*, 2000), ενώ την 40^η ημέρα ο SOUR έλαβε τιμή χαμηλότερη του $1\text{mgO}_2\text{ g}^{-1}\text{ VS h}^{-1}$.

14.2.2 Το δυναμικό αυτοθέρμανσης

Ελέγχοντας τη μέγιστη θερμοκρασία που καταγράφηκε κατά τον έλεγχο του δυναμικού αυτοθέρμανσης (Dewar self-heating test), εκτιμάται ότι τα μείγματα BIO.A(1) και BIO.A(2) έφτασαν την κατηγορία βαθμού αποικοδόμησης IV (rotting degree) τη 18^η ημέρα μετά την έναρξη της κομποστοποίησης. Οι κατηγορίες βαθμού αποικοδόμησης IV και V, αντιστοιχούν σε σταθεροποιημένα κομπόστ.

Τα αποτελέσματα του ελέγχου του δυναμικού αυτοθέρμανσης συμφωνούν με τα αποτελέσματα του ελέγχου του Ειδικού Ρυθμού Κατανάλωσης Οξυγόνου (SOUR).

14.3 Παρακολούθηση μικροβιακών πληθυσμών

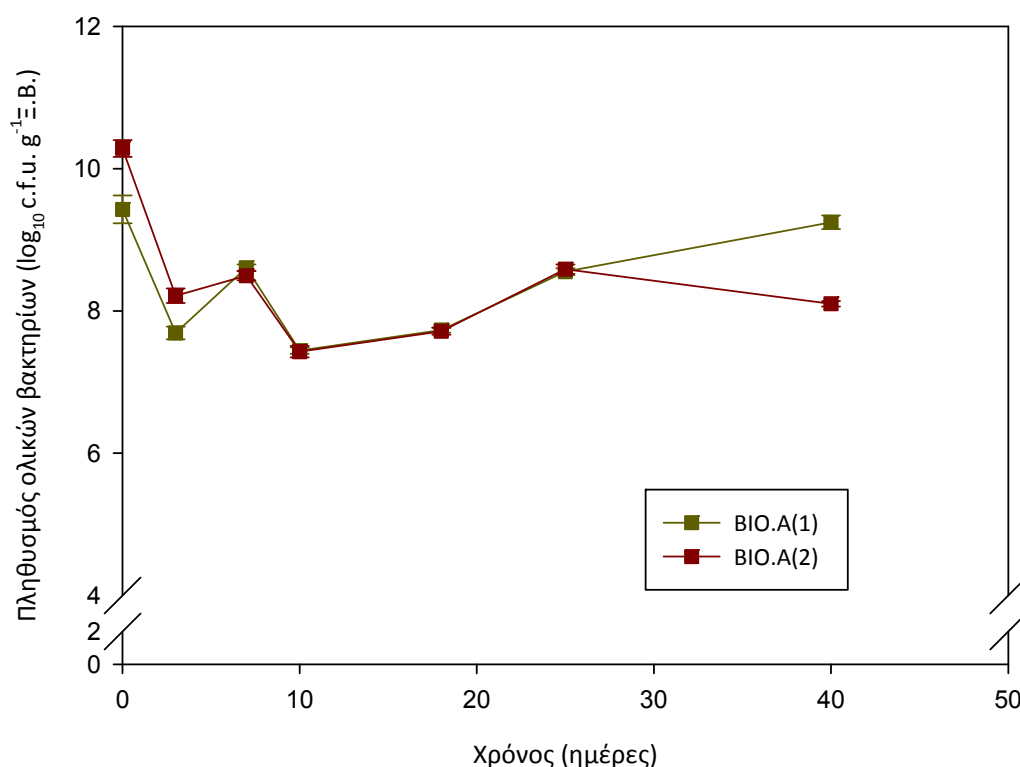
14.3.1 Ολικά βακτήρια

Στο Διάγραμμα 12.7 παρουσιάζονται οι πληθυσμοί των ολικών βακτηρίων κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης των μειγμάτων του χειρισμού BIO.A.

Οι μεταβολές στις τιμές των ολικών βακτηρίων και στις δύο επαναλήψεις, δηλαδή στα μείγματα BIO.A(1) και BIO.A(2), ήταν παρόμοια με αυτή που καταγράφηκε κατά το χειρισμό GWS, παρότι τόσο το σύστημα όσο και το μείγμα κομποστοποίησης είναι διαφορετικά (§13.2.1). Πιο αναλυτικά, τα ολικά βακτήρια των BIO.A(1) και BIO.A(2), παρουσιάζουν πτώση της τάξης του 10^2 όταν οι τιμές της θερμοκρασίας ξεπεράσει τους 60°C , αλλά ανακάμπτουν από την 20^η ημέρα, που η θερμοκρασία πέφτει (Marshall *et al.*, 2004).

Η κατά κάποιο τρόπο αυξημένη αντοχή του πληθυσμού των ολικών βακτηρίων στο χειρισμό BIO.A στο τέλος της παρακολούθησης της διεργασίας, είναι φαινομενική και οφείλεται στον τύπο του συστήματος κομποστοποίησης. Πιο συγκεκριμένα, τα σειράδια εμφανίζουν μεγαλύτερες θερμοκρασίες λόγω όγκου από ότι τα μείγματα που κομποστοποιούνται σε κάδους (όπως τα GWS), αλλά η θερμοκρασία δεν έχει τον ίδιο βαθμό

κατανομής. Έτσι, μπορεί ο μέσος όρος της θερμοκρασίας να είναι υψηλός, αλλά η θερμοκρασία που έχουν τα περιφερειακά σημεία του σειραδιού είναι μικρότερη και ικανή να συντηρήσει πληθυσμούς βακτηρίων. Επιπλέον, στα σειράδια το υπό κομποστοποίηση μείγμα είναι περισσότερο εκτεθειμένο στο περιβάλλον και παρουσιάζει μεγαλύτερο ποσοστό επιμόλυνσης.



Διάγραμμα 14.7: Η διακύμανση του πληθυσμού των ολικών βακτηρίων κατά τη διεργασία κομποστοποίησης BIO.A (δύο επαναλήψεις).

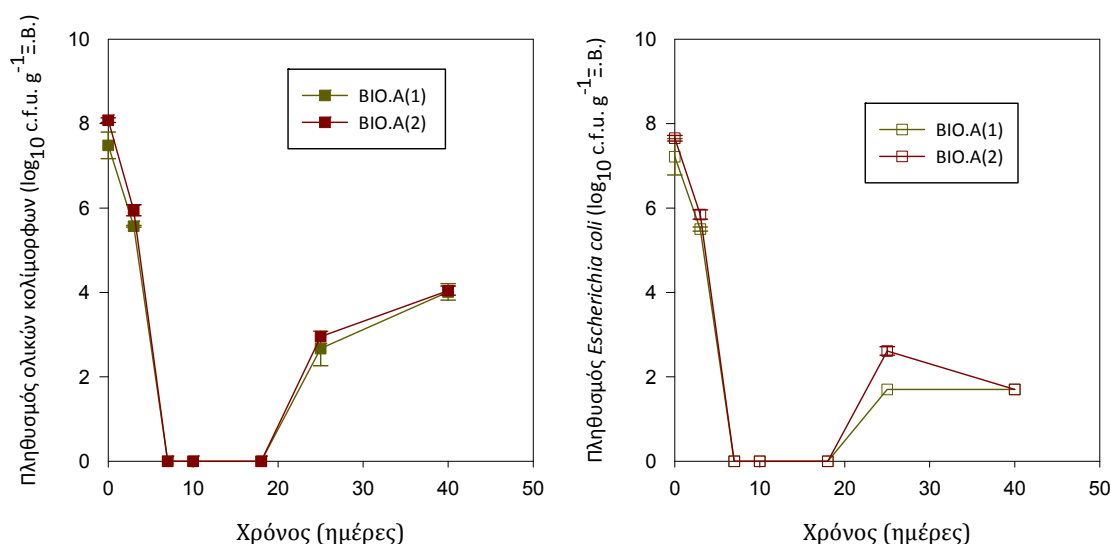
14.3.3 Ολικά κολίμορφα

Οι μεταβολές των πληθυσμών των ολικών κολίμορφων και ειδικότερα της *Escherichia coli* που καταμετρήθηκαν στα αρχικά μείγματα των BIO.A(1) και BIO.A(2) παρουσιάζονται γραφικά στο Διάγραμμα 14.8.

Από τις τιμές των πληθυσμών στο Διάγραμμα 14.8 γίνεται εμφανές ότι η πλειονότητα των ολικών κολίμορφων είναι *Escherichia coli*. Αρχικά, ο πληθυσμός των ολικών κολίμορφων στο BIO.A(1) ήταν $3,6 \times 10^7$ ($\pm 1,9 \times 10^7$) CFU/g dw, εκ των οποίων οι $2,13 \times 10^7$ ($\pm 1,5 \times 10^7$) CFU/g dw

αντιστοιχούσαν στο πληθυσμό της *E.coli*. Αντίστοιχα για το μείγμα BIO.A(2), ο πληθυσμός των ολικών κολλίμορφων ήταν κατά $1,2 \times 10^8$ ($\pm 1,5 \times 10^7$) CFU/g dw, εκ των οποίων οι $4,6 \times 10^7$ ($\pm 7,1 \times 10^6$) CFU/g dw αντιστοιχούσαν στον πληθυσμό *E.coli*.

Σύμφωνα με τους Chiumenti *et al.* (2005) η *Escherichia coli* καταστρέφεται όταν εκτεθεί για μία ώρα σε θερμοκρασία 55 °C ή για 15 έως 20 λεπτά στους 60°C, ενώ οι Lung *et al.* (2001) ισχυρίστηκαν ότι ο πληθυσμός των *E. coli* εξαλείφθηκε μετά από κομποστοποίηση 72h στους 47 °C. Σε αντίθεση με τα παραπάνω, οι Hess *et al.* (2004) κατέγραψαν ανάκαμψη του πληθυσμού *E. coli* όταν η θερμοκρασία του υπό κομποστοποίηση μείγματος επανήλθε στους 35 έως 52°C, παρότι είχε προηγουμένως ανέλθει στους 50°C για 48 h.



Διάγραμμα 14.8: Η διακύμανση του πληθυσμού των (α) ολικών κολλίμορφων και (β) *Escherichia coli* κατά τη διεργασία κομποστοποίησης BIO.A.

Σε όλα τα μείγματα του χειρισμού BIO.A – δηλαδή στα BIO.A(1) και BIO.A(2) - οι πληθυσμοί της *E. coli* και των υπόλοιπων κολλίμορφων έπεσαν κάτω από το όριο ανίχνευσης της μεθόδου την 7^η ημέρα μετά την έναρξη της κομποστοποίησης (Διάγραμμα 14.8). Το αποτέλεσμα αυτό ήταν αναμενόμενο εξαιτίας των υψηλών θερμοκρασιών (>60 °C), που καταγράφηκαν στα δύο μείγματα την πρώτη εβδομάδα μετά την έναρξη της κομποστοποίησης.

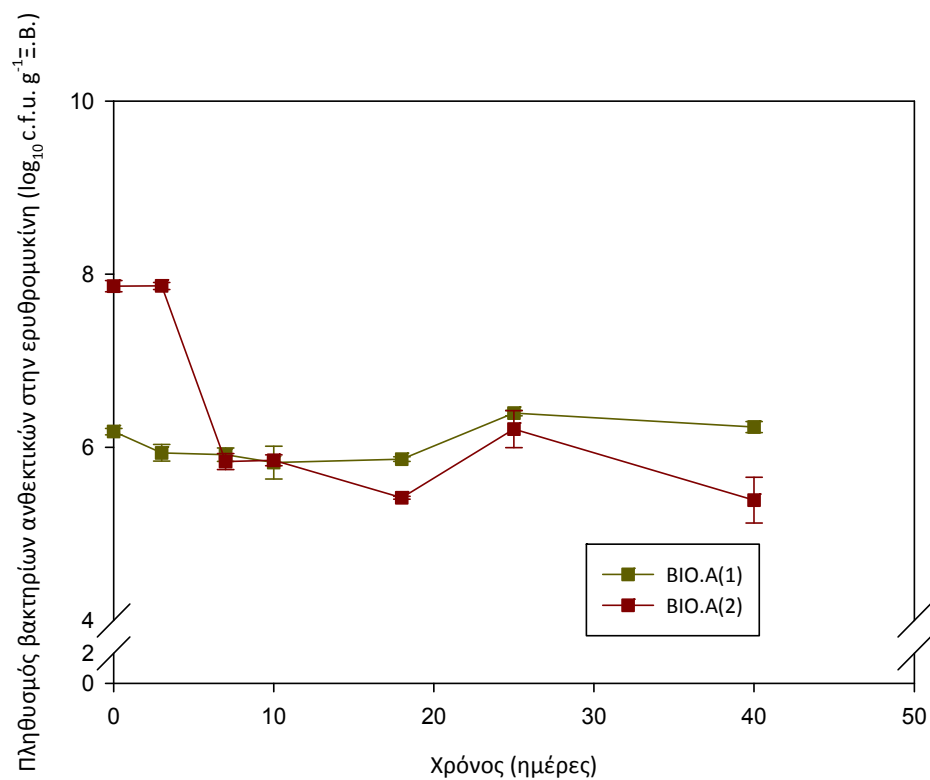
Αξιοσημείωτο ωστόσο, είναι ότι οι πληθυσμοί των κολίμορφων (συμπεριλαμβανομένων των πληθυσμών της *E. coli*) ανέκαμψαν την 25^η ημέρα και ενώ η θερμοκρασία των μειγμάτων λάμβανε ακόμη υψηλές τιμές (> 50 °C). Έως το τέλος της παρακολούθησης των μικροβιολογικών παραμέτρων, την 40^η ημέρα, ο πληθυσμός των ολικών κολίμορφων στο BIO.A(1) ήταν $1,1 \times 10^4$ ($\pm 5,6 \times 10^3$ CFU/g dw, εκ των οποίων οι $5,6 \times 10^1$ ($\pm 9,1 \times 10^1$) CFU/g dw αντιστοιχούσαν στο πληθυσμό της *E.coli*. Αντίστοιχα για το μείγμα BIO.A(2), ο πληθυσμός των ολικών κολίμορφων ήταν $1,3 \times 10^4$ ($\pm 2,9 \times 10^3$) CFU/g dw, εκ των οποίων οι $5,0 \times 10^1$ ($\pm 8,7 \times 10^1$) CFU/g dw αντιστοιχούσαν στο πληθυσμό της *E.coli*.

14.3.4 Βακτήρια ανθεκτικά σε αντιβιοτικά (ερυθρομυκίνη και τετρακυκλίνη)

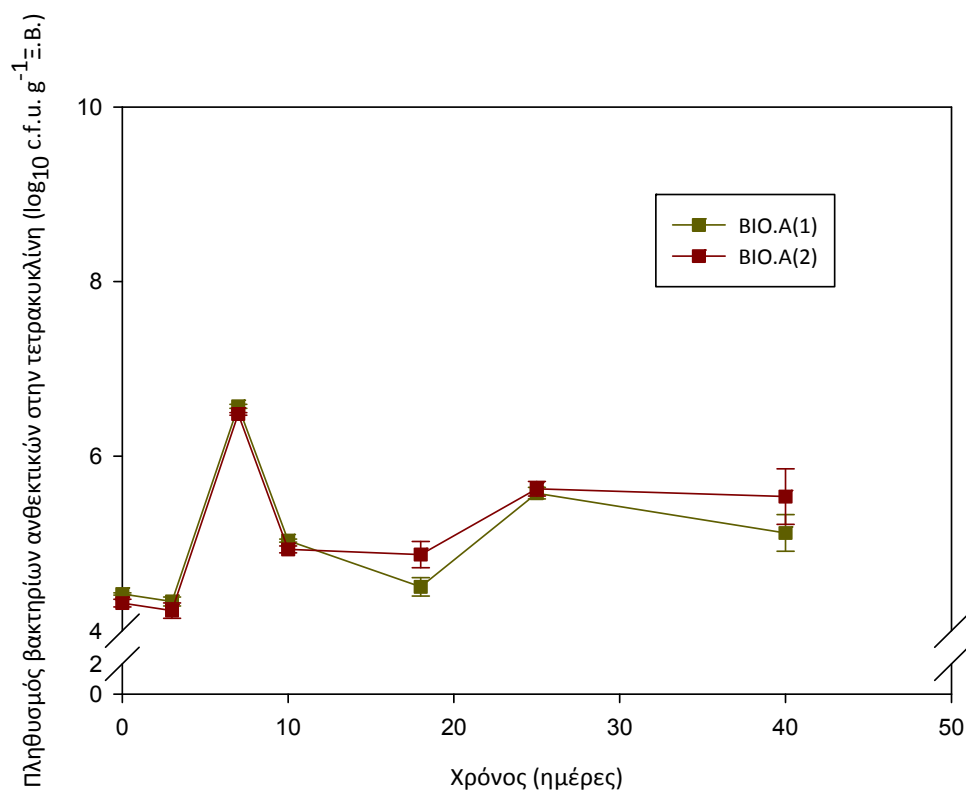
Κατά την κομποστοποίηση των μειγμάτων BIO.A(1) και BIO.A(2) όπως και άλλων χειρισμών που πραγματοποιήθηκαν στο πλαίσιο αυτής της διατριβής, καταμετρήθηκαν τα βακτήρια που έχουν ανθεκτικότητα στην ερυθρομυκίνη και την τετρακυκλίνη.

Η διακύμανση του πληθυσμού των βακτηρίων που παρουσιάζουν ανθεκτικότητα στην ερυθρομυκίνη, παρουσιάζεται στο Διάγραμμα 14.9. Στο αρχικό μείγμα BIO.A(2) ο πληθυσμός των ανθεκτικών στην ερυθρομυκίνη βακτηρίων ήταν κατά μέσο όρο ίσος με $7,3 \times 10^7$ ($\pm 1,1 \times 10^7$) CFU/g dw. Στη συνέχεια, και αφού η θερμοκρασία του υπό κομποστοποίηση μείγματος έλαβε τη μέγιστη τιμή της, ο πληθυσμός τους μειώθηκε κατά δύο τάξεις μεγέθους, για να παραμείνει σχεδόν σταθερός ως το τέλος της παρακολούθησης (Ημέρα 40, $2,8 \times 10^5$ ($\pm 1,9 \times 10^5$) CFU/g dw). Παρότι στο BIO.A(1), οι τιμές του πληθυσμού των βακτηρίων με ανθεκτικότητα στην ερυθρομυκίνη, στα δύο πρώτα δείγματα ήταν χαμηλότερες από εκείνες που χαρακτήριζαν το BIO.A(2), φαίνεται ότι μετά την 7^η ημέρα συγκλίνουν.

Οι μεταβολές στον πληθυσμό των βακτηρίων που παρουσιάζουν ανθεκτικότητα στην τετρακυκλίνη, παρουσιάζονται στο Διάγραμμα 14.10. Τόσο η γενική τάση των πληθυσμών, όσο και οι τιμές του ήταν παραπλήσιες στα μείγματα BIO.A(1) και BIO.A(2). Αρχικά, ο πληθυσμός των ανθεκτικών στην τετρακυκλίνη βακτηρίων ήταν ίσος με $2,6 \times 10^4$ ($\pm 7,9 \times 10^2$) CFU/g dw. Αντίστοιχα για το μείγμα BIO.A(2), ο πληθυσμός ήταν κατά μέσο όρο $2,1 \times 10^4$ ($\pm 2,2 \times 10^3$) CFU/g dw.



Διάγραμμα 14.9: Η διακύμανση του πληθυσμού των βακτηρίων που εμφανίζουν ανθεκτικότητα στην ερυθρομυκίνη κατά τη διεργασία κομποστοποίησης BIO.A.



Διάγραμμα 14.10: Η διακύμανση του πληθυσμού των βακτηρίων που εμφανίζουν ανθεκτικότητα στην τετρακυκλίνη κατά τη διεργασία κομποστοποίησης BIO.A (δύο επαναλήψεις).

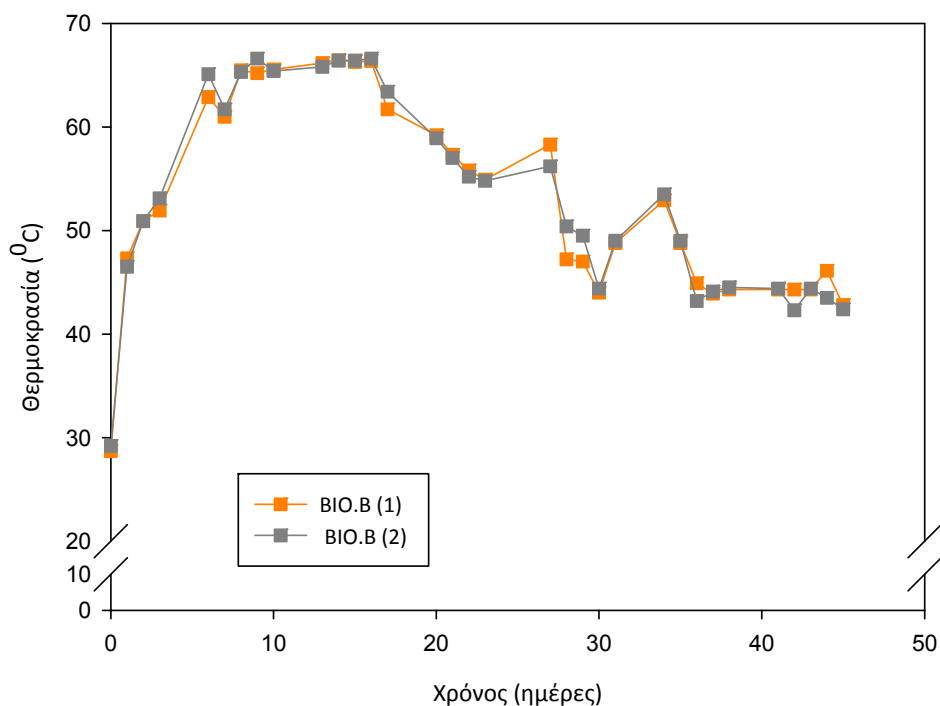
Ιδιαίτερο ενδιαφέρον έχει το γεγονός ότι ο πληθυσμός των συγκεκριμένων βακτηρίων αυξήθηκε κατά δύο τάξεις μεγέθους στα δείγματα που ελήφθησαν την 7^η ημέρα τόσο στο μείγμα ΒΙΟ.Α(1) όσο και στο ΒΙΟ.Α(2), παρότι είχαν ήδη σημειωθεί οι μέγιστες θερμοκρασίες του θερμοφίλου σταδίου. Από τη 10^η μέρα και μετά, ο πληθυσμός σημείωσε αυξομειώσεις για να διαμορφωθεί στις $1,4 \times 10^5$ ($\pm 6,3 \times 10^4$) CFU/g dw για το ΒΙΟ.Α(1) και κατά μέσο όρο $4,0 \times 10^5$ ($\pm 2,3 \times 10^5$) CFU/g dw για το ΒΙΟ.Α(2).

