ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ ΚΡΗΤΗΣ
Εργαστήριο Διαχείρισης Τοξικών και Επικινδύνων Αποβλήτων
Υπεύθυνος Καθηγητής: Ευάγγελος Γιδαράκος
Τμήμα Μηχανικών Περιβάλλοντος, Πολυτεχνειούπολη, 73100, Χανιά
Τηλ: 2821037789, 2821037790, Fax: 2821037850, e-mail: gidarako@mred.tuc.gr

ΔΙΠΛΩΜΑΤΙΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ

«Συν-κομποστοποίηση ιλύος και κλαδιών με αστικά στερεά απόβλητα σε βιοαντιδραστήρες στερεών αποβλήτων.»

ΜΙΜΙΛΙΔΟΥ ΑΛΙΚΗ

ΕΞΕΤΑΣΤΙΚΗ ΕΠΙΤΡΟΠΗ
Γιδαράκος Ευάγγελος (Επιβλέπων καθηγητής)
Κατσαούνης Αλέξανδρος
Παρανυχιανάκης Νικόλαος

Χανιά, Ιούνιος 2010

ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Ολοκληρώνοντας την παρούσα εργασία θα ήθελα να ευχαριστήσω θερμά:

Τον επιβλέποντα καθηγητή μου κ. Γιδαράκο Ευάγγελο για την εμπιστοσύνη που μου έδειξε δίνοντας μου την ευκαιρία να ασχοληθώ με ένα τόσο ενδιαφέρον θέμα, καθώς και για τη στήριξη του καθ' όλη τη διάρκεια υλοποίησης της διπλωματικής εργασίας.

Τον Dr. Γιαννή Απόστολο για την πολύτιμη βοήθεια καθ' όλη τη διάρκεια της πειραματικής διαδικασίας και γενικότερα στην εκπόνηση της όλης εργασίας.

Τον Carlo Pozza για την άριστη συνεργασία μας κατά τη διάρκεια παραμονής του στην Ελλάδα.

Τον Τζανάκο Κωνσταντίνο για την καλή συνεργασία μας στην διεξαγωγή των μετρήσεων κατά τη διάρκεια των πειραμάτων.

Το προσωπικό του Εργαστηρίου Διαχείρισης Τοξικών και Επικίνδυνων Αποβλήτων για την κατανόηση που επέδειξε κατά τη διάρκεια των μετρήσεων και γενικότερα για την αρμονική συνύπαρξή μας στο χώρο του εργαστηρίου.

Το προσωπικό του Εργαστηρίου Τεχνολογίας & Διαχείρισης Περιβάλλοντος για την βοήθεια τους στην διεξαγωγή επιμέρους εργαστηριακών αναλύσεων.

Την εξεταστική επιτροπή, τον κ. Κατσαούνη Αλέξανδρο και τον κ. Παρανυχιανάκη Νικόλαο για την συμμετοχή και την αξιολόγηση της παρούσας εργασίας.

Τέλος, όλους τους συμφοιτητές και καλούς μου φίλους για την συμπαράσταση και ιδιαίτερα τον ξάδερφό μου Λιόλιο Αλέξανδρο.

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Στην παρούσα διπλωματική εργασία μελετήθηκε η συν-κομποστοποίηση του οργανικού κλάσματος των Αστικών Στερεών Αποβλήτων (ΑΣΑ) με ιλύ από την επεξεργασία λυμάτων και με φυτικά υπολείμματα (κλαδιά), υπό αερόβιες και αναερόβιες συνθήκες. Για το σκοπό αυτό χρησιμοποιήθηκαν τέσσερις κυλινδρικοί βιοαντιδραστήρες εργαστηριακής κλίμακας, με διαστάσεις 50 εκατοστά ύψος και 25 εκατοστά διάμετρο. Σε όλους τους βιοαντιδραστήρες λάμβανε χώρα ανακυκλοφορία των παραγόμενων στραγγισμάτων με σταθερό ρυθμό ίσο με 300 ml/ημέρα. Στους αερόβιους υπήρχε σταθερή παροχή αέρα ίση με 4,9 L/λεπτό. Οι παράμετροι που μελετήθηκαν στα στραγγίσματα περιλάμβαναν μετρήσεις των: BOD_5, COD, TOC, φαινόλες, SO_4^{2-}, NH_4^+-N, NO_3^--N, NO_2^--N, Cl^-, pH, redox, και ηλεκτρικής αγωγιμότητας. Επίσης, ανά τακτά χρονικά διαστήματα λάμβανε χώρα μέτρηση της καθίζησης του όγκου των απορριμμάτων.

Τα αποτελέσματα χαρακτηρίζονται από την ταχύτερη βιοαποδόμηση της οργανικής ύλης καθώς και απομάκρυνσης αμμωνιακών, υπό συνθήκες αερισμού. Επιπλέον, εκτιμήθηκε ότι η συν-κομποστοποίηση των ΑΣΑ με τα κλαδιά είχε θετική επίδραση στη βιοαποδόμηση καθώς ενίσχυσε τη διάχυση του οξυγόνου στη μάζα των απορριμμάτων. Οι τιμές των BOD_5 και COD παρουσίασαν υψηλότερη μείωση και σε μικρότερο χρονικό διάστημα στον αντιδραστήρα που επιφορτίστηκε με ΑΣΑ και κλαδιά. Επίσης, παρατηρήθηκε υψηλή παραγωγή μεθανίου με μέγιστη τιμή 58% στον αναερόβιο αντιδραστήρα που έλαβε χώρα συν-κομποστοποίηση ΑΣΑ και ιλύος. Τέλος, άξιον αναφοράς είναι το γεγονός ότι η απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου από τα στραγγίσματα ήταν υψηλή στους αερόβιους αντιδραστήρες με την εξάτμιση (volatilization) να αποτελεί τον κυριότερο μηχανισμό.

ABSTRACT

In this study, it was investigated the co-composting of sewage sludge (SS) and yard trimmings (YT) with organic fraction of municipal solid wastes (OFMSW) in landfill bioreactors under aerobic and anaerobic conditions. Four cylinder simulated landfill bioreactors with dimensions of 50 cm high and 25 cm diameter were operated. In all cases the operation included leachate recirculation with rate to 300 ml/day. Aeration took place in aerobic reactors (4,9 L/min). The leachate characteristics that were monitored included measurements of pH, redox potential, BOD_5, COD, TOC, phenols, SO^{2-}_4, NH^+_4-N, NO^-_3-N, NO^-_2-N, Cl^- and electrical conductivity. Also, the MSW mass settlement was measured at certain intervals.

The results showed a rapid organic matter and ammonia nitrogen removal, under aerobic conditions. Furthermore, the co-composting of wood branches with municipal solid waste had positive results in the decomposition of organic matter enhancing the diffusion of oxygen in the MSW mass. The BOD5 and COD values were reduced faster and in a greater degree on the aerobic bioreactor. Moreover, it was produced high methane yields in the co-digestion of sewage sludge with MSW. Finally, the removal of ammonia-nitrogen from the leachate was high in the aerobic reactors while volatilization was the main mechanism.

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

ΕΥΡΕΤΗΡΙΟ ΣΧΗΜΑΤΩΝ

ΕΥΡΕΤΗΡΙΟ ΠΙΝΑΚΩΝ

1.ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Η ορθολογική διαχείριση των Αστικών Στερεών Αποβλήτων (ΑΣΑ) αποτελεί διαχρονική πρόκληση για τις ανεπτυγμένες, αλλά και τις αναπτυσσόμενες κοινωνίες. Η παραγωγή και συσσώρευση αστικών αποβλήτων παγκοσμίως χαρακτηρίζεται ως ένα από τα πλέον δυσεπίλυτα προβλήματα της εποχής μας και είναι άμεση συνέπεια της υπερκατανάλωσης αγαθών. Σύμφωνα με μελέτη της ΕΕΑ (European Environment Agency) ο όγκος των απορριμμάτων που παράγει ένας μέσος ευρωπαίος πολίτης έχει αυξηθεί κατά 10% από το 1997 εώς το 2007. Επιπρόσθετα, αρκετοί μελετητές ισχυρίζονται ότι τόσο το ποσοστό των παραγόμενων ΑΣΑ, όσο και του οργανικού κλάσματος των ΑΣΑ, αναμένεται να εκτοξευθεί στο 25% μέχρι το 2020, λαμβάνοντας ως δεδομένο το σταθερό ποσοστό του βιοαποδομήσιμου κλάσματος (ΕΕΑ, 2007).

Η υγειονομική ταφή των απορριμμάτων συνεχίζει να αποτελεί την πιο διαδεδομένη μέθοδο διάθεσης. Σύμφωνα με την ΕΑΑ, το ποσοστό της μεθόδου αυτής φτάνει το 42% στην Ευρώπη με τάση μείωσης, ενώ αντίθετα στην Κίνα αγγίζει το 94% και το 62% στις Η.Π.Α (US Environmental Protection Agency). Παρά το γεγονός ότι οι τεχνικές για την υγειονομική ταφή των στερεών αποβλήτων έχουν βελτιωθεί, η εφαρμογή της μεθόδου αυτής συνεχίζει να προκαλεί περιβαλλοντικές ανησυχίες (Giannis et al., 2008), οι οποίες κυρίως αφορούν τη ρύπανση τόσο των υπογείων όσο και των επιφανειακών υδάτων μέσω των παραγόμενων στραγγισμάτων (Kjeldsen et al., 2002), αλλά και την ρύπανση της ατμόσφαιρας μέσω του παραγόμενου βιοαερίου. Σύμφωνα με τα παραπάνω, η ανάγκη εύρεσης νέων μεθόδων διαχείρισης απορριμμάτων κρίνεται αναγκαία. Μια νέα πολλά υποσχόμενη μέθοδος διαχείρισης απορριμμάτων αποτελεί η αντιμετώπιση των χώρων υγειονομικής ταφής ως βιοαντιδραστήρες. Οι ΧΥΤΑ-βιοαντιδραστήρες είναι ελεγχόμενα συστήματα στα οποία εφαρμόζονται τεχνικές προσθήκης αέρα και υγρασίας (κυρίως μέσω της ανακυκλοφορίας των στραγγισμάτων), προκειμένου να επιτευχθούν ευνοϊκότερες συνθήκες για την αποδόμηση των αποβλήτων σε σύντομο χρονικό διάστημα.

Παράλληλα, τα τελευταία χρόνια, αρκετές μελέτες αφορούν την καταλληλότητα της συν-κομποστοποίησης διαφορετικών αποβλήτων σε βιοαντιδραστήρες. Τα πλεονεκτήματα της συγκεκριμένης τεχνικής περιλαμβάνουν τη βελτιωμένη ισορροπία των θρεπτικών, τη διάλυση των πιθανών τοξικών ουσιών που περιέχονται στα απόβλητα, καθώς και την αύξηση του παραγόμενου βιοαερίου και της βιοαποδομήσιμης οργανικής ύλης. Επιτυγχάνεται με αυτόν τον τρόπο η ελαχιστοποίηση του οργανικού φορτίου των στραγγισμάτων και η ταχεία σταθεροποίηση των αποβλήτων. Στο σημείο αυτό κρίνεται σκόπιμη η αναφορά γενικών στοιχείων των υλικών που χησιμοποιήθηκαν για συν-κομποστοποίηση με ΑΣΑ στην παρούσα εργασία, δηλαδή για την ιλύ και τα κλαδιά.

Η διάθεση της ιλύος αποτελεί μία από τις πιο δύσκολες και δαπανηρές διεργασίες στην επεξεργασία λυμάτων. Το κόστος διαχείρισης της ιλύος ισούται περίπου με το 55% του ετήσιου κόστους λειτουργίας και συντήρησης των μονάδων επεξεργασίας λυμάτων (Agdag and Sponza, 2005). Περισσότερες από 50000 μονάδες επεξεργασίας λυμάτων λειτουργούν στην Ευρωπαϊκή Ένωση παράγοντας περίπου 8,1 εκατομμύρια τόνους ιλύος ανά έτος. Οι στρατηγικές διαχείρισης της ιλύος περιλαμβάνουν την ανακύκλωση, καθώς και την καύση και την ταφή. Ωστόσο, τα περισσότερα κράτη προσανατολίζονται σε τεχνικές ανακύκλωσης της ιλύος, όπως η κομποστοποίηση και η αναερόβια χώνευση, δεδομένου ότι τα τελικά προϊόντα αυτών των διεργασιών είναι αξιοποιήσιμα ως εδαφοβελτιωτικά, αλλά και για ενεργειακούς σκοπούς.

Τα φυτικά υπολείμματα, όπως κλαδιά, φύλλα, χόρτα, γρασίδι, αποτελούν ένα σημαντικό και εύκολα διαθέσιμο κλάσμα των ΑΣΑ. Στην Ευρώπη, αλλά και στις ΗΠΑ, το ποσοστό των αποβλήτων φυτικής προέλευσης φτάνει το 12-20%. Λόγω της υψηλής περιεκτικότητάς τους σε άνθρακα, συχνά χρησιμοποιούνται σε διεργασίες κομποστοποίησης και αναερόβιας χώνευσης.

Στην παρούσα διπλωματική εργασία σαν μέθοδος επεξεργασίας των ΑΣΑ χρησιμοποιήθηκε η συν-κομποστοποίησή τους με ιλύ και με φυτικά υπολείμματα, υπό αερόβιες και αναερόβιες συνθήκες, σε βιοαντιδραστήρες εργαστηριακής κλίμακας. Σκοπός της εργασίας αυτής ήταν η διερεύνηση των μηχανισμών αποδόμησης των ΑΣΑ, μέσω της μελέτης των παραγόμενων στραγγισμάτων και αερίων. Ιδιαίτερη έμφαση δόθηκε στην παρακολούθηση απομάκρυνσης των μορφών του αζώτου, αλλά και του οργανικού φορτίου, προκειμένου να αξιολογηθεί η σταθεροποίηση των ΑΣΑ.

2. ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ ΤΩΝ ΑΣΑ

2.1 ΟΡΙΣΜΟΣ

Αστικά Στερεά Απόβλητα (ΑΣΑ) είναι τα στερεά απόβλητα που παράγονται από τις δραστηριότητες των νοικοκυριών (οικιακά στερεά απόβλητα), των εμπορικών δραστηριοτήτων (εμπορικά στερεά απόβλητα), των καθαρισμών οδών και άλλων κοινόχρηστων χώρων, καθώς και άλλα στερεά απόβλητα (από ιδρύματα, επιχειρήσεις κ.λπ.) τα οποία μπορούν από τη φύση τους ή τη σύνθεσή τους να εξομοιωθούν με τα οικιακά στερεά απόβλητα. Τα Αστικά Στερεά Απόβλητα αναφέρονται και ως Δημοτικά Στερεά Απόβλητα (ΚΥΑ 69728/824, 1996). Στην Οδηγία 1999/31/ΕΚ, ως αστικά απόβλητα ορίζονται "τα οικιακά απόβλητα καθώς και άλλα απόβλητα, τα οποία, λόγω φύσης ή σύνθεσης, είναι παρόμοια με τα οικιακά". Σύμφωνα με την απόφαση 29407/3508 ΦΕΚ 1572/ 16-12-2002 «Μέτρα και όροι για την υγειονομική ταφή αποβλήτων» ως αστικά απόβλητα νοούνται «…τα οικιακά απόβλητα καθώς και άλλα απόβλητα που λόγω φύσης ή σύνθεσης είναι παρόμοια με τα οικιακά τα οποία διέπονται από τις διατάξεις της ΚΥΑ 69728/824/1996». Εξαίρεση αποτελούν τα απόβλητα εκσκαφών και οικοδομικών κατεδαφίσεων, όπως επίσης και τα κατεστραμμένα αυτοκίνητα.

Ουσιαστικά, το τι είναι και τι δεν είναι ΑΣΑ είναι θέμα ορισμού ή σύμβασης. Άλλωστε ο ευρωπαϊκός κατάλογος αποβλήτων (Απόφαση 94/3/ΕΚ, 2000l532/ΕΚ, 2001/118/ΕΚ) με τον οποίο εναρμονίστηκε και η εθνική νομοθεσία διαμορφώθηκε μόλις το 1993. Στην διαδικασία ενσωμάτωσης της νομοθεσίας της ΕΕ, τα κράτη μέλη συχνά υιοθετούν διαφορετικούς ορισμούς για την κατάρτιση των εθνικών καταλόγων (Παναγιωτακόπουλος, 2002).

Δεδομένου οτι τα ΑΣΑ αποτελούν ένα ιδιαιτέρως ανομοιογενές συνονθύλευμα υλικών, κρίνεται απαραίτητη η ποιοτική ανάλυση των ΑΣΑ, η οποία αποσκοπεί στο να προσδιορίσει βασικές ποσοστιαίες κατηγορίες υλικών σε αυτά, προκειμένου να συλλεχθούν οι απαραίτητες πληροφορίες για την κατάρτιση σχεδίων διαχείρισης, επεξεργασίας και αξιοποίησής τους (ανακύκλωση, ανάκτηση ενέργειας, κλπ.). Η πιο δόκιμη κατηγοριοποίηση των ΑΣΑ, όπως προκύπτει από σειρά δειγματοληψιών και αναλύσεων, περιλαμβάνει τις εξής κατηγορίες (κλάσματα) υλικών:

• **Ζυμώσιμα:** Περιλαμβάνονται τα τροφικά υπολείμματα και τα απόβλητα κήπου.

• **Χαρτί:** Περιλαμβάνονται τα πάσης φύσεως χαρτιά και χαρτόνια που προέρχονται κυρίως από έντυπο υλικό και συσκευασίες προϊόντων.

• **Μέταλλα:** Περιλαμβάνεται το σύνολο των μεταλλικών υλικών που απαντώνται στα απορρίμματα. Συνηθίζεται ένας διαχωρισμός σε σιδηρούχα και μη σιδηρούχα μέταλλα (κυρίως λόγω της μαγνητικής ιδιότητας των πρώτων), με τα τελευταία να έχουν ως κυριότερο αντιπρόσωπο το αλουμίνιο. Σε ορισμένες αναλύσεις έχουν εξετασθεί ως ξεχωριστή υποκατηγορία και οι μπαταρίες λόγω της σχετικά υψηλότερης επικινδυνότητάς τους.

• **Γυαλί:** Η διαχείριση αποβλήτου γυαλιού στη χώρα μας πάσχει κυρίως από την έλλειψη υαλουργιών, κυρίως σε περιοχές μακριά από την Αττική. Απαντάται ο διαχωρισμός σε λευκό, καφέ και πράσινο γυαλί, όσον αφορά την ανακύκλωση, καθώς η παραγωγή καφέ και λευκού γυαλιού απαιτεί υαλότριμμα μόνο του ίδιου χρώματος.

• **Πλαστικό:** Περιλαμβάνεται το σύνολο των πολυμερών απορριμμάτων. Η κατηγορία αυτή γίνεται διαρκώς μεγαλύτερη κατά τα τελευταία χρόνια και στη χώρα μας ως συνέπεια της αλλαγής των καταναλωτικών συνηθειών (στροφή σε συσκευασμένα προϊόντα, κ.λ.π.). Χαρακτηριστικό της κατηγορίας αυτής είναι η έντονη ανομοιογένειά της, λόγω των πολλών χρησιμοποιούμενων πολυμερών (π.χ. PVC, PE, PP, PS, PET, ABS, κ.λπ.).

• **Δέρμα – Ξύλο – Ύφασμα – Λάστιχο (ΔΞΥΛ):** Χαρακτηρίζονται ως λοιπά καύσιμα.

• **Αδρανή:** Εδώ περιλαμβάνονται χημικώς ανενεργά υλικά που καταλήγουν στα οικιακά απορρίμματα (π.χ. χώματα, πέτρες, κ.λ.π.).

• **Λοιπά:** Στο κλάσμα αυτό καταλήγουν τα υλικά εκείνα που δε μπορούν να ταξινομηθούν σε καμιά από τις άλλες κατηγορίες (Ντζαμίλης & Χάβας, 2004).

2.2 ΠΑΡΑΓΩΓΗ ΚΑΙ ΣΥΝΘΕΣΗ

Τα ποσοτικά και τα ποιοτικά χαρακτηριστικά των ΑΣΑ παρουσιάζουν σημαντικές διαφοροποιήσεις από περιοχή σε περιοχή, από χρόνο σε χρόνο, αλλά και από μήνα σε μήνα (γεωγραφικά, διαχρονικά, διεποχικά). Οι ποσότητες που παράγονται ανά χρονική περίοδο σε μια περιοχή, καθώς και τα ποιοτικά χαρακτηριστικά τους αποτελούν τα πλέον βασικά στοιχεία για την αποτελεσματική διαχείριση των ΑΣΑ .

Η αυξητική τάση στην ανά άτομο παραγωγή ΑΣΑ που παρουσιάζεται εδώ και δεκαετίες είναι αμεση απόρροια της αύξησης του βιοτικού επιπέδου ζωής. Πιο συγκεκριμένα, η παραγωγή ΑΣΑ κυμαίνεται από σχεδόν μηδενική (σε πολύ φτωχές χώρες) μέχρι 4 kg/άτομο/ημέρα σε ορισμένες περιοχές των ΗΠΑ (Sincero, 1996). Όσον αφορά την Ελλάδα (2002), εκτιμάται ότι, σε χωριά με πληθυσμό κάτω των 2000 κατοίκων, η μέση (σε ετήσια βάση) παραγωγή ΑΣΑ (οικιακών και εμπορικών) κυμαινόταν από 0,6 εώς 0,8 kg/άτομο/ημέρα. Σε πόλεις μέχρι 100000 κατοίκους, η μέση παραγωγή κυμαινόταν από 0,8 εώς 1,2 kg/άτομο/ημέρα. Σε μεγαλύτερες πόλεις, η μέση παραγωγή για όλη την πόλη εκτιμάται από 1,2 εώς 1,4 kg/άτομο/ημέρα (Παναγιωτακόπουλος, 2002).

Στον Πίνακα 2.1 παρουσιάζεται η σύνθεση των οικιακών στερεών αποβλήτων στην Ελλάδα για το έτος 1997. Στον Πίνακα 2.2 παρουσιάζονται τα συγκεντρωτικά αποτελέσματα της ανάλυσης της σύνθεσης των απορριμμάτων στην Κρήτη. Η μελέτη πραγματοποιήθηκε από το Εργαστήριο Διαχείρισης Τοξικών και Επικινδύνων Αποβλήτων του Πολυτεχνείου Κρήτης, Τμήμα Μηχανικών Περιβάλλοντος, σε επίπεδο περιφέρειας για τα έτη 2003 – 2004 (Gidarakos et al., 2006). Επίσης, στον ίδιο Πίνακα παρουσιάζεται και η σύνθεση των απορριμμάτων για τον Νομό Χανίων για το έτος 2005-2006, σύμφωνα με μελέτη που πραγματοποιήθηκε από το ίδιο εργαστήριο (Mirkou et al., 2006).

Πίνακας 2.1 Σύνθεση Οικιακών Στερεών Αποβλήτων (μέσες τιμές, % κατά βάρος) στους Ο.Τ.Α. της χώρας, 1997 (Παναγιωτακόπουλος, 2002).

Συστατικά Υλικά στα Οικιακά Στερεά Απόβλητα	Διακύμανση Μέσων Τιμών		Τυπική Τιμή	
	Πληθυσμός Ο.Τ.Α>10000	Πληθυσμός Ο.Τ.Α<10000	Πληθυσμός Ο.Τ.Α>10000	Πληθυσμός Ο.Τ.Α<10000
Οργανικά Υλικά				
Τροφικά Υπολείμματα	35-60	50-75	46	62
Χαρτί, Χαρτόνι	15-25	12-20	20	16
Πλαστικά	7-15	3-10	8.5	7
ΔΞΥΛ	4-8	2-6	5.0	3
Απορρίμματα Κήπων	-	-	1.5	1
Ανόργανα Υλικά				
Γυαλί	2.5-16	2-12	4.5	2.5
Κουτιά Κασσιτέρου και Αλουμινίου, Άλλα Μέταλλα	2.8-10	2-5	5.0	3.5
Άλλα αδρανή (Χώμα, Τέφρα, κ.ά.)	2-12	2-20	3.0	1
Υπόλοιπα	-	-	6.5	4

Πίνακας 2.2 Συγκεντρωτικά αποτελέσματα σύνθεσης ΑΣΑ (ποσοστό %) Περιφέρειας Κρήτης 2003-2004 και Νομού Χανίων 2005-2006 (Gidarakos et al., 2006).

	Περιφέρεια Κρήτης	Νομός Χανίων
Αδρανή	2.67	1.06
Μέταλλα	3.51	5.88
Αλουμίνιο	1.44	2.51
Γυαλί	5.33	6.61
ΔΞΥΛ	5.24	12.62
Χαρτί	19.94	21.02
Τροφικά Υπολείμματα	39.15	34.2
Πλαστικά	16.85	15.19
Υπόλοιπα	5.87	0.88

2.3 ΠΟΙΟΤΙΚΑ ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ

2.3.1 ΦΥΣΙΚΑ ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ ΤΩΝ ΑΣΑ

Η διερεύνηση και η αξιολόγηση των μορφών επεξεργασίας και διάθεσης των ΑΣΑ, προϋποθέτει τη γνώση ορισμένων φυσικών χαρακτηριστικών τους, όπως: πυκνότητα (ή ειδικό βάρος), υγρασία, μέγεθος τεμαχίων, υδροαπορροφητικότητα και υδραυλική αγωγιμότητα.

- **Πυκνότητα και Ειδικό Βάρος**

Ως πυκνότητα ενός υλικού ορίζεται η μάζα του υλικού ανά μονάδα όγκου. Πρόκειται για ένα ιδιαίτερα σημαντικό χαρακτηριστικό των ΑΣΑ, δεδομένου ότι επηρεάζει το διαθέσιμο όγκο προς διάθεση των ΑΣΑ, το κόστος λειτουργίας, καθώς και το ρυθμό αποδόμησης της οργανικής ύλης. Ως ειδικό βάρος του υλικού ορίζεται το βάρος του υλικού ανά μονάδα όγκου. Στον Πίνακα 2.3 δίνονται τα ειδικά βάρη των συνηθέστερων απορριμμάτων που συναντώνται σε ΧΥΤΑ και η αναλογία των μετρίως και καλά συμπιεσμένων απορριμμάτων προς τα ασυμπίεστα.

Πίνακας 2.3 Εδικό βάρος διαφόρων τύπων απορριμμάτων

	Ειδικό βάρος, (kg/m^3)	*Αναλογία προς τα ασυμπίεστα*	
Τύπος αποβλήτου	Ασυμπίεστων ΑΣΑ	Κανονικά συμπιεσμένων	Καλά Συμπιεσμένων
Υπολειμ. τροφίμων	290	2,9	3,0
Χαρτί, Χαρτόνι	65	4,5	6,2
Πλαστικό	65	6,7	10
Ύφασμα	65	5,6	6,7
Λάστιχο - Δέρμα	145	3,3	3,3
Απορρίμματα κήπων	100	4,0	5,0
Ξύλο	240	3,3	3,3
Γυαλί	195	1,7	2,5
Μέταλλα	192	4,3	5,3
Τέφρα, Σκόνη κλπ	480	1,2	1,3

- **Υγρασία**

Το ποσό της υγρασίας κατά βάρος ή κατ΄ όγκο, εκφρασμένο σαν επί τοις εκατό ποσοστό, ορίζεται ως η περιεχόμενη υγρασία των απορριμμάτων. Η υγρασία αυτή αφορά τα ΑΣΑ όπως αυτά φτάνουν στον κάδο ή στο χώρο διάθεσης χωρίς να υπολογιστεί η τυχόν απορρόφηση υγρασίας από τα ατμοσφαιρικά κατακρημνίσματα. Η υγρασία είναι ένα χαρακτηριστικό κατ' εξοχήν καθοριστικό για την καταλληλότητα των ΑΣΑ για καύση και παραγωγή ατμού ή/και ηλεκτρικής ενέργειας, καθώς το νερό πρέπει να εξατμιστεί πριν προχωρήσει η θερμική επεξεργασία. Αποτελεί επίσης σημαντικό χαρακτηριστικό για την κομποστοποίηση και για τη συμπεριφορά των ΑΣΑ στις αναερόβιες συνθήκες ενός ΧΥΤΑ.

- **Υδροαπορροφητικότητα**

Η υδροαπορροφητικότητα (field capacity) ή υδροχωρητικότητα των ΑΣΑ ορίζεται ως η μέγιστη υγρασία (% επί του ξηρού βάρους) που μπορεί να συγκρατηθεί απ' αυτά σε κανονικές συνθήκες πεδίου βαρύτητας. Το χαρακτηριστικό αυτό συνδέεται άμεσα με τη δημιουργία στραγγισμάτων στο Χώρο Υγειονομικής Ταφής Απορριμμάτων (ΧΥΤΑ), δεδομένου ότι τα στραγγίσματα δημιουργούνται μόνον εφόσον η υγρασία υπερβεί την υδροαπορροφητικότητα. Οι κυριότεροι παράγοντες από τους οποίους εξαρτάται η υδροαπορροφητικότητα είναι: η σύνθεση των αστικών απορριμμάτων, ο βαθμός συμπίεσης και ο βαθμός στον οποίο έχει προχωρήσει η βιοαποδόμηση των οργανικών συστατικών.

- **Υδραυλική Αγωγιμότητα**

Η υδραυλική αγωγιμότητα ενός υλικού είναι ένα μέτρο της ταχύτητας με την οποία το νερό διαπερνάει το υλικό. Για κάθε συγκεκριμένο υλικό, η υδραυλική αγωγιμότητα μετριέται εργαστηριακά κάτω από συγκεκριμένες συνθήκες θερμοκρασίας και πιεζομετρικού ύψους. Οι μονάδες μέτρησης είναι μήκος ανά μονάδα χρόνου.

- **Μέγεθος και Κατανομή Μεγέθους Τεμαχίων**

Η αποτελεσματικότητα των επεξεργασιών εκείνων που σχετίζονται με την καύση, τη συμπίεση, την κομποστοποίηση, κυρίως όμως με τη μηχανική διαλογή και την ανάκτηση υλικών επηρεάζεται, εκτός των άλλων παραγόντων, και από την κοκκομετρία των ΑΣΑ (μέγεθος των τεμαχίων). Το μέγεθος των τεμαχίων και η κατανομή τους μπορούν επίσης να προσδιορίζονται από τη δυνατότητα των τεμαχίων να περάσουν από κόσκινα με ανοίγματα συγκεκριμένων διαστάσεων.

2.3.2 ΧΗΜΙΚΑ ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ ΤΩΝ ΑΣΑ

Προκειμένου να αναλύσουμε και να αξιολογήσουμε εναλλακτικές μορφές επεξεργασίας, εκτός από τα φυσικά χαρακτηριστικά, είναι απαραίτητο να γνωρίζουμε και τα χημικά χαρακτηριστικά των ΑΣΑ. Για παράδειγμα, η καύση και η κομποστοποίηση εξαρτώνται από τις χημικές ιδιότητες και τη χημική σύνθεση των ΑΣΑ. Υπάρχουν διάφοροι τρόποι να διατυπωθούν τα χημικά χαρακτηριστικά των ΑΣΑ, όπως π.χ. η αναγνώριση διαφόρων γενικών ομάδων χημικών ενώσεων και η εκτίμηση των ποσοστών τους στη σύνθεση των ΑΣΑ, η στοιχειακή ανάλυση, η ανάλυση που αφορά στα χαρακτηριστικά που καθορίζουν την καταλληλότητα των ΑΣΑ ως καύσιμο και η εκτίμηση της θερμογόνου δύναμης ή του ενεργειακού περιεχομένου των ΑΣΑ.

- **Ομαδοποίηση Χημικών Ενώσεων**

Οι κύριες ομάδες που συνήθως αναφέρονται είναι: λιπίδια με χαμηλή διαλυτότητα στο νερό και υψηλή θερμογόνο δύναμη, υδατάνθρακες με μεγάλη διαλυτότητα στο νερό και υψηλό βαθμό βιοαποδόμησης, φυτικές και τεχνητές ίνες, πρωτεΐνες, συνθετικά οργανικά υλικά, ανόργανα υλικά.

- **Ανάλυση Καταλληλότητας για Καύση**

Σκοπός της ανάλυσης αυτής είναι ο προσδιορισμός τεσσάρων χαρακτηριστικών που είναι καθοριστικά για την καταλληλότητα των ΑΣΑ ως καύσιμο. Αυτά είναι: η υγρασία, η τέφρα, η πτητική καύσιμη ύλη και ο μη πτητικός άνθρακας.

- **Στοιχειακή Ανάλυση**

Με τον όρο στοιχειακή ανάλυση εννοούμε τον προσδιορισμό του ποσοστού καθενός από τα χημικά στοιχεία που υπάρχουν σε μια ουσία, εν προκειμένω, στα συστατικά των ΑΣΑ. Τα πέντε κύρια στοιχεία που αφορούν στα ΑΣΑ είναι ο άνθρακας (C), το οξυγόνο (O), το υδρογόνο (H), το άζωτο (N), το θείο (S), και η τέφρα. Με βάση τα ποσοστά αυτά, χαρακτηρίζεται η χημική σύνθεση της οργανικής ύλης στα ΑΣΑ και εκτιμάται η τιμή του λόγου C/N που επηρεάζει τις βιολογικές διεργασίες στα ΑΣΑ.

- **Θερμογόνος δύναμη**

Η θερμογόνος δύναμη του οργανικού κλάσματος των ΑΣΑ είναι η θερμότητα που εκλύεται όταν αυτό καίγεται πλήρως. Ένα ποσοστό της μάζας του υλικού παραμένει ως αδρανές υπόλειμμα (τέφρα). Αποτελεί βασική ιδιότητα των αποβλήτων που επηρεάζουν την συμπεριφορά τους στην καύση και διακρίνεται στην ανώτερη (HHV) και κατώτερη (LHV) θερμογόνο δύναμη.

2.3.3 ΒΙΟΛΟΓΙΚΑ ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ ΤΩΝ ΑΣΑ

- **Βιοαποδομησιμότητα**

Η βιοαποδομησιμότητα αποτελεί το πιο σημαντικό χαρακτηριστικό των ΑΣΑ, καθώς σύμφωνα με αυτό το οργανικό τους κλάσμα κάτω από κατάλληλες βιολογικές διεργασίες μετατρέπεται σε αέρια και γενικότερα σε αδρανή οργανικά και ανόργανα στερεά. Η βιολογική αυτή διαδικασία μπορεί να λάβει χώρα είτε σε αναερόβιες συνθήκες, οπότε παράγονται οσμές και αναπτύσσονται έντομα ή σε αερόβιες συνθήκες, οπότε παράγεται ένα άοσμο, σταθεροποιημένο στερεό υλικό (compost) πλούσιο σε οργανική ύλη, υδατάνθρακες και πρωτεΐνες. Ανάλογα με το ρυθμό βιοαποδόμησής τους τα οργανικά συστατικά των ΑΣΑ χωρίζονται σε βραδέως και ταχέως βιοαποδομήσιμα. Τέλος, υπάρχουν και κατηγορίες οργανικών όπως τα πλαστικά που χαρακτηρίζονται ως μη βιοαποδομήσιμα, καθώς παρουσιάζουν ιδιαίτερα βραδύ ρυθμό βιοαποδόμησης.

- **Παραγωγή Οσμών**

Η παραγωγή οσμών παρατηρείται κυρίως σε αναερόβιες συνθήκες και πιο συγκεκριμένα σε χώρους ιδιαίτερης συσσώρευσης των ΑΣΑ. και υψηλών θερμοκρασιών. Οφείλεται κυρίως στο σχηματισμό υδρόθειου από οργανικές ενώσεις που περιέχουν θείο.

- **Ανάπτυξη Εντόμων**

Η κοινή μύγα αναπτύσσεται σε 9 με 11 μέρες από τη στιγμή παραγωγής των αυγών, γεγονός που υποδεικνύει όριο στο χρόνο μεταξύ αποκομιδής των ΑΣΑ.

3. ΜΕΘΟΔΟΙ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗΣ ΤΩΝ ΑΣΑ

3.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Η διαχείριση των αστικών αποβλήτων έχει αναδειχθεί σήμερα ως ένα μείζονος σημασίας περιβαλλοντικό ζήτημα, τόσο σε περιφερειακό όσο και σε τοπικό επίπεδο. Η αυξανόμενη συνειδητοποίηση για τα περιβαλλοντικά προβλήματα από πλευράς πολιτών και κυβερνήσεων ανά τον κόσμο, έχει δημιουργήσει γόνιμες συνθήκες προς την αναζήτηση νέων τεχνικών και οργανωτικών λύσεων για μελλοντικά συστήματα διαχείρισης των ΑΣΑ.

Τα παρόντα συστήματα επεξεργασίας περιλαμβάνουν κυρίως την υγειονομική ταφή απορριμμάτων, καθώς και τις Μονάδες Θερμικής Επεξεργασίας. Τα προβλήματα, ωστόσο, που προκύπτουν από τη λειτουργία των συστημάτων αυτών έχουν οξυνθεί σε πολλές περιοχές, καθώς οι υπάρχοντες ΧΥΤΑ γεμίζουν με ταχείς ρυθμούς, ενώ οι Μονάδες Θερμικής Επεξεργασίας είτε χρησιμοποιούνται στο όριο της δυναμικότητάς τους, είτε αντιμετωπίζουν προβλήματα τροφοδοσίας και αποδοχής.