15. Χειρισμός 5: Μείγματα διαφορετικών βιοαποβλήτων BIO.B

15.1. Φυσικοχημικές αναλύσεις

15.1.1 Το προφίλ της θερμοκρασίας

Οι διακυμάνσεις της θερμοκρασίας στις δύο επαναλήψεις του χειρισμού BIO.B εξελίχθηκαν σύμφωνα με το τυπικό μοτίβο για την κομποστοποίηση σε σειράδι (Διάγραμμα 13.1). Οι τιμές της θερμοκρασίας περιβάλλοντος και του υλικού καταγράφηκαν από την ημέρα της εγκατάστασης (Ημέρα 0) έως και την 45^η ημέρα μετά την εγκατάσταση της κομποστοποίησης. Η κομποστοποίηση παρακολουθήθηκε για 53 ημέρες, αλλά οι διαχειριστές της μονάδας, κατέγραψαν τη θερμοκρασία μόνο τις 45 πρώτες ημέρες.



Διάγραμμα 15.1: Το προφίλ της θερμοκρασίας περιβάλλοντος και του μείγματος κομποστοποίησης κατά τη διεργασία BIO.B (2 επαναλήψεις).

Παρατηρώντας την εξέλιξη της θερμοκρασίας με το χρόνο (Διάγραμμα 15.1), διακρίνεται φαίνεται η μετάβαση από το μεσόφιλο στο θερμόφιλο στάδιο, η οποία σημειώθηκε σε λιγότερο από 48 h, καθώς και η «είσοδος» στο στάδιο πτώσης της θερμοκρασίας. Οι τιμές της

Θερμοκρασίας διατηρήθηκαν άνω των 50°C από τη 2^η μέχρι και τη 27^η ημέρα (άνω των 55°C για 25 συναπτές ημέρες). Στο διάστημα αυτό η υψηλότερη τιμή της θερμοκρασίας που καταγράφηκε ήταν 66,4 °C για το ΒΙΟ.Β(1) τη 14^η ημέρα και 66,5 °C για το ΒΙΟ.Β(2) τη 16^η ημέρα. Η θερμοκρασία έπεσε κάτω από τους 45 °C μετά την 36^η ημέρα.

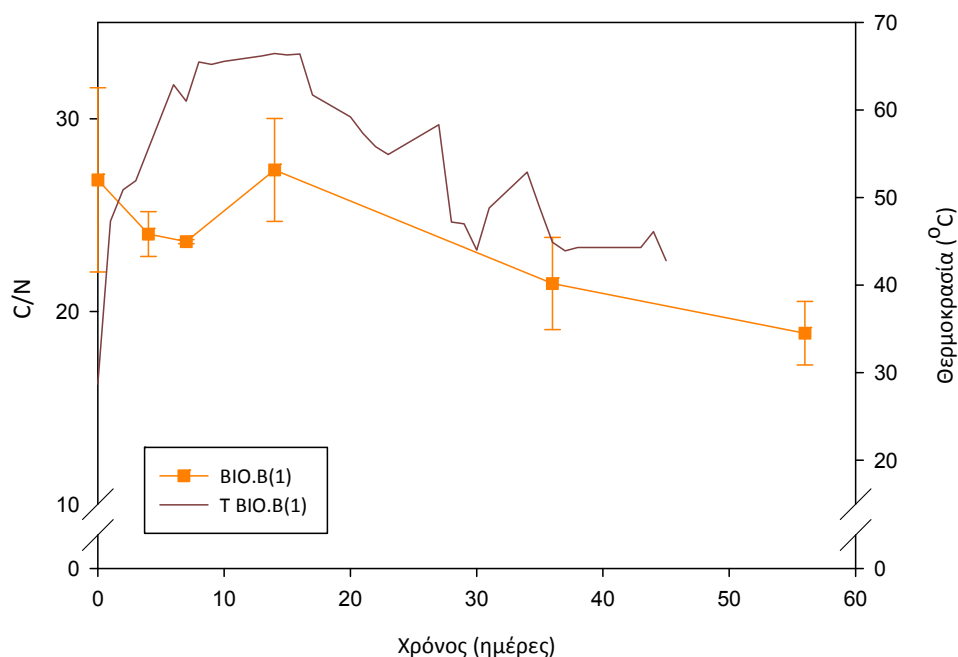
Σύμφωνα με αρκετές από τις διεθνείς προδιαγραφές ποιότητας, κριτήριο για την υγιεινοποίηση του κομπόστ ορίζεται ένα ζεύγος τιμών «θερμοκρασίας – χρόνου», το οποίο δείχνει το χρόνο έκθεσης του υποστρώματος κομποστοποίησης σε μια ελάχιστη θερμοκρασία. Στην Ελληνική Νομοθεσία, απαιτείται είτε δύο εβδομάδες έκθεση σε θερμοκρασίες μεγαλύτερες ή ίσες των 55 °C, για τα σειράδια ανοικτού τύπου με 5 αναδεύσεις είτε μία εβδομάδα σε θερμοκρασίες μεγαλύτερες ή ίσες των 65 °C (ΚΥΑ 56366/4351/2012). Βάσει αυτής της διάταξης, και τα δύο μείγματα ΒΙΟ.Β(1) και ΒΙΟ.Β(2) πληρούν τις προδιαγραφές υγιεινοποίησης.

15.1.2 Ο λόγος άνθρακα προς άζωτο

Οι τιμές του λόγου άνθρακα προς άζωτο (C/N) σε σχέση με το χρόνο της διεργασίας κομποστοποίησης ΒΙΟ.Β(1) παρουσιάζονται στο Διάγραμμα 15.2. Σημειώνεται ότι δεν ελήφθησαν μετρήσεις του λόγου C/N για το ΒΙΟ.Β(2) λόγω έλλειψης σχετικών οικονομικών πόρων.

Σε αντίθεση με το προφίλ του λόγου C/N που παρουσίασε ο χειρισμός ΒΙΟ.Α, στο χειρισμό ΒΙΟ.Β(1) σημειώθηκε αρχικά μια έντονη πτώση, από την Ημέρα 0 έως την Ημέρα 7, η οποία έπειτα συνεχίστηκε με ηπιότερο ρυθμό. Η μέτρηση που πραγματοποιήθηκε τη 14^η ημέρα και υποδεικνύει αύξηση του λόγου άνθρακα προς άζωτο, δεν θεωρείται αξιόπιστη, εξαιτίας της μεγάλης τυπικής απόκλισης που παρουσιάζει.

Η τιμή του λόγου C/N στο αρχικό μείγμα ήταν ίση με 26,8 και βρισκόταν εντός του συνιστώμενου εύρους τιμών (20 έως 35), ενώ στο τελικό δείγμα ήταν ίση με 18,9 και βρισκόταν εντός του στόχου των μονάδων διαχείρισης αποβλήτων για την παραγωγή αξιοποιήσιμου κομπόστ (Kayhanian & Tchobanoglous, 1992). Η πτωτική πορεία του λόγου C/N κατά την κομποστοποίηση του μείγματος ΒΙΟ.Β(1) είναι σύμφωνη με τα αποτελέσματα παλιότερων ερευνών (Golueke, 1972).



Διάγραμμα 15.2: Ο λόγος C/N του μείγματος κομποστοποίησης κατά το χειρισμό BIO.B(1) σε συνάρτηση με το χρόνο.

15.1.3 Η περιεκτικότητα σε υγρασία

Το ποσοστό της υγρασίας των υποστρωμάτων BIO.B (Πίνακας 15.1) μετρήθηκε σε κάθε δειγματοληψία. Τα ποσοστά υγρασίας των αρχικών υλικών BIO.B(1) και BIO.B(2) ήταν αντίστοιχα 47,3 % (τυπική απόκλιση: 18,4) και 55,0 % (τυπική απόκλιση: 1,14).

Όταν η περιεκτικότητα σε υγρασία έπεφτε κάτω από το 40,0%, διορθωνόταν με προσθήκη νερού, έτσι ώστε να μην αποτελέσει περιοριστικό παράγοντα για την εξέλιξη της διεργασίας της κομποστοποίησης. Στο τέλος της παρακολούθησης, η περιεκτικότητα ήταν ίση με 21,2 % για το μείγμα BIO.B(1) και 26,1% για το BIO.B(2).

15.1.4 Η οξύτητα του υποστρώματος

Στο πειραματικό χειρισμό BIO.B, το pH των αρχικών μειγμάτων BIO.B(1) και BIO.B(2) μετρήθηκε ίσο με 7,6 και 8,0, αντίστοιχα (Πίνακας 15.1). Οι τιμές του ήταν οριακά εντός του

εύρους - από 5,5 έως 8,0 - που συνιστάται για την απρόσκοπτη έναρξη της διεργασίας της κομποστοποίησης (de Bertoldi *et al.*, 1983; Miller, 1993).

Πίνακας 15.1: Οι μεταβολές της περιεκτικότητας (%) σε υγρασία (MC%), της οξύτητας (pH), της ηλεκτρικής αγωγιμότητας (EC) κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης του μείγματος BIO.B (δύο επαναλήψεις).

Δείγμα*	T (°C)	MC (%)	pH	EC (mS.cm ⁻¹)
BIO.B(1)–0	28,7	47,3	7,6	1,7
BIO.B(1)–4	54,2	20,0	8,8	1,5
BIO.B(1)–7	61,0	61,9	8,6	1,5
BIO.B(1)–14	66,4	46,0	9,2	1,3
BIO.B(1)–36	44,9	30,6	9,2	-
BIO.B(1)–56	-	21,2	8,7	3
BIO.B(2)–0	29,0	55,0	8,0	1,8
BIO.B(2)–4	53,9	25,3	8,9	1,9
BIO.B(2)–7	61,4	58,9	9,0	1,3
BIO.B(2)–14	66,4	44,7	9,1	1,5
BIO.B(2)–36	44,0	35,7	9,3	-
BIO.B(2)–56	-	26,1	9,2	2,3

* Η κωδικοποίηση έχει γίνει κυρίως βάσει της σύστασης και του δείγματος. Η ονομασία BIO αποτελεί αρκτικόλεξο της λέξης *Biocompost*, δηλαδή της ονομασίας της μονάδας όπου εγκαταστήθηκαν τα σειράδια. Το νούμερο μέσα στην παρένθεση αφορά στην επανάληψη και εκείνο που ακολουθεί μετά την παύλα δείχνει σε ποια ημέρα της κομποστοποίησης έγινε η δειγματοληψία.

Γενικά, οι τιμές του pH των δύο επαναλήψεων BIO.B σημείωσαν αυξητική πορεία ως το τέλος της παρακολούθησης της κομποστοποίησης, δηλαδή την 56^η ημέρα μετά την έναρξη της. Ο ρυθμός αύξησης τους ήταν μεγαλύτερος τις πρώτες τέσσερις ημέρες της κομποστοποίησης, καθώς η θερμοκρασία των μειγμάτων αυξανόταν ραγδαία. Πιο συγκεκριμένα, την 4^η ημέρα μετά την έναρξη της κομποστοποίησης και ενώ είχε σημειωθεί άνοδος της θερμοκρασίας κατά περίπου 25 °C, το pH από 7,6 στο BIO.B(1) και 8,0 στο BIO.B(2) έφτασε στο 8,8 και στο 8,9, αντίστοιχα. Στο τέλος της κομποστοποίησης, οι αντίστοιχες τιμές για τα δύο μείγματα (επαναλήψεις) ήταν 8,7 και 9,2, αντίστοιχα.

Αξιοσημείωτο είναι ότι παρότι το μείγμα BIO.A παρουσιάζει διαφορετικά, σχεδόν αντίθετο, μοτίβο εξέλιξης του λόγου C/N από το μείγμα BIO.B, εντούτοις η εξέλιξη του pH σε συνάρτηση με το χρόνο παρουσιάζει ομοιότητες.

Στη βιβλιογραφία, δεν εμφανίζεται ένα μόνο μοτίβο εξέλιξης των τιμών του pH, το οποίο να αντανakλά τη σταθεροποίηση του υπό κομποστοποίηση μείγματος. Έχει αναφερθεί τόσο αύξηση του pH (παραδείγματος χάρη, από αρχική τιμή ίση περίπου με 6 σε τελική τιμή ίση με 9,2 σε κομποστοποίηση μείγματος με κουτσουλιές και άχυρα - Sánchez-García *et al.*, 2016), όσο και αύξηση, η οποία ακολουθείται από πτώση σε τιμή μικρότερη από την αρχική (παραδείγματος χάρη, κατά την κομποστοποίηση μειγμάτων με κουτσουλιές και σακχαροκάλαμα - Mohee *et al.*, 2007).

15.1.5 Η ηλεκτρική αγωγιμότητα

Στον Πίνακα 15.1 παρουσιάζεται η εξέλιξη των τιμών της ηλεκτρικής αγωγιμότητας (EC) για τα υποστρώματα BIO.B(1) και BIO.B(2). Οι αρχικές τιμές των BIO.B(1) και BIO.B(2) - $1,7 \text{ mS.cm}^{-1}$ και $1,8 \text{ mS.cm}^{-1}$, αντίστοιχα.

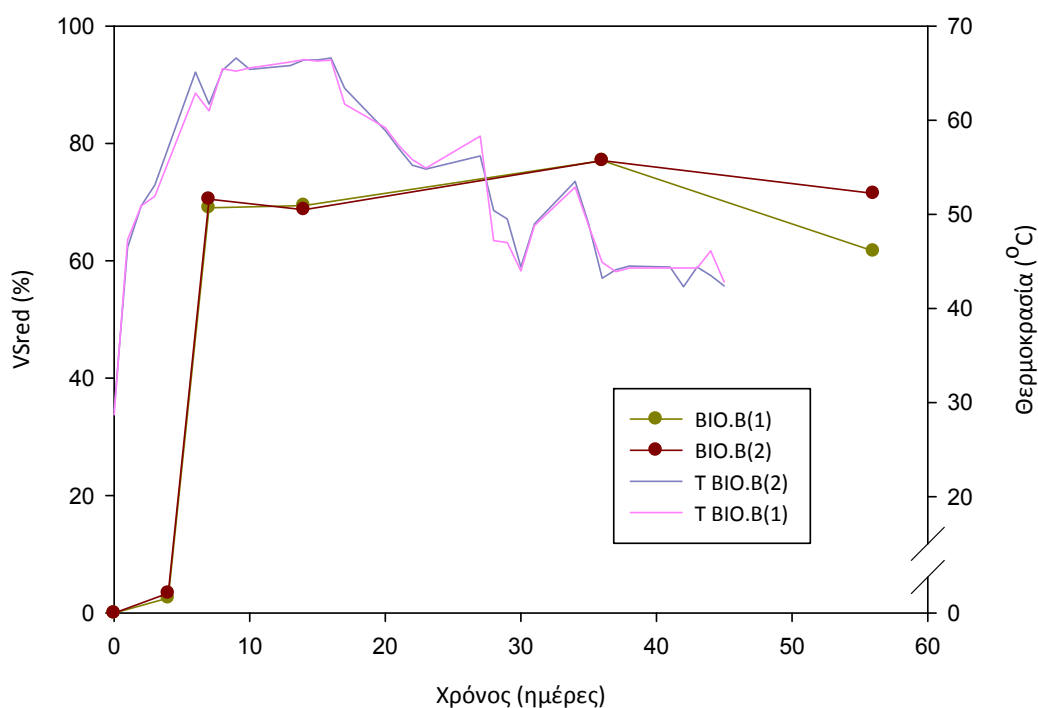
Όπως ήταν αναμενόμενο, δεδομένου ότι η σύσταση και η αναλογία των αρχικών μειγμάτων είναι ίδια, οι τιμές EC των αρχικών δειγμάτων δεν διαφέρουν σημαντικά: η διαφορά τους ήταν κατά μέσο όρο σχεδόν μισή μονάδα, σε όλη την εξέλιξη της κομποστοποίησης. Η (μικρή) απόκλιση αυτή μπορεί να αποδοθεί στην ανάμιξη των διαφορετικών υλικών και είναι αναμενόμενη στις περιπτώσεις όπως τη συγκεκριμένη που ο όγκος των αρχικών υλικών είναι μεγάλος (στο συγκεκριμένο χειρισμό κάθε σειράδι είναι περίπου 27 m^3) και η μέτρηση των αναλογιών του μείγματος είναι προσεγγιστική.

Το σημείο που αξίζει να τονιστεί είναι η αύξηση, σχεδόν διπλασιασμός της ηλεκτρικής αγωγιμότητας, στο τέλος της παρακολούθησης του χειρισμού BIO.B.

15.1.6 Τα πτητικά στερεά

Η μεταβολή της μείωσης των πτητικών στερεών κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης παρουσιάζεται στο Διάγραμμα 15.3. Συνολικά τα μείγματα BIO.B(1) και BIO.B(2) παρουσίασαν μείωση στην περιεκτικότητα των πτητικών στερεών 61,6 % και 71,4 %, αντίστοιχα.

Η τάση της μείωσης και στις δύο επαναλήψεις μπορεί να εκφραστεί από εκθετική καμπύλη με εξίσωση $y = a \cdot (1 - e^{-\beta x})$, αλλά με διαφορετικούς συντελεστές α και β για κάθε επανάληψη. Το αποτέλεσμα αυτό συμφωνεί με τα αποτελέσματα των Sanchez- Garcia *et al.* (2016). Παρότι η εκθετική εξίσωση δεν ταιριάζει απόλυτα με τις μετρήσεις, εντούτοις προσφέρει μία καλή μαθηματική έκφραση της μείωσης της οργανικής ύλης κατά την κομποστοποίηση, και διευκολύνει τη σύγκριση του ρυθμού αποικοδόμησης διαφορετικών χειρισμών.

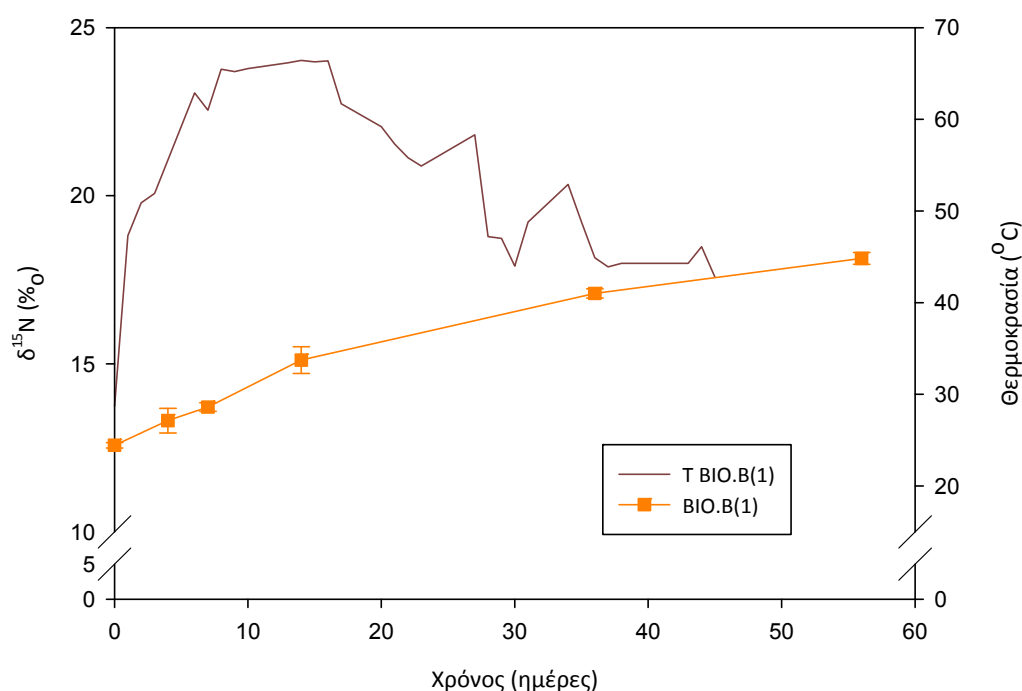


Διάγραμμα 15.3: Η διακύμανση του ποσοστού (%) μείωσης των πτητικών στερεών σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία της κομποστοποίησης του μείγματος BIO.B (δύο επαναλήψεις).

15.1.7 Μεταβολές του $\delta^{15}\text{N}$

Όπως φαίνεται στο Διάγραμμα 15.4 σημειώθηκε αύξηση του $\delta^{15}\text{N}$ στο μείγμα BIO.B(1) από την ημέρα της εγκατάστασης έως και την 56^η ημέρα της κομποστοποίησης. Σημειώνεται ότι δεν ελήφθησαν μετρήσεις του λόγου C/N για το BIO.B(2) λόγω έλλειψης σχετικών οικονομικών πόρων.

Ο ρυθμός αύξησης ήταν πιο έντονος τις πρώτες 14 ημέρες, κατά τις οποίες σημειώθηκε μεγάλη άνοδος της θερμοκρασίας, και ηπιότερος από την 14^η ημέρα μέχρι το τέλος παρακολούθησης του συγκεκριμένου χειρισμού. Τα αποτελέσματα από τις μετρήσεις του χειρισμού BIO.B ενισχύουν την υπόθεση των Kim *et al.* (2008), ότι το $\delta^{15}\text{N}$ παρουσιάζει έντονους ρυθμούς αύξησης στα πρώιμα στάδια της κομποστοποίησης και μικρότερους μετέπειτα.



Διάγραμμα 15.4: Η διακύμανση του $\delta^{15}\text{N}$ σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία της κομποστοποίησης του μείγματος BIO.B(1).