Για την ελαχιστοποίηση των περιβαλλοντικών και υγειονομικών επιπτώσεων των υφιστάμενων μεθόδων διαχείρισης των αποβλήτων, η ευρωπαϊκή νομοθεσία και ειδικότερα η Κοινοτική Οδηγία (Landfill Directive 1999/31/EC) έχουν θέσει υψηλού βαθμού απαιτήσεις για τις τεχνικές προδιαγραφές, τους στόχους μείωσης, τις διαδικασίες αποδοχής, τις οριακές τιμές, καθώς και τις απαιτούμενες δράσεις για την περιβαλλοντική παρακολούθηση και έλεγχο. Σύμφωνα με την προαναφερθείσα Κοινοτική Οδηγία, οι μέθοδοι επεξεργασίας των ΑΣΑ ορίζονται ως «Οι φυσικές, θερμικές, χημικές ή βιολογικές διεργασίες, συμπεριλαμβανομένης της διαλογής, που μεταβάλλουν τα χαρακτηριστικά των αποβλήτων προκειμένου να περιοριστούν, ο όγκος ή οι επικίνδυνες ιδιότητές τους, να διευκολυνθεί η διακίνησή τους ή να βελτιωθεί η ανάκτηση χρήσιμων υλών».

Στο παρόν κεφάλαιο παρουσιάζονται συνοπτικά τα κύρια χαρακτηριστικά των βασικών μεθόδων επεξεργασίας αποβλήτων, οι οποίες περιλαμβάνουν τη φυσική επεξεργασία, τη βιολογική επεξεργασία και τέλος τη θερμική επεξεργασία.

3.2 ΦΥΣΙΚΕΣ ΜΕΘΟΔΟΙ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗΣ

- **Διαχωρισμός ή διαλογή στη πηγή**

Με τον όρο «Διαλογή στην Πηγή» περιγράφεται η διαδικασία της ανακύκλωσης με την οποία επιτυγχάνεται ανάκτηση χρήσιμων υλικών πριν αυτά αναμειχθούν με την υπόλοιπη μάζα των απορριμμάτων. Η ΔσΠ μπορεί να θεωρηθεί ως ολοκληρωμένη εναλλακτική λύση απέναντι στα συστήματα διάθεσης και κεντρικής ανάκτησης. Η βιωσιμότητά της εξαρτάται από παραμέτρους όπως η διαθεσιμότητα ανακυκλώσιμων υλικών, το κόστος των άλλων μεθόδων διαχείρισης και η ύπαρξη αγοράς για την απορρόφηση των ανακυκλωμένων υλικών. Οι γενικές προϋποθέσεις επιτυχίας ενός προγράμματος ΔσΠ είναι η ενημέρωση και συμμετοχή του κοινού, καθώς και η υπέρβαση των οργανωτικών δυσκολιών. Με την εφαρμογή της ΔσΠ δε λύνεται οριστικά το πρόβλημα της διαχείρισης απορριμμάτων. Απαιτείται σχεδιασμός για τη σφαιρική αντιμετώπιση του προβλήματος που θα περιλαμβάνει την εφαρμογή και άλλων μεθόδων παράλληλα με τη ΔσΠ.

Η μείωση στην ποσότητα των απορριμμάτων που οδηγούνται σε ταφή συνεπάγεται μικρότερη επιβάρυνση του εδάφους, του αέρα και των νερών του χώρου ταφής στον οποία αυτά διατίθενται, όπως και παράταση της διάρκειας ζωής του. Μέσω της ΔσΠ επιτυγχάνεται επίσης απομάκρυνση ανεπιθύμητων υλικών όπως και υλικών με ανεπιθύμητες εκπομπές, με συνέπεια να επιτυγχάνεται καλύτερη απόδοση της ενδεχόμενης εγκατάστασης καύσης. Η χρησιμοποίηση (δευτερογενώς) ανακυκλωμένων υλικών έχει ως αποτέλεσμα την εξοικονόμηση πρώτων υλών και ενέργειας, όπως επίσης και τη μείωση της ρύπανσης κατά τη διαδικασία επεξεργασίας και παραγωγής νέων προϊόντων. Η ΔσΠ διαθέτει το προτέρημα ότι, μέσω της συμμετοχής των κατοίκων, ανακτά υλικά πριν αυτά αναμιχθούν με τα υπόλοιπα απορρίμματα, έχοντας έτσι θετικές επιπτώσεις και στο κόστος συλλογής των απορριμμάτων επειδή παρεμβαίνει και επηρεάζει τη διαδικασία συλλογής και μεταφοράς τους.

- **Ανακύκλωση**

Η ανακύκλωση πρέπει να συνδυάζεται με τη ΔσΠ ορισμένων κατηγοριών απορριμμάτων και αποτελεί μία μέθοδο που μπορεί να μειώσει σημαντικά τον όγκο των παραγομένων απορριμμάτων. Τα πιθανά οφέλη από την ανακύκλωση είναι τα παρακάτω:

- Περιορίζεται ο όγκος της συλλογής των απορριμμάτων που πρέπει να μεταφερθούν στο χώρο υγειονομικής ταφής.
- Περιορίζεται ο όγκος της κατόρυξης και έτσι χρειάζεται λιγότερη γη για Υγειονομική Ταφή.
- Εξοικονομούνται πολύτιμες πρώτες ύλες (π.χ. χαρτί, κλπ.).
- Υπάρχει κάποιο κέρδος από την πώληση των ανακυκλώμενων υλικών.
- Ικανοποιείται η περιβαλλοντική ευαισθησία των πολιτών.
- Σε κάποιες περιπτώσεις μπορεί να βελτιωθεί και το ισοζύγιο πληρωμών (π.χ. το χαρτί στην Ελλάδα είναι συνήθως εισαγόμενο).
- Δημιουργούνται νέες θέσεις εργασίας.

Τα απορρίμματα που μπορούν να ανακυκλώνονται περιλαμβάνουν το χαρτί, το γυαλί, τα μέταλλα (όπως σίδηρος, αλουμίνιο, ψευδάργυρος), καθώς και ορισμένα είδη πλαστικών.

3.3 ΒΙΟΛΟΓΙΚΕΣ ΜΕΘΟΔΟΙ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗΣ

Οι βιολογικές μέθοδοι επεξεργασίας βασίζονται στη δράση των μικροοργανισμών, με τη βοήθεια των οποίων πραγματοποιείται η μετατροπή του οργανικού κλάσματος των αποβλήτων σε ένα εναλλακτικό αέριο, υγρό ή στερεό τελικό προϊόν, το οποίο μπορεί να αξιοποιηθεί σε διάφορες χρήσεις ή να διατεθεί χωρίς προβλήματα για τη δημόσια υγεία και το περιβάλλον. Οι βιολογικές μέθοδοι διαχείρισης χωρίζονται σε αερόβιες και αναερόβιες.

- **Αερόβια βιολογική επεξεργασία**

Πρόκειται για μία μέθοδο διαχείρισης απορριμμάτων, όπου το οργανικό (ζυμώσιμο) κλάσμα αποδομείται βιολογικά, με τη βοήθεια ετερότροφων μικροοργανισμών παρουσία οξυγόνου. Στην πολύπλοκη αυτή βιοχημική διαδικασία λαμβάνουν μέρος διάφοροι μικροοργανισμοί (βακτήρια, μύκητες και πρωτόζωα), η δραστηριότητα των οποίων εξαρτάται από πολλούς παράγοντες, όπως την αναλογία

C/N (ο άνθρακας αποτελεί πηγή ενέργειας και το άζωτο τροφή των μικροοργανισμών), την υγρασία των απορριμμάτων (η τροφή των μικροοργανισμών είναι πάντα σε υδάτινη μορφή), το διαθέσιμο οξυγόνο (αερόβια ζύμωση), το pH και τη θερμοκρασία. Το προϊόν της κομποστοποίησης ονομάζεται 'κόμποστ', το οποίο είναι πλούσιο σε σταθεροποιημένη οργανική ουσία με υψηλό χουμικό περιεχόμενο. Το κόμποστ πρέπει να είναι απαλλαγμένο από ογκώδη αντικείμενα, πλαστικά, γυαλί, βαρέα μέταλλα και παθογόνους μικροοργανισμούς και, ανάλογα με την ποιότητά του, μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως εδαφοβελτιωτικό υλικό και ως υπόστρωμα για την καλλιέργεια φυτών.

- **Αναερόβια βιολογική επεξεργασία**

Στην περίπτωση της αναερόβιας επεξεργασίας το υλικό τοποθετείται σε κλειστό χώρο και με τη βοήθεια της μηχανικής ανάμειξης υφίσταται αναερόβια χώνευση. Το τελικό προϊόν που προκύπτει από αυτή τη μέθοδο επεξεργασίας είναι κυρίως το μεθάνιο, το οποίο δύναται στη συνέχεια να χρησιμοποιηθεί για ενεργειακούς σκοπούς.

3.4 ΘΕΡΜΙΚΕΣ ΜΕΘΟΔΟΙ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗΣ

Η θερμική επεξεργασία στοχεύει κυρίως στην ελαχιστοποίηση του όγκου των ΑΣΑ που οδηγούνται στους ΧΥΤΑ, στην μετατροπή τους σε υλικά μη επιβλαβή για τη δημόσια υγεία, αλλά και στην εκμετάλλευση της θερμογόνου δύναμής τους προς την ανάκτηση ενέργειας. Στη θερμική επεξεργασία των αποβλήτων ανήκουν οι διεργασίες της καύσης, της πυρόλυσης και της αεριοποίησης.

- **Καύση**

Η καύση των στερεών αποβλήτων είναι η οξείδωση, δηλαδή η ένωση των χημικών στοιχείων που περιέχονται σε αυτά, με το οξυγόνο. Πραγματοποιείται με χρήση είτε της απαιτούμενης στοιχειομετρικά ποσότητας αέρα είτε με περίσσεια αέρα. Οι προϋποθέσεις για την επίτευξη πλήρους καύσης των αποβλήτων είναι:

- η επαρκής ποσότητα καύσιμου υλικού και οξειδωτικού μέσου,
- η επίτευξη της επιθυμητής θερμοκρασίας ανάφλεξης,
- η σωστή αναλογία μίγματος καύσιμης ύλης – οξυγόνου,
- η συνεχής απομάκρυνση των αερίων τα οποία παράγονται κατά την καύση,

- η συνεχής απομάκρυνση των υπολειμμάτων της καύσης.

Η καύση παρουσιάζει τα εξής βασικά πλεονεκτήματα: χαμηλό κόστος λειτουργίας, ανάκτηση και αξιοποίηση της παραγόμενης ενέργειας και τέλος κάλυψη μικρής έκτασης. Ωστόσο, παρουσιάζει και σημαντικά μειονεκτήματα όπως: το υψηλό κόστος κατασκευής και λειτουργίας, τη χρήση δαπανηρών συστημάτων ελέγχου και παρακολούθησης της προκαλούμενης ατμοσφαιρικής ρύπανσης και τέλος τις εκπομπές επικίνδυνων ρύπων μέσω των καυσαερίων.

- **Αεριοποίηση**

Η διαδικασία της αεριοποίησης περιλαμβάνει την ατελή καύση ανθρακούχων καυσίμων και τη δημιουργία αερίου καυσίμου, πλούσιου σε μονοξείδιο του άνθρακα, υδρογόνο και κορεσμένους υδρογονάνθρακες (κυρίως μεθάνιο). Κατά την καύση του αερίου παράγονται μικρές ποσότητες H_2S. Οι ποσότητες του H_2S εξαρτώνται από τη συγκέντρωση του θείου στα απορρίμματα, ενώ είναι μικρότερες από τις αντίστοιχες των συμβατικών καυσίμων. Η θερμότητα για τη διατήρηση της διεργασίας προέρχεται από εξώθερμες αντιδράσεις, ενώ τα καύσιμα προϊόντα παράγονται κυρίως μέσω ενδόθερμων αντιδράσεων.

- **Πυρόλυση**

Η πυρόλυση είναι μία επεξεργασία που προκαλεί χημική αποσύνθεση των οργανικών ουσιών μέσω της θέρμανσης τους απουσία οξυγόνου. Πρακτικά δεν είναι δυνατό να επιτευχθεί περιβάλλον πλήρους απουσίας οξυγόνου. Στην πραγματικότητα τα πυρολυτικά συστήματα λειτουργούν με ποσότητα οξυγόνου μικρότερη από τη στοιχειομετρική και επομένως η οξείδωση είναι αναπόφευκτη. Σε αντίθεση με την καύση και την αεριοποίηση, η πυρόλυση είναι ισχυρά ενδόθερμη και για τη διεξαγωγή της απαιτείται εξωτερική πηγή ενέργειας. Βασικές παράμετροι για την εφαρμογή της αποτελούν η σύσταση των στερεών αποβλήτων, η θερμογόνος δύναμή τους, και η περιεχόμενη υγρασία. Η πυρόλυση μετατρέπει τις οργανικές ουσίες σε αέρια συστατικά, μικρή ποσότητα υγρών και σε ένα στερεό υπόλειμμα άνθρακα και στάχτης (κωκ). Η πυρόλυση των οργανικών ουσιών παράγει καύσιμα αέρια, όπως μονοξείδιο του άνθρακα, υδρογόνο, μεθάνιο και άλλους υδρογονάνθρακες.

4. ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ ΤΗΣ ΙΛΥΟΣ

4.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Τα συστατικά που απομακρύνονται από τις μονάδες επεξεργασίας υγρών αποβλήτων περιλαμβάνουν εσχαρίσματα, άμμο, επιπλέοντα, στερεά και βιοστερεά. Τα στερεά και τα βιοστερεά (παλαιότερα ονομάζονταν με μια λέξη ιλύς), που προέρχονται από την επεξεργασία υγρών αποβλήτων έχουν συνήθως τη μορφή υγρού ή ημιστερεού υγρού, το οποίο περιέχει συνήθως από 0,25 μέχρι 12 τοις εκατό στερεά κατά βάρος (Metcalf and Eddy, 1991). Ανάλογα με τις διεργασίες που χρησιμοποιούνται, το ποσοστό των στερεών ποικίλει εντός των ανωτέρω ορίων. Ο όρος βιοστερεά όπως ορίζεται από την Περιβαλλοντική Ομοσπονδία Νερού (Water Environmental Federation, WEF 1998), εκφράζει ότι τα στερεά των υγρών αποβλήτων είναι οργανικά προϊόντα που μπορούν να είναι ωφέλιμα μετά από την επεξεργασία τους με διεργασίες όπως η σταθεροποίηση και η κομποστοποίηση. Ο όρος ιλύς ή λάσπη (sludge) χρησιμοποιείται πριν επιτευχθούν τα κριτήρια ωφέλιμης χρήσης.

Δεδομένης της οικονομικής ανάπτυξης και της αύξησης του αριθμού των Μονάδων Επεξεργασίας Λυμάτων (ΜΕΛ), εδώ και δεκαετίες η παραγωγή ιλύος παρουσιάζει αυξητική τάση. Σε κάθε έναν ευρωπαίο πολίτη αντιστοιχούν 90 gr στερεών ιλύος κατά ξηρό βάρος ανά ημέρα (Davis et al., 1996). Το 1999 η ετήσια παραγωγή ιλύος στην Ευρωπαϊκή Ένωση ανήλθε στους 6.8 εκατομμύρια τόνους. Η ποσότητα της παραγόμενης ιλύος αυξήθηκε περαιτέρω με την εφαρμογή της Οδηγίας 91/271/ΕΕ για την επεξεργασία των αστικών λυμάτων μέχρι το τέλος του 2005 από όλα σχεδόν τα κράτη-μέλη. Σήμερα εκτιμάται ότι η εφαρμογή της εν λόγω Οδηγίας έχει αυξήσει την παραγωγή σε 10.7 εκατομμύρια τόνους ιλύος ετησίως.

Στις περισσότερες χώρες της Ευρωπαϊκής Ένωσης η διάθεση της επεξεργασμένης ιλύος σε ΧΥΤΑ σταδιακά μειώνεται και επικρατεί η τάση, είτε για επαναχρησιμοποίηση της ιλύος, ως εδαφοβελτιωτικό σε γεωργική γη ή για παραγωγή καύσιμης ύλης (π.χ. βιοαερίου).

4.2 ΣΥΣΤΑΣΗ ΙΛΥΟΣ

Η ιλύς, που προέρχεται από την επεξεργασία λυμάτων, παράγεται κατά τη διάρκεια της πρωτοβάθμιας (φυσική ή χημική), της δευτεροβάθμιας (βιολογική) και της τριτοβάθμιας (απομάκρυνση των θρεπτικών) επεξεργασίας. Η προέλευση των στερεών σε μία μονάδα επεξεργασίας διαφέρει ανάλογα με τον τύπο της μονάδας και τον τρόπο λειτουργίας. Για τη σωστή επεξεργασία και διάθεση των στερεών κρίνεται απαραίτητη η γνώση των χαρακτηριστικών τους.

- **Γενική Σύσταση**

Η τυπική χημική σύσταση της μη επεξεργασμένης ιλύος και των χωνεμένων βιοστερεών παρουσιάζεται στον Πίνακα 4.1. Πολλά από τα χημικά συστατικά, συμπεριλαμβανομένων και των θρεπτικών συστατικών, είναι σημαντικά για την τελική διάθεση των επεξεργασμένων στερεών και την απομάκρυνση του υγρού στοιχείου κατά τη διάρκεια της επεξεργασίας. Σύμφωνα με τους Metcalf και Eddy (1991) η μέτρηση του pH, της αλκαλικότητας και των οργανικών οξέων είναι σημαντικά για τον έλεγχο της διεργασίας της αναερόβιας χώνευσης. Όταν πρόκειται να γίνει αποτέφρωση και εδαφική διάθεση, θα πρέπει να προσδιοριστούν τα βαρέα μέταλλα, τα εντομοκτόνα και οι υδρογονάνθρακες. Το θερμικό περιεχόμενο των στερεών είναι σημαντικό, όταν πρόκειται για διεργασίες θερμικής μείωσης, όπως η αποτέφρωση (Hall et al., 1995).

Πίνακας 4.1: Τυπική χημική σύνθεση μη επεξεργασμένης ιλύος και χωνεμένων βιοστερεών (Metcalf και Eddy,1991).

Συστατικά	**Χωνεμένη πρωτοβάθμια ιλύς**		**Μη επεξεργασμένη ενεργός ιλύς**
	Εύρος	**Τυπική τιμή**	**Εύρος**
Ολικά ξηρά στερεά (%)	2-5	4	0.8-1.2
Πτητικά στερεά (%)	30-60	40	59-88
Διαλυτά στον αιθέρα	5-20	18	-
Απόσταγμα αιθέρα	-	-	5-12
Πρωτεΐνη (% των TS)	15-20	18	32-41
Άζωτο (N, % των TS)	1.6-3.0	3	2.4-5.0
Φώσφορος (P_2O_5, %)	1.5-4	2.5	2.8-11

Κάλιο (K_2O, % των TS)	0-3	1.0	0.5-0.7
Κυτταρίνη (% των TS)	8-15	10	-
Σίδηρος (όχι θειώδης)	3-8	4.0	-
Διοξείδιο του Πυριτίου	10-20	-	-
Ph	6.5-7.5	7.0	6.5-8.0
Αλκαλικότητα (mg/L ως $CaCO_3$)	2500-3500	3000	580-1100
Οργανικά οξέα (mg/L ως HAc)	100-600	200	1100-1700
Θερμογόνος ισχύς, kJ/kg	9000-14000	12000	19000-23000

- **Ειδικά Συστατικά**

Τα χαρακτηριστικά των στερεών που καθορίζουν την καταλληλότητά τους για εφαρμογή στο έδαφος και για ωφέλιμη χρήση είναι η περιεκτικότητα σε οργανικά συστατικά (συνήθως μετριούνται ως πτητικά στερεά), σε θρεπτικά συστατικά, σε μέταλλα και σε οργανικά τοξικά. Η ικανότητα λίπανσης της ιλύος και των στερεών, η οποία πρέπει να εκτιμάται όταν αυτά πρόκειται να χρησιμοποιηθούν ως βελτιωτικά εδάφους, εξαρτάται βασικά από την περιεκτικότητα σε άζωτο, κάλιο, και φώσφορο. Στα περισσότερα συστήματα εφαρμογής στο έδαφος, τα βιοστερεά παρέχουν ικανοποιητικές ποσότητες θρεπτικών συστατικών για την καλή αύξηση των φυτών. Ιχνοστοιχεία είναι εκείνα τα ανόργανα χημικά στοιχεία που σε πολύ μικρές ποσότητες μπορεί να είναι απαρατήρητα ή επιβλαβή για τα ζώα και τα φυτά. Ο όρος βαρέα μέταλλα χρησιμοποιείται για να δηλώσει τα διάφορα ιχνοστοιχεία που είναι παρόντα στην ιλύ και τα βιοστερεά. Οι συγκεντρώσεις των βαρέων μετάλλων μπορούν να περιορίσουν το βαθμό και τη διάρκεια εφαρμογής των βιοστερεών στο γεωργικό έδαφος (Hsiau et al., 1998), καθώς η δυνητική συσσώρευσή τους στους ανθρώπινους ιστούς μέσω της τροφικής αλυσίδας προκαλεί προβλήματα στην ανθρώπινη υγεία και στο περιβάλλον γενικότερα (Krogmann et al., 1999). Οι συγκεντρώσεις των βαρέων μετάλλων στην ιλύ διαφοροποιούνται σημαντικά όπως φαίνεται και στον Πίνακα 4.2.

Πίνακας 4.2: Τυπική περιεκτικότητα μετάλλων στα στερεά υγρών αποβλήτων (Metcalf και Eddy,1991).

Μέταλλα	Ξηρά στερεά mg/kg	
	Διακύμανση	Μέσος όρος
Αρσενικό	1.1-230	10
Κάδμιο	1-3410	10
Χρώμιο	10-99000	500
Κοβάλτιο	11.3-2490	30
Χαλκός	84-17000	800
Σίδηρος	1000-154000	17000
Μόλυβδος	13-26000	500
Μαγγάνιο	32-9870	260
Υδράργυρος	0.6-56	6
Μολυβδαίνιο	0.1-214	4
Νικέλιο	2-5300	80
Σελήνιο	1.7-17.2	5
Κασσίτερος	2.6-329	14
Ψευδάργυρος	101-49000	17000

4.3 ΜΕΘΟΔΟΙ ΤΕΛΙΚΗΣ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΙΛΥΟΣ

Κατά τη διάρκεια των τελευταίων δεκαετιών έχει υπάρξει μια σημαντική αλλαγή στον τρόπο με τον οποίο πραγματοποιείται η διάθεση της ιλύος. Πριν από το 1998, κύριος αποδέκτης της ιλύος ήταν οι θάλασσες και η γεωργική γη (Paulsrud et al., 2002). Από το 1998 και μετά, η ευρωπαϊκή νομοθεσία απαγόρευσε τη διάθεση της ιλύος στη θάλασσα για λόγους προστασίας του υδάτινου περιβάλλοντος, ενώ παράλληλα θα καταργηθεί σταδιακά και η διάθεσή της σε χώρους υγειονομικής ταφής (35-45% της ιλύος στην Ευρώπη διατίθεται ακόμη στους ΧΥΤΑ).

Σήμερα, οι κύριες πρακτικές τελικής επεξεργασίας της ιλύος που εφαρμόζονται από διάφορα Ευρωπαϊκά Κράτη είναι η κομποστοποίηση και η καύση. Κατά καιρούς αναπτύσσονται και άλλες πρακτικές επεξεργασίας της ιλύος που έχουν βρει εφαρμογή με μικρότερη όμως απήχηση.

4.3.1 ΚΟΜΠΟΣΤΟΠΟΙΗΣΗ

Οι ολοένα και πιο αυστηροί κανονισμοί για τη ρύπανση του αέρα και οι απαιτήσεις διάθεσης των βιοστερεών, μαζί με την αναμενόμενη έλλειψη των διαθέσιμων χώρων διάθεσης έχουν επιταχύνει την ανάπτυξη της κομποστοποίησης ως μια βιώσιμη επιλογή διαχείρισης της ιλύος. Αποτελεί μια οικονομικά αποδοτική και περιβαλλοντικά αποδεκτή εναλλακτική για τη σταθεροποίηση των βιοστερεών των υγρών αποβλήτων. Η δυνατότητα μείωσης του όγκου και του βάρους των βιοστερεών κατά 50%, καθώς και η κατάληξη σε ένα σταθερό προϊόν δύναται να είναι επωφελής στον τομέα της γεωργίας (He et al., 1992). Σύμφωνα με τους Vesilind et. al. (1990) η κομποστοποίηση της ιλύος παρέχει μια μοναδική ευκαιρία για την ελαχιστοποίηση της διατιθέμενης ποσότητας της ιλύος στους ΧΥΤΑ, μετατρέποντάς την σε ένα χρήσιμο προϊόν και επιλύοντας με αυτό τον τρόπο σημαντικά περιβαλλοντικά προβλήματα.

Η κομποστοποίηση είναι μια διεργασία στην οποία η οργανική ύλη υποβάλλεται σε βιολογική αποικοδόμηση με ένα σταθερό τελικό προϊόν. Η ιλύς που έχει υποστεί κομποστοποίηση κατάλληλα είναι ένα υλικό παρόμοιο με το χούμο που δεν προκαλεί οχλήσεις. Περίπου το 20 εώς 30% των πτητικών στερεών μετατρέπονται σε διοξείδιο του άνθρακα και νερό. Καθώς το οργανικό υλικό της ιλύος αποσυντίθεται, το ‘κόμποστ’ θερμαίνεται σε θερμοκρασίες εντός του εύρους της παστεριοποίησης από 50 έως 70 ^{0}C (120 έως 160 ^{0}C) και καταστρέφονται οι εντερικοί παθογόνοι οργανισμοί. Η κομποστοποίηση μπορεί να επιτευχθεί κάτω από αναερόβιες και αερόβιες συνθήκες. Η αερόβια κομποστοποίηση επιταχύνει την αποσύνθεση των υλικών και έχει ως αποτέλεσμα την υψηλότερη αύξηση της θερμοκρασίας που είναι απαραίτητη για τη καταστροφή των παθογόνων (Metcalf et al., 1991). Επίσης, η αερόβια κομποστοποίηση ελαχιστοποιεί το δυναμικό για ενοχλητικές οσμές. Ωστόσο, η αναερόβια συν-κομποστοποίηση του οργανικού κλάσματος των ΑΣΑ με την ιλύ παράγει βιοαέριο υψηλής ποιότητας, κατάλληλο ως ανανεώσιμη πηγή ενέργειας (Kiely et al., 1997).

Η μέθοδος της κομποστοποίησης της ιλύος από Ευρωπαϊκές ΜΕΛ έχει βρει πολλές εφαρμογές, που όμως στις περισσότερες των περιπτώσεων η συν-κομποστοποίηση της ιλύος πραγματοποιείται με βιολογικά απόβλητα. Αυτά τα βιολογικά απόβλητα θα πρέπει να περιέχουν υψηλό ποσοστό οργανικού άνθρακα, όπως τα φυτικά υπολείμματα, οι κοπριές ζώων, καθώς και τα αστικά απόβλητα και τα απορρίμματα χαρτιού, δεδομένου ότι ο λόγος C/N αποτελεί σημαντικότατη παράμετρο για την επίτευξη της κομποστοποίησης. Οι Bishop et al., (1983) υποστήριξαν ότι ο αρχικός λόγος C/N πρέπει να είναι της τάξεως του 20:1 εώς 35:1 κατά βάρος. Σε χαμηλότερους δείκτες η αμμωνία που εκπέμπεται προκαλεί έντονες οχλήσεις. Στην περίπτωση που η αναλογία C/N υπερβαίνει το 50:1, η διαδικασία της κομποστοποίησης επιβραδύνεται λόγω της ταχείας ανάπτυξης των κυττάρων και της εξάντλησης της διαθέσιμης ποσότητας N, με αποτέλεσμα τη μειωμένη κυτταρική ανάπτυξη.

Μια δυνατή εναλλακτική τεχνική όπου χρησιμοποιούνται ολοκληρωμένες διατάξεις αποβολής αποβλήτων αποτελεί η συν-κομποστοποίηση της ιλύος με αστικά στερεά απόβλητα. Η ανάμιξη της ιλύος με το οργανικό τμήμα των αστικών στερεών αποβλήτων ή με τα απόβλητα που διαχωρίζονται στην πηγή είναι επωφελής επειδή μπορεί να μην απαιτείται αφυδάτωση της ιλύος, αλλά και επειδή το περιεχόμενο των μετάλλων για τα κομποστοποιημένα υλικά θα είναι λιγότερο από αυτό της κομποστοποιημένης ιλύος. Τα οφέλη αυτής της συν-κομποστοποίησης περιλαμβάνουν: τη διάλυση των τοξικών ενώσεων, τη βελτίωση της ισορροπίας των θρεπτικών ουσιών, την αύξηση του φορτίου της βιοαποικοδομήσιμης οργανικής ύλης, καθώς και την καλύτερη απόδοση του βιοαερίου (στην περίπτωση της αναερόβιας). Τέλος, η συν-κομποστοποίηση της ιλύος με τα ΑΣΑ έχει σημαντική επίδραση στην παραγωγή και στην ποιότητα των στραγγισμάτων (Quasim et al., 1994).

4.3.2 ΚΑΥΣΗ

Η καύση της ιλύος περιλαμβάνει την ολική μετατροπή των οργανικών στερεών σε οξειδωμένα τελικά προϊόντα, κυρίως διοξείδιο του άνθρακα, νερό και τέφρα. Τα κύρια πλεονεκτήματα της καύσης είναι:

- η μέγιστη μείωση του όγκου και συνεπώς η μείωση των απαιτήσεων διάθεσης.
- η καταστροφή των παθογόνων και των τοξικών ενώσεων.
- το δυναμικό ανάκτησης ενέργειας.

Τα μειονεκτήματα περιλαμβάνουν :

- το υψηλό κόστος επένδυσης και λειτουργίας.
- το υψηλά απαιτούμενο εξειδικευμένο προσωπικό λειτουργίας και

συντήρησης.

- τα υπολείμματα που παράγονται (αέριες εκμπομπές και τέφρα), τα οποία μπορεί να έχουν δυσμενείς περιβαλλοντικές επιπτώσεις.
- τη διάθεση των υπολειμμάτων, τα οποία μπορούν να ταξινομηθούν ως τοξικά απόβλητα, εάν υπερβαίνουν τις προδιαγραμμένες μέγιστες συγκεντρώσεις ρύπων.

Η καύση της ιλύος είναι μια μέθοδος που έχει εφαρμοστεί από αρκετές αναπτυγμένες χώρες. Το ποσοστό της ιλύος που οδηγείται σε καύση στην Δανία ανέρχεται στο 24% της παραγόμενης ιλύος, στο 20% στη Γαλλία, στο 15% στο Βέλγιο, στο 14% στη Γερμανία, ενώ στις ΗΠΑ και στην Ιαπωνία το ποσοστό έχει αυξηθεί σε 25% και 55%, αντίστοιχα (Lundin et al., 2004). Ωστόσο, αποτελεί μια ιδιαίτερα ακριβή λύση, λόγω των καυσίμων που απαιτούνται στη διεργασία. Για αυτό το λόγο η καύση, που συχνά συνδυάζεται με άλλες μεθόδους επεξεργασίας, αντιπροσωπεύει μόνο το 15% του συνόλου της προς διάθεση ιλύος στην Ευρώπη. Ωστόσο, η επεξεργασία της ιλύος με τη χρήση της καύσης αναμένεται να επεκταθεί, κυρίως λόγω των απαγορεύσεων που ολοένα και περισσότερο τίθενται στις δημοφιλείς μεθόδους απευθείας εφαρμογής της ιλύος στη γεωργία ή/και διάθεσή της σε χωματερές (κόστος διάθεσης και περιορισμός της ποσότητας των οργανικών που διατίθενται σε ΧΥΤΑ). Οι ιλύες μπορούν να αποτεφρωθούν χωριστά ή σε συνδυασμό με τα αστικά στερεά απόβλητα.

5. ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ ΦΥΤΙΚΩΝ ΥΠΟΛΕΙΜΜΑΤΩΝ

5.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Κάθε χρόνο παράγονται ή δημιουργούνται χιλιάδες κυβικά μέτρα φυτικών υπολειμμάτων, όπως χόρτα, κλαδιά, φύλλα, και γρασίδι, από διάφορες διαδικασίες, φυσικές, αλλα κυρίως ανθρωπογενείς. Πρόκειται για υπολείμματα καλλιεργιών από θερμοκήπια ή υπαίθριες καλλιέργιες, υπολείμματα από τη διαχείριση των δημοτικών ή ιδιωτικών κήπων ή ξενοδοχειακών μονάδων και άλλα. Λόγω της προέλευσής τους, τα ποσοστά της παραγωγής καθώς και της σύνθεσης των φυτικών αποβλήτων μεταβάλλονται ανάλογα με παράγοντες όπως η εποχή (κλίμα) και ο τόπος (αστικό ή αγροτικό περιβάλλον), αλλά και ανάλογα με τις μεθόδους διαχείρισης των αποβλήτων που χρησιμοποιούνται από τις εκάστοτε αρχές (Bordrin et al., 2009). Εξ ορισμού τα φυτικά απόβλητα υπάρχουν όταν αυτά συλλεχθούν.

Ελάχιστα δεδομένα και στατιστικά στοιχεία είναι διαθέσιμα σχετικά με την παραγωγή φυτικών αποβλήτων. Σε πολλές ευρωπαϊκές χώρες τα φυτικά υπολείμματα συλλέγονται και αναμειγνύονται με τα απορρίμματα τροφίμων, συνεπώς τα δεδομένα σχετικά με τα ποσοστά παραγωγής των δύο αυτών κλασμάτων συχνά συγχέονται (Eurostat, 2005). Ωστόσο, η χωριστή συλλογή των φυτικών αποβλήτων κρίνεται απαραίτητη, διότι κατά τους θερινούς και εαρινούς μήνες παρατηρείται υπερφόρτωση του κοινού συστήματος διάθεσης αποβλήτων με την απόρριψη προϊόντων κλαδέματος και φυτικών υπολειμμάτων στους κοινούς κάδους απορριμμάτων. Επιπλέον, όταν μεγάλα τμήματα κλαδιών αναμειγνύονται με το οργανικό κλάσμα των ΑΣΑ και καταλήγουν στο ΧΥΤΑ, ενδέχεται να προκληθεί βλάβη στο σύστημα διαλογής, γεγονός που προκαλεί μείωση της αποδοτικότητας του συστήματος (Lopez et al., 2009). Τέλος, η ανεπαρκής διαχείρισή τους στους συμβατικούς ΧΥΤΑ δημιουργεί προβλήματα όπως οσμές και εστίες μόλυνσης στις εγκαταστάσεις (Michel et al., 1996).

5.2 ΣΥΣΤΑΣΗ ΦΥΤΙΚΩΝ ΥΠΟΛΕΙΜΜΑΤΩΝ ΚΑΙ ΚΛΑΔΙΩΝ

Η δειγματοληψία και ο χαρακτηρισμός των φυτικών αποβλήτων είναι ιδιαίτερα δύσκολος, λόγω της ισχυρής εποχικότητας και της ανομοιογένειας που παρουσιάζουν. Ωστόσο, ο ακριβής χαρακτηρισμός των διαφόρων κλασμάτων των φυτικών αποβλήτων είναι απαραίτητος για την αξιολόγηση των περιβαλλοντικών οφελών των διαφορετικών μεθόδων διαχείρισής τους.

Η κυτταρίνη και η ημικυτταρίνη που περιέχονται στα κλαδιά και στο χαρτί αποτελούν τα σημαντικότερα βιοαποδομήσιμα συστατικά των ΑΣΑ και κατά την αποσύνθεσή τους παράγεται μεθάνιο και διοξείδιο του άνθρακα στους χώρους υγειονομικής ταφής, γεγονός που είναι καλά τεκμηριωμένο (Barlaz et al., 1989). Η ημικυτταρίνη παρουσιάζει μεγαλύτερο βαθμό αποσύνθεσης σε σύγκριση με την κυτταρίνη, γεγονός που εξηγείται από το χαμηλότερο μοριακό βάρος της ημικυτταρίνης και τη σχετική ανομοιογένειά της. Στον Πίνακα 5.1 παρουσιάζεται η χημική σύσταση των φυτικών αποβλήτων σύμφωνα με τους Ham and Komilis (2003). Σε αυτή την μελέτη δόθηκε βαρύτητα στις παραμέτρους που χαρακτηρίζουν το οργανικό κλάσμα, όπως πτητικά στερεά, C, N, C/N, αλλά και στις παραμέτρους, όπως η κυτταρίνη και η ημικυτταρίνη.

Πίνακας 5.1 Τυπική χημική σύνθεση των φυτικών αποβλήτων (Ham and Komilis, 2003).