Το παραπάνω εύρημα είναι εύλογο, καθότι η αύξηση της θερμοκρασίας ευνοεί την πτητικοποίηση του N, η οποία με τη σειρά της οδηγεί στην αύξηση της συγκέντρωσης του ^{15}N στο υπόστρωμα, και εντέλει στην αύξηση του $\delta^{15}\text{N}$ (Choi *et al.*, 2007). Επιπλέον, η μείωση

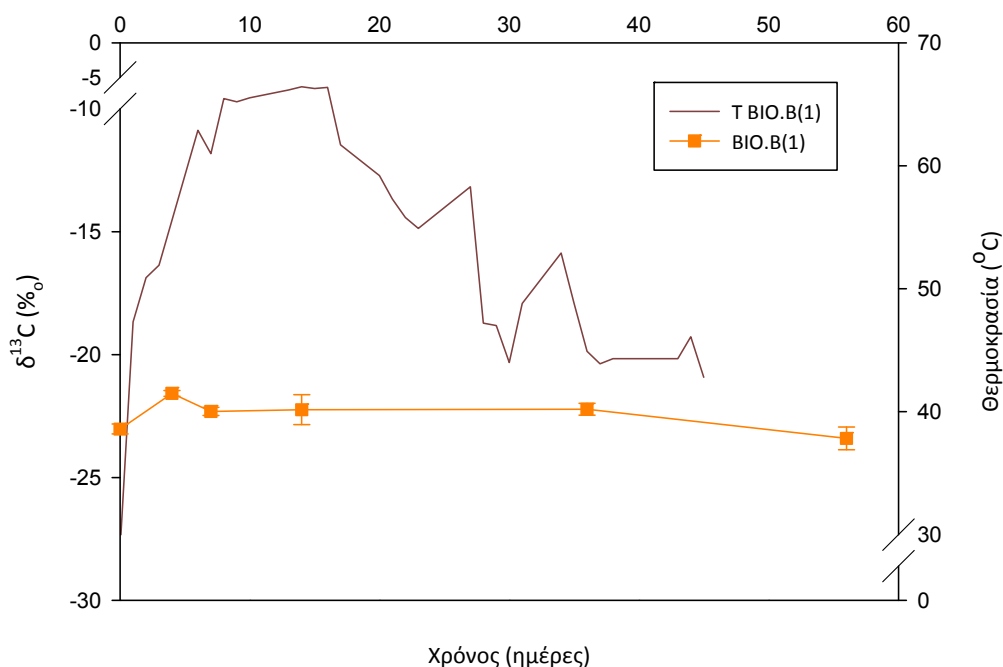
συνάδει με τα αποτελέσματα των Kim *et al.* (2008) και Lynch *et al.* (2006), οι οποίοι παρατήρησαν άνοδο του $\delta^{15}\text{N}$ κατά τη διάρκεια κομποστοποίησης μειγμάτων με κοπριές και άχυρα ή άλλα διογκωτικά υλικά.

15.1.8 Μεταβολές του $\delta^{13}\text{C}$

Στο Διάγραμμα 15.5 απεικονίζονται γραφικά οι τιμές του $\delta^{13}\text{C}$ κατά την πορεία της κομποστοποίησης του μείγματος BIO.B(1). Σημειώνεται ότι δεν ελήφθησαν μετρήσεις του λόγου C/N για το BIO.B(2) λόγω έλλειψης σχετικών οικονομικών πόρων.

Όπως φαίνεται οι τιμές ήταν σε γενικές γραμμές σταθερές και δεν παρέχουν τις κατάλληλες πληροφορίες ώστε να χρησιμοποιηθούν ως δείκτης για την αποικοδόμηση της οργανικής ύλης κατά τη διάρκεια της κομποστοποίησης.

Αντίστοιχα αποτελέσματα βρέθηκαν και κατά την εκτίμηση του $\delta^{13}\text{C}$ κατά την κομποστοποίηση του μείγματος BIO.A(1).

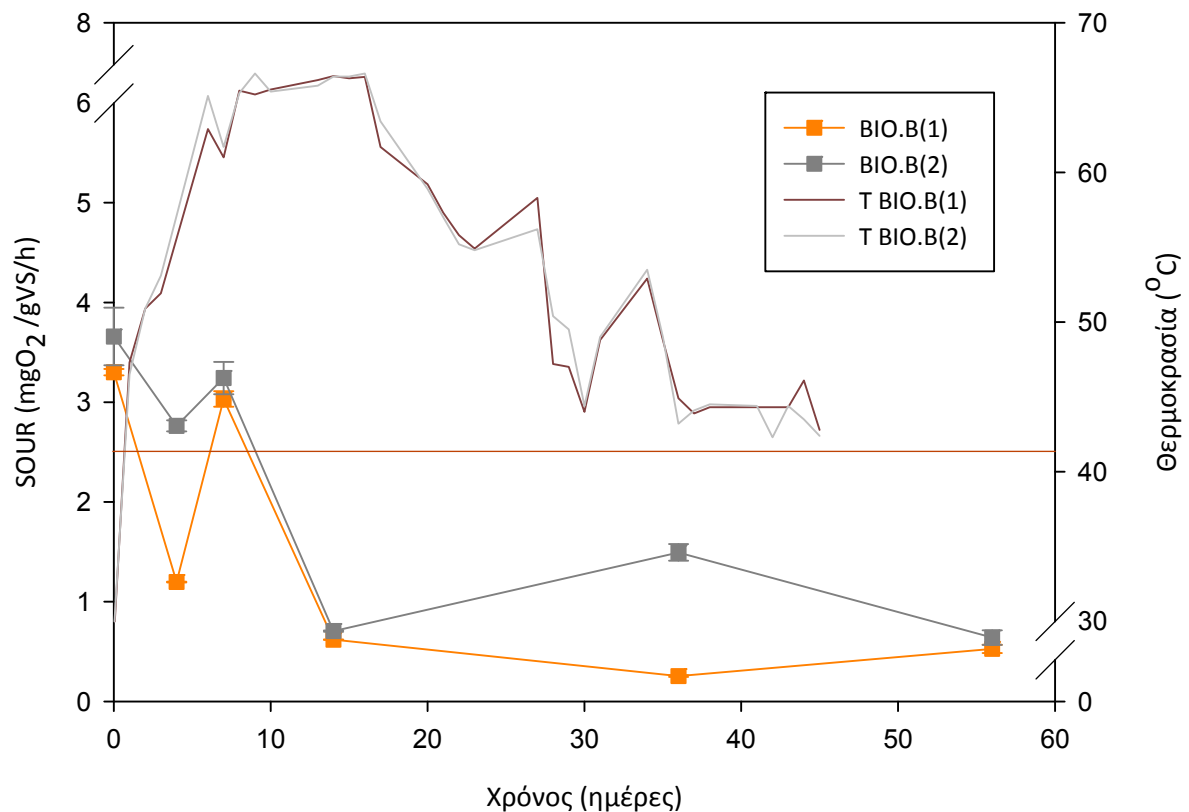


Διάγραμμα 15.5: Η διακύμανση του $\delta^{13}\text{C}$ σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης του μείγματος BIO.B(1).

15.2 Δείκτες σταθεροποίησης του κομπόστ

15.2.1 Ο ειδικός ρυθμός κατανάλωσης οξυγόνου

Στο Διάγραμμα 15.6 παρουσιάζονται οι μεταβολές του Ειδικού Ρυθμού Κατανάλωσης Οξυγόνου (SOUR) των μειγμάτων BIO.B(1) και BIO.B(2) σε σχέση με το χρόνο κομποστοποίησης. Όπως διακρίνεται, ο Ειδικός Ρυθμός Κατανάλωσης Οξυγόνου (SOUR) έπεσε οριστικά κάτω από το όριο των $2,5 \text{ mgO}_2 \text{ gVS}^{-1} \text{ h}^{-1}$, δηλαδή το προτεινόμενο όριο για τα σταθεροποιημένα μείγματα (Lasaridi & Stentiford, 1998; Lasaridi *et al.*, 2000), από τη 14^η ημέρα μετά την έναρξη της κομποστοποίησης.



Διάγραμμα 15.6: Η διακύμανση του Ειδικού Ρυθμού Κατανάλωσης Οξυγόνου (SOUR) σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης του μείγματος BIO.B (δύο επαναλήψεις).

Ο SOUR, όπως οι περισσότεροι δείκτες αναπνευστικής δραστηριότητας παρέχει μία έμμεση εκτίμηση της μικροβιακής δραστηριότητας που αναπτύσσεται στο υπό εξέταση

δείγμα, και η οποία σε ιδανικές συνθήκες αντανακλά το βαθμό αποικοδόμησης του υποστρώματος (Wichuk & McCartney, 2010). Όσο μεγαλύτερος είναι ο βαθμός αποικοδόμησης, δηλαδή όσο πιο σταθεροποιημένο είναι το υπόστρωμα, τόσο μικρότερη είναι η μικροβιακή δραστηριότητα και συνεπώς ο ρυθμός αναπνευστικής δραστηριότητας.

15.2.2 Το δυναμικό αυτοθέρμανσης

Ελέγχοντας τη μέγιστη θερμοκρασία που καταγράφηκε κατά τον έλεγχο του δυναμικού αυτοθέρμανσης (Dewar self-heating test), εκτιμάται ότι τα μείγματα BIO.B(1) και BIO.B(2) έφτασαν την κατηγορία βαθμού αποικοδόμησης IV (rotting degree) τη 14^η ημέρα μετά την έναρξη της κομποστοποίησης. Οι κατηγορίες βαθμού αποικοδόμησης IV και V, αντιστοιχούν σε σταθεροποιημένα κομπόστ.

Τα αποτελέσματα του ελέγχου του δυναμικού αυτοθέρμανσης συμφωνούν με τα αποτελέσματα του ελέγχου του Ειδικού Ρυθμού Κατανάλωσης Οξυγόνου (SOUR).

15.3 Παρακολούθηση μικροβιακών πληθυσμών

15.3.1 Ολικά βακτήρια

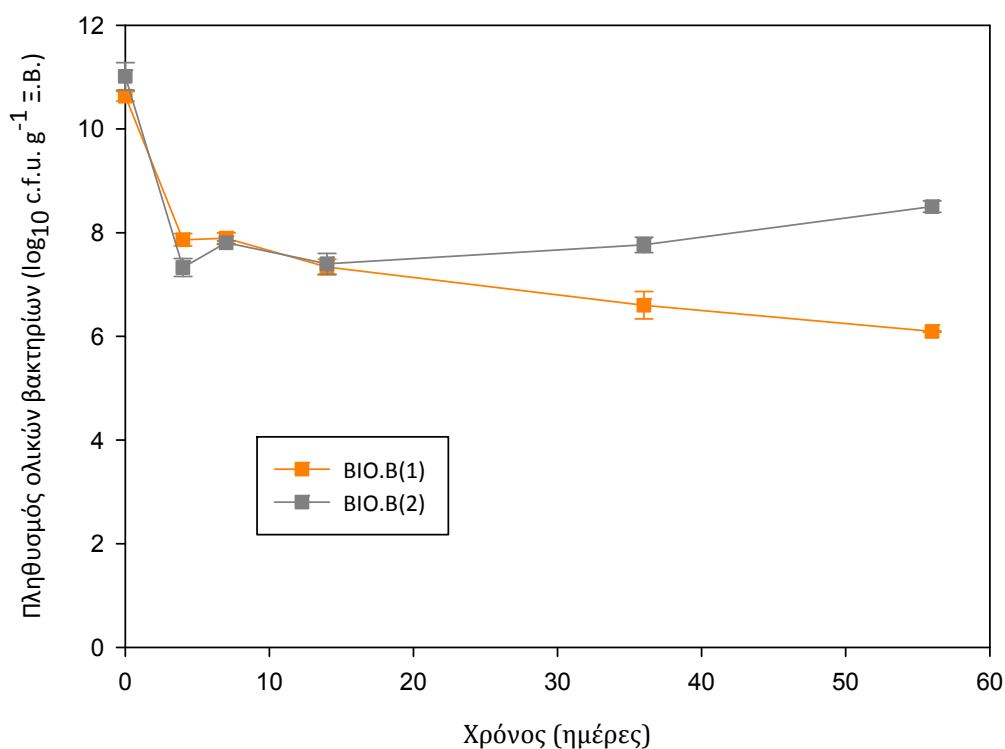
Στο Διάγραμμα 15.7 παρουσιάζονται οι πληθυσμοί των ολικών βακτηρίων κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης των δύο μειγμάτων του χειρισμού BIO.B.

Οι μεταβολές στις τιμές των ολικών βακτηρίων και στις δύο επαναλήψεις, δηλαδή στα μείγματα BIO.A(1) και BIO.A(2), παρουσιάζουν πτώση της τάξης του 10^3 το χρονικό διάστημα που σημειώνονται οι υψηλές θερμοκρασίες, δηλαδή έως και την 4^η δειγματοληψία (Ημέρα 14). Από τη 14^η ημέρα, οι πληθυσμοί των ολικών βακτηρίων που καταμετρώνται στα μείγματα BIO.B(1) και BIO.B(2) εμφανίζουν διαφορετική εξέλιξη. Στο BIO.B(1) ο πληθυσμός εξακολουθεί να υποχωρεί, αλλά με σαφώς μικρότερο ρυθμό, ενώ στο BIOB(2) φαίνεται ότι επανακάμπτει.

Παρότι οι δείκτες σταθεροποίησης (§ 15.2) υποδεικνύουν ότι αμφότερα τα μείγματα BIO.B(1) και BIO.B(2) έχουν σταθεροποιηθεί από τη 14^η ημέρα, οι μετρήσεις των ολικών βακτηρίων δείχνουν ότι είναι ικανά να διατηρήσουν έναν ικανό βακτηριακό πληθυσμό έως και

το τέλος της διεργασίας (την 56^η ημέρα $1,2 \times 10^6 (\pm 3,4 \times 10^4)$ CFU/g dw για το BIO.B(1) και $3,2 \times 10^8 (\pm 7,6 \times 10^7)$ CFU/g dw για το BIO.B(2)). Αντίστοιχα υψηλές τιμές ολικών βακτηρίων είχαν καταμετρηθεί και κατά την κομποστοποίηση του BIO.A., αφού στο τέλος της παρακολούθησης, δηλαδή την 40^η ημέρα καταμετρήθηκαν $1,8 \times 10^9 (\pm 4,1 \times 10^8)$ CFU/g dw για το BIO.A(1) και $1,3 \times 10^8 (\pm 1,1 \times 10^7)$ CFU/g dw για το BIO.A(2).

Μια πιθανή εξήγηση βρίσκεται στον τύπο του συστήματος κομποστοποίησης (σειράδια), καθώς και στη γειτνίαση των σειραδιών με άλλα σειράδια διαφορετικού βαθμού κομποστοποίησης. Τα δύο αυτά χαρακτηριστικά αυξάνουν την πιθανότητα για επιμόλυνση με μικροοργανισμούς του περιβάλλοντος (όχι κατ'ανάγκη από παθογόνους).



Διάγραμμα 15.7: Η διακύμανση του πληθυσμού των ολικών βακτηρίων κατά τη διεργασία κομποστοποίησης BIO.B (δύο επαναλήψεις).

15.3.3 Ολικά κολίμορφα

Σημαντικοί πληθυσμοί ολικών κολίμορφων και ειδικότερα της *Escherichia coli* καταμετρήθηκαν στα αρχικά μείγματα των BIO.B(1) και BIO.B(2).

Αρχικά, ο πληθυσμός των ολικών κολίμορφων στο BIO.B(1) ήταν $6,7 \times 10^7 (\pm 1,1 \times 10^7)$ CFU/g dw, εκ των οποίων οι $3,6 \times 10^7 (\pm 1,9 \times 10^7)$ CFU/g dw αντιστοιχούσαν στο πληθυσμό της *E.coli*. Αντίστοιχα για το μείγμα BIO.B(2), ο πληθυσμός των ολικών κολίμορφων ήταν $1,2 \times 10^8 (\pm 1,5 \times 10^7)$ CFU/g dw, εκ των οποίων οι $6,7 \times 10^7 (\pm 9,3 \times 10^7)$ CFU/g dw αντιστοιχούσαν στο πληθυσμό της *E.coli*.

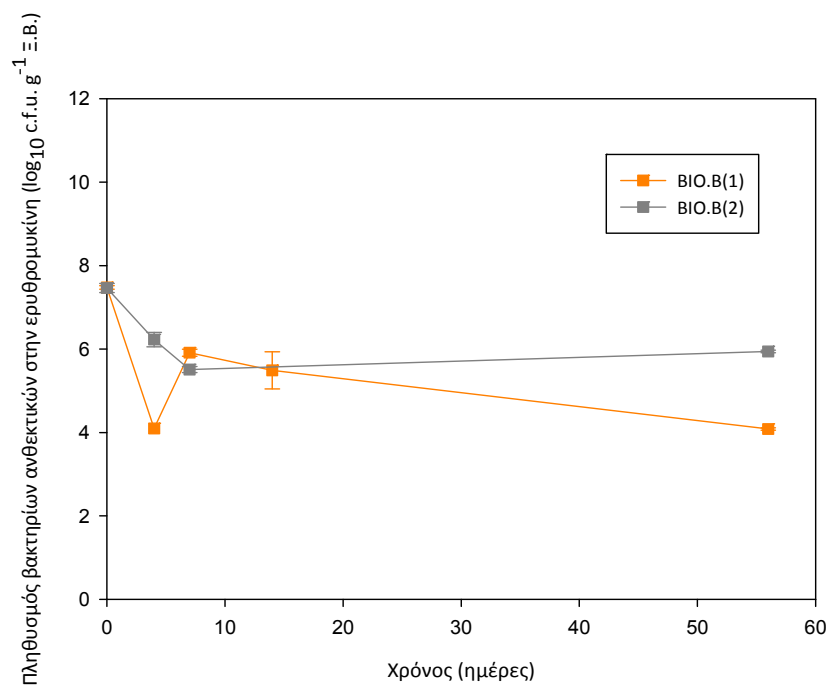
Σε όλα τα μείγματα του χειρισμού BIO.B, δηλαδή στα BIO.B(1) και BIO.B(2), οι πληθυσμοί της *E. coli* και των υπόλοιπων κολίμορφων μειώθηκαν ραγδαία από 10^3 έως 10^5 στην τρίτη δειγματοληψία (Ημέρα 7), ενώ από εκείνη τη χρονική στιγμή μέχρι το τέλος της παρακολούθησης διαμορφώθηκαν κάτω από το όριο ανίχνευσης της μεθόδου. Το αποτέλεσμα αυτό ήταν αναμενόμενο εξαιτίας των υψηλών θερμοκρασιών ($>55^\circ\text{C}$), που καταγράφηκαν στα δύο μείγματα την πρώτη εβδομάδα μετά την έναρξη της κομποστοποίησης.

Σύμφωνα με τους Chiumenti *et al.* (2005) η *Escherichia coli* καταστρέφεται όταν εκτεθεί για μία ώρα σε θερμοκρασία 55°C ή για 15 έως 20 λεπτά στους 60°C , ενώ οι Lung *et al.* (2001) ισχυρίστηκαν ότι ο πληθυσμός των *E. coli* εξαλείφθηκε μετά από κομποστοποίηση 72h στους 47°C . Σε αντίθεση με τα παραπάνω, οι Hess *et al.* (2004) κατέγραψαν ανάκαμψη του πληθυσμού *E. coli* όταν η θερμοκρασία του υπό κομποστοποίηση μείγματος επανήλθε στους 35 έως 52°C , παρότι είχε προηγουμένως ανέλθει στους 50°C για 48 h.

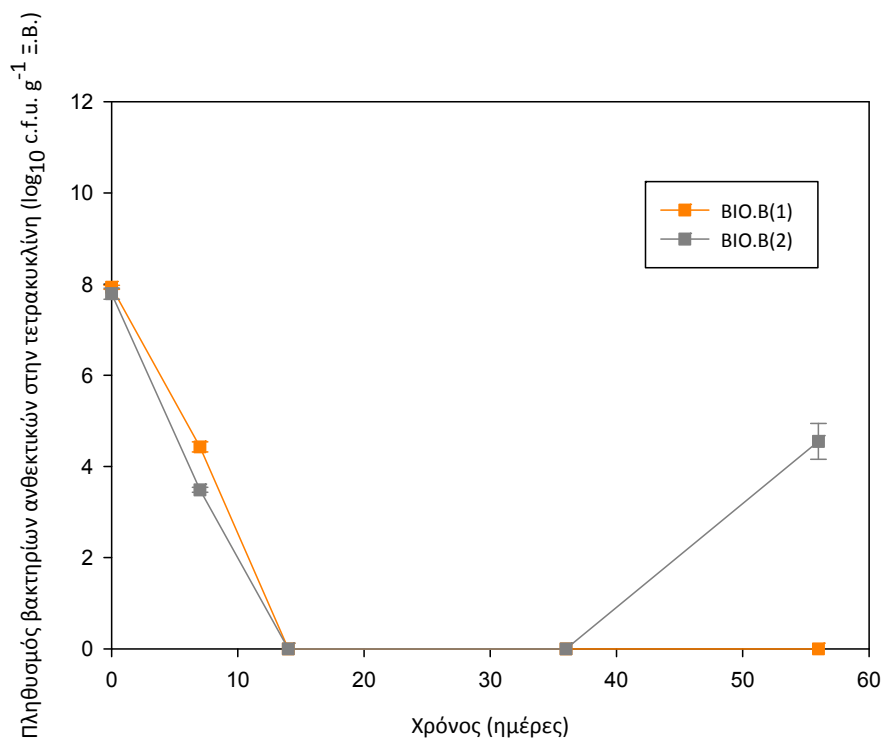
15.3.4 Βακτήρια ανθεκτικά σε αντιβιοτικά (ερυθρομυκίνη και τετρακυκλίνη)

Κατά την κομποστοποίηση των μειγμάτων BIO.B(1) και BIO.B(2) όπως και άλλων χειρισμών που πραγματοποιήθηκαν στο πλαίσιο αυτής της διατριβής, καταμετρήθηκαν τα βακτήρια που έχουν ανθεκτικότητα στην ερυθρομυκίνη (Διάγραμμα 15.8) και την τετρακυκλίνη (Διάγραμμα 15.9).

Στο αρχικό μείγμα BIO.B(1) ο πληθυσμός των ανθεκτικών στην ερυθρομυκίνη βακτηρίων ήταν κατά μέσο όρο ίσος με $3,0 \times 10^7 (\pm 2,9 \times 10^6)$ CFU/g dw, ενώ στο BIO.B(2) με $2,9 \times 10^7 (\pm 7,3 \times 10^6)$ CFU/g dw, (Διάγραμμα 15.6). Στη συνέχεια, και αφού η θερμοκρασία του υπό κομποστοποίηση μείγματος έλαβε υψηλές θερμοκρασίες ($>55^\circ\text{C}$), ο πληθυσμός τους μειώθηκε έως την 7^η ημέρα κατά τρεις τάξεις μεγέθους, για να παραμείνει σχεδόν σταθερός ως το τέλος της παρακολούθησης (Ημέρα 56, $1,2 \times 10^4 (\pm 7,8 \times 10^2)$ CFU/g dw για το BIO.B(1) και $8,8 \times 10^5 (\pm 6,2 \times 10^4)$ CFU/g dw για το BIO.B(2)).



Διάγραμμα 15.8: Η διακύμανση του πληθυσμού των βακτηρίων που εμφανίζουν ανθεκτικότητα στην ερυθρομυκίνη κατά τη διεργασία κομποστοποίησης BIO.B (δύο επαναλήψεις).