Συστατικά [% επί ξηρού βάρους]	λίπη/ λιπίδια	κυτταρίνη	ημικυτταρίνη	πτητικά στερεά	C	C/N
Γρασίδι	2,41	10,62	16,89	81,7	40,6	17,5
Φύλλα	2,59	1,68	3,24	63,3	30,1	21,6
Κλαδιά	1,04	3,20	12,87	81,7	40,4	13,1
απορρίματα κήπου (μικτά)	2,42	6,93	10,23	73,9	36,5	17,8

5.3 ΤΡΟΠΟΙ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗΣ ΦΥΤΙΚΩΝ ΥΠΟΛΕΙΜΜΑΤΩΝ

Η διαχείριση των φυτικών αποβλήτων είναι συχνά δύσκολη και δαπανηρή, λόγω της χαμηλής πυκνότητάς τους και του υψηλού αρχικού κόστους που προέρχεται από τη συλλογή και τη μεταφορά (Eggerth et al., 2001). Οι Lingon και Garland (1998) ανέφεραν ότι το 67% του κόστους της κομποστοποίησης των φυτικών αποβλήτων των ΗΠΑ συνδέεται με τη μεταφορά τους στις εγκαταστάσεις κομποστοποίησης. Ωστόσο, η ταφή τους στους χώρους υγειονομικής ταφής δεν αποτελεί ενδεδειγμένη λύση, λόγω της υψηλής περιεκτικότητάς τους σε οργανική ύλη.

Υπάρχουν πλέον εναλλακτικοί τρόποι διαχείρισης των φυτικών αποβλήτων, με τους οποίους αποφεύγονται τα προβλήματα που προκαλούνται από την καύση τους και την απόρριψή τους σε εγκαταλελειμένες περιοχές και σε ΧΥΤΑ. Αυτοί περιλαμβάνουν την συν-κομποστοποίηση των φυτικών αποβλήτων με το οργανικό κλάσμα των αποβλήτων καθώς και η χρήση τους για την παραγωγή ενέργειας.

5.3.1 ΣΥΝ-ΚΟΜΠΟΣΤΟΠΟΙΗΣΗ ΚΛΑΔΙΩΝ ΚΑΙ ΑΣΑ

Η χρήση των κλαδιών ως βελτιωτικό υλικό στην κομποστοποίηση μιγμάτων των ΑΣΑ αυξάνει σημαντικά την απόδοση της διεργασίας μεγιστοποιώντας το πορώδες και συνεπώς ενισχύοντας την κυκλοφορία του αέρα στη μάζα των απορριμμάτων (Bertran et al., 1994; Eftoda and McCartney, 2004; Soliva et al., 1993). Η προσθήκη των τεμαχισμένων κλαδιών έχει ως αποτέλεσμα την παραγωγή ενός ποιοτικού τελικού προϊόντος με εκτεταμένο βαθμό ωρίμανσης και υψηλή λιπαντική αξία.

Τα φυτικά υπολείμματα τροφοδοτούν τους μικροοργανισμούς με μια πρόσθετη πηγή ενέργειας, ισορροπούν την κατά κανόνα υψηλή περιεκτικότητα σε N, απορροφούν επιπλέον υγρασία από τα οργανικά υπολείμματα, βελτιώνουν τη δομή και ενισχύουν τον αερισμό (Lopez et al., 2009). Ο αερισμός και κατά συνέπεια το ποσοστό της αποσύνθεσης συνδέονται επίσης με την κατανομή του μεγέθους, καθώς και με το ποσοστό και την ποιότητα της ανάμιξης των φυτικών υπολειμμάτων με το οργανικό κλάσμα των ΑΣΑ (Eklind και Kirchmann, 2000; Van Ginkel et al., 2002). Η αναλογία αυτής της ανάμιξης επηρεάζει επιπλέον παράγοντες όπως τη θερμοκρασία, το επίπεδο εκπομπών CO_2 και την απελευθέρωση της αμμωνίας (Soliva et al., 1993).

Οι Sullivan et al. (2004) ανέφεραν ότι η αποθήκευση των νωπών φυτικών υλικών, όπως γρασίδι και νωπά φύλλα, για μια βδομάδα ή και περισσότερο πριν την ανάμιξή τους με τα ΑΣΑ μπορεί να επηρεάσει σημαντικά το βαθμό αποσύνθεσης της οργανικής ύλης και ως εκ τούτου τη συγκέντρωση του N. Κατά συνέπεια, οι εγκαταστάσεις κομποστοποίησης πρέπει να θεωρήσουν αυτά τα ‘πράσινα απόβλητα’ ως οργανικό κλάσμα προκειμένου να αποφευχθούν τέτοια προβλήματα.

5.3.2 ΑΝΑΕΡΟΒΙΑ ΧΩΝΕΥΣΗ ΦΥΤΙΚΩΝ ΥΠΟΛΕΙΜΜΑΤΩΝ

Ο όρος βιομάζα ορίζεται ως η φυτική ύλη που σχηματίζεται κατά τη διάρκεια της φωτοσύνθεσης με τη δεύσμευση της ηλιακής ενέργειας και την αποθήκευσή της ως χημική ενέργεια (Frank et al., 1998). Δεδομένης της πρόσφατης πετρελαιακής κρίσης και της επακόλουθης αύξησης των τιμών του πετρελαίου το ενδιαφέρον στην αναζήτηση ενέργειας εστιάζεται όλο και περισσότερο στις ανανεώσιμες πηγές.

Η ενέργεια που περιέχεται στη βιομάζα μπορεί να ανακτηθεί με πολλές μεθόδους, στις οποίες περιλαμβάνεται και η αναερόβια χώνευση. Το παραγόμενο βιοαέριο από τους αναερόβιους χωνευτήρες μπορεί να καεί επί τόπου σε καυστήρες για την παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας για την κάλυψη ενεργειακών αναγκών, συνεισφέροντας σημαντικά στη μείωση του ενεργειακού κόστους, άρα και του κόστους επένδυσης για μια ολοκληρωμένη μονάδα αναερόβιας επεξεργασίας.

Η μελέτη της βιβλιογραφίας για την αξιολόγηση της αναερόβιας χώνευσης διαφόρων υλικών φυτικής προέλευσης έδειξε ότι το γρασίδι (Chynoweth et al., 1993), το ζαχαροκάλαμο (Tong et al., 1990) και η βρώμη (Badger et al., 1979) παρουσίασαν απόδοση μεθανίου της τάξης του 0,3 m^3/kg. Οι Jerger et al., (1987) παρατήρησαν τη μεγαλύτερη απόδοση μεθανίου χρησιμοποιόντας γλυκό σόργο. Η χρήση του γλυκού σόργου στην παραγωγή βιοκαυσίμων έχει διερευνηθεί εδώ και πολλά χρόνια. Ωστόσο, πρόσφατα, το ενδιαφέρον έχει εστιαστεί στο δυναμικό ζύμωσης του γλυκού σόργου για την παραγωγή υδρογόνου (Claassen et al., 2004; Shi X-X et al., 2009). Τα διαφορετικά τμήματα των φυτών, η συχνότητα συγκομιδής, η ηλικία των φυτών, καθώς και η περιεχόμενή τους υγρασία, επηρεάζουν σημαντικά την απόδοση μεθανίου και υδρογόνου από τα φυτικά υπολείμματα.

6. ΒΙΟΛΟΓΙΚΗ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑ ΤΩΝ ΑΣΑ

6.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Η βιολογική επεξεργασία των στερεών αποβλήτων, όπως υποδηλώνει και η ονομασία της, βασίζεται στη δράση των μικροοργανισμών, με τη βοήθεια των οποίων πραγματοποιείται η μετατροπή του οργανικού κλάσματος των αποβλήτων σε ένα εναλλακτικό αέριο, υγρό ή στερεό τελικό προϊόν. Διακρίνονται δύο βασικές μορφές βιοεπεξεργασίας οργανικών αποβλήτων:

- Η αερόβια κομποστοποίηση
- Η αναερόβια χώνευση

Από την τελική φάση της πρώτης προκύπτει ένα βελτιωτικό εδάφους που ονομάζεται ‘κόμποστ’, καθώς επίσης CO_2 και H_2O. Η δεύτερη οδηγεί στην παραγωγή CH_4 (μεθανιογένεση) και ενός σχετικά σταθεροποιημένου υπολείμματος, το οποίο μετά από περεταίρω αερόβια σταθεροποίηση μπορεί να μετατραπεί επίσης σε ‘κόμποστ’ και να έχει ανάλογες χρήσεις.

Παραδοσιακά, η βιολογική αναερόβια αποδόμηση του οργανικού κλάσματος των ΑΣΑ λαμβάνει χώρα στους ΧΥΤΑ. Οι χώροι υγειονομικής ταφής έχουν θεωρηθεί ως συστήματα αποθήκευσης και συγκράτησης των αποβλήτων, που βασική λειτουγία τους αποτελεί ο ενταφιασμός των αποβλήτων. Ωστόσο, πρόσφατα, το ενδιαφέρον στη διαχείριση των στερεών αποβλήτων έχει προσανατολιστεί στη θεώρηση του ΧΥΤΑ ως ένα περίπλοκο βιολογικό σύστημα, το οποίο είναι σε θέση να διαχειρίζεται τα στερεά απόβλητα με πιο ενεργό τρόπο, αποδομώντας το βιοδιασπάσιμο υλικό (Pohland et al., 1995; Reinhart et al., 2002). Προς την κατεύθυνση αυτή γίνεται προσπάθεια για τη διαχείριση των στερεών απορριμμάτων σε αερόβιους και αναερόβιους βιοαντιδραστήρες. Το σύστημα σχεδιασμού του ΧΥΤΑ-βιοαντιδραστήρα προβλέπει τη δυνατότητα έγχυσης υγρού και αέρα στη μάζα των απορριμμάτων, επιτρέποντας τη ρύθμιση του pH, τη δυνατότητα μείωσης της οξείδωσης (ORP) και την αύξηση της περιεχόμενης υγρασίας, προκειμένου να δημιουργηθεί ένα ευνοικό περιβάλλον για την αποτελεσματική μικροβιακή αποδόμηση και τη βιολογική απομάκρυνση του αζώτου. Βασικός στόχος είναι, μέσω της λειτουργίας του ΧΥΤΑ-βιοαντιδραστήρα, να επιτυγχάνεται αύξηση του ρυθμού βιοαποδόμησης του οργανικού κλάσματος σε σύγκριση με τον αντίστοιχο ρυθμό σε ένα συμβατικό ΧΥΤΑ. Σύμφωνα με τον ορισμό του ΧΥΤΑ-βιοαντιδραστήρα, πρόκειται για έναν χώρο διάθεσης στερεών αποβλήτων όπου χρησιμοποιούνται οι μικροβιολογικές διεργασίες για την μετατροπή και σταθεροποίηση των οργανικών ενώσεων που δύναται να αποδομηθούν εντός 5 ή 10 χρόνων από την έναρξη λειτουργίας του βιοαντιδραστήρα. Με τον όρο σταθεροποίηση εννοείται ότι οι περιβαλλοντικές παράμετροι μέτρησης της απόδοσης (σύσταση και ρυθμός παραγωγής βιοαερίου, σύσταση στραγγισμάτων) παραμένουν σε σταθερά επίπεδα και δεν θα αυξηθούν στην περίπτωση οποιασδήποτε επιμέρους αστοχίας του συστήματος σε χρονικό διάστημα μεγαλύτερο των 5-10 χρόνων από την έναρξη του βιοαντιδραστήρα. Γενικά, οι βιοαντιδραστήρες-ΧΥΤΑ υποβάλλονται στις ίδιες διεργασίες αποδόμησης όπως και οι συμβατικοί ΧΥΤΑ, επιτυγχάνοντας ταχύτερους ρυθμούς, λόγω της βελτιστοποίησης των in situ συνθηκών. Για τη λειτουργία του ΧΥΤΑ-βιοαντιδραστήρα απαιτείται η πραγματοποίηση ενός συνόλου δρατηριοτήτων διαχείρισης, προκειμένου να ενισχυθούν οι μικροβιακές διεργασίες αποσύνθεσης. Η πιο σημαντική και οικονομική τεχνική είναι η προσθήκη υγρασίας. Άλλες τεχνικές περιλαμβάνουν το τεμαχισμό των αποβλήτων, τη ρύθμιση του pH, την προθήκη θρεπτικών, καθώς και τον έλεγχο της θερμοκρασίας, έχοντας ως κοινό παρονομαστή τη βελτιστοποίηση των διεργασιών βιοαποδόμησης που λαμβάνουν χώρα εντός του βιοαντιδραστήρα.

Στις επόμενες παραγράφους του κεφαλαίου γίνεται αναφορά στα δυνητικά οφέλη που προκύπτουν από αυτή τη τεχνολογία ταφής. Επίσης, διερευνόνται οι αναερόβιοι και οι αερόβιοι βιοαντιδραστήρες, καθώς και οι διεργασίες βιοαποδόμησης που λαμβάνουν χώρα εντός αυτών. Τέλος, ιδιαίτερη αναφορά γίνεται στις διεργασίες μετασχηματισμού και απομάκρυνσης του αζώτου από ένα τέτοιο σύστημα.

6.2 ΠΛΕΟΝΕΚΤΗΜΑΤΑ ΒΙΟΑΝΤΙΔΡΑΣΤΗΡΑ-ΧΥΤΑ

Η λειτουργία του ΧΥΤΑ-Βιοαντιδραστήρα συνδέεται με μία σειρά από οφέλη, τα οποία ενδέχεται να έχουν αντίκτυπο στον τομέα του περιβάλλοντος, της οικονομίας και γενικότερα στο κοινωνικό σύνολο. Πρόκειται για πλεονεκτήματα αυτής της τεχνολογίας ταφής έναντι της συμβατικής.

Ένα πρώτο, ιδιαίτερα σημαντικό, πλεονέκτημα είναι η ταχεία οργανική μετατροπή των αποβλήτων και η σταθεροποίησή τους, γεγονός που οδηγεί στην ταχύτερη καθίζηση των απορριμμάτων. Ο όγκος των απορριμμάτων μειώνεται και σταθεροποιείται σε χρονικό διάστημα 5 με 10 ετών από την έναρξη της λειτουργίας του βιοαντιδραστήρα. Το σύνολο σχεδόν των αποδομήσιμων οργανικών συστατικών αποδομούνται εντός αυτού του χρονικού ορίου. Επίσης, επιτυγχάνεται η βελτιστοποίηση της ποιότητας των στραγγισμάτων, οι παράμετροι των οποίων σταθεροποιούνται σε διάστημα 3 εώς 10 ετών μετά το κλείσιμο των ΧΥΤΑ. Η μείωση του χρόνου σταθεροποίησης των ΑΣΑ αποτελεί μια ιδιαίτερη σημαντικη παράμετρο στην διαχείριση των αποβλήτων (Reinhart et al., 1996; Warith et al., 1998).

Επιπρόσθετο πλεονέκτημα που απορρέει από την ταχεία καθίζηση των αποβλήτων κατά τη διάρκεια λειτουργίας του ΧΥΤΑ-βιοαντιδραστήρα, αποτελεί η δυνατότητα επαναχρησιμοποίησης του ‘κενού χώρου’ που δημιουργείται. Οι αυξημένοι ρυθμοί αποδόμησης που λαμβάνουν χώρα στα συστήματα αυτά, επιτρέπουν την επιπρόσθετη εναπόθεση απορριμμάτων, επιτυγχάνοντας μια παράταση ζωής του ΧΥΤΑ. Με αυτόν τον τρόπο αποφεύγεται η καταβολή ενός νέου κεφαλαίου για τη χωροθέτηση, την αδειοδότηση και την κατασκευή ενός νέου ΧΥΤΑ, γεγονός που επιφέρει σημαντικά οικονομικά οφέλη. Προς αυτή την κατεύθυνση, η προσθήκη υγρασίας στη μάζα των απορριμμάτων αυξάνει το ρυθμό της αρχικής καθίζησης, λόγω του προστιθέμενου βάρους, καθως και της ενισχυμένης βιοαποδόμησης. Σύμφωνα με τους Al-Yousfi et al. (1992), σε έναν ΧΥΤΑ όπου πραγματοποιείται ανακυκλοφορία των στραγγισμάτων σε χρονική περίοδο 4 ετών λαμβάνει χώρα 13-15% καθίζηση, ενώ σε ένα κελί ‘ξηρής αντιμετώπισης’ στο ίδιο χρονικό διάστημα λαμβάνει χώρα 8-12% καθίζηση.

Ένα, επίσης σημαντικό, πλεονέκτημα αποτελεί η μεγιστοποίηση της δέσμευσης του βιοαερίου για σκοπούς ανάκτησης ενέργειας. Ο υψηλός ρυθμός παραγωγής του βιοαερίου και η δυνατότητα άντλησής του σε μικρότερο χρονικό διάστημα από ότι σε έναν συμβατικό ΧΥΤΑ, δημιουργεί γόνιμο έδαφος για επιχειρηματικές δραστηριότητες. Κατά συνέπεια, οι αυξημένες πωλήσεις του βιοαερίου έναντι των ορυκτών καυσίμων, οδηγούν στη μείωση των εκπομπών των αερίων θερμοκηπίου.

Ένα ακόμα οικονομικό, αλλά και περιβαλλοντικό πλεονέκτημα, αυτής της τεχνολογίας, προκύπτει μέσω της βελτιωμένης επεξεργασίας και αποθήκευσης των στραγγισμάτων. Ο βιολογικός και χημικός μετασχηματισμός τόσο των οργανικών όσο και των ανόργανων συστατικών των στραγγισμάτων, απαιτεί μία χαμηλού κόστους (μερική ή ολική) επεξεργασία. Η επανακυκλοφορία των στραγγισμάτων συμβάλλει στη μείωση της αρχικά υψηλής συγκέντρωσης των συστατικών των στραγγισμάτων, γεγονός που με τη σειρά του μειώνει το κόστος διάθεσής τους.

Επίσης, η ταχεία σταθεροποίηση των αποβλήτων έχει ως επακόλουθο την ελαχιστοποίηση της περίθαλψης μετά το κλείσιμο του ΧΥΤΑ, της απαιτούμενης συντήρησης, ενώ ταυτόχρονα επιτυγχάνεται η ελαχιστοποίηση των περιβαλλοντικών κινδύνων. Πιο συγκεκριμένα, μειώνονται σε μεγάλο βαθμό οι λειτουργικές δραστηριότητες που λαμβάνουν χώρα σε ένα ΧΥΤΑ, αλλά και οι ενέργειες συντήρησής του, δεδομένου ότι σε ενδεχόμενη αστοχία του συστήματος περιορισμού, δεν υφίσταται ο κίνδυνος της αυξημένης παραγωγής μεθανίου και της μειωμένης ποιότητας των στραγγισμάτων. Επίσης, περιορίζονται οι δραστηριότητες που σχετίζονται με τη χρόνια παρακολούθηση του συστήματος υπό το φόβο διαρροής και γενικά μειώνονται σε ικανοποιητικό βαθμό οι οικονομικές απαιτήσεις του συστήματος.

Τέλος, πρόσθετα οφέλη που μπορούν επίσης να προκύψουν, περιλαμβάνουν, μεταξύ άλλων, τον μετασχηματισμό ορισμένων ανθεκτικών οργανικών ενώσεων, την απομόνωση ορισμένων ανόργανων ουσιών, αλλά και την απομάκρυνση των ρύπων μέσω των διαδικασιών της διήθησης και της ρόφησης, που προωθούνται από την επανακυκλοφορία των στραγγισμάτων (Pohland et al., 1995).

6.3 ΚΑΤΑΤΑΞΗ ΒΙΟΑΝΤΙΔΡΑΣΤΗΡΩΝ

Οι βιοαντιδραστήρες στερεών αποβλήτων κατατάσσονται σύμφωνα με τις περιβαλλοντικές συνθήκες στις οποίες αναπτύσσονται οι μικροοργανισμοί σε αερόβιους, αναερόβιους ή υβριδικούς (EPA, 2002). Κάθε τύπος αντιδραστήρα λειτουργεί με διαφορετικά συστήματα για να προκύψουν τα βέλτιστα αποτελέσματα (Berge et al., 2005). Οι διαφορετικοί τύποι των βιοαντιδραστήρων περιγράφονται παρακάτω.

6.3.1 ΑΕΡΟΒΙΟΙ ΒΙΟΑΝΤΙΔΡΑΣΤΗΡΕΣ

Η προσθήκη του αέρα σε χώρους υγειονομικής ταφής έχει αποδειχθεί ότι ενισχύει τις διεργασίες βιολογικής αποδόμησης του οργανικού φορτίου, καθώς οι αερόβιες διεργασίες τείνουν να αποδομούν τις οργανικές ενώσεις που περιέχονται στα αστικά απόβλητα (ΑΣΑ) σε μικρότερο χρονικό διάστημα απ' ότι οι αντίστοιχες αναερόβιες (Leikam et al., 1999; Read et al., 2001). Τα πλεονεκτήματα της λειτουργίας του ΧΥΤΑ σε αερόβιες συνθήκες περιλαμβάνουν την αυξημένη καθίζηση, τη βελτίωση της ποιότητας των στραγγισμάτων, τη μειωμένη κινητικότητα των μετάλλων, το μειωμένο κόστος, όσον αφορά τη διαχείριση του παραγόμενου βιοαερίου, καθώς και τις περιορισμένες περιβαλλοντικές επιπτώσεις (Read et al., 2001).

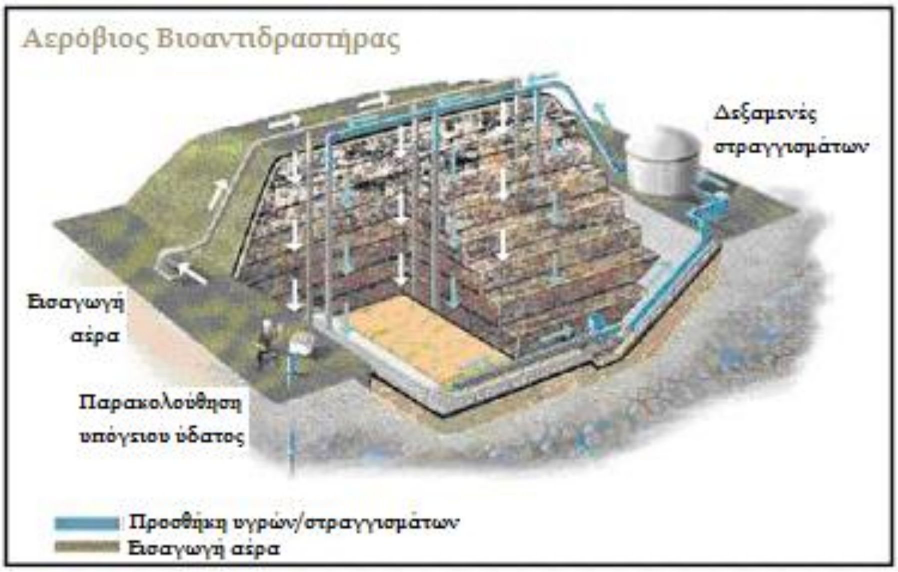
Επιπρόσθετα, οι μετασχηματισμοί του αζώτου ευνοούνται από τις αερόβιες διεργασίες, συμπεριλαμβανομένης της νιτροποίησης, της εξάτμισης (volatilization) και της αεριοποίησης (air stripping). Η εξάτμιση και η αεριοποίηση ενδεχομένως να ευνοούνται σε έναν αερόβιο βιοαντιδραστήρα απορριμμάτων, λόγω των υψηλών επιπέδων pH και θερμοκρασίας που είναι συνυφασμένα με το αερόβιο περιβάλλον.

Κατά τη διάρκεια της αερόβιας αποδόμησης των ΑΣΑ, η βιοδιασπάσιμη ύλη μετατρέπεται ως επί το πλείστον σε διοξείδιο του άνθρακα και νερό. Η παραγωγή μεθανίου, αν υπάρχει, είναι πολύ μικρή, γεγονός που μπορεί να θεωρηθεί ως πλεονέκτημα ή μειονέκτημα, ανάλογα με την επιθυμία (ή την απαίτηση) συλλογής και χρήσης του μεθανίου ως πηγή ενέργειας. Το μεθάνιο αποτελεί ένα ισχυρό αέριο θερμοκηπίου, επομένως αν δεν είναι δυνατός ο έλεγχος και η αποτελεσματική συλλογή, η παραγωγή του δύναται να προκαλέσει σοβαρά περιβαλλοντικά προβλήματα σε τοπικό επίπεδο. Επίσης, το περιβάλλον των στερεών αποβλήτων κατά τη διάρκεια της αποδόμησης τους παρουσιάζει ουδέτερο ή ελαφρώς αλκαλικό pH

(Hanashima et al., 1999; Stessel et al. 1992; Read et al. 2001), γεγονός που οδηγεί στη μείωση της κινητικότητας των μετάλλων. Η παραγωγή πτητικών οργανικών οξέων μειώνεται στους αερόβιους βιοαντιδραστήρες, δεδομένου ότι οι αναερόβιες ζυμώσεις είναι περιορισμένες. Ωστόσο, η παραγωγή πτητικών οξέων και μεθανίου ενδέχεται να λαμβάνει χώρα σε αναερόβιους θύλακες μέσα στο χώρο υγειονομικής ταφής.

Οι αερόβιες διεργασίες δημιουργούν ένα σημαντικό ποσό θερμότητας, με αποτέλεσμα η θερμοκρασία να φτάνει ακόμα και τους 66 ^{0}C (Stessel et al., 1992; Merz et al., 1970). Οι υψηλές θερμοκρασίες αυξάνουν την εξάτμιση, η οποία οδηγεί σε σημαντική απώλεια των στραγγισμάτων. Κατά συνέπεια, υπάρχει μικρότερη ποσότητα στραγγισμάτων και διευκολύνεται η διαχείρισή τους. Οι υψηλές θερμοκρασίες ενδέχεται να περιορίζουν ορισμένες βιολογικές διεργασίες μετασχηματισμού του αζώτου, παρόλο που δεν υπάρχουν διαθέσιμα στοιχεία σχετικά με τις επιδράσεις της θερμοκρασίας. Επιπλέον, ο συνδυασμός των υψηλών θερμοκρασιών και παρουσίας αέρα μπορεί να δημιουργήσει ένα περιβάλλον ευνοϊκό για εκδήλωση πυρκαγιάς. Ωστόσο, με την ελαχιστοποίηση της παραγωγής μεθανίου και τη διασφάλιση της απαιτούμενης ποσότητας υγρασίας, οι πιθανότητες εκδήλωσής της περιορίζονται σε μεγάλο βαθμό.

Η ύπαρξη δυσοσμίας συνδέεται με τα αναερόβια συστήματα, και προκαλείται λόγω της παραγωγής υδρόθειου και πτητικών οξέων. Αντίθετα, οι αερόβιες διεργασίες που λαμβάνουν χώρα κυρίως κατά την αερόβια κομποστοποίηση, έχουν ως αποτέλεσμα την έκλυση ορισμένων εύοσμων ενώσεων, όπως η μεθανοθειόλη (Miller et al., 1992). Ένα τυπικό σύστημα αερόβιου βιοαντιδραστήρα απορριμμάτων παρουσιάζεται στην Εικόνα 6.1.



Εικόνα 6.1: Απεικόνιση αερόβιου βιοαντιδραστήρα απορριμμάτων (Πηγή: Repa, 2003)

6.3.1.1 ΑΕΡΟΒΙΕΣ ΔΙΕΡΓΑΣΙΕΣ

Οι αερόβιες διεργασίες περιγράφονται από τα τέσσερα στάδια της λιπασματοποίησης. Στην πολύπλοκη αυτή βιοχημική διαδικασία λαμβάνουν μέρος διάφοροι μικροοργανισμοί (βακτήρια, μύκητες και πρωτόζωα), η δραστηριότητα των οποίων εξαρτάται από πολλούς παράγοντες, όπως την αναλογία C/N (ο άνθρακας αποτελεί πηγή ενέργειας και το άζωτο τροφή των μικροοργανισμών), την υγρασία των απορριμμάτων (η τροφή των μικροοργανισμών είναι πάντα σε υδάτινη μορφή), το διαθέσιμο οξυγόνο (αερόβια ζύμωση), το pH και τη θερμοκρασία.

1ο Στάδιο

Κατά το στάδιο αυτό επικρατούν οι μεσόφιλοι οργανισμοί που αρχίζουν την αποσύνθεση των οργανικών ουσιών. Απαιτείται αρκετός αερισμός, υγρασία και θερμότητα. Το pH μειώνεται εξαιτίας του σχηματισμού των οργανικών οξέων. Τρία είναι τα είδη που εμπλέκονται στην αποσύνθεση του οργανικού υλικού: βακτήρια, μύκητες και ακτινομύκητες. Τα δύο πρώτα πρωτοστατούν στη φάση αυτή.

2°Στάδιο

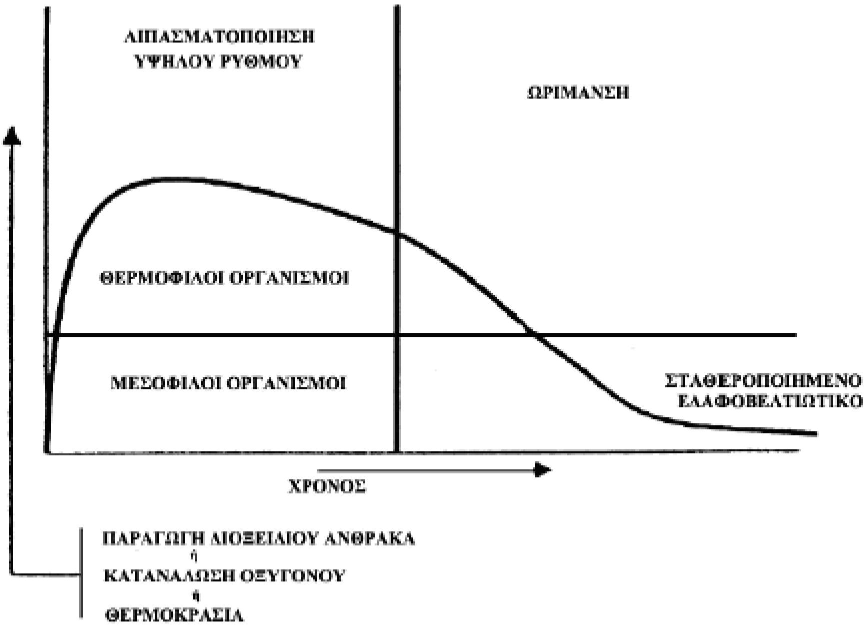
Το pH της μάζας μετατρέπεται σε αλκαλικό και είναι δυνατό να ελευθερωθεί NH_3, αν υπάρχει περίσσεια N. Στο τέλος αυτού του σταδίου, η μεταβολική δράση αυτών των μικροοργανισμών είναι τέτοια, ώστε η θερμοκρασία φτάνει τους 60-70 °C. Έτσι, μόνο θερμοφιλικά βακτήρια και ακτινομύκητες μπορούν να συνεχίσουν την αποδόμηση του υλικού.

<u>3οΣτάδιο</u>

Με τη συνεχή κατανάλωση του υποστρώματος, ο ρυθμός αποικοδόμησης μειώνεται, όπως και η θερμοκρασία. Έτσι, τα μη θερμοφιλικά βακτήρια και οι μύκητες ξαναγίνονται ενεργά.

<u>4° Στάδιο</u>

Στο τελικό αυτό στάδιο συμβαίνουν περίπλοκες αντιδράσεις πύκνωσης και πολυμερισμού. Το τελικό προϊόν αποτελείται από ένα σταθεροποιημένο οργανικό υπόλειμμα, παρόμοιο με τα χουμικά υλικά του εδάφους, που σχηματίζονται στη φύση από ζωικά και φυτικά υπολείμματα με ανάλογη βιολογική διαδικασία.



Διάγραμμα 6.1: Στάδια της διαδικασίας λιπασματοποίησης (Tchobanoglous et al., 1993).

6.3.2 ΑΝΑΕΡΟΒΙΟΙ ΒΙΟΑΝΤΙΔΡΑΣΤΗΡΕΣ

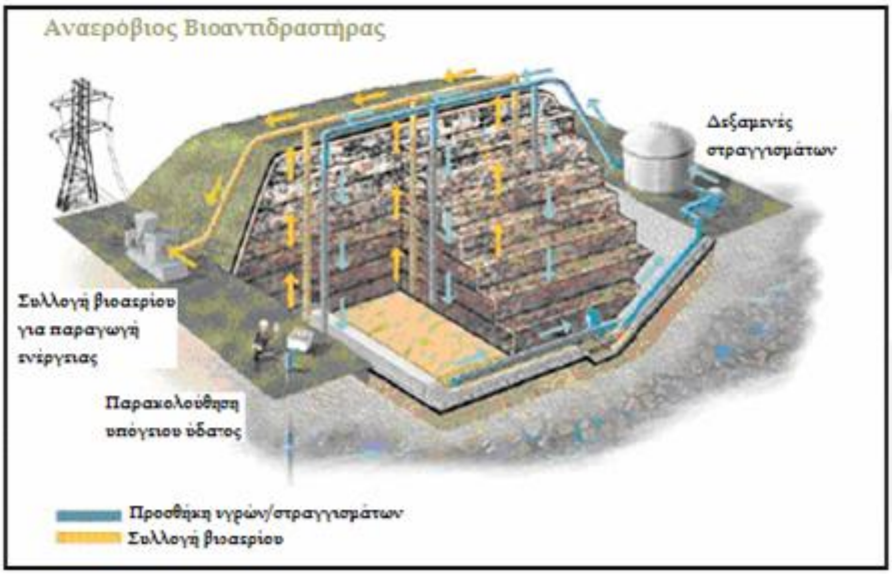
Σε έναν αναερόβιο βιοαντιδραστήρα πραγματοποιείται προσθήκη υγρασίας με διάφορες μεθόδους. Οι πηγές των προστιθέμενων υγρών περιλαμβάνουν υπόγεια και όμβρια ύδατα, προιόντα βροχοπτώσεων, καθώς και στραγγίσματα. Η προσθήκη υγρασίας έχει αποδειχθεί ότι οδηγεί στην ενίσχυση παραγωγής μεθανίου (Reinhart et al., 1996; Townsend et al., 1998). Δεδομένου ότι η αποδόμηση των αποβλήτων ενισχύεται στους αναερόβιους βιοαντιδραστήρες και η οργανική ύλη επιστρέφει στη μάζα των απορριμμάτων μέσω της ανακυκλοφορίας των στραγγισμάτων, το μεθάνιο παράγεται με πολύ γρηγορότερους ρυθμούς (Al-Yousfi et al., 1992). Ο συνολικός όγκος των αερίων που παράγονται επίσης αυξάνεται, καθώς η οργανική ύλη των στραγγισμάτων ανακυκλοφορείται και στη συνέχεια βιοδιασπάται στο χώρο υγειονομικής ταφής.

Συγκριτικά με έναν συμβατικό ΧΥΤΑ, ο αναερόβιος αντιδραστήρας είναι πιο αποτελεσματικός στην αποδόμηση των στερεών αποβλήτων. Ωστόσο, συγκρινόμενος με άλλους τύπους βιοαντιδραστήρων, τα αναερόβια συστήματα παρουσιάζουν χαμηλότερες θερμοκρασίες και βραδύτερους ρυθμούς αποδόμησης (Merz et al., 1970; Stessel et al., 1992). Η βιοαποδόμηση πολλών ενώσεων που είναι ανθεκτικές σε αναερόβιες συνθήκες, επιτυγχάνεται κάτω από αερόβιες συνθήκες (π.χ. αρωματικοί υδρογονάνθρακες και λιγνίνες). Αντίθετα, άκρως χλωριωμένες ενώσεις, όπως τα χλωριωμένα διαλυτικά, είναι δυνατόν να αποδομηθούν μόνο υπό αναερόβιες συνθήκες (Reinhart et al., 1996).

Σημαντικό μειονέκτημα του αναερόβιου βιοαντιδραστήρα αποτελεί η συσσώρευση του αμμωνιακού αζώτου (NH_4-N). Μέσα σε έναν αναερόβιο βιοαντιδραστήρα, το αμμωνιακό άζωτο που υπάρχει στα στραγγίσματα επιστρέφει συνεχώς στο χώρο υγειονομικής ταφής, όπου δεν υπάρχουν άμεσοι μηχανισμοί αποδόμησής του υπό αναερόβιες συνθήκες (Berge et al., 2005). Οι υψηλές συγκεντρώσεις του αμμωνιακού αζώτου έχουν σημαντική επίδραση στην αύξηση της τοξικότητας των στραγγισμάτων στους υδάτινους αποδέκτες, ενώ ταυτόχρονα δύνανται να έχουν αρνητική επίδραση και στον ρυθμό της αναερόβιας βιοαποδόμησης (Ward et al., 2002).