Διάγραμμα 15.9: Η διακύμανση του πληθυσμού των βακτηρίων που εμφανίζουν ανθεκτικότητα στην τετρακυκλίνη κατά τη διεργασία κομποστοποίησης BIO.B (δύο επαναλήψεις).

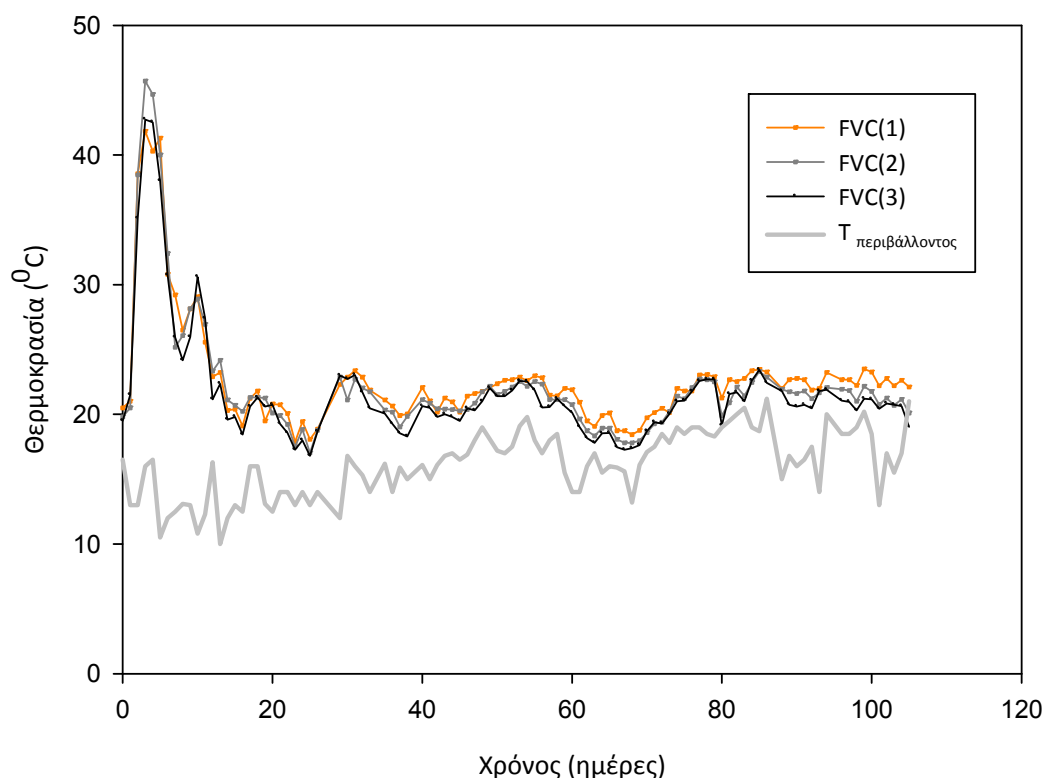
Στο αρχικό μείγμα BIO.B(1) οι πληθυσμοί των ανθεκτικών στην τετρακυκλίνη βακτηρίων ήταν κατά μέσο όρο ίσοι με $8,5 \times 10^7$ ($\pm 8,7 \times 10^6$) CFU/g dw, ενώ στο BIO.B(2) με $6,3 \times 10^7$ ($\pm 1,6 \times 10^7$) CFU/g dw. Στη συνέχεια, και αφού η θερμοκρασία του υπό κομποστοποίηση μείγματος έλαβε υψηλές θερμοκρασίες (> 55 °C), ο πληθυσμός τους μειώθηκε κατά τρεις (BIO.B(1)) και τέσσερις (BIO.B(2)) τάξεις μεγέθους έως την 7^η ημέρα. Στο μείγμα BIO.B(1) από τη 14^η ημέρα έως το τέλος της παρακολούθησης ο πληθυσμός των ανθεκτικών στην τετρακυκλίνη βακτηρίων, διαμορφώθηκε κάτω από το όριο ανίχνευσης της μεθόδου. Στο μείγμα BIO.B(2), ο πληθυσμός εξαλείφθηκε από την 14^η ημέρα έως και 36^η, αλλά ανέκαμψε την 56^η ημέρα ($4,5 \times 10^4$ ($\pm 3,4 \times 10^4$) CFU/g dw).

16. Χειρισμός 6: Μείγμα από υπολείμματα κηπευτικών και φρούτων και κλαδοκάθαρα FVC

16.1. Φυσικοχημικές αναλύσεις

16.1.1 Το προφίλ της θερμοκρασίας

Οι διακυμάνσεις της θερμοκρασίας στις τρεις επαναλήψεις του χειρισμού FVC, όπως και της θερμοκρασίας περιβάλλοντος που καταγράφηκε κατά τη διάρκεια της κομποστοποίησης παρουσιάζονται στο Διάγραμμα 16.1. Οι τιμές της θερμοκρασίας εξελίχθηκαν σύμφωνα με το τυπικό μοτίβο για την κομποστοποίηση σε οικιακούς κάδους (Karnchanawong & Suriyanon, 2011; Kayhanian & Tchobanoglous, 1992; Smith & Jasim, 2009).



Διάγραμμα 16.1: Το προφίλ της θερμοκρασίας περιβάλλοντος και του μείγματος κομποστοποίησης κατά τη διεργασία FVC (3 επαναλήψεις).

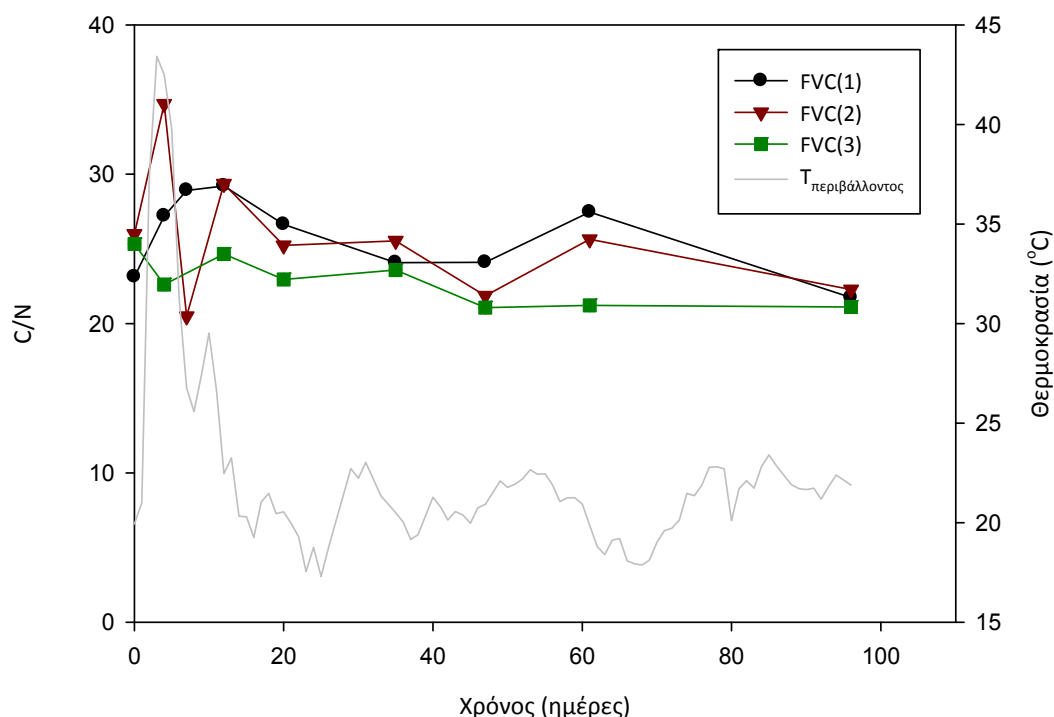
Οι τιμές της θερμοκρασίας κυμάνθηκαν από 20°C έως 45°C, δηλαδή σε ένα εύρος που ενδείκνυται για τη μικροβιακή αποικοδόμηση (Smith & Jasim, 2009). Θερμοκρασίες άνω των 55°C, δηλαδή τυπικές του θερμόφιλου σταδίου, δεν μετρήθηκαν κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης του χειρισμού FVC. Το αποτέλεσμα αυτό συμφωνεί με τα εκείνα των Barrena *et al.*, 2014), οι οποίοι ανέλυσαν δείγματα και στοιχεία από 27 διαφορετικούς οικιακούς κάδους κομποστοποίησης και κατέληξαν ότι στην οικιακή κομποστοποίηση το μείγμα εμφανίζει χαμηλότερες θερμοκρασίες από ότι τα μείγματα στη βιομηχανική κομποστοποίηση (συστήματα μεγάλης κλίμακας). Αυτό μπορεί να οφείλεται είτε σε αργό ρυθμό αποικοδόμησης είτε στον όγκο του μείγματος (κάθε κάδος είχε χωρητικότητα 180 L). Σύμφωνα με τους Jasmin & Smith (2003) το μείγμα στην οικιακή κομποστοποίηση (βιο)αποικοδομείται με αργό ρυθμό, ενώ η μακρά παραμονή του στον κάδο επιτρέπει τη φυσική καταστροφή των παθογόνων μικροοργανισμών. Από την άλλη πλευρά, η θερμότητα που εκλύεται κατά τη μικροβιακή οξείδωση του C, μπορεί να συσσωρευτεί και να αυξήσει τη θερμοκρασία του υπό κομποστοποίηση υλικού, μόνο αν η μάζα του υλικού είναι επαρκής για να δημιουργηθούν μονωτικές συνθήκες (Finstain, 1992).

Την 3^η ημέρα μετά την εγκατάσταση σημειώθηκαν και στους τρεις κάδους οι υψηλότερες τιμές θερμοκρασίας: 41,8 °C στο FVC(1), 45,7 °C στο FVC(2) και 42,7 °C στο FVC(3). Μετά την 20^η ημέρα, η διακύμανση της θερμοκρασίας και των τριών επαναλήψεων φαίνεται να ακολουθεί τη θερμοκρασία περιβάλλοντος. Ωστόσο, οι τιμές της εξακολουθούν να είναι υψηλότερες.

16.1.2 Ο λόγος άνθρακα προς άζωτο

Η διακύμανση του λόγου άνθρακα προς άζωτο (C/N) κατά τη διαδικασία κομποστοποίησης των χειρισμών FVC(1), FVC(2) και FVC(3) παρουσιάζεται στο Διάγραμμα 14.2. Οι απότομες αυξομειώσεις τις πρώτες ημέρες της διαδικασίας αντανακλούν το διαφορετικό ρυθμό μεταβολισμού του άνθρακα, που είναι σχετικά βραδύς, σε σύγκριση με το μεταβολισμό του αζώτου (Eiland *et al.*, 2001).

Οι τιμές του C/N στα αρχικά μείγματα FVC(1), FVC(2) και FVC(3) ήταν 23,1, 26,0 και 25,3 αντίστοιχα, οι οποίες κυμαίνονταν εντός του συνιστώμενου εύρους τιμών (20 έως 35). Οι τιμές C/N που έχουν αναφερθεί στη βιβλιογραφία για μείγματα αποβλήτων τροφίμων και κλαδέματα ποικίλουν από 19,5 έως 25,7 (Li *et al.*, 2013).



Διάγραμμα 16.2: Οι μεταβολές του λόγου άνθρακα προς άζωτο (C/N) σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης των μειγμάτων FVC.

Οι αυξομειώσεις που παρατηρήθηκαν τις πρώτες 20 ημέρες της διεργασίας κομποστοποίησης, ενδεχομένως οφείλονται είτε στο σχετικά αργό μεταβολισμό του άνθρακα σε σχέση με εκείνο του αζώτου (Eliland *et al*, 2001), είτε στην πτητικοποίηση του αμμωνιακού αζώτου, καθώς η θερμοκρασία σημείωσε υψηλές τιμές (3^η έως 5^η ημέρα). Οι μεταβολές καταγράφησαν εντονότερες στο μείγμα FVC(2), στο οποίο συνοδεύτηκαν και από αντίστοιχες εντονότερες μεταβολές στις τιμές της θερμοκρασίας. Από την 20^η ημέρα μέχρι το τέλος παρακολούθησης της κομποστοποίησης όλα τα προαναφερόμενα μείγματα παρουσίασαν συνολικά μικρή πτώση του λόγου C/N. Τα αποτελέσματα αυτά συμφωνούν με μία σειρά ερευνών που υποδεικνύει ότι η γενικότερη τάση του λόγου C/N κατά τη διάρκεια της κομποστοποίησης είναι πτωτική (Chiumenti *et al.*, 2005; Golueke, 1972), αλλά και τα αποτελέσματα του χειρισμού GWS (§ 13), το αρχικό μείγμα του οποίου περιείχε κλαδοκάθαρα και επεξεργασμένα υλ.

Οι τελικές τιμές του λόγου C/N διαμορφώθηκαν ως εξής: 21,7 για το FVC(1), 22,3 για το FVC(2), και 21,1 για το FVC(3). Παρουσιάζονται ελαφρώς υψηλότερες από αυτές που συνήθως

συναντώνται στην οικιακή κομποστοποίηση (ενδεικτική τιμή: 16,0 ($\pm 7,4$) σύμφωνα με Barrena *et al.*, 2014). Συνήθως ο στόχος των διαχειριστών κομποστοποίησης κυμαίνεται από 15 έως 20 (Kayhanian & Tchobanoglous, 1992), ενώ οι Hue & Liu (1995) αναφέρουν ότι η τελική τιμή εξαρτάται από την πηγή των υλικών και τη μέθοδο μέτρησης του αζώτου.

16.1.2 Η περιεκτικότητα σε υγρασία

Η μεταβολή της περιεκτικότητας σε υγρασία κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης, εκφρασμένη ως ποσοστό επί τοις εκατό, παρουσιάζεται στον Πίνακα 16.1. Τα ποσοστά υγρασίας των αρχικών μειγμάτων ήταν σχετικά υψηλά: 77,9% για το FVC(1), 70,3% για το FVC(2) και 69,4% για το FVC(3). Ωστόσο, δεν αποκλίνουν από τις τιμές που αναφέρονται στη βιβλιογραφία για αντίστοιχα μείγματα ή μείγματα τροφικών αποβλήτων με κλαδέματα και οι οποίες κυμαίνονται από 55 έως 80% (Chang & Chen, 2010; Colon *et al.*, 2010; Li *et al.* 2013).

Η υψηλή περιεκτικότητα σε υγρασία διατηρήθηκε σε όλα τα μείγματα, έως και το τέλος της παρακολούθησης της κομποστοποίησης. Αυτό οφείλεται στην κατασκευή του κάδου οικιακής κομποστοποίησης (Εικόνες 7.15 & 7.16), ο οποίος δεν έχει οπές αποστράγγισης. Επιπρόσθετα, οι τιμές της θερμοκρασίας δεν ήταν αρκετά υψηλές ώστε να διευκολύνουν την εξάτμιση της υγρασίας. Ωστόσο, οι υψηλές τιμές περιεκτικότητας σε υγρασία δεν φαίνεται να έδρασαν παρεμποδιστικά στην εξέλιξη της διεργασίας της κομποστοποίησης.

Η μικρή αύξηση της υγρασίας την 7^η ημέρα μετά την έναρξη της κομποστοποίησης αποδίδεται στην προσθήκη φρέσκου υλικού για την πλήρωση του κάδου.

16.1.3 Η οξύτητα του υποστρώματος

Η εξέλιξη των τιμών του pH κατά την κομποστοποίηση των μειγμάτων FVC παρουσιάζεται στον Πίνακα 16.1. Οι αρχικές τιμές του pH - 6,8 για το FVC(1), 6,7 για το FVC(2) και 6,6 για το FVC(3) – ήταν και στις τρεις επαναλήψεις εντός του συνιστώμενου εύρους (Chiumenti *et al.*, 2005; Korcic *et al.*, 2014).

Πίνακας 16.1: Οι μεταβολές της περιεκτικότητας σε υγρασία (MC), της οξύτητας (pH) και της ηλεκτρικής αγωγιμότητας (EC) κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης των μειγμάτων FVC.

Δείγμα*	T (°C)	MC (%)	pH	EC (mS.cm ⁻¹)
FVC(1)-0	20,5	77,9	6,8	0,8
FVC(1)-4	40,3	74,9	8,4	1,4
FVC(1)-7	29,2	76,5	7,9	1,1
FVC(1)-12	22,9	78,4	8,2	1,7
FVC(1)-20	20,8	75,6	8,5	2,0
FVC(1)-35	21,1	74,9	7,8	1,7
FVC(1)-47	21,6	74,4	8,0	1,7
FVC(1)-61	20,9	76,1	7,6	1,7
FVC(1)-96	22,7	75,0	8,1	1,3
FVC(2)-0	19,8	70,3	6,7	0,8
FVC(2)-4	45,0	71,0	8,0	1,4
FVC(2)-7	25,2	77,9	8,3	1,3
FVC(2)-12	23,3	76,3	8,3	1,4
FVC(2)-20	20,1	75,2	8,6	1,7
FVC(2)-35	20,3	74,4	8,4	1,6
FVC(2)-47	20,9	74,1	8,1	1,7
FVC(2)-61	19,6	75,5	7,6	1,5
FVC(2)-96	21,9	75,5	8,1	1,3
FVC(3)-0	19,5	69,4	6,6	1,0
FVC(3)-4	42,5	72,2	7,8	1,5
FVC(3)-7	25,9	73,5	8,2	1,0
FVC(3)-12	21,2	73,9	8,4	1,7
FVC(3)-20	20,7	74,4	8,4	1,9
FVC(3)-35	20,1	74,6	8,6	1,6
FVC(3)-47	20,3	74,8	7,7	1,6
FVC(3)-61	19,0	75,2	7,6	1,5
FVC(3)-96	21,1	76,1	8,1	1,4

* Η κωδικοποίηση έχει γίνει κυρίως βάσει της σύστασης και του δείγματος. Η ονομασία FVC αποτελεί αρκτικόλεξο των αγγλικών λέξεων *Fruits*, *Vegetables* και *Clippings* (φρούτα, λαχανικά και κλαδέματα), ενώ το νούμερο που ακολουθεί δείχνει σε ποια ημέρα της κομποστοποίησης έγινε η δειγματοληψία.

Τέσσερις μέρες μετά την εγκατάσταση της κομποστοποίησης και αφού είχαν σημειωθεί οι μέγιστες θερμοκρασίες, το pH αυξήθηκε κατά περίπου 1 έως 1,5 μονάδες: 8,4 για το FVC(1), 8,0 για το FVC(2) και 7,8 για το FVC(3). Η παρατηρούμενη αύξηση μπορεί να αποδοθεί στη διάσπαση των λιπαρών οργανικών οξέων (Beck-Friis *et al.*, 2003; Haug, 1993). Από την 4^η ημέρα έως το τέλος της διεργασίας, καταγράφηκαν μικρές αυξομειώσεις, αλλά το pH

παρέμεινε συνολικά σταθερό. Οι τελικές τιμές του χειρισμού συνάδουν με τα αποτελέσματα άλλων μελετών που πραγματοποιήθηκαν με παρόμοια αρχικά μείγματα (Barrena *et al.*, 2014; Benito *et al.*, 2003; Manios, 2004).

Από την εξέλιξη της μεταβολής του pH, φαίνεται ότι αυτό δεν αποτελεί κατάλληλο δείκτη σταθεροποίησης – τουλάχιστον όχι μεμονωμένα – σε μείγματα με τροφικά απόβλητα και κλαδέματα.

16.1.4 Η ηλεκτρική αγωγιμότητα

Στον Πίνακα 16.1 παρουσιάζεται η εξέλιξη των τιμών της ηλεκτρικής αγωγιμότητας (EC) για τα μείγματα του χειρισμού FVC. Την ημέρα της εγκατάστασης, οι τιμές EC των υποστρωμάτων FVC(1), FVC(2) και FVC(3) ήταν αντίστοιχα, 0,8 mS.cm⁻¹, 0,8 mS.cm⁻¹ και 1,0 mS.cm⁻¹.

Κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης οι τιμές της ηλεκτρικής αγωγιμότητας παρουσίασαν άνοδο (τελική τιμή: 1,3 mS.cm⁻¹, 1,3 mS.cm⁻¹ και 1,4 mS.cm⁻¹ για τα FVC(1), FVC(2) και FVC(3), αντίστοιχα. Σύμφωνα με το Lin (2008), η άνοδος μπορεί να οφείλεται στην παρουσία μεταλλικών αλάτων στα απόβλητα τροφίμων, τα οποία απελευθερώνονται με τη δραστηριότητα των μικροοργανισμών, κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης. Η διαπίστωση αυτή ενισχύει τον ισχυρισμό των Benito *et al.* (2003), Khan *et al.* (2009), Lasaridi & Stentiford (1996), Sesay *et al.* (1997) ότι η ηλεκτρική αγωγιμότητα δεν αποτελεί καλό δείκτη για τη σταθεροποίηση και την ωρίμανση κομπόστ.

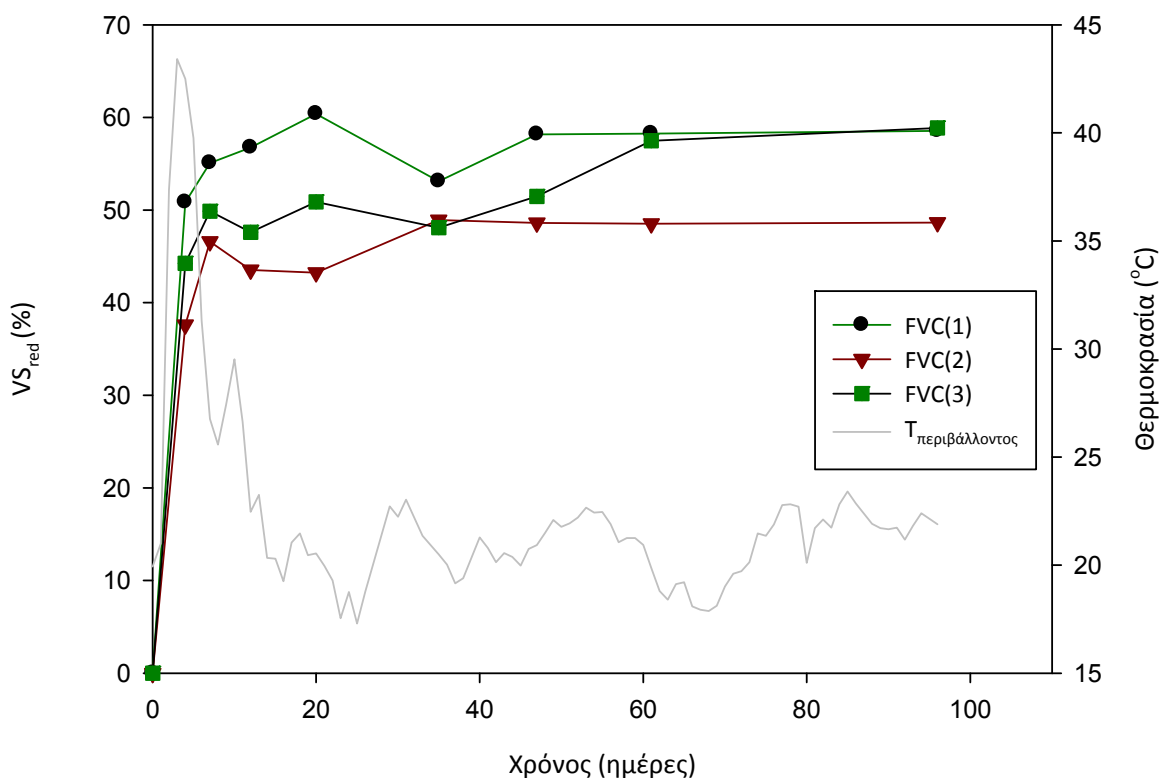
Αξίζει να σημειωθεί ότι οι τιμές της EC και στις τρεις επαναλήψεις, ήταν ελαφρώς υψηλότερες από το υπάρχον όριο του 1 mS.cm⁻¹ για τα μέσα ανάπτυξης της Απόφασης 2015/2099 της Επιτροπής σχετικά με τον καθορισμό οικολογικών κριτηρίων απομονής του οικολογικού σήματος της ΕΕ σε μέσα ανάπτυξης, βελτιωτικά εδάφους και εδαφοκάλυμμα.