Ένα πλεονέκτημα της λειτουργίας του βιοαντιδραστήρα σε αναερόβιες συνθήκες αποτελεί το γεγονός ότι δεν πραγματοποιείται προσθήκη αέρα, ως εκ τούτου το λειτουργικό κόστος είναι χαμηλότερο συγκριτικά με το αντίστοιχο των αερόβιων αντιδραστήρων. Επιπλέον, η ενεργειακή αξιοποίηση του παραγόμενου βιοαερίου μπορεί να συνεισφέρει στην οικονομική βιοσιμότητα αυτών των συστημάτων.

Στην Εικόνα 6.2 παρουσιάζεται ένα σύστημα αναερόβιου βιοαντιδραστήρα απορριμμάτων, όπου πραγματοποιείται συλλογή του βιοαερίου για παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας. Επίσης, λαμβάνει χώρα και παρακολούθηση του υπόγειου υδροφορέα για πιθανές διαρροές στραγγισμάτων.



Εικόνα 6.2: Απεικόνιση αναερόβιου βιοαντιδραστήρα απορριμμάτων (Πηγή: Repa, 2003).

6.3.2.1 ΑΝΑΕΡΟΒΙΕΣ ΔΙΕΡΓΑΣΙΕΣ

Ο όρος «αναερόβια χώνευση» (ΑΧ) αναφέρεται στην ελεγχόμενη βιολογική αποδόμηση των οργανικών αποβλήτων κάτω από συνθήκες έλλειψης οξυγόνου (αναερόβιες συνθήκες) και οδηγεί στην παραγωγή βιοαερίου, ένα μίγμα CH_4 και CO_2, το οποίο μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως καύσιμο για την συμπαραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας και θερμότητας, και ενός υδαρούς υπολείμματος, χωνευμένη ιλύς. Η χωνευμένη ιλύς μπορεί να διατεθεί απ' ευθείας στο έδαφος ή να υποστεί περαιτέρω αερόβια επεξεργασία για τη σταθεροποίησή της και να μετατραπεί σε 'κομπόστ', με την προϋπόθεση ότι ικανοποιεί κάποια θεσμοθετημένα κριτήρια ποιότητας.

Σύμφωνα με τον Παναγιωτακόπουλο (2002) η αναερόβια χώνευση περιλαμβάνει βιολογικές διεργασίες που μπορούν να ταξινομηθούν σε τέσσερις διακριτές φάσεις, οι οποίες περιλαμβάνουν την υδρόλυση, τη ζύμωση, την οξεογένεση και τη μεθανιογένεση. Ωστόσο, σύμφωνα με τους Warith et al. (2005), η κατηγοριοποίηση αυτή περιλαμβάνει πέντε φάσεις.

- **Φάση προσαρμογής**

Στην φάση αυτή το υπάρχον οξυγόνο καθώς και τα νιτρικά καταναλώνονται. Τα ευδιάλυτα σάκχαρα χρησιμοποιούνται ως άμεση πηγή άνθρακα από την μικροβιακή δραστηριότητα. Το ποσοστό οξυγόνου είναι γενικά χαμηλό και εξαρτάται κυρίως από το βαθμό συμπίεσης των ΑΣΑ. Η φάση αυτή χαρακτηρίζεται από την τοποθέτηση των ΑΣΑ εντός του αντιδραστήρα και την συσσώρευση υγρασίας του.

- **Φάση μετάβασης**

Με την εξάλειψη του παγιδευμένου οξυγόνου το περιβάλλον των ΑΣΑ μεταβάλλεται από αερόβιο σε αναερόβιο. Άμεσα ενεργοποιούνται τα προαιρετικά αναερόβια βακτήρια. Οι δέκτες ηλεκτρονίων μεταβάλλονται και αντί του οξυγόνου δρουν τα νιτρικά και τα θειικά. Οι υδρολυτικοί μικροοργανισμοί υδρολύουν με τη βοήθεια ενζύμων τις πολυμερικές ενώσεις, όπως τους υδατάνθρακες, τα λίπη και τις πρωτεΐνες. Τα αρχικά προϊόντα της υδρόλυσης περιλαμβάνουν διαλυτά σάκχαρα, αμινοξέα, καρβοξυλικά οξέα και γλυκερόλη.

- **Φάση σχηματισμού οξέων**

Κατά τη διάρκεια αυτής της φάσης τα ενδιάμεσα προϊόντα από την προηγούμενη φάση υφίστανται περαιτέρω αποδόμηση. Έτσι, σε πρώτη φάση παράγονται οξέα μικρότερου μήκους, αλκοόλες και υδρογόνο. Στη συνέχεια παράγονται οξικό οξύ, υδρογόνο και διοξείδιο του άνθρακα. Κατά την φάση αυτή αυξάνονται και οι συγκεντρώσεις των ανόργανων ιόντων. Τα βακτήρια της τρίτης φάσης χαρακτηρίζονται ως μη-μεθανιογενή και συνίστανται από προαιρετικά (επαμφοτερίζοντα) και υποχρεωτικά αναερόβια βακτήρια. Τα κύρια στοιχεία αυτής της φάσης αποτελούν ο υψηλός βαθμός ανάπτυξης της βιομάζας και κατανάλωσης θρεπτικών.

- **Φάση σχηματισμού μεθανίου (μεθανιογένεση)**

Κατά την διάρκεια της τέταρτης φάσης δραστηριοποιούνται τα μεθανιογενή βακτήρια καθώς επίσης και τα βακτήρια κατανάλωσης των θειικών. Τα υδρόφιλα μεθανιογενή βακτήρια μετατρέπουν το H_2 και το CO_2 σε μεθάνιο. Τα οξεοφιλικά μεθανιογενή βακτήρια μετατρέπουν το οξικό οξύ σε μεθάνιο και διοξείδιο του άνθρακα. Τα βακτήρια της ομάδας αυτής θεωρούνται από τα πιο σημαντικά λόγω του ότι έχουν χαμηλό ρυθμό ανάπτυξης και ουσιαστικά αποτελούν τον περιοριστικό παράγοντα κατά την αναερόβια επεξεργασία αποβλήτων. Η παραγωγή μεθανίου αυξάνεται γρήγορα έως ένα μέγιστο όριο. Κατά την φάση αυτή παρατηρείται αύξηση των τιμών pH και ταυτόχρονα τα μεταλλικά ιόντα απομακρύνονται μέσω καθίζησης.

- **Φάση ωρίμανσης/σταθεροποίησης.**

Κατά τη διάρκεια της τελευταίας φάσης η εύκολα βιοδιασπάσιμη οργανική ύλη σταθεροποιείται ενώ ταυτόχρονα παρατηρείται μείωση της διαθεσιμότητας των θρεπτικών. Η παραγωγή αερίου μειώνεται σε μεγάλο βαθμό ενώ τα στραγγίσματα παρουσιάζουν σταθερότητα στις παραμέτρους τους.

6.4 ΜΕΤΑΣΧΗΜΑΤΙΣΜΟΙ ΑΖΩΤΟΥ

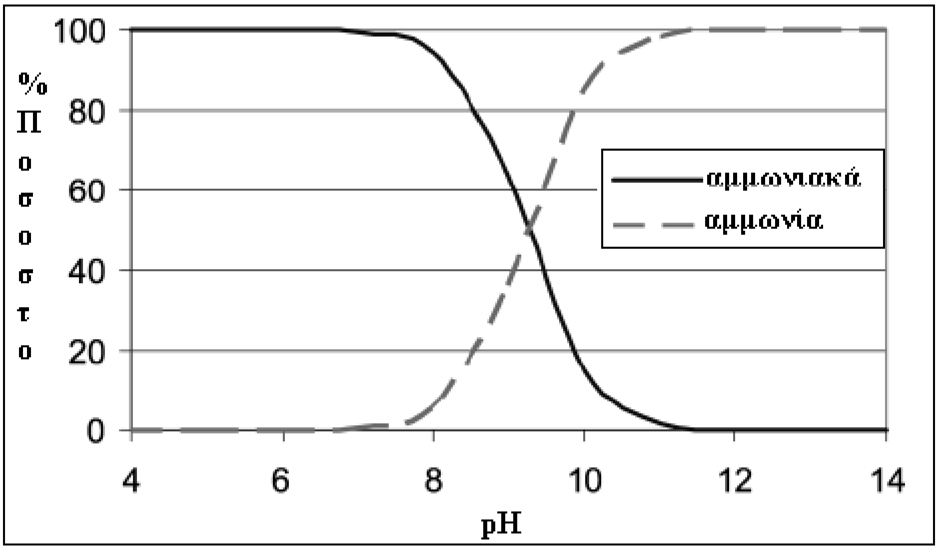
6.4.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Η παρουσία του αμμωνιακού αζώτου στα στραγγίσματα προέρχεται από την περιεκτικότητα σε άζωτο των αποβλήτων. Η συγκέντρωσή του εξαρτάται από το ρυθμό διαλυτοποίησης και απόπλυσής του από τα απόβλητα. Η περιεκτικότητα σε άζωτο των ΑΣΑ είναι μικρότερη από 1% επί υγρού όγκου (Tchobanoglou et al., 1993) και βρίσκεται κυρίως με τη μορφή οργανικού αζώτου, όπως πρωτείνες, αμίνες και άλλες αζωτούχες ενώσεις. Οι πρωτείνες υδρολύονται και ζυμώνονται από μικροοργανισμούς, παράγοντας αμμωνιακό άζωτο. Η διαδικασία αυτή ονομάζεται αμμωνιοποίηση.

Η απομάκρυνση του αμμωνιακού-αζώτου από τα στραγγίσματα κρίνεται απαραίτητη λόγω της τοξικότητας που παρουσιάζει στους υδρόβιους οργανισμούς και της υψηλής απαίτησης σε οξυγόνο στα ύδατα υποδοχής. Το αμμωνιακό άζωτο επηρεάζει σε μεγάλο βαθμό την τοξική φύση των στραγγισμάτων (Barlaz et al., 2002; Kjeldsen et al., 2002; Ward et al., 2002). Σύμφωνα με τους Reinhart et al. (1996), στα στραγγίσματα ενός ΧΥΤΑ το μεγαλύτερο ποσοστό του αμμωνιακού αζώτου είναι με τη μορφή των αμμωνιακών ιόντων (NH_4^+), διότι το επίπεδο του pH είναι γενικά μικρότερο από 8. Στο Σχήμα 6.1 παρουσιάζεται η σχέση μεταξύ των τιμών pH και του είδους που επικρατεί, αμμωνία (NH_3-N) ή αμμωνιακά (NH_4^+-N).

Οι Lay et al. (1997) υποστήριξαν ότι οι συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου που υπερβαίνουν τα 500 mg/L είναι ανασταλτικές για τις διεργασίες αποδόμησης. Όσον αφορά την επεξεργασία λυμάτων, έχει αποδειχθεί ότι συγκεντρώσεις αμμωνίου μεταξύ 50 και 200 mg/L είναι ευεργετικές για τις αερόβιες διεργασίες αποδόμησης, ενώ συγκεντρώσεις μεταξύ 200 και 1000 mg/L δεν έχουν δυσμενείς επιπτώσεις. Συγκεντρώσεις μεταξύ 1500 και 5500 mg/L φαίνεται να έχουν ανασταλτικές επιδράσεις σε υψηλότερα επίπεδα pH και συγκεντρώσεις πάνω από 5800 mg/L έχει αποδειχθεί ότι είναι τοξικές για ορισμένους μικροοργανισμούς.

Οι μηχανισμοί μετασχηματισμού και απομάκρυνσης του αμμωνιακού αζώτου συχνά περιλαμβάνουν σύνθετες ακολουθίες φυσικών, χημικών και βιολογικών διεργασιών. Οι διεργασίες αυτές περιλαμβάνουν την χημική καθίζηση, τη νανοδιήθηση, την αεριοποίηση, την νιτροποίηση και την απονιτροποίηση. Ωστόσο, δεδομένης της ετερογένειας που επικρατεί στην απορριμματική μάζα ενός βιοαντιδραστήρα, ο κύκλος του αζώτου και οι αντιδράσεις μετασχηματισμού του περιπλέκονται. Επειδή τα απόβλητα είναι ανομοιογενή, ενδέχεται εντός του χώρου υγειονομικής ταφής να υπάρχουν σημεία με διαφορετική κατανομή θρεπτικών, διαφορετική θερμοκρασία, καθώς και διαφορετικά επίπεδα υγρασίας. Οι επικρατούσες περιβαλλοντικές συνθήκες επηρεάζουν σημαντικά τους μηχανισμούς σχηματισμού και απομάκρυνσης του αζώτου. Γι' αυτό το λόγο, μέσα σε έναν βιοαντιδραστήρα είναι δυνατόν να λαμβάνουν χώρα ταυτόχρονα πολλές διεργασίες μετασχηματισμού. Οι διεργασίες αυτές περιλαμβάνουν την αμμωνιοποίηση, την προσρόφηση, την εξάτμιση, τη νιτροποίηση, την απονιτροποίηση και την αναερόβια οξείδωση της αμμωνίας.



Σχήμα 6.1 Κυρίαρχη μορφή αμμωνιακού αζώτου στο διάλυμα 25 ^{0}C σε διάφορα επίπεδα pH.

6.4.2 ΑΜΜΩΝΙΟΠΟΙΗΣΗ

Η μετατροπή του οργανικού αζώτου σε αμμωνιακό άζωτο από ετεροτροφικά βακτήρια ονομάζεται αμμωνιοποίηση (ammonification). Η αμμωνιοποίηση είναι μια διεργασία που συντελείται σε δυο στάδια. Αρχικά, αποτελείται από την ενζυμική υδρόλυση των πρωτεϊνών από αερόβιους και αναερόβιους μικροοργανισμούς, απελευθερώνοντας αμινοξέα. Στη συνέχεια, λαμβάνει χώρα διάσπαση (deamination) των αμίνων-αμινοξέων ή ζύμωση, ανάλογα με τις συνθήκες που επικρατούν (αερόβιες, αναερόβιες), οπότε παράγονται διοξείδιο του άνθρακα, αμμωνιακό άζωτο και πτητικά λιπαρά οξέα. Κατά τη διάρκεια της διάσπασης των αμινοξέων, απελευθερώνονται αμινομάδες σε μορφή αμμωνίας ή αμμωνιακού αζώτου, ανάλογα των συνθηκών pH.

Μετά το πέρας της αμμωνιοποίησης το αμμωνιακό άζωτο διαλύεται στα στραγγίσματα και υπόκειται στους βιολογικούς και χημικούς μετασχηματισμούς που επικρατούν. Επίσης, κατά τη διάρκεια της αμμωνιοποίησης αυξάνεται το pH. Σύμφωνα με τους Palmisano et al. (1996), η αμμωνία που υπάρχει στη μάζα των απορριμμάτων είναι πολύ δραστική και επιδρά στην οργανική ύλη καθιστώντας την πιο βιοαποδομήσιμη. Έτσι, μέσα σε ένα χώρο υγειονομικής ταφής η αμμωνία που παράγεται μπορεί να επανατεθεί σε διάλυση και να αντιδράσει με την οργανική ύλη πριν από την απομάκρυνσή της. Το ποσοστό της αμμωνιοποίησης σε χώρους υγειονομικής ταφής δεν έχει προσδιοριστεί ποσοτικά αν και φαίνεται να ακολουθείται κινητική αντίδραση πρώτης τάξης.

6.4.3 ΕΚΠΛΥΣΗ

Η ποσότητα του αμμωνιακού αζώτου που απελευθερώνεται από τα απόβλητα εξαρτάται από τον όγκο του νερού που διέρχεται από την μάζα τους καθώς και από την περιεκτικότητά τους σε άζωτο. Προκειμένου να μειωθεί η συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου σε ικανοποιητικά επίπεδα εντός του χώρου υγειονομικής ταφής, μέσω της έκπλυσης (flushing) και της αραίωσης, απαιτείται η προσθήκη μεγάλης ποσότητας νερού. Η αποτελεσματικότητα της έκπλυσης εξαρτάται από την υδραυλική αγωγιμότητα των αποβλήτων, δεδομένου ότι δεν επιτυγχάνεται εύκολα η εισαγωγή υγρού σε σημεία χαμηλής διαπερατότητας. Καθώς μειώνεται η υδραυλική αγωγιμότητα, ο χρόνος που απαιτείται για την ολοκλήρωση της αμμωνιοποίησης, ως εκ τούτου, αυξάνεται.

Οι Purcell et al. (1999) διεξήγαγαν μια μελέτη αξιολόγησης της έκπλυσης του αμμωνιακού αζώτου σε χώρους υγειονομικής ταφής και διαπίστωσαν ότι αυξάνοντας το ρυθμό έκπλυσης από 435 mm/year σε 2195 mm/year, η απελευθέρωση του αμμωνιακού από τα απόβλητα και συνεπώς η συνολική απομάκρυνσή τους από τους βιοαντιδραστήρες αυξάνεται. Σύμφωνα με του ίδιους, οι κύριοι μηχανισμοί αφαίρεσης του αμμωνιακού αζώτου είναι η έκπλυση και η αραίωση από το εισερχόμενο νερό. Εάν όμως η μελέτη επικεντρωθεί σε επίπεδο βιοαντιδραστήρα, όπου λαμβάνει χώρα ανακυκλοφορία στραγγισμάτων, το αμμωνιακό άζωτο επιστρέφει συνεχώς στη μάζα των απορριμμάτων, ενώ ταυτόχρονα παρατηρείται συνεχής διαλυτοποίηση του αζώτου στα στραγγίσματα. Έτσι είναι δυνατόν να παρατηρηθεί το φαινόμενο της προσρόφησης του αμμωνιακού αζώτου.

6.4.4 ΠΡΟΣΡΟΦΗΣΗ

Η προσρόφηση του αμμωνιακού αζώτου στα απόβλητα είναι σημαντική σε έναν ΧΥΤΑ-βιοαντιδραστήρα, λόγω της παρουσίας υψηλών συγκεντρώσεων αμμωνίου. Το αμμώνιο έχει την τάση να προσροφάται σε διάφορες οργανικές και ανόργανες ενώσεις (Laima et al., 1994). Η ποσότητα του αμμωνίου που προσροφάται σε ορισμένες οργανικές ενώσεις φέρεται να υπερβαίνει τη ποσότητα που βρίσκεται στο διάλυμα (bulk liquid). Η προσρόφηση του αμμωνίου επιτρέπει την προσωρινή αποθήκευσή του σε άλλες διαδικασίες, όπως η νιτροποίηση, η εξάτμιση (volatilization) και μπορεί μακροπρόθεσμα να οδηγήσει στη διάλυσή του (Hudgins et al., 2000).

Η διεργασία της προσρόφησης εξαρτάται από το pH, τη θερμοκρασία, τη συγκέντρωση αμμωνίου, και την ιοντική ισχύ του διαλύμματος. Προκειμένου να προσροφηθεί η αμμωνία σε σωματίδια των αποβλήτων, πρέπει να έχει τη μορφή αμμωνίου (NH_4-N). Λόγω των υψηλών επιπέδων pH σε χώρους υγειονομικής ταφής αποβλήτων, η κυρίαρχη μορφή αμμωνίας που συναντάται είναι αυτή του αμμωνιακού ιόντος, γεγονός που αποδεικνύεται και στο Σχήμα 6.1. Σύμφωνα με τους Hudgins et al. (2000) καθώς η ιοντική ισχύς του διαλύμματος αυξάνεται, η προσρόφηση του αμμωνίου τείνει να μειώνεται λόγω της ιονανταλλαγής. Το αμμώνιο που προσροφάται απελευθερώνεται και ανταλλάσσεται με άλλα ιόντα που υπάρχουν στο μεγαλύτερο μέρος του διαλύματος, ειδικά με εκείνα που βρίσκονται σε μεγαλύτερη συγκέντρωση.

6.4.5 ΕΞΑΤΜΙΣΗ

Στους συμβατικούς χώρους υγειονομικής ταφής, το ποσοστό της αμμωνίας κυμαίνεται περίπου στο 0.1 εώς 1.0% (επί ξηρού όγκου) του συνολικού όγκου των αερίων που εκλύονται (Tchobanoglous et al., 1993). Η αμμωνία δεν αποτελεί αέριο του θερμοκηπίου, επομένως οι επιπτώσεις της στο περιβάλλον δεν είναι τόσο βλαβερές όσο του μεθανίου. Παρά όλα αυτά, προκαλεί ορισμένες αρνητικές επιπτώσεις στην ανθρώπινη υγεία. Η αμμωνία έχει οξεία μυρωδιά και προκαλεί έντονο ερεθισμό στο αναπνευστικό σύστημα. Επίσης, η αμμωνία μπορεί να διαλυθεί από την υγρασία του δέρματος και να μετατραπεί σε υδροξείδιο του αμμωνίου, μια διαβρωτική χημική ουσία, που μπορεί να προκαλέσει δερματοπάθειες (Matheson et al., 2002).

Η εξάτμιση (volatilization) λαμβάνει χώρα μόνο όταν υπάρχει παρουσία της ελεύθερης αμμωνίας. Όταν το εύρος των τιμών pH κυμαίνεται μεταξύ 10,5 με 11,5, το μεγαλύτερο ποσοστό του αμμωνιακού αζώτου που υπάρχει στα στραγγίσματα είναι με τη μορφή της ελεύθερης αμμωνίας, όπως απεικονίζεται στο Σχήμα 6.1. Η συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας, ανάλογα με την τιμή του pH, υπολογίζεται από τη σχέση:

$$\left[N - NH_3\right] = \frac{\left[N - NH_4^+\right] \cdot 10^{pH}}{e^{\frac{6344}{273+T[°C]}}}$$

Όπου:

NH_3^-N: η συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας.

NH_4^+-N: η συγκέντρωση του αμμωνίου.

T: θερμοκρασία (^{0}C).

Καθώς αυξάνεται η θερμοκρασία, όλο και μεγαλύτερο ποσοστό της αμμωνίας μετατρέπεται σε ελεύθερη αμμωνία, λόγω της δεδομένης εξάρτησης της σταθεράς διάσπασης του οξέος (Ka) από τη θερμοκρασία. Υπό συνθήκες ουδέτερου pH (7), και κανονικές συθήκες, ποσοστό 0.56% της αμμωνίας είναι με τη μορφή ελεύθερης αμμωνίας. Όταν όμως η θερμοκρασία αυξηθεί και φτάσει τους 60 ^{0}C, φαινόμενο σύνηθες για αερόβιους αντιδραστήρες, το ποσοστό της ελεύθερης αμμωνίας, για pH ίσο με 7, αυξάνεται στο 4,9%.

Η αεριοποίηση της αμμωνίας έχει απασχολήσει κατά καιρούς πολλές μελέτες της κομποστοποίησης. Τα αποτελεσματα έχουν δείξει ότι καθώς αυξάνεται η θερμοκρασία, η εξάτμιση αποτελεί τον κυρίαρχο μηχανισμό απομάκρυνσης της αμμωνίας. Πιο συγκεκριμένα, οι Sanchez-Monedero et al. (2001) υποστήριξαν ότι σε θερμοκρασίες άνω των 40 ^{0}C και υπό συνθήκες ουδέτερου pH, ο μόνος μηχανισμός απομάκρυνσης της αμμωνίας που παρατηρήθηκε είναι η εξάτμιση.

Η ροή του αέρα παίζει επίσης σημαντικό ρόλο στην εξάτμιση του αμμωνιακού αζώτου. Καθώς ο αέρας εισάγεται στα στραγγίσματα, αυτά αρχίζουν να αναδεύονται, γεγονός που ευνοεί τη διαφυγή της ελεύθερης αμμωνίας από το χώρο υγειονομικής ταφής. Η ροή του αέρα αραιώνει επίσης τη συγκέντρωση της αέριας φάσης του αμμωνιακού αζώτου πάνω από την επιφάνεια των στραγγισμάτων και δημιουργεί ευνοικές συνθήκες για το διαλυμένο αμμωνιακό άζωτο να περάσει στην αέρια φάση του (Henry et al., 1999; Thomas et al.,1982).

6.4.6 ΝΙΤΡΟΠΟΙΗΣΗ

Η νιτροποίηση (nitrification) είναι μια αερόβια διεργασία που συντελείται σε δύο στάδια, στην οποία το αμμωνιακό άζωτο οξειδώνεται βιολογικά σε νιτρικά άλατα μέσω υποχρεωτικά αερόβιων, αυτότροφων, χημειολιθότροφων μικροοργανισμών. Λόγω της απαίτησης σε οξυγόνο, η νιτροποίηση είναι σχεδόν ανύπαρκτη σε συμβατικούς χώρους υγειονομικής ταφής και σε αναερόβια συστήματα ΧΥΤΑ-βιοαντιδραστήρα. Σε αυτά τα συστήματα η νιτροποίηση λαμβάνει χώρα συνήθως στα ανώτερα τμήματα. Αντίθετα, σε αερόβιους χώρους υγειονομικής ταφής, η νιτροποίηση αποτελεί ένα σημαντικό μηχανισμό απομάκρυνσης του αζώτου.

Κατά το πρώτο στάδιο της νιτροποίησης τα βακτήρια Nitrosomonas οξειδώνουν το αμμωνιακό άζωτο σε νιτρώδη, σύμφωνα με την ακόλουθη αντίδραση:

$NH + 1.5O \rightarrow NO + 2H + H2O$

Στο δεύτερο στάδιο της νιτροποίησης συντελείται η οξείδωση των νιτρωδών σε νιτρικά μέσω των βακτηρίων Nitrobacter.

$NO^{-}_{2} + 0.50O_{2} \rightarrow NO^{-}_{3}$

Το πρώτο στάδιο αποτελεί και τον περιοριστικό παράγοντα στην νιτροποίηση, λόγω του ότι ο ρυθμός ανάπτυξης των βακτηρίων Nitrosomonas είναι συνήθως πιο αργός από τον ρυθμό των Nitrobacter (Grady et al., 1999). Επίσης, υπάρχουν αναφορές και για νιτροποίηση μέσω ετερότροφων βακτηρίων. Ωστόσο, ο ρυθμός νιτροποίησης αυτών είναι περίπου τρεις τάξεις μεγέθους μικρότερος από τον ρυθμό των αυτότροφων βακτηρίων (Schmidt et al., 2003).

Η προσθήκη του αέρα σε έναν ΧΥΤΑ-βιοαντιδραστήρα έχει διττό χαρακτήρα, καθώς όχι μόνο απομακρύνει το αμμωνιακό άζωτο από το σύστημα, αλλά και ενισχύει την αποδόμηση των στερεών αποβλήτων. Ώστόσο, λαμβάνοντας υπόψη την ετερογενή φύση των στερεών αποβλήτων και τις επικρατούσες υψηλές θερμοκρασίες στους αερόβιους χώρους υγειονομικής ταφής, η διατήρηση και ο συνεχής έλεγχος για επάρκεια οξυγόνου στη μάζα των απορριμμάτων, κρίνεται ως μια δύσκολη και ιδιαίτερα δαπανηρή διαδικασία. Η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου μειώνεται με την αύξηση της θερμοκρασίας, συνεπώς οι διεργασίες της νιτροποίησης αναστέλλονται. Επίσης, περιοχές εντός του αντιδραστήρα οι οποίες χαρακτηρίζονται από υψηλές τιμές οργανικού άνθρακα μειώνουν την απόδοση της νιτροποίησης. Αυτό συμβαίνει λόγω του ανταγωνισμού των νιτροποιητικών και των ετερότροφων βακτηρίων. Υπό ανοξικές συνθήκες, τα αυτότροφα βακτήρια τα οποία οξειδώνουν την αμμωνία παράγουν νιτρικά και οξείδια του αζώτου, γεγονός που αποτελεί μειονέκτημα των αναερόβιων συστημάτων, δεδομένου ότι αποτελούν αέρια θερμοκηπίου (Burton et al., 1998).

Επίσης, με την προσθήκη αέρα παρατηρείται μια αύξηση της θερμοκρασίας η οποία συχνά φτάνει ακόμα και τους 55 με 66 ^{0}C, θερμοκρασία στην οποία η διαδικασία της νιτροποίησης αναστέλλεται (Murthy et al., 2000). Οι Willers et al. (1998) υποστήριξαν ότι σε θερμοκρασίες μεταξύ 54 με 58 ^{0}C, τα βακτήρια Nitrosomonas υπόκεινται σε θερμικό θάνατο. Σε χώρους υγειονομικής ταφής, μπορεί να υπάρχουν μικροί θύλακες όπου επικρατούν χαμηλότερες θερμοκρασίες και στους οποίους η νιτροποίηση προστατεύεται. Σε αυτά τα υψηλά επίπεδα θερμοκρασίας, η εξάτμιση (volatilization) φέρεται να αποτελεί τον κυρίαρχο μηχανισμό απομάκρυνσης του αμμωνιακού αζώτου. Οι Sanchez-Monedero et al. (2001) διεξήγαγαν μελέτη αξιολόγησης της δυναμικής των μετασχηματισμών αζώτου κατά την κομποστοποίηση οργανικών αποβλήτων και διαπίστωσαν ότι η νιτροποίηση δε λαμβάνει χώρα όταν η θερμοκρασία υπερβαίνει τους 40 ^{0}C. Πολλές μελετες έχουν διεξαχθεί αναφορικά με την νιτροποίηση σε θερμόφιλες συνθήκες. Οι Juteau et al., (2004) υποστήριξαν ότι οι διεργασίες της νιτροποίησης δεν πραγματοποιούνται υπό θερμόφιλες συνθήκες. Ωστόσο, οι Willers et al. (1998) διαπίστωσαν ότι η νιτροποίηση είναι εφικτή σε θερμοκρασία 44 ^{0}C, αν και παρατήρησαν ότι το ποσοστό της νιτροποίησης μειώθηκε αισθητά.

Τέλος, η απόδοση της νιτροποίησης βελτιστοποιείται όταν τα ΑΣΑ δεν είναι φρέσκα. Τα φρέσκα ΑΣΑ περιέχουν μεγάλο ποσοστό οργανικού άνθρακα και ταυτόχρονα η βιοαποδόμηση λαμβάνει χώρα με πολύ υψηλό ρυθμό, κάτι που αυξάνει την θερμοκρασία. Έχει παρατηρηθεί ότι η νιτροποίηση λαμβάνει χώρα κυρίως μετά την βιοαποδόμηση του μεγαλύτερου ποσοστού της οργανικής ύλης που περιέχεται στο σύστημα (Sanchez-Monedero et al., 2001).

6.4.7 ΑΠΟΝΙΤΡΟΠΟΙΗΣΗ

Η in situ απονιτροποίηση (denitrification) αποτελεί μια επίσης πολύπλοκη διεργασία που πραγματοποιείται σε συστήματα στερεών αποβλήτων, αν και δύναται να υλοποιείται πιο εύκολα από τη νιτροποίηση. Τα απονιτροποιητικά βακτήρια είναι πιο ισχυρά από τα αντίστοιχα νιτροποιητικά, ωστόσο απαιτούν επαρκή ποσότητα οργανικού άνθρακα για την επίτευξη υψηλών ρυθμών απομάκρυνσης των νιτρικών. Λόγω της απαίτησης σε άνθρακα, η απονιτροποίηση παρουσιάζει μεγαλύτερη απόδοση σε φρέσκα απόβλητα, μερικώς οξειδωμένα, παρά σε ‘ωριμασμένα’ απόβλητα. Σύμφωνα με τους Khalil et al. (2004) σε περίπτωση ανεπαρκούς πηγής άνθρακα θα προκύψει μερική απονιτροποίηση και παραγωγή ενδιάμεσων προιόντων, N_2O και NO^-, τα οποία ενισχύουν το φαινόμενο του θερμοκηπίου.

Συνήθως, η in situ απονιτροποίηση λαμβάνει χώρα σε ανοξικά συστήματα ΧΥΤΑ-βιοαντιδραστήρα. Ωστόσο, έχει παρατηρηθεί απονιτροποίηση και σε αερόβια συστήματα σε μικρές περιοχές όπου δεν καλύπτονται από το σύστημα παροχής αέρα.

- **Ετερότροφη απονιτροπίηση**

Η απονιτροποίηση είναι μια ανοξική διαδικασία κατά την οποία τα νιτρικά αρχικά μετατρέπονται σε νιτρώδη και στη συνέχεια σε οξείδιο του αζώτου, σε νιτρώδες οξείδιο και τελικά σε αέριο άζωτο. Πραγματοποιείται ακολουθώντας τις παρακάτω αντιδράσεις:

$$NO_3^- + 2e^- + 2H^+ \rightarrow NO_2^- + H_2O$$

$$NO_2^- + e^- + 2H^+ \rightarrow NO^- + H_2O$$

$$2NO^- + 2e^- + 2H^+ \rightarrow N_2O + H_2O$$

$$N_2O + e^- + 2H^+ \rightarrow N_{2(g)} + H_2O$$

Γενικά, τα απονιτροποιητικά βακτήρια είναι ετερότροφα, προαιρετικώς αερόβια και υπό ανοξικές συνθήκες χρησιμοποιούν τα νιτρικά ως δέκτη ηλεκτρονίων. Ένα σημαντικό πλεονέκτημα της απονιτροποίησης αποτελεί το γεγονός ότι καθίσταται δυνατή η ταυτόχρονη απομάκρυνση άνθρακα και νιτρικών χωρίς την απαίτηση παροχής οξυγόνου (Grady et al., 1999). Επίσης, η απονιτροποίηση ανακτά το ήμισυ της αλκαλικότητας που καταναλώνεται κατά τη διάρκεια της νιτροποίησης. Αξίζει επίσης να σημειωθεί ότι κατά την υλοποίηση της απονιτροποίησης τα νιτρικά χρησιμοποιούνται ως τελικός δέκτης ηλεκτρονίων και αναστέλλονται οι διαδικασίες τόσο της οξεογένεσης όσο και της μεθανιογένεσης.

- **Αυτότροφη απονιτροποίηση**

Σε υγρά απόβλητα τα οποία περιέχουν υψηλές συγκεντρώσεις θείου, η απομάκρυνση των νιτρικών μπορεί να συμβεί μέσω της αυτότροφης απονιτροποίησης. Τα απονιτροποιητικά βακτήρια Thiobacillus χρησιμοποιούν ανόργανες πηγές θείου (H_2S, SO_{2-3}) έναντι του οργανικού άνθρακα για τη μετατροπή των νιτρικών σε αέριο άζωτο (Onay et al., 2001). Η αντίδραση που ακολουθεί η σχέση αυτή είναι:

$$H^{+} + 1.25SO + N \rightarrow 0.75H^{+} + 1.25H_2S + 2NO^{-}$$

Σύμφωνα με τον παραπάνω μηχανισμό απομάκρυνσης των νιτρικών παράγεται θειικό άλας. Σε περιπώσεις όπου ο λόγος C/N είναι χαμηλός η διεργασία αυτή ευνοείται έναντι της ετερότροφης. Αυτό συμβαίνει συνήθως σε τμήματα των χώρων υγειονομικής ταφής, όπου τα απόβλητα είναι ‘ωριμασμένα’. Οι αυξημένες συγκεντρώσεις σε θειικά έχουν δυσμενείς επιδράσεις στην παραγωγή μεθανίου, λόγω της μείωσης του διαθέσιμου οργανικού άνθρακα στα μεθανιογενή βακτήρια.

Κατά τη διεξαγωγή μιας μελέτης τους οι οι Onay et al. (2001) παρατήρησαν την ύπαρξη της αυτότροφης απονιτροποίησης σε βιοαντιδραστήρες στερεών αποβλήτων. Προκειμένου να τεκμηριώσουν τη διαπίστωσή τους πρόσθεσαν στον βιοαντιδραστήρα μικρή ποσότητα νιτρικών και ακολούθησε μέτρηση του αζώτου και του υδρόθειου στο αέριο δείγμα. Παρατηρήθηκε ότι 13 μέρες μετά την προσθήκη των νιτρικών επήλθε ο μηδενισμός της συγκέντρωσης του υδρόθειου στα αέρια. Μετά την εξάντληση της πηγής νιτρικών, τα θειικά μετατρέπονταν ξανά σε υδρόθειο. Τέλος, κατέληξαν στο συμπέρασμα ότι η αυτότροφη απονιτροποίηση είναι ‘συμφέρουσα’, καθώς μετατρέπει τα νιτρικά σε αέριο άζωτο ελλείψη οργανικής πηγής άνθρακα και αξιοποιώντας ανόργανες ενώσεις του θείου.

6.4.8 ΑΝΑΕΡΟΒΙΑ ΟΞΕΙΔΩΣΗ ΑΜΜΩΝΙΟΥ (ANAMMOX)

Η βιολογική οξείδωση του αμμωνιακού αζώτου μπορεί επίσης να λάβει χώρα υπό αναερόβιες συνθήκες. Η διεργασία αυτή είναι γνωστή ως ANAMMOX (Anaerobic Ammonium Oxidation). Τα βακτήρια υπεύθυνα για την διεργασία της ANAMMOX χρησιμοποιούν αμμώνιο ως δότη ηλεκτρονίων και νιτρώδη ως δέκτη ηλεκτρονίων σύμφωνα με την αντίδραση:

$$NH_4^+ + 1.26NO_2^- + 0.085CO_2 + 0.02H^+ \rightarrow N_2 + 0.017H^+ + 0.24NO_3^- + 1.95H_2O$$

Διάφοροι μελετητές διαπίστωσαν ότι υπεύθυνοι