16.1.5 Τα πτητικά στερεά

Η μεταβολή της μείωσης των πτητικών στερεών κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης παρουσιάζεται στο Διάγραμμα 16.3. Συνολικά τα μείγματα FVC(1), FVC(2) και FVC(3)

παρουσίασαν μείωση στην περιεκτικότητα των πτητικών στερεών 58,6%, 45,3% και 58,9%, αντίστοιχα. Τα ποσοστά αυτά είναι χαμηλά σε σύγκριση με τα ποσοστά που έχουν αναφερθεί παλιότερα στη βιβλιογραφία (Chroni *et al.*, 2009).

Η τάση της μείωσης και στις τρεις επαναλήψεις μπορεί να εκφραστεί από εκθετική καμπύλη με εξίσωση $y=a \cdot (1-e^{-\beta x})$, αλλά με διαφορετικούς συντελεστές α και β για κάθε επανάληψη. Το αποτέλεσμα αυτό συμφωνεί με τα αποτελέσματα των Sanchez- Garcia *et al.* (2016). Παρότι η εκθετική εξίσωση δεν ταιριάζει απόλυτα με τις μετρήσεις, εντούτοις προσφέρει μία καλή μαθηματική έκφραση της μείωσης της οργανικής ύλης κατά την κομποστοποίηση, και διευκολύνει τη σύγκριση του ρυθμού αποικοδόμησης διαφορετικών χειρισμών.



Διάγραμμα 16.3: Το ποσοστό μείωσης των στερεών πτητικών σε σχέση με το χρόνο, κατά τη διεργασία κομποστοποίησης των μειγμάτων FVC.

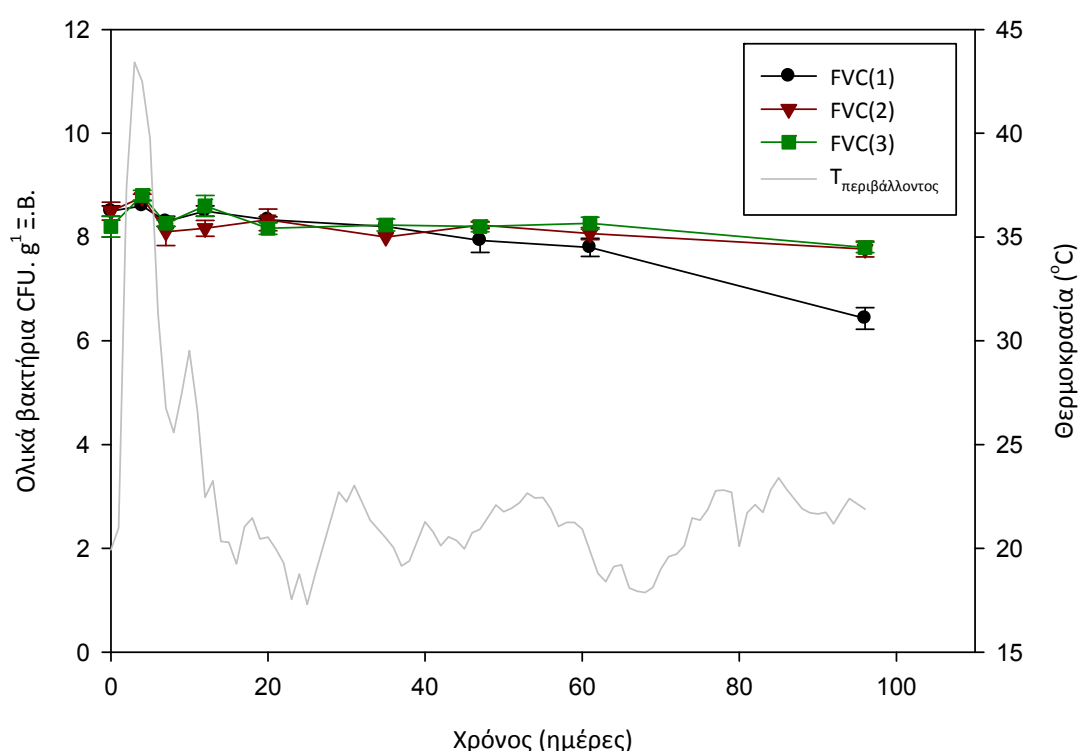
Ένας από τους λόγους που δεν διαφαίνονται έντονοι ρυθμοί μεταβολής το πρώτο 15ήμερο από την εγκατάσταση της κομποστοποίησης, πρέπει να αναζητηθεί στην προσθήκη νωπού μείγματος την 7^η ημέρα της κομποστοποίησης, η οποία οδήγησε σε μικρή πτώση της μείωσης

των πτητικών στερεών από την 7^η στην 20^η ημέρα. Όπως αναφέρεται αναλυτικότερα στην § 7.6, η προσθήκη φρέσκου υλικού ίδιας σύστασης και αναλογίας, προστέθηκε στην προσπάθεια προσομείωσης της οικιακής κομποστοποίησης, όταν ο όγκος του αρχικού μείγματος είχε μειωθεί (κατά προσέγγιση) στο 55% του αρχικού.

16.2 Παρακολούθηση μικροβιακών πληθυσμών

16.2.1 Ολικά βακτήρια

Στο Διάγραμμα 16.4 παρουσιάζονται οι πληθυσμοί των ολικών βακτηρίων κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης των μειγμάτων FVC. Οι τιμές των ολικών βακτηρίων που καταμετρήθηκαν στα αρχικά δείγματα των FVC(1), FVC(2) και FVC(3) ήταν $3,3 \times 10^8 (\pm 5,6 \times 10^7)$ CFU/g dw, $3,2 \times 10^8 (\pm 1,2 \times 10^8)$ CFU/g dw και $1,7 \times 10^8 (\pm 9,9 \times 10^7)$ CFU/g dw, αντίστοιχα. Η μεγάλη τυπική απόκλιση στις μετρήσεις μπορεί να αποδοθεί στην ανομοιογένεια των αρχικών υλικών.



Διάγραμμα 16.4: Η διακύμανση του πληθυσμού των ολικών βακτηρίων κατά τη διεργασία κομποστοποίησης των μειγμάτων FVC.

Οι πληθυσμοί των ολικών βακτηρίων παρουσίασαν μία μικρή άνοδο έως την 4^η ημέρα, η οποία στα δύο από τα τρία μείγματα «εξουδετερώθηκε» με μια μικρή πτώση την 7^η ημέρα στις $2,1 \times 10^8$ ($\pm 5,3 \times 10^7$) CFU/g dw στο FVC(1), $1,5 \times 10^8$ ($\pm 8,3 \times 10^7$) CFU/g dw για το FVC(2). Η πτώση οφείλεται πιθανόν στην προσθήκη φρέσκου υλικού στους κάδους. Δεδομένου ότι καμία από τις επαναλήψεις δεν σημείωσε θερμοφιλικές θερμοκρασίες (> 55 °C), δεν παρουσιάστηκε έντονη πτώση του πληθυσμού των ολικών βακτηρίων, όπως αναφέρεται σε άλλες μελέτες (Marshall *et al.*, 2004).

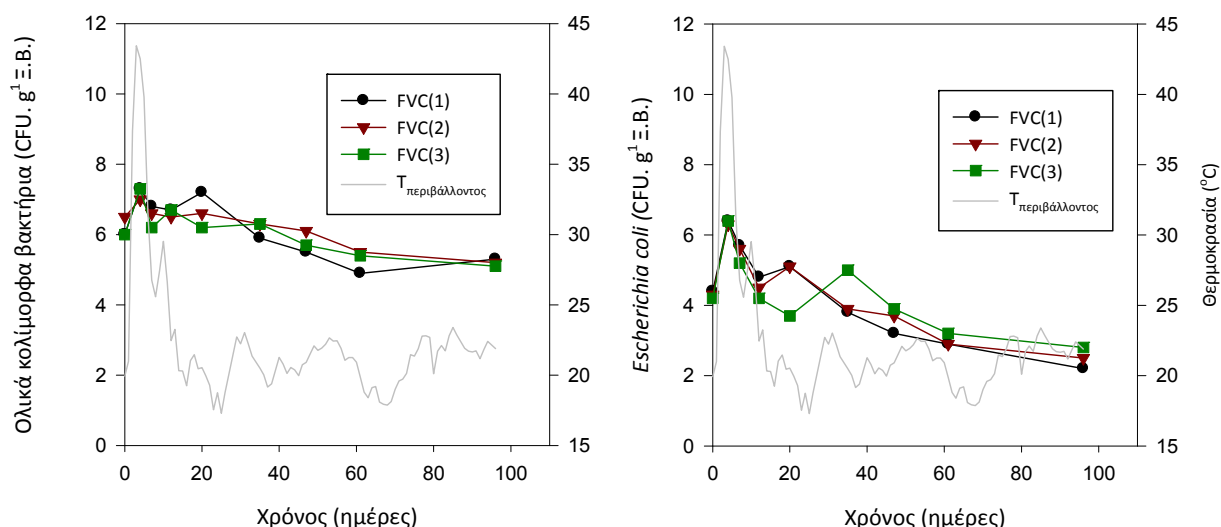
16.2.2 Ολικά κολίμορφα

Οι μεταβολές των πληθυσμών των ολικών κολίμορφων και ειδικότερα της *Escherichia coli* που καταμετρήθηκαν στα αρχικά μείγματα των FVC(1), FVC(2) και FVC(3) παρουσιάζονται γραφικά στο Διάγραμμα 16.5.

Από τις τιμές των πληθυσμών στο Διάγραμμα 16.5 γίνεται εμφανή η παρουσία των *Escherichia coli*. Αρχικά, ο πληθυσμός των ολικών κολίμορφων στο FVC(1) ήταν κατά μέσο όρο $9,2 \times 10^5$ ($\pm 9,4 \times 10^5$) CFU/g dw, εκ των οποίων οι $2,7 \times 10^4$ ($\pm 4,1 \times 10^3$) CFU/g dw αντιστοιχούσαν στο πληθυσμό της *E.coli*. Για το μείγμα FVC(2), ο πληθυσμός των ολικών κολίμορφων ήταν κατά μέσο όρο $3,0 \times 10^6$ ($\pm 3,0 \times 10^4$) CFU/g dw, εκ των οποίων οι $1,9 \times 10^4$ ($\pm 7,0 \times 10^2$) CFU/g dw αντιστοιχούσαν στο πληθυσμό της *E.coli*. Τέλος, για το μείγμα FVC(3), ο πληθυσμός των ολικών κολίμορφων ήταν κατά μέσο όρο $1,1 \times 10^6$ ($\pm 1,1 \times 10^6$) CFU/g dw, εκ των οποίων οι $1,8 \times 10^4$ ($\pm 1,9 \times 10^3$) CFU/g dw αντιστοιχούσαν στο πληθυσμό της *E.coli*.

Κατά τη διάρκεια της κομποστοποίησης, τόσο ο πληθυσμός των ολικών βακτηρίων, όσο και της *E. coli* σημείωσαν πτώση (Διάγραμμα 16.5). Ωστόσο, σε κανένα από τα μείγματα FVC δεν εκμηδενίστηκαν, δηλαδή δεν έπεσαν κάτω από το όριο ανίχνευσης της μεθόδου. Σε αυτό συνέβαλλαν οι χαμηλές σχετικά θερμοκρασίες που αναπτύχθηκαν στο μείγμα, καθώς είναι γενικά αποδεκτό ότι η έκθεση σε αυτές αποτελεί αναγκαία (αν και όχι και ικανή) συνθήκη για την υγιεινοποίηση του κομποστ. Σύμφωνα με τους Chiumenti *et al.* (2005) η *Escherichia coli* καταστρέφεται όταν εκτεθεί για μία ώρα σε θερμοκρασία 55 °C ή για 15 έως 20 λεπτά στους 60 °C, ενώ οι Lung *et al.* (2001) βρήκαν ότι ο πληθυσμός των *E. coli* εξαλείφθηκε μετά από κομποστοποίηση 72h στους 47 °C. Η παρουσία της *Escherichia coli* αντικρούει τον ισχυρισμό των Barrena *et al.* 2014) ότι η βιομάζα κατά την οικιακή κομποστοποίηση αποικοδομείται αργά

και η μακρά παραμονή της στον κάδο οδηγεί στην καταστροφή των παθογόνων μικροοργανισμών.



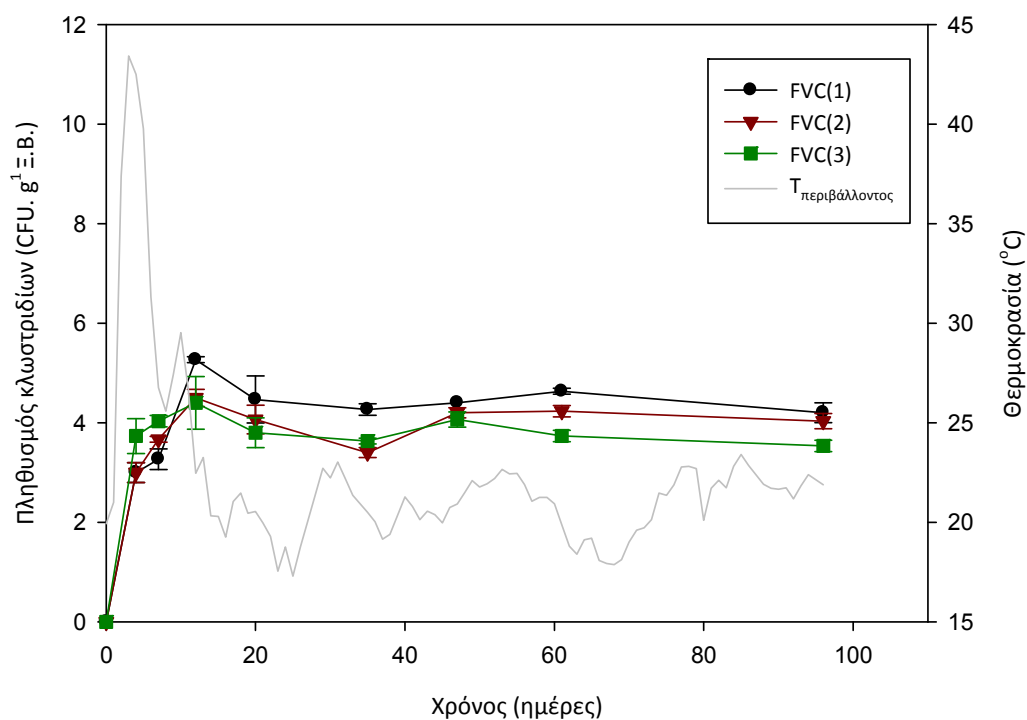
Διάγραμμα 16.5: Η διακύμανση του πληθυσμού των (α) ολικών κολλίμορφων και (β) *Escherichia coli* κατά τη διεργασία κομποστοποίησης FVC.

16.2.2. Κλωστρίδια

Στα αρχικά δείγματα των επαναλήψεων FVC(1), FVC(2) και FVC(3) δεν ανιχνεύτηκαν κλωστρίδια (Διάγραμμα 16.6). Ωστόσο, την 4^η μέρα μετά την έναρξη της κομποστοποίησης οι πληθυσμοί τους ήταν κατά μέσο όρο ίσοι με $1,1 \times 10^3 (\pm 4,8 \times 10^2)$ CFU/g dw για το FVC(1), $1,1 \times 10^3 (\pm 5,2 \times 10^2)$ CFU/g dw για το FVC(2) και $7,0 \times 10^3 (\pm 6,1 \times 10^2)$ CFU/g dw για το FVC(3). Η απουσία κλωστριδίων από το αρχικό υλικό δημιουργεί μερικούς προβληματισμούς σχετικά με το αν τα κλωστρίδια που μετρήθηκαν από το δεύτερο δείγμα και μετά ήταν αυτόχθονα ή όχι. Μελετώντας την εξουδετέρωση παθογόνων κατά την κομποστοποίηση, οι Klein *et al.* (2011) διαπίστωσαν ότι ακόμη και στους αρνητικούς μάρτυρες (δηλαδή τα μείγματα που δεν είχαν εμβολιαστεί), υπήρχε παρουσία κλωστριδίων. Δεδομένου ότι το μείγμα FVC δεν περιείχε κοπριά, παρά μόνο υπολείμματα οπωροκηπευτικών που ενδέχεται να είχαν έρθει σε επαφή με κοπριά, είναι πιθανόν τα αρχικά δείγματα να παρουσίαζαν πολύ χαμηλούς πληθυσμούς, κάτω από το όριο ανίχνευσης της καλλιέργειας.

Από την 4^η έως την 12^η ημέρα οι πληθυσμοί των κλωστριδίων σημείωσαν άνοδο και έφτασαν τη μέγιστη τιμή τους. Από την 20^η ημέρα έως το τέλος της παρακολούθησης οι

πληθυσμοί των κλωστριδίων μειώθηκαν με αποτέλεσμα να προσεγγίσουν τις τιμές που είχαν αρχικά, δηλαδή την 4^η ημέρα μετά την έναρξη της κομποστοποίησης. Ο έλεγχος για την παρουσία του *Clostridium perfigens* ήταν αρνητικός. Το *Clostridium perfigens* παρουσιάζει μεγάλη αντοχή σε υψηλές θερμοκρασίες δημιουργώντας σπόρια (Broochier *et al.*, 2012), και χρησιμοποιείται αντίστοιχα με την *Escherichia coli* ως δείκτης για την καταλληλότητα του κομπόστ να χρησιμοποιηθεί σε καλλιέργειες και δημόσιους χώρους.



Διάγραμμα 16.6: Η διακύμανση του πληθυσμού των κλωστριδίων κατά τη διεργασία κομποστοποίησης FVC.

17. Συμπεράσματα

17.1. Εκτίμηση της αναπνευστικής δραστηριότητας

Η εφαρμογή δύο μεθόδων εκτίμησης της αναπνευστικής δραστηριότητας – του Ειδικού Ρυθμού Κατανάλωσης Οξυγόνου – SOUR και του Ελέγχου του Δυναμικού Αυτοθέρμανσης Dewar – κατά την κομποστοποίηση διαφορετικών αρχικών μειγμάτων επιβεβαίωσε τη σχέση της αναπνευστικής δραστηριότητας με τη σταθεροποίηση του κομπόστ. Πιο αναλυτικά επιβεβαίωσε την υπόθεση ότι ο ρυθμός αναπνευστικής δραστηριότητας αντανακλά το βαθμό αποικοδόμησης που χαρακτηρίζει το δείγμα, τη στιγμή της μέτρησης και θεωρείται σχετικά αμετάβλητος για τα σταθεροποιημένα κομπόστ, ανεξάρτητα από την αρχική τους σύσταση ή τον τρόπο κομποστοποίησής τους, δηλαδή το σύστημα και τις διαχειριστικές επιλογές (Richard & Zimmerman, 1995).

Ωστόσο, φαίνεται ότι τα αποτελέσματα που αντλούνται από κάθε μια μέθοδο παρουσιάζουν διαφορετικό βαθμό ακρίβειας και ενδεχομένως να μην μπορούν να θεωρηθούν ισοδύναμα. Η μέτρηση του SOUR φαίνεται ότι προσφέρει περισσότερες πληροφορίες για τη βιομάζα από ότι ο Έλεγχος του Δυναμικού Αυτοθέρμανσης Dewar. Στα πλεονεκτήματα της μεθόδου SOUR συγκαταλέγονται η απαίτηση για σχετικά μικρή ποσότητα δείγματος και η ευκολία προετοιμασίας του δείγματος για τη μέτρηση. Από την άλλη, ο μεγαλύτερος όγκος δείγματος που απαιτεί ο Έλεγχος του Δυναμικού Αυτοθέρμανσης Dewar, ενδέχεται να προσφέρει μεγαλύτερη αντικειμενικότητα. Επιπλέον, φαίνεται ότι ο SOUR προσφέρεται για μετρήσεις στο στάδιο της σταθεροποίησης του μείγματος, ενώ ο Έλεγχος του Δυναμικού Αυτοθέρμανσης Dewar για τα μετέπειτα στάδια της κομποστοποίησης. Ενδεχομένως, ο συνδυασμός των δύο μεθόδων, για μετρήσεις σε διαφορετικά στάδια της κομποστοποίησης ο καθένας, να ήταν χρήσιμος. Στα μειονεκτήματα και των δύο μεθόδων αναφέρονται η αδυναμία εφαρμογής στο πεδίο και η χρονική διάρκεια των μετρήσεων (περίπου 24 h για το SOUR και τουλάχιστον 72 h για τον Έλεγχο του Δυναμικού Αυτοθέρμανσης Dewar). Αμφότερες οι μέθοδοι πραγματοποιούνται σε εργαστηριακό (ελεγχόμενο) περιβάλλον, έχοντας διασφαλίσει ευνοϊκές συνθήκες αερισμού και υγρασίας για την ανάπτυξη μικροβιακής δραστηριότητας, με συγκεκριμένες συσκευές, data loggers και λογισμικά.

17.2. Η χρήση των $\delta^{15}\text{N}$ και $\delta^{13}\text{C}$ στην εκτίμηση της σταθεροποίησης του κομπόστ

Τα αποτελέσματα για τις μεταβολές του $\delta^{15}\text{N}$ κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης είναι ενθαρρυντικά για τη χρήση τους στην εκτίμηση της σταθεροποίησης του υποστρώματος κομποστοποίησης. Ωστόσο, δεν φαίνεται καταλληλός για την εκτίμηση ωρίμανσης. Από την παρουσίαση και ανάλυση των αποτελεσμάτων φάνηκε ότι ο ρυθμός αύξησης ήταν πιο έντονος τις πρώτες μέρες της κομποστοποίησης σε σύγκριση με τα μετέπειτα στάδια. Κατά συνέπεια, δεν προσφέρει χαρακτηριστικές ενδείξεις για την ωρίμανση του κομπόστ. Η μέθοδος προσδιορισμού του $\delta^{15}\text{N}$ με Φασματογράφο Μάζα Ισοτοπικής Αναλογίας (IRMS - Isotope Ratio Mass Spectrometer) σε συνδυασμό με Στοιχειακό Αναλυτή συνεχούς ροής, πλεονεκτεί στη μικρή απαιτούμενη ποσότητα δείγματος, αλλά μειονεκτεί στο κόστος μέτρησης ανά δείγμα.

Από την άλλη πλευρά, τα αποτελέσματα για τις μεταβολές του $\delta^{13}\text{C}$ κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης των μειγμάτων, έδειξαν ότι αυτή η παράμετρος δεν είναι κατάλληλη για την εκτίμηση της σταθεροποίησης ή της ωρίμανσης. Οι τιμές παρουσίαζαν μεγάλες διακυμάνσεις, ενώ η εξέλιξή τους δεν χαρακτηριζόταν από κάποια συγκεκριμένη τάση.

Η διερεύνηση της χρήσης των σταθερών ισότοπων του αζώτου και του άνθρακα για την εκτίμηση της σταθεροποίησης αποτελεί ένα από τα καινοτόμα στοιχεία της συγκεκριμένης διατριβής, καθώς δεν υπάρχει καμία σχετική αναφορά.

17.3. Άλλες παράμετροι

Τα αποτελέσματα των μετρήσεων επιβεβαιώνουν τη χρησιμότητα μέτρησης του ποσοστού των **πτητικών στερεών**, καθώς και του υπολογισμού της μείωσής τους κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης. Η μείωση των πτητικών στερεών σε σχεδόν όλους τους χειρισμούς φαίνεται ότι θα μπορούσε να εκφραστεί μέσω μίας εξίσωσης εκθετικής μορφής ($y = \alpha \cdot (1 - e^{-\beta x})$), παρότι η τιμή του R^2 δεν σημειώνει πάντα υψηλές τιμές ($>0,9$). Εντούτοις, προσφέρει μία καλή μαθηματική έκφραση της μείωσης της οργανικής ύλης κατά την κομποστοποίηση, και διευκολύνει τη σύγκριση του ρυθμού αποικοδόμησης διαφορετικών χειρισμών.

Η αδυναμία που φαίνεται να έχει η μέτρηση των πτητικών στερεών έγκειται στο ό,τι εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από τη σύσταση του υποστρώματος κομποστοποίησης.

Όσον αφορά στο **λόγο άνθρακα προς άζωτο (C/N)**, η συχνά παρατηρούμενη πτωτική τάση του κατά την εξέλιξη της κομποστοποίησης έχει ωθήσει αρκετούς ερευνητές να τον θεωρήσουν κατάλληλο για την εκτίμηση της σταθεροποίησης και της ωρίμανσης. Οι Inbaret *et al.* (1990) βρήκαν ότι ο λόγος συσχετίζεται καλά με τη σταθεροποίηση και με την ωρίμανση. Επίσης, οι Goyal *et al.* (2005) συμπέραναν ότι ο C/N αποτελεί καλό δείκτη ωρίμανσης του κομπόστ. Από την άλλη, ωστόσο, πλευρά, υπάρχουν αρκετά επιχειρήματα και αποτελέσματα ενάντια στη χρήση του λόγου C/N ως δείκτη σταθεροποίησης ή (και) ωρίμανσης του κομπόστ. Τα αποτελέσματα των Boulter – Bitzer *et al.* (2006), Mathur *et al.* (1993) και Namkoong *et al.* (1999) υποδεικνύουν ότι ο λόγος C/N δεν είναι κατάλληλος να λειτουργήσει ως δείκτης χωρίς τη συνεκτίμηση άλλων παραμέτρων σταθεροποίησης. Τα αποτελέσματα της συγκεκριμένης διατριβής, δεν επιβεβαίωσαν ότι οι μεταβολές του C/N ακολουθούν μία συγκεκριμένη τάση, ανεξάρτητα του υποστρώματος ή του συστήματος κομποστοποίησης.

Από την ανάλυση των αποτελεσμάτων, φαίνεται ότι οι τιμές του **pH** και της **ηλεκτρικής αγωγιμότητας (EC)**, δεν προσφέρουν σημαντικές πληροφορίες για τον προσδιορισμό της σταθεροποίησης και της ωρίμανσης. Μάλιστα, από τους περισσότερους χειρισμούς φαίνεται ότι η τιμή EC του κομπόστ εξαρτάται σημαντικά από την τιμή της EC του αρχικού μείγματος και λιγότερο από την επίδραση που έχει η διεργασία της κομποστοποίησης.

17.4. Οι μικροοργανισμοί

Σύμφωνα με αρκετές από τις διεθνείς προδιαγραφές ποιότητας, κριτήριο για την υγιεινοποίηση του κομπόστ ορίζεται ένα ζεύγος τιμών «θερμοκρασίας – χρόνου έκθεσης», το οποίο δείχνει το χρόνο έκθεσης του υποστρώματος κομποστοποίησης σε μια ελάχιστη θερμοκρασία. Στην Ελληνική Νομοθεσία, απαιτείται είτε δύο εβδομάδες έκθεση σε θερμοκρασίες μεγαλύτερες ή ίσες των 55 °C, για τα σειράδια ανοικτού τύπου με 5 αναδεύσεις είτε μία εβδομάδα σε θερμοκρασίες μεγαλύτερες ή ίσες των 65 °C (ΚΥΑ 56366/4351/2012). Βάσει αυτής, αρκετοί από τους χειρισμούς που μελετήθηκαν στο πλαίσιο της συγκεκριμένης διατριβής θα θεωρούνταν υγιεινοποιημένοι. Ωστόσο, παρατηρήθηκε ανάκαμψη ορισμένων παθογόνων προς το τέλος της κομποστοποίησης. Τα αποτελέσματα αυτά υποδεικνύουν ότι

πέρα από το ζεύγος «θερμοκρασία – χρόνος έκθεσης» πρέπει να εξετάζονται και άλλα χαρακτηριστικά του συστήματος κομποστοποίησης, όπως ο όγκος, ο τύπος (ανοικτός ή με κάλυψη), και της διάταξης των σωρών/σειραδιών στο χώρο.

ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

- ADANI F., CONFALONIERI R., TAMBONE F. (2004). Dynamic respiration index as a descriptor of the biological stability of organic wastes. *Journal of Environmental Quality* 33: 1866-1876.
- ADAS Consulting Limited (2005). Assessment of options and requirements for stability and maturity testing of composts. The Waste and Resources Action Programme (WRAP), ISBN 1-84405-057-2.
- AGA D., O'CONNOR S., ENSLEY S., PAYERO J., SNOW D., TARKALSON D. (2005). Determination of the persistence of tetracycline antibiotics and their degradates in manure-amended soil using enzyme-linked immunosorbent assay and liquid chromatography – Mass spectrometry. *Journal of Agricultural and food chemistry* 53: 7165-7171.
- ALEXANDER M. (1977). *Soil Microbiology*. New York, New York: John Wiley and Sons.
- ALEXANDER M., CLARK F.E. (1994). 'Nitrifying Bacteria' In: R.W. Weaver, J.S. Angle and P.S. Bottmley (Eds.), *Methods of Soil Analysis*. Part 2. Madison, WI: SSSA, pp. 1477-1483.
- ALLISON L. (1965). "Organic matter and crop management problems". In: C.A. Black (Ed.). *Methods of Soil Analysis*. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin. P.1367.
- AMLINGER, F., PEYR, S., CUHLS, C. (2008). Greenhouse gas emissions from composting and mechanical biological treatment. *Waste Management & Research* 26: 47-60.
- ANDERSEN J., CHRISTENSEN T.H., SCHEUTZ C. (2010). Substitution of peat, fertilizer and manure by compost in hobby gardening: User surveys and case studies. *Waste Management* 30: 2483-2489.
- ANVIMELECH Y., BRUNER M., EZRONY I., SELA R., KOCHBA M. (1996). Stability indices for municipal solid waste compost. *Compost Science & Utilization* 4: 13-20.
- ASCP – Association of Swiss Compost Plants (2001). Quality criteria for composts and digestates from biodegradable waste management. ASCP in collaboration with the Swiss Biogas Forum, Schonbuhl, Switzerland. www.vks-asic.ch/acrobatreader/vks_richtlinie_english.pdf.
- ASPRAY T.J., DIMAMBRO M.E., WALLACE P., HOWELL G., FREDERICKSON J. (2015). Static, dynamic and inoculum augmented respiration based test assessment for determining in-vessel copost stability. *Waste Management* 42: 3-9.
- ATLAS R.M., BARTHA R. (1981). *Microbial Ecology. Fundamentals and applications*. Addison Wesley Longman, Menlo Park, California.
- BAFFI C., DELL'ABATE M.T., NASSISI A., SILVA S., BENEDETTI A., GENEVINI P.L., ADANI F. (2007). Determination of biological stability in compost: a comparison of methodologies, *Soil Biology and Biochemistry* 39, 1284–1293.

- BARRENA R., D'IMPORZANO G., PONSÁ G., GEA T., ARTOLA A., VAZQUEZ LIMA F., SANCHEZ FERRER A., ADANI F. (2009). In search of a reliable technique for the determination of the biological stability of the organic matter in the mechanical–biological treated waste. *Journal of Hazardous Materials* 162, pp. 1065–1072.
- BARRENA R., FONT X., GABARRELL X., SANCHEZ A. (2014). Home composting versus industrial composting: Influence of copmposting system on compost quality with focus on compost stability. *Waste Management* 34: 1109-1116.
- BARRENA R., VAZQUEZ F., GORDILLO M.A., GEA T., SANCHEZ FERRER A. (2005). Respirometric assays at fixed and process temperatures to monitor composting process. *Bioresource Technology* 96: 1153–1159.
- BARRENA R., VAZQUEZ F., SANCHEZ FERRER A. (2006). The use of respiration indices in the composting process: a review. *Waste Management & Research* 24: 37–47.
- BECK-FRIIS B., PELL M., SONNESSON U., JÖNSSON H., KIRCHMANN H. (2000). Formation and emission of N₂O and CH₄ from compost heaps of organic household waste. *Environmental Monitoring and Assessment* 62: 317-331.
- BECK-FRIIS B., SMÅRS S., JÖNSSON H., EKLIND Y. & KIRCHMANN H. (2003). Composting of source-separated household organics at different oxygen levels: Gaining an understanding of the emission dynamics, *Compost Science & Utilization* 11, no 1, pp. 41–50.
- BEFFA T., BLANC M., LYON P.-F., VOGT G., MARCHIANI M., FISCHER J.L., ARAGNO M. (1996). Isolation of *Thermus* strains from hot composts (60 to 80°C). *Applied Environmental Microbiology* 62: 1723-1727.
- BERNAL M.P., ALBURQUERQUE J.A., MORAL R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment, A review, *Bioresource Technology* 100: 5444-5453.
- BIDDLESTONE A.S., GRAY, K.R. (1987). Composting and straw decomposition. In C.F. Foster D.A.J. Wase (eds.), *Environmental Biotechnology*. Ellis Horwood Series in Chemical Engineering.
- BISHOP P.L., GODFREY C. (1983). Nitrogen transformations during sludge composting. *BioCycle* 24: 34-39.
- BOLAN N.S., SZOGI A.A., CHUASAVATHI T., SESHADRI B., ROTHROCK JR M.J., PANNEERSELVAM P. (2010). Uses and management of poultry litter. *World's Poultry Science Journal* 66: 673-698.

- BOLDRIN, A., ANDERSEN, J.K., MØLLER, J., CHRISTENSEN, T.H., FAVOINO, E. (2009). Composting and compost utilization: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management & Research* 27: 800-812.
- BOULTER – BITZER J.I., TREVORS J.T., BOLAND G.J. (2006). A polyphasic approach for assessing maturity and stability in compost intended for suppression of plant pathogens. *Applied Soil Ecology* 34: 65-81.
- BREWER L.J., SULLIVAN D.M. (2001). A quick look at quick compost stability tests. *Biocycle* 42: 53–55.
- BREWER L.J., SULLIVAN D.M. (2003). Maturity and stability evaluation of composted yard trimmings. *Compost Science & Utilization* 11: 96 – 112.
- BRINTON W.F. (2000). Compost quality, standards and guidelines. Final report by Woods End Research Laboratories for the New York State Association of Recycles.
- BRINTON, W.F., M.W. DROFFNER (1994). Microbial approaches to characterization of composting processes. *Compost Science & Utilization* 2: 12-17.
- BROCHIER V., GOURLAND P., KALLASSY M., POITRENAUD M, HOUOT S. (2012). Occurrence of pathogens in soils and plants in a long-term field study regularly amended with different composts and manure. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 160: 91-98.
- BROWNE C.A. (1933). The spontaneous heating and ignition of hay and other agricultural products. *Science* 77: 223-229.
- BÜYÜKSÖNMEZ F., RYNK R., HESS T.F., BECHINSKI E. (1999). Occurrence, degradation and fate of pesticides during composting- Part I: Composting, Pesticides and Pesticides Degradation. *Compost Science & Utilization*, 7 (4): 66-82.
- BÜYÜKSÖNMEZ F., RYNK R., HESS T.F., BECHINSKI E. (2000). Occurrence, degradation and fate of pesticides during composting- Part II: Occurrence and Fate of Pesticides in Compost and Composting Systems. *Compost Science & Utilization*, 7 (4): 66-82.
- BURGE W.D., ENKIRI N.K., HUSSONG D. (1987). Salmonella regrowth in compost as influenced by substrate. *Microb. Ecol.* 14: 243-253.
- BURROWS S. (1951). The chemistry of mushroom composts. II. Nitrogen changes during the composting and cropping processes. *J. Sci. Food Agric.* 2: 403-410.
- CABANAS -VARGAS D.D., STENTIFORD E.I. (2006) Oxygen and CO₂ profiles and methane formation during the maturation phase of composting. *Compost Science & Utilization* 14:86–89.

- CANET R., POMARES F. (1998). Changes in physical, chemical, and physicochemical parameters during the composting of municipal solid wastes in two plants in Valencia. *Bioresource Technology* 51: 259-264.
- CARLSTROM C.J., TUOVINEN O.H. (2003). Mineralization of phenanthrene and fluoranthene in yardwaste compost. *Environmental Pollution* 124: 81-91.
- CEC (2001) Working document on biological treatment of biowaste, 2nd Draft. ENV.A.2/LM 12 February 2001.
- CEUSTERMANS A., COOSEMANS J., RYCKEBOER J. (2010). Compost microbial activity related to compost stability. In: Insam H., Franke-Whittle I., Goberna M. (Eds), *Microbes at Work*. Springer, pp. 115-134.
- CHANG Y., HUDSON H.J. (1967). The fungi of wheat straw compost. I. Ecological studies. *Trans. Brit. Mycol. Soc.* 50: 667-677.
- CHEFETZ B., HATCHER P.G., HADAR Y., CHEN Y. (1996). Chemical and biological characterization of organic matter during composting of municipal solid waste. *Journal of Environmental Quality* 25: 776-785.
- CHEN W.A.C., GRIFFIN D.M. (1966). Soil physical factors and the ecology of fungi. V. Further studies in relatively dry soils. *Trans Bri. Mycol. Soc.* 49: 419-426.
- CHIUMENTI A., CHIUMENTI R., DIAZ. L.F., SAVAGE G.M., EGGERTH L.L, GOLDSTEIN N. (2005). Modern composting technologies. BIOCYCLE, Emmaus, USA.
- CHOI M.H., PARK Y.H. (1998). The influence of yeast on thermophilic composting of food waste. *Letters in Applied Microbiology*, 26: 175-178.
- CHOI W.-J., HAN G.-H., LEE S.-M., LEE G.-T., YOON K.-S., CHOI S.M., RO H.M. (2007). Impact of land-use types on nitrate concentration and $\delta^{15}\text{N}$ in unconfined groundwater in rural areas of Korea. *Agriculture Ecosystems and Environment*. 120: 259-268.
- CHRONI C., KYRIACOU A., GEORGAKI I., MANIOS T., KOTSOU M., LASARIDI K. (2009). Microbial characterization during composting of biowaste. *Waste Management* 29: 1520-1525.
- CLARK F.E. (1994) 'Actinomycetes' In: R.W. Weaver, J.S. Angle and P.S. Bottmley (Eds.), *Methods of Soil Analysis. Part 2*. Madisson, WI: SSSA, pp. 1498-1501.
- COMMISSION DECISION (EU) (2015). Commission decision (EU) 2015/2099 of 18 November 2015 establishing the ecological criteria for the award of the EU Ecolabel for growing media, social improvers and mulch (notified under document C(2015) 7891).

- COONEY D.G., EMERSON E. (1964). *Thermophilic Fungi: An Account of Their Biology, Activities and Classification*. W.H. Freeman, San Francisco.
- COROMINAS E., PERESTELO F., PEREZ M.L., FALCON M.A. (1987). Microorganisms and environmental factors in composting of agricultural waste of the Canary Islands. In *Compost: Production, Quality and Use* (DeBertoldi, M., M.P. Ferranti, P.L. Hermite, and Zucconi (Eds.). Elsevier Science, London, pp.127-138.
- CUNHA-QUEDA A.C., RIBEIRO H.M., RAMOS A., CABRAL F. (2007). Study of biochemical and microbiological parameters during composting of pine and eucalyptus bark. *Bioresource Technology* 98, 3213–3220.
- CUNHA-QUEDA A.C., VALLINI G., AGNOLUCCI M., COELHO C.A., CAMPOS L., de SOUSA R.B. (2002). Microbiological and chemical characterization of composts at different levels of maturity, with evaluation of phytotoxicity and enzymatic activities. In: Insam H., Riddech N., Klammer S. (eds) *Microbiology of Composting*. Springer Verlag, Heidelberg, pp 345–355.
- DANON M., FRANKE-WHITTLE I.H., INSAM H., CHEN Y., HADAR Y. (2008). Molecular analysis of bacterial community succession during prolonged compost curing. *FEMS Microbiology Ecology* 65:133–144.
- DAS K., KEENER H.M. (1997). Moisture effect on compaction and permeability in composts. *Journal of Environmental Engineering* 123, 275-281.
- DAY M., KRZYMIEN M., SHAW K., ZAREMBA L., WILSON W.R., BOTDEN C., THOMAS B. (1998). An investigation of the chemical and physical changes occurring during commercial composting. *Compost Science & Utilization* 6(2):44–66.
- DAY M., SHAW K. (2001). Biological, chemical, and physical processes of composting. In: 2001 (Eds.), *Compost Utilization in Horticultural Cropping Systems*. CRC Press LLC.
- de BERTOLDI M., VALLINI G., PERA A., ZUCCONI, F. (1985). Technological aspects of composting including modeling and microbiology. In *Composting of Agricultural and Other Wastes* (Ed. Grassie J.K.R.). Elsevier Applied Science, London, 27-41.
- de BERTOLDI M., VALLINI G., PERA A. (1983). The biology of composting: a review. *Waste Management Research* 1: 157-176.
- de GUARDIA A., MALLARD P., TEGLIA C., MARIN A., LE PAPE C., LAUNAY M., BENOIST J.C., PETIOT C. (2010). Comparison of five organic wastes regarding their behaviour during composting: Part 1, biodegradability, stabilization kinetics and temperature rise. *Waste Management* 30: 402-414.

- DÉPORTES I., BENOIT-GUYOD J.-L., ZMIROU D. (1995). Hazard to man and the environment posed by the use of urban compost: a review. *The Science of Total Environment* 172, 197-222.
- DÉPORTES I., BENOIT-GUYOD J.-L., ZMIROU D., BOUVIER M.-C. (1998). Microbial disinfection capacity of municipal solid waste (MSW) composting. *Journal of Applied Microbiology* 85: 238-246.
- DIAZ L.F., SAVAGE G.M. & GOLUEKE C.G. (2002). Composting of municipal solid waste. In: Tchobanoglous G. and Kreith F. (Eds.), *Handbook of Solid Waste Management*. Second edition. McGraw –Hill.
- DIAZ L.F., SAVAGE G.M., EGGERTH L.L. & GOLUEKE C.G. (1993). *Composting and Recycling Municipal Solid Waste*. Lewis Publishers, Inc., Ann Arbor, MI.
- DINDAL D.L. (1978). Soil organisms and stabilizing wastes. *Compost Science/Land Utilization*, 19: 8-11.
- EC - EUROPEAN COMMISSION (2001). Working document Biological treatment of biowaste, 2nd draft. Available at: http://www.compost.it/www/pubblicazioni_on_line/biod.pdf (verified 16.11.2015).
- EC - EUROPEAN COMMISSION (2012). *Preparing a Waste Prevention Programme*. Guidance document. European Commission DG Environment.
- EILAND F., KLAMER M., LIND A.-M., LETH M., BAATH E. (2001). Influence of initial C/N ratio on chemical and microbial composition during long term composting of straw. *Microbial Ecology* 41: 272-280.
- EKLIND Y., BECK-FRIIS B., BENGTSSON S., EJLERTSSON J., KIRCHMANN H., MATHISEN B., NORDKVIST E., SONESSON U., SVENSSON B.H., TORSTENSSON L. (1997). Chemical characterization of source-separated organic household waste. *Swedish Journal of Agricultural Research* 27: 167-178.
- EPSTEIN E. (1997). *The Science of Composting*, Technomic Publishing Co., Inc.
- FAVOINO E. (2006). The EU legislation and the requirements following for national organic waste management strategies and policies. First Baltic BiowasteConference, European Compost Network/Organic Recovery and Biological Treatment Association.
- FCQAO - Federal Compost Quality Assurance Organisation (1994). *Methods Book for the Analysis of Compost*, in addition with the Results of Parallel Interlaboratory Test 1993. Kompost-Information Ne 230. Budesgutegemeinschaft. Kompost e.V. University of Essen, Germany.

- FEDERAL GOVERNMENT OF GERMANY (2011). Ordinance on environmentally compatible storage of waste from human settlements and on biological waste-treatment facilities of 20 February.
- FERGUS C.L. (1964). Thermophilic and thermotolerant molds and actinomycetes of mushroom compost during peak heating. *Mycologia* 56: 286-294.
- FERGUS C.L. (1971). Thermophilic and thermotolerant molds and actinomycetes of mushroom compost during peak heating. *Mycologia* 63: 426-431.
- FERGUS C.L., SINDEN J.W. (1969). A new thermophilic fungus from mushroom compost: *Thielavia thermophila* sp. nov. *Can. J. Bot.* 47: 1635-1637.
- FERMOR T.R., SMITH J.F., SPENCER D.M. (1979). The microflora of experimental mushroom composts. *J. Horticult. Sci.* 55: 137-147.
- FESTENSTEIN G.N., LACEY J., SKINNER F.A., JENKINS P.A., PEPYS J. (1965). Self-heating of hay and grain in Dewar flasks and the development of the farmer's lung antigens. *J. Gen. Microbiol.* 41: 389-407.
- FINSTEIN M.S. (1992). Composting in the context of municipal solid waste management, In: R. Mitchell (ed.). *Environmental Microbiology*. Wiley-Liss, Inc., New York, pp. 355–374.
- FINSTEIN, M.S., F.C. MILLER, P.F. STROM. (1986). Waste treatment composting as a controlled system,. In: W. Schenborn (ed.). *Biotechnology*, Vol. 8-Microbial Degrada- tions. VCH Verlagsgesellschaft [German Chemical Society]: Weinheim F.R.G. p. 363–398.
- FINSTEIN, M.S., F.C. MILLER, P.F. STORM, S.T. MCGREGOR, K.M. PSARIANOS (1983). Composting ecosystem management for waste treatment. *Biotechnology* 1, 347-353.
- FINSTEIN, M.S., MORRIS M.L. (1975). Microbiology of municipal solid waste composting. *Advances in Applied Microbiology* 19, 113-151.
- FONTANIVE V., EFFRON D., TORTAROLO F., ARRIGO N. (2004). Evaluation of parameters during composting of two contrasting raw materials, *Compost Science & Utilization* 12:268–272.
- FORSYTH W.G.C., WEBLEY D.M. (1948). The microbiology of composting. II. A study of the aerobic thermophilic bacterial flora developing in grass composts. *Proc. Soc. Appl. Bacteriol.* 1948: 34-39.
- FOUNTOULAKIS M.S., MAKRIDIS L., PIROUNAKI E.K., CHRONI C., KYRIACOU A., LASARIDI K., MANIOS T. (2010). Fate and effect of linuron and metribuzin on the composting of green waste and sewage sludge. *Waste Management* 30: 41- 49.
- FRICKE K., VOGTMANN H. (1993). Quality of source separated compost. *Biocycle* 34(10): 64–70.

- GAJALAKSHMI S. , ABBASI S.A. (2008). Solid waste management by composting: state of the art. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 38: 311-400.
- GAO M., LIANG F., YUB A., LI B., YANG L. (2010). Evaluation of stability and maturity during forced-aeration composting of chicken manure and sawdust at different C/N ratios. *Chemosphere* 78: 614–619.
- GARCIA – GIL J.C., PLAZA C., SOLER-ROVIRA P., POLO A. (2000). Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 32: 1907-1913.
- GARCIA C., HERNANDEZ T., COSTA F., CECCANTI B., CIARDI C. (1992). Changes in ATP content, enzyme activity and inorganic nitrogen species during composting of organic wastes. *Canadian Journal of Soil Science* 72: 243- 253.
- GAZI A.V., KYRIACOU A., KOTSOU M., LASARIDI K.E. (2007). Microbial community dynamics and stability assessment during green waste composting. *Global NEST Journal* 9: 35–41.
- GE B., MCCARTNEY D., ZEB J. (2006). Compost environmental protection standards in Canada. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 5(3): 221- 234.
- GEORGAKAKIS D., KRINTAS TH. (2000). Optimal use of the Hosoya system in composting poultry manure. *Bioresource Technology* 72: 227-233.
- GHAZIFARD A., KASRA-KERMANSHAHI R., FAR Z.E. (2001). Identification of thermophilic and mesophilic bacteria and fungi in Esfahan (Iran) municipal solid waste compost. *Waste Management & Research* 19: 257–261.
- GOLSTEIN N., YANKO W.A., WALKER J.M., JAKUBOWSKI W. (1988). Determining pathogen levels in sludge products. *BioCycle* 29: 44-47.
- GOLUEKE C.G. (1972). Composting: A Study of the Process and Its Principles. Rodale Press, Inc., Emmaus, Pennsylvania, pp.110.
- GOMEZ R.B., LIMA F.V., BOLASELL M., GEA T., FERRER A.S. (2005). Respirometric Assays at Fixed and Process Temperatures to Monitor Composting Process. *Bioresource Technology* 96: 1153-1159.
- GRAY K.R., SHERMAN K., A.J. BIDDLESTONE (1971). A review of composting – part 1. *Process Biochemistry* 6: 32-36.
- GREGORY P.H., LACEY M.E., GESTENSTEIN G.E., SINNER F.A.(1963). Microbial and biochemical changes during the moulding of hay. *J. Gen. Microbiol.* 33: 147-174.
- GRIFFIN D.M. (1981). Water and microbial stress. In Alexander M. (ed.) *Advances in Microbial Ecology*, Volume 5, pp. 91-136.

- GUO M., SONG W. (2009). Nutrient value of alum-treated poultry litter for land application. *Poultry science* 88: 1782-1792.
- GUO R., LI G., JIANG T., SCHUCHARTDT F., CHEN T., ZHAO Y., SHEN Y. (2012). Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. *Bioresource Technology* <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.099>.
- HACHICHA R., HASSEN A., JEDIDI N., KALLALI H. (1992). Optimal conditions for MSW composting. *Biocycle* 33(6):76–77.
- HALET D., BOON N., VERSTRAETE W. (2006). Community dynamics of methanotrophic bacteria during composting of organic matter. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 101: 297-301.
- HAMODA M.F., ABU QDAIS H.A., NEWHAM J. (1998). Evaluation of municipal solid waste composting kinetics. *Resources, Conservation and Recycling* 23: 209–223.
- HANSGATE A.M., SCHLOSS P.D., HAY A.G, WALKER L.P. (2005). Molecular characterization of fungal community dynamics in the initial stages of composting. *FEMS Microbiology Ecology* 51 (2): 209-124.
- HARPER E., MILLER F.C., MacCAULEY B.J. (1992). Physical management and interpretation of an environmentally controlled composting ecosystem. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 32: 657-667.
- HAUG R.T. (1993). *The Practical Book of Compost Engineering*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- HAYES W.A. (1968). Microbiological and biochemical changes in composting straw/horse manure mixtures. *Mushroom Sci.* 7, 173-186.
- HE X.T., LOGAN T.J., TRAINA S.J. (1995). Physical and chemical characteristics of selected U.S. municipal solid waste composts. *Journal of Environmental Quality* 3: 543–552.
- HE Y., INAMORI Y., MIZUOCHI M., KONG H., IWAMI N., SUN T. (2000). Measurements of N₂O and CH₄ from the aerated composting of food waste. *Science of Total Environment* 254: 65–74.
- HEDGER N.J., HUDSON H.J. (1970). *Thielavia thermophila* and *Sporotrichum thermophila*. *Trans. British Mycol. Soc.* 54: 497-500.
- HELLEBRAND H.J. (1998). Emission of nitrous oxide and other trace gases during composting of grass and green waste. *Journal of Agricultural Engineering Research* 69: 365-375.

- HELLMAN B., ZELLES L., PALOJÄRVI A., BAI Q. (1997). Emission of climate – relevant trace gases and succession of microbial communities during open-windrow composting. *Applied Microbiology* 63: 1011-1018.
- HO Y.B., ZAKARIA M.P., LATIF P.A., SAARI N. (2013). Degradation of veterinary antibiotics and hormone during broiler manure composting. *Bioresource Technology* 131: 476-484.
- HOGAN J.A., MILLER F.C., FINSTEIN M.S. (1989). Physical modeling of the composting ecosystem. *Applied Environmental Microbiology* 55: 1082-1092.
- HOGG D., BARTH J., FAVOINO E., CENTEMERO M., CAIMI V., AMLINGER F., DEVLIEGHER W., BRINTON W., ANTLER S. (2002) Comparison of Compost Standards Within the EU, North America and Australasia. The Waste and Resources Action Programme (WRAP) ISBN 1-84405-003-3.
- HOITINK H.A.J., SCHMITTHENNER A.F., HERR L.J. (1975). Composted bark for control of root rot in ornamentals. *Ohio Report on Research and Development* 60: 25 -26.
- HU X., ZHOU Q., LUO Y. (2010). Occurrence and source analysis of typical veterinary antibiotics in manure, soil, vegetables and groundwater from organic vegetable bases, northern China. *Environmental Pollution* 158: 2992-2998.
- HUE N.V., LIU J. (1995). Predicting compost stability. *Compost Science & Utilization* 3:8-15.
- HUET J., DRUILHE C., TREMIER A., BENOIST J.C., DEBENEST G. (2012). The impact of compaction, moisture content, particle size and type of bulking agent on initial physical properties of sludge-bulking agent mixtures before composting. *Bioresource Technology* 114: 428-436.
- HWANG J.W., JANG S.J., LEE E.Y., CHOI C.Y., PARK S. (2007). Evaluation of composts as biofilter packing material for treatment of gaseous p-xylene. *Biochemical Engineering Journal* 35: 142-149.
- IANNOTTI D.A., GREBUS M.E., TOTH B.L., MADDEN L.V., HOITINK H.A.J. (1994). Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted Municipal Solid Waste. *Journal of Environmental Quality* 23: 1177–1183.
- IGLESIAS JIMENEZ E., PEREZ GARCIA V. (1991). Composting of domestic refuse and sewage sludge. I. Evolution of temperature, pH, C/N ratio, and cation exchange capacity. *Resources, Conservation and Recycling* 6(1): 45-60.
- INSAM H., FRANKE-WHITTLE I., GOBERNA M. (2010). Microbes in Aerobic and Anaerobic Waste Treatment. In: Insam H., Franke-Whittle I., Goberna M. (Eds), *Microbes at Work*. Springer, pp. 1-34.

- ISHII K., TAKII S. (2003). Comparison of Microbial Communities in Four Different Composting Processes as Evaluated by Denaturing Gradient Gel Electrophoresis Analysis. *Journal of Applied Microbiology* 95: 109-119.
- JÄCKEL U., THUMMES K., KÄMPFER P. (2005). Thermophilic methane production and oxidation in compost. *FEMS Microbiology Ecology* 52(2): 175-184.
- JERIS J.S., REGAN R.W. (1973). Controlling environmental parameters for optimum composting (Part II). *Compost Science* 14(2): 8–15.
- JIANG X., MORGAN J., DOYLE M.P. (2003). Fate of *Escherichia coli* O157:H7 during composting of bovine manure in a laboratory-scale reactor. *J. Food Prot.* 66: 25-30.
- JOSHUA R.S., MACAULEY B.J., HUDSON C.R. (1994). Recycling grease trap sludges. *BioCycle* 35: 46-47.
- JOURAIPHY A., AMIR S., EL GHAROUS M., REVEL J.-C., HAFIDI M. (2005) Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformation during composting of sewage sludge and green plant waste. *International Biodeterioration and Biodegradation* 56: 101–108.
- JRC - Joint Research Center (2014). End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): technical proposals. European Union. ISBN 978-92-79-35062-7.
- KANE B.E., MULLINS J.T (1973). Thermophilic fungi in a municipal waste compost system. *Mycologia* 65: 1087-1100.
- KAPETANIOS E.G., LOIZIDOU M., VALKANAS G.(1993). Compost production from Greek domestic refuse. *Bioresource Technology* 44: 13-16.
- KAYHANIAN M., TCHOBANOGLIOUS G. (1992). Computations of C/N ratio for various organic fractions. *Biocycle* 33(5): 58–60.
- KHAN M.A.I., UENO K., HORIMOTO S., KOMAI F., TANAKA K., ONO Y. (2009). Physiochemical, including spectroscopic, and biological analyses during composting of green tea waste and rice bran. *Biology and Fertility of Soils* 45: 305-313.
- KHAN N., CLARK I., SANCHEZ-MONEDERO M.A., SHEA S., MEIER S., BOLAN N. (2014). Maturity indices in co-composting of chicken manure and sawdust with biochar. *Bioresource Technology* 168: 245-251.
- KIM Y.-J., CHOI W.-J., LIM S.-S., KWAK J.-H., CHANG S.-X., KIM H.-Y., YOON K.-S., RO H.-M. (2008). Changes in nitrogen isotopic compositions during composting of cattle feedlot manure: Effects of bedding material type. *Bioresource Technology* 99: 5452-5458.

- KLEJMENT E., ROSINSKI M. (2008). Testing of thermal properties of compost from municipal waste with a view to using it as a renewable, low temperature heat source. *Bioresource Technology* 99: 8850-8855.
- KOMILIS D.P., HAM R.K. (2003). The effect of lignin and sugars to the aerobic decomposition of solid wastes. *Waste Management* 23:419–423.
- KOMILIS D.P., TZIOUVARAS I. (2009). A statistical analysis to assess the maturity and stability of six composts. *Waste Management* 29: 1504–1513.
- KÖRNER I., STEGMANN R. (2002). N-Dynamics during composting – Overview and experimental results. In: H. Insam, N. Riddech, S. Klammer (eds), *Microbiology of Composting*. Springer, pp 237-245.
- KULCU R., SONMEZ I., YALDIZ O., KAPLAN M. (2008). Composting of spent mushroom compost, carnation wastes, chicken and cattle manures. *Bioresource Technology* 99: 8259–8264. Lancaster, PA, USA.
- KUMAR M., OU YAN L., LIN J.G. (2010). Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. *Waste Management* 30:602-609.
- LACEY J. (1973). Actinomycetes in soils, composts, and fodders. In *Actinomycetales: Characteristics and Practical Importance* (G. Sykes, and F.A. Skinner eds.). Academic Press, London, pp. 231-251.
- LAKHDAR A., RABHI M., GHNAYA T., MONTEMURRO F., JEDIDI N., ABDELLY C. (2009). Effectiveness of compost use in salt-affected soil. *Journal of Hazardous Materials* 171: 29-37.
- LASARIDI K., PROTOPAPA I., KOTSOU M., PILIDIS G., MANIOS T., KYRIACOU A. (2006). Quality assessment of composts in the Greek market: The need for standards and quality assurance. *Journal of Environmental Management* 80: 58–65.
- LASARIDI K.E., STENDIFORD E.I. (1996). Respirometric techniques in the context of compost stability assessment: principles and practice. In: *The Science of Composting, part I* (de Betroldi, M., P. Sequi, B. Lemmes, and T. Papi Eds.). Blackie Academic & Professional pp.274-285.
- LASARIDI K.E., STENTIFORD E.I. (1998 α). A simple respirometric technique for assessing compost stability. *Water research* 32 (12): 3717-3723.
- LASARIDI K.E., STENTIFORD E.I. (1998 β). Biological parameters for composting stability assessment and process stabilization. *Acta Horticulturae* 469: 119–128.

- LASARIDI K.E., STENTIFORD E.I., EVANS T. (2000). Windrow composting of wastewater biosolids: process performance and product stability assessment. *Water Science & Technology* 42 (9): 217–226.
- LEI F. & VANDERGHEYNST J.S. (2000). The effect of microbial inoculation and pH on microbial community structure changes during composting. *Process Biochemistry* 35 (9): 923–929.
- LEVY S., MARSHALL B. (2004). Antibacterial resistance worldwide: Causes, challenges and responses. *Nature Medicine* 10: S122-S129.
- LIANG C., DAS K.C., McCLENDON R.W. (2003). The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Bioresource Technology* 86: 131–137.
- LIN C. (2008). A negative-pressure aeration system for composting food wastes. *Bioresource Technology* 99: 7651–7656.
- LOPEZ M., HUERTA-PUJOL O., MARTINEZ-FARRI F.X., SOLIVA M. (2010). Approaching compost stability from Klason lignin modified method: Chemical stability degree for OM and N quality assessment. *Resources, Conservation and Recycling* 55:171-181.
- LOPEZ-REAL, J.M. (1996). Composting of agricultural wastes. In *The Science of Composting* (Eds. De Bertoldi M., Sequi P., Lemmes B., Papi T.). Part I. Blackie Academic & Professional, Glasgow, 542-550.
- LUNG A.J., LIM C.M., KIM J.M., MARSHALL M.R., NORDSTEDT R., THOMPSON N.P., WEI C.I. (2001). Destruction of *Escherichia coli* O157:H7 and *Salmonella enteritidis* in cow manure composting. *J. Food Prot.* 64: 1309-1314.
- LYNCH D.H., VORONEY R.P., WARMAN P.R. (2006). Use of ¹³C and ¹⁵N natural abundance techniques to characterize carbon and nitrogen dynamics in composting and in compost-amended soils. *Soil Biology & Biochemistry* 38: 103-114.
- LYNCH N.J., CHERRY R.S. (1996). Winter composting using the passively aerated windrow system. *Compost Science & Utilization* 4(3): 44–52.
- MAAS E.V. (1986). Salt tolerance of plants. *Applied Agricultural Research* 1(1): 12-26.
- MACAULEY R.F., STONE B., IIYAMA K., HARPER E.P., MILLER F.C. (1993). Composting research runs “hot” and “cold” at La Trobe University. *Compost Science & Utilization* 1: 6-12.
- MADIGAN M.T., MARTINKO J.M., PARKER J. (2005). Brock Βιολογία των Μικροοργανισμών. Πανεπιστημιακές Εκδόσεις Κρήτης, Ηράκλειο.
- MAKAWI A.A.M. (1980). The effect of thermophilic actinomycetes isolated from compost and animal manure on some strains of *Salmonella* and *Shigella*. *Zeit. Bakteriol.* 135: 12-21.

- MANIOS T. (2004). The composting potential of different organic solid wastes: experience from the island of Crete. *Environment International* 29: 1079-1108.
- MANIOS V.I., SYMINIS H.I. (1988). Town refuse compost of Heraklio. *BioCycle* 29: 44-47.
- MARCHIOL L., MONDINI G., LEITA L., ZERBI, G. (1999). Effects of municipal waste leachate on seed germination in soil–compost mixtures. *Restoration Ecology* 7: 155–161.
- MARI I., EHALIOTIS C., KOTSOU M., CHATZIPAVLIDIS I., GEORGAKAKIS D. (2005). Use of sulfur to control pH in composts derived from olive processin by-products. *Compost Science & Utilization* 13:281-287.
- MARSHALL M.N., REDDY A.P., VANDERGHEYNST J.S. (2004). Microbial ecology of compost. In: Lens, P., Hamelers, B., Hoitink, H., Bidlingmaier, W. (Eds.), *Resource Recovery and Reuse in Organic Solid Waste Management*. IWA Publishing, London.
- MATHUR S.P. (1991). Composting processes, p. 147–183. In: A.M. Martin (ed.). *Bioconversion of Waste Materials to Industrial Products*. Elsevier Applied Science, New York. pp. 193–224.
- MATHUR S.P., OWEN G., DINEL H., SCHNITZER M. (1993). Determination of compost biomaturity. I. Literature Review. *Biological Agriculture and Horticulture* 10: 65-85.
- McADAMS M.W., WHITE R.K. (1996). Compost stability determination. In: *Composting in the Carolinas – Proceedings of the 1996 Conference*, Myrtle Beach, South Carolina, 23–25 October. Available at: <http://www.p2pays.org/ref/12/11501>.
- McGAUHEY P.H., GOLUEKE C.G., GOTAAS H.B. (1953). Reclamation of Municipal Refuse by Composting. Technical Bulletin 9, Sanitary Engineering Research Laboratory, University of California, Berkeley.
- MEHTA C.M., PALNI U., FRANKE-WHITTLE I.H., SHARMA A.K. (2014). Compost: Its role, mechanism and impact on reducing soil-borne plant diseases. *Waste Management* 34: 607-622.
- MEYER D., RISTOW P.L., LIE M. (2007). Particle size and nutrient distribution in fresh dairy manure. *Applied Engineering in Agriculture* 23: 113- 117.
- MICHEL F.C. Jr, CHEN J., WANG L., SREEVATSAN S., MORRISON M., YU Z. (2008). PCR Quantification of antibiotic resistance genes in composted and liquid stored manures. In: Rodic- Weirsmas L., Barth J., Bidlinmaier W., de Bertoldi M. & Diaz L.F. (Eds), *Proceedings of the 6th International Conference ORBIT 2008 “Moving Organic Waste Recycling Towards Resource Management and Biobased Economy”*, 13 -15 October, pp. 279-288. Wageningen, The Netherlands.

- MICHEL F.C. Jr, PECCHIAN J.S., RIGOT J., KEENER H.M. (2004). Mass and nutrient losses during the composting of dairy manure amended with sawdust and straw. *Compost Science & Utilization* 12: 323-334.
- MILLER F.C. (1989). Matric water potential as an ecological determinant in compost, a substrate dense system. *Microbial Ecology* 18: 59–71.
- MILLER F.C. (1993). Composting as a process based on the control of ecologically selective factors. In: Metting F.B. Jr (Ed.). *Soil Microbial Ecology, Applications in Agricultural and Environmental Management*, pp. 515-544. Marcel Dekker, Inc., New York. ISBN 0824787374.
- MILLER F.C., McCAULEY B.J., HARPER E.R. (1991). Investigation of various gases, pH and redox potential in mushroom composting phase I stacks. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 31:415–425.
- MILLER, F.C., M.S. FINSTEIN (1985). Materials balance in the composting of sewage sludge as affected by process control strategy. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 57: 122- 127.
- MITCHELL S.M., ULLMAN J.L., BARY A., COGGER C.G., TEEL A.L., WATTS R.J. (2015). Antibiotic degradation during thermophilic composting. *Water, Air, and Soil Pollution* 226: article 13.
- MOHEE R., DRIVER M.-F. & SOBRATEE N. (2008). Transformation of spent litter from exogenous matter to compost in a sub-tropical context. *Bioresource Technology* 112: 91-97.
- MORAL R., PAREDES C., BUSTAMANTE M.A., MARHHUENDA – EGEA F., BERNAL M.P. (2009). Utilisation of manure composts by high-value crops: Safety and environmental challenges. *Bioresource Technology* 100: 5454-5460.
- MORENO J.L., GARCIA C., HERNADEZ T., PASCUAL J.A. (1996). Transeference of heavy metals from calcareous soil amended with sewage-sludge compost to barley plants. *Bioresource Technology* 55: 251-258.
- MORIHARA K., KOHEI O. (1992). Microbial degradation of proteins. In *Microbial Degradation of Natural Products* (G. Winkelmann ed.). VCH-Verlag, Weinheim.
- MORTIMER N., FLETCHER L., VELIS C. (2016). Co-coposting as a method to produce nutrient-rich compost from olive mill waste to use as a substitute for growing strawberries in the UK (2016). *Acta Horticulturae* 1146: 137-142.
- NAKASAKI K., SASAKI M., SHODA M., KUBOTA H. (1985). Change in microbial numbers during thermophilic composting of sewage sludge with reference to CO₂ evolution rate. *Applied and Environmental Microbiology* 49: 37-41.

- NAKASAKI K., YAGUCHI H., SASAKI Y., KUBOTA H. (1992). Effects of C/N ratio on thermophilic composting of garbage. *Journal of Fermentation and Bioengineering* 1:43–45.
- NAMKOONG W., HWANG E.Y., CHEONG J.G., CHOI J.Y. (1999). A comparative evaluation of maturity parameters for food waste composting. *Compost Science & Utilization* 7:55-62.
- NORMAN A.G. (1930). The biological decomposition of plant materials. Part III. Physiological studies on some cellulose decomposing fungi. *Annual Appl. Biol.* 17: 575-613.
- NTOUGIAS S., EHALIOTIS C., PAPADOPOULOU P., ZERVAKIS G. (2006). Application of respiration and FDA hydrolysis measurements for estimating microbial activity during composting processes. *Biology of Fertility of Soils* 42: 330–337.
- OGUNWANDE G.A., OSUNADE J.A., ADEKALU K.O., OGUNJIMI L.A.O. (2008). Nitrogen loss in chicken litter compost as affected by carbon to nitrogen ratio and turning frequency. *Bioresource Technology* 99: 7495–7503.
- OKAFOR N. (1966). Thermophilic microorganisms from rotting maize. *Nature* 210: 220-221.
- OMEIRA N., BARBOUR E.K., NEHME P.A., HAMADEH S.K., ZURAYK R., BASHOUR I. (2006). Microbiological and chemical properties of litter from different chicken types and production systems. *Science of the Total Environment* 367: 156–162.
- OVIEDO-OCANA E.R., TORRES-LOZADA P., MARMOLEJO-REBELLON L.F., HOYOS L.V., GONZALES S., BARRENA R., KOMILIS D., SANCHEZ A. (2015). Stability and maturity of biowaste composts derived by small municipalities: Correlation among physical, chemical and biological indices. *Waste Management* 44: 63-71.
- PAGANS E., FONT X., SANCHEZ A. (2007). Coupling composting and biofiltration for ammonia and volatile organic compound removal. *Biosystems Engineering* 97: 491-500.
- PAPADIMITRIOU E.K., BALIS C. (1996). Comparative study of parameters to evaluate and monitor the rate of a composting process. *Compost Science & Utilization* 4(4):52–61.
- PARE E.A., DINEL H., SCHNITZER M., DUMONTET S. (1998). Transformation of carbon and nitrogen during composting of animal manure and shredded paper. *Biol Fertil. Soils* 26: 173-178.
- PAREDES C., ROIG A., BERNAL M.P., SANCHEZ-MONEDERO M.A., GEGARRA J. (2000). Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biology of Fertility of Soils* 32: 222-227.
- PARR J.F., EPSTEIN E., WILSON G.B. (1978). Composting sewage sludge for land application. *Agriculture Environment*. 4: 123-137.

- PEIGNE J., GIRARDIN P. (2004). Environmental impacts of farm-scale composting practices. *Water, Air and Soil Pollution* 153 (1): 45-68.
- PENG S., WANG Y., ZHOU B., LIN X. (2015). Long-term application of fresh and composted manure increase tetracycline resistance in the arable soil of eastern China. *Science of Total Environment* 506-507: 279-286.
- PIRAMONTI F., STRINGARI G., GASPERI F., ZORZI G. (1997). The use of compost: effects on heavy metals in soil and plants. *Resources, Conservation and Recycling* 21: 129-143.
- POINCELET R.P. (1977). The biochemistry of composting, p.33–39. In: *Composting of Municipal Sludges and Wastes*. Proceedings of the National Conference, Rockville, Maryland.
- POLPRASERT C. (1989). *Organic Waste Recycling*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, United Kingdom.
- PREUSCH P.L., ADLER P.R., SIKORA L.J., TWORKOSKI T.J. (2002). Nitrogen and phosphorus availability in composted and uncomposted poultry litter. *Journal of Environmental Quality* 31: 2051-2057.
- QUIROGA G., CASTRILLON L., FERNANDEZ-NAVA Y., MARANON E. (2010). Physico-chemical analysis and calorific values of poultry manure. *Waste Management* 30: 880-884.
- RAWAT S., AGARWAL P.K., CHOUDHARY D.K., JOHARI B.N. (2005). Microbial diversity and community dynamics of mushroom compost ecosystem. In: Satyanarayana, T., Johari, B.N. (Eds.), *Microbial Diversity, Current Perspectives and Potential Application*. I.K. International Pvt. Ltd., New Delhi, pp. 181–206.
- REINIKAINEN O., HERRANEN M. (2001). Different methods for measuring compost stability and maturity. In *Proceedings Int. Symposium On Composting of Organic Matter* (Balis et al., eds). Acta Horticulturae 549. ISHYS.
- RICHARD T.L. (1992). Municipal solid waste composting: physical and biological processing. *Biomass and Bioenergy* 3(3–4):163–180.
- RIEHLE M.M., BENNETT A.F., LENSKI R.E, LONG A.D.(2003). Evolutionary changes in heat-inducing gene expression in lines of *Escherichia coli* adapted to high temperatures. *Physiol. Genomics* 14: 47-58.
- ROBINSON J.J., STENTIFORD E.I. (1993). Improving the aerated static pile composting method by the incorporation of moisture control. *Compost Science & Utilization* 1: 52-68.
- RODRIGUES M.S., LOPEZ-REAL J.M., LEE H.C. (1996). Use of composted societal organic waste for sustainable crop productions. In: *The Science of Composting* (Eds. De Bertoldi M., Sequi P., Lemmes B., Papi T.). Part I. Blackie Academic & Professional, Glasow, 447-456.

- ROS M., GARCIA C., HERNANDEZ T. (2003). Soil microbial activity after restoration on a semiarid soil by organic amendments. *Soil Biology and Biochemistry* 35: 463-469.
- ROS M., GARCIA C., HERNANDEZ T. (2006a). A full-scale study of treatment of pig slurry by composting: Kinetic changes in chemical and microbial properties, *Waste Management*: 26:1108–1118.
- ROSS J., TOPP E. (2015). Abundance of antibiotic resistance genes in bacteriophage following soil fertilization with dairy manure or municipal biosolid, and evidence for potential transduction. *Applied and Environmental Microbiology* 81:7905-7913.
- ROSS R.C., HARRIS P.J. (1982). Some factors involved in Phase II of mushroom compost preparation. *Sci. Hortic.* 17: 223-229.
- ROTHBAUM H.P., DYE M.H. (1964). Self-heating of damp wool. Part 3. Self-heating of damp wool under isothermal conditions. *N. Z. J. Sci.* 7: 119-146.
- RYCKEBOER J., MERGAERT J., COOSEMANS J., DEPRINS K., SWINGS J. (2003). Microbiological aspects of biowaste during composting in a monitored compost bin. *Journal of Applied Microbiology* 94: 127–137.
- RYNK R. (ed.) (1992). On-Farm Composting Handbook, Northeastern Regional Agricultural Service, 152 Riley-Robb Hall, Cooperative Extension, Ithaca, NY.
- SADAKA S., EL-TAWHEEL A. (2003). Effects of aeration and C:N ratio on household waste composting in Egypt. *Compost Science & Utilization* 11 (1): 36-40.
- SAID-PULLICINO D., ERRIQUENS F.G., GIGLIOTTI G. (2007). Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. *Bioresource Technology* 98: 1822–1831.
- SAID-PULLICINO D., KAISER K., GUGGENBERGER G., GIGLIOTTI G. (2007). Changes in the chemical composition of water-extractable organic matter during composting: Distribution between stable and labile organic matter pools. *Chemosphere* 66: 2166-2176.
- SAMSON R.A., CRISMAN M.J., TANSEY M.R. (1977). Observations on the thermophilic ascomycete *Thielavia terrestris*. *Trans. Brit. Mycol. Soc.* 69: 417-423.
- SANCHEZ- GARCIA M., ALBURQUERQUE J.A., SANCHEZ-MONEDERO M.A., ROIG A., CAYUELA M.L. (2015). Biochar accelerates organic matter degradation and enhances N mineralization during composting of poultry manure without a relevant impact on gas emissions. *Bioresource Technology* 192: 272-279.
- SARRANTONIO M., DORAN J.W, LIEBIG M.A., HALVORSON J.J. (1996). On-farm Assessment of Soil Quality and Health. In: J.W.Doran and A.J. Jones (eds), *Methods for Assessing Soil*

- Quality. Soil Science Society of America Special Publication, Number 49. Madison, Wisconsin, USA.
- SARTAJ M., FERNANDES L., PATNI N.K. (1995). Influence zone of aeration pipes and temperature variations in passively aerated composting of manure slurries. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 38(6):1835–1841.
- SAVAGE G.M. (1996). The importance of waste characteristics and processing in the production of quality compost, p. 784–791. In: M. de Bertoldi, P. Sequi, B. Lemmes, and T. Papi. (eds.). *The Science of Composting, Part 2*. Blackie Academic and Professional, Glasgow, United Kingdom.
- SCHATTNER-SCHMIDT, S., M. HELM, A. GRONAUER, B. HELLMANN (1995). Composting biogenic wastes, *Landtechnik* 50, 364.
- SCHLOSS P.D. (2002). Quantifying bacterial population dynamics in composting using 16SrRNA gene probes. *Appl. Microbiol. Biotechnol*
- SELVAM A., XU D., ZHAO Z., WONG J.W. (2012). Fate of tetracycline, sulphonamide and fluoroquinolone resistance genes and the changes in bacterial diversity during composting of swine manure. *Bioresource Technology* 126: 383-390.
- SHELL G.L., BOYD J.L. (1969). Composting Dewatered Sewage Sludge. Report SW-12c, USDHEW/Public Health Service, Environmental Health Services Environmental Control Administration, Bureau of Solid Waste Management, Washington, D.C.
- SIMS G.K., WANDER M.M. (2002). Proteolytic activity under nitrogen or sulfur limitation. *Applied Soil Ecology* 19: 217-221.
- SMITH J.L., DORAN J.W. (1996). Measurement and Use of pH and Electrical Conductivity for Soil Quality Analysis. In: J.W.Doran and A.J. Jones (eds), *Methods for Assessing Soil Quality*. Soil Science Society of America Special Publication, Number 49. Madison, Wisconsin, USA.
- SMITH S.R. (2009). A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. *Environment International* 35: 142-156.
- SOMMER, S.G., H.B. MOLLER (2000). Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production – effect of straw content. *Journal of Agricultural Science* 134: 327–335.
- STAMATIADIS S., WERNER M., BUCHANAN M. (1999). Field assessment of soil quality as affected by compost and fertilizer application in a broccoli field (San Benito County, California). *Applied Soil Ecology* 12: 217-225.

- STANEK M. (1971). Microorganisms inhabiting mushroom compost during fermentation. *Mushroom Science* 8: 797-811.
- STEGER K., JARVIS Å., VASARA T., ROMANTSCHUK M., SUNDH I. (2007). Effects of differing temperature management on development of Actinobacteria populations during composting. *Research in Microbiology* 158: 617-624.
- STENTIFORD E.I. (1996). Composting control: principles and practice, p.49–59. In: M. de Bertoldi (ed.). *The Science of Composting, Part 1*. Blackie Academic and Professional, Glasgow, United Kingdom.
- STENTIFORD E.I. (2001). Composting – Optimising the process and keeping the neighbors happy. Στα Επιλεγμένα Κείμενα από τη Διημερίδα και τις εργασίες του Ανθρώπινου Δικτύου Διάδοσης της Ε&Τα Γνώσης «ΚΟΜΠΟΣΤ-NET», Επιμέλεια: Κ. Λαζαρίδη & Κ. Παυλόπουλος. Χαρακόπειο Πανεπιστήμιο, Αθήνα, σελ. 41-48.
- STENTIFORD, E.I., PEREIRA-NETO T.J. (1985). Simplified systems for refuse/sludge composts. *BioCycle* 26 (5): 46-49.
- STRAATSMA G., SAMSON R.A., OLIJNSMA T.W., OP DEN CAMP H.J.M., GERRITS J.P.G, VAN GRIENSVEN L.J.L.D. (1994). Ecology of thermophilic fungi in mushroom compost, with emphasis on *Scytalidium thermophilum* and growth stimulation of *Agaricus bisporus* mycelium. *Appl. Environ. Microbiol.* 60: 454-458.
- STRAUCH D. (1996). Occurrence of microorganisms pathogenic for man and animals in source separated biowaste and compost – Importance, control, limits, epidemiology. In *The Science of Composting* (de Bertoldi, M., P. Sequi, B. Lemmes, and T. Papi Eds.). Blackie Academic & Professional pp.224-245.
- STROM P.F. (1985). Effect of temperature on bacterial species diversity in thermophilic solid-waste composting. *Applied and Environmental Microbiology* 50 (4): 899–905.
- STROM P.F. (1985β). Identification of thermophilic bacteria in solid-waste composting. *Appl. Environ. Microbiol.* 50: 906-913.
- STUTZENBERGER F.J. (1971). Cellulase production by *Thermomonospora curvata* isolated from municipal solid waste compost. *Appl. Microbiol.* 22: 147-152.
- SULER D.J., FINSTEIN M.C. (1977). Effect of temperature, aeration, and moisture on CO₂ formation in bench-scale, continuously thermophilic composting of solid wastes. *Applied Environmental Microbiology* 32: 345-350.

- SUNDBERG C., SMÅRS S., JOHNSON H. (2004). Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresource Technology* 95 (2): 145-150.
- TANSEY M.R. (1981). Isolation of thermophilic fungi from self-heated, industrial wood chip piles. *Mycologia* 58: 537-547.
- TCHOBANOGLIOUS G., THEISEN H, VIGIL S. (1993). Biological and chemical conversion technologies, p. 671–716. In: G. Tchobanoglous (ed.). *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues*, 2nd edition. McGraw-Hill Higher Education, New York.
- THUMMES K., KÄMPFER P., JÄCKEL U. (2007). Temporal change of composition and potential activity of the thermophilic archaeal community during the composting of organic material. *Systematic and Applied Microbiology* 30: 418–429.
- TIQUIA S.M., RICHARD T.L, HONEYMAN M.S. (2000). Effect of windrow turning and seasonal temperatures on composting of pig manure from hoop structures. *Environmental Technology* 21: 1037-1046.
- TIQUIA S.M., TAM N.F.Y. (2000). Fate of nitrogen during composting of chicken litter. *Environmental Pollution* 110: 535–541.
- TIQUIA S.M., TAM N.F.Y., HODGKISS I.J. (1996). Microbial activities during composting of spent pig-manure sawdust litter at different moisture contents. *Bioresource Technology* 55: 201-206.
- TIQUIA, S.M. (2002). Microbial transformation of nitrogen during composting. In: H. Insam, N. Riddech, S. Klammer (eds), *Microbiology of Composting*. Springer, pp237-245.
- TOGNETTI F.I., MAZZARINO M.J., HERNANDEZ M.T. (2005). Composting vs. vermicomposting: a comparison of end product quality. *Compost Science & Utilization* 13: 6-13.
- TOMATI U., MADEJON E., GALLI E. (2000). Evolution of humic acid molecular weight as an index of compost stability. *Compost Science & Utilization* 8:108–15.
- TREMIER A., TEGLIA C., BARRINGTON S. (2009). Effect of initial physical characteristics on sludge compost performance. *Bioresource Technology* 100: 3751-3758.
- TUOMELA M., VIKMAN M., HATAKKA A., ITAVAARA M. (2000). Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. *Bioresource Technology* 72 (2): 169–183.
- TURELL J., GODLEY A.R., AGBASIERE N., LEWIN K. (2009). Guidance on monitoring of MBT and other treatment processes for the landfill allowances schemes. (LATS and LAS) for England and Wales. www.environment-agency.gov.uk.

- USA - Environmental Protection Agency (1994). Innovative uses of compost, Erosion Control, Turf Remediation and Landscaping. EPA530-F-97-043.
- VALLINI G., DI GREGORIO S., PERA A., CUNHA QUEDA AC.F. (2002). Exploitation of composting management for either reclamation of organic wastes or solid-phase treatment of contaminated environmental matrices. *Environmental Reviews* 10:195–207.
- VANDERGHEYNST J.S., PETTYGROVE S., DOOLEY T.M., ARNOLD K.A. (2004). Estimating electrical conductivity of compost extracts at different extraction ratios. *Compost Science & Utilization* 12(3): 202-207.
- WAKSMAN S.A., CORDON T.C. (1939). Thermophilic decomposition of plants residues in compost by pure and mixed cultures of micro-organisms. *Soil Sci.* 47: 217-225.
- WAKSMAN S.A., UMBREIT W.W., CORDON T.C. (1939). Thermophilic actinomycetes and fungi in soils and in composts. *Soil Science* 47: 37-61.
- WASNG L., ODA Y., GREWAL S., MORRISON M., MICHEL Jr F.C., YU Z. (2012). Persistence of resistance to erythromycin and tetracycline in swine manure during simulated composting and lagoon treatments. *Environmental Microbiology* 63: 32-40.
- WICHUK K.M., MCCARTNEY D. (2010). Compost stability and maturity evaluation – a literature review. *Canadian Journal of Civil Engineering* 37: 1505-1523.
- WILEY J.S., ASCE A.M., PEARCE G.W. (1955). A preliminary study of high-rate composting, p. 1009–1034. In: American Society of Civil Engineers Transactions, Paper no. 2895.
- WILLSON G.B. (1993). Combining raw materials for composting, p. 102–105. In: J. Goldstein (ed.). *The Biocycle Guide to Yard Waste Composting*. The JG Press, Emmaus, Pennsylvania.
- WOOD D.A. (1984). Microbial processes in mushroom cultivation: large scale solid substrate fermentation. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 34 B: 232-240.
- WU L., MA L.Q., MARTINEZ G.A. (2000). Comparison of methods for evaluating stability and maturity of biosolids compost. *Journal of Environmental Quality* 29: 424–429.
- YOUNG B.J., RIZZO P.F., RIERA N.I., DELLA TORRE V., LOPEZ V.A., MOLINA C.D., FERNANDEZ F.E., CRESPO D.C, BARRENA R., KOMILIS D., SANCHEZ A. (2016). Development of phytotoxicity indexes and their correlation with ecotoxicological, stability and physicochemical parameters during passive composting of poultry manure. *Waste Management* 54: 101-109.
- YU Z., MICHEL F.C.JR., HANSEN G., WITTUM T., MORISSON M. (2005). Development and application of Real-Time PCR assays for quantification of genes encoding tetracycline resistance. *Applied and Environmental Microbiology* 71: 6926-6933.

- ZHU N. (2007). Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw. *Bioresource Technology* 98 (1): 9–13.
- ZMORA-NAHUM S., MARKOVITCH O., TARCHITZKY J., CHEN Y. (2005). Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biology & Biochemistry* 37:2109-2116.
- ZORPAS A.A. (2009). Compost evaluation and utilization. In: Pereira J.C., Bolin J.L. (eds.) *Composting: Processing, materials and approaches*. Nova Science Publishers, Inc.
- ZUCCONI F., de BERTOLDI M. (1987). Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. In: de Bertoldi, M., Ferranti, M.P., L'Hermite, P., Zucconi, F. (Eds.), *Compost: Production, Quality and Use*. Elsevier, Barking, pp. 30–50.
- ΓΙΑΝΝΟΠΟΛΙΤΗΣ Κ.Ν. (1997). Οδηγός Γεωργικών Φαρμάκων. Εκδόσεις Αγροτύπος. ISBN 960-7667-04-2.
- ΔΙΑΜΑΝΤΙΔΗΣ ΓΡ. (1994). Εισαγωγή στη Βιοχημεία. Univercity Studio Press. Θεσσαλονίκη, 1994.
- ΚΥΑ - Κοινή Υπουργική Απόφαση 56366/4351 (2012). Καθορισμός απαιτήσεων (προδιαγραφών) για εργασίες επεξεργασίας στο πλαίσιο της μηχανικής – βιολογικής επεξεργασίας των σύμμεικτων αστικών αποβλήτων και καθορισμός χαρακτηρισμών των παραγόμενων υλικών ανάλογα με τις χρήσεις τους, σύμφωνα με το εδάφιο β' της Παραγράφου 1 του άρθρου 38 του Ν.4042/2012 (Α'24).
- ΜΑΝΙΟΣ Β.Ι. (1979). Διερεύνηση δυνατότητας παρασκευής φυτοχώματος από την εκχυλισμένη ελαιοπυρήνα. Διδακτορική Διατριβή, Ανωτάτη Γεωπονική Σχολή Αθηνών.
- ΜΑΝΙΟΣ Β.Ι., ΜΑΝΙΑΔΑΚΗΣ Κ.Μ. (2001). Προδιαγραφές ποιότητας κομπόστ. Ολοκληρωμένη Διαχείριση Οργανικών Αποβλήτων και Υπολειμμάτων. Στα Επιλεγμένα Κείμενα από τη Διημερίδα και τις εργασίες του Ανθρώπινου Δικτύου Διάδοσης της Ε&Τ Γνώσης «ΚΟΜΠΟΣΤ-NET», Επιμέλεια: Κ. Λαζαρίδη & Κ. Παυλόπουλος. Χαροκόπειο Πανεπιστήμιο, Αθήνα, σελ. 119-122.
- ΥΠΕΚΑ (2014). Σχέδιο νόμου για τον «Καθορισμό απαιτήσεων (προδιαγραφών) για εργασίες επεξεργασίας στο πλαίσιο της μηχανικής – βιολογικής επεξεργασίας των σύμμεικτων αστικών αποβλήτων και καθορισμός χαρακτηριστικών των παραγόμενων υλικών ανάλογα με τις χρήσεις τους, σύμφωνα με το εδάφιο β της παραγράφου 1 του άρθρου 38 του ν. 4042/2012 (Α'24).

ΧΡΟΝΗ Χ., ΛΑΖΑΡΙΔΗ Κ. (2015). Κομποστοποίηση και ποιότητα κομπόστ: Προκλήσεις και Προοπτικές. Στον Τόμο Πρακτικών “Διαχείριση και ενεργειακή εκμετάλλευση αποβλήτων στην Ελλάδα» (Επιμέλεια: Λουκάς Γ. Χριστοφόρου). Ακαδημία Αθηνών, Αθήνα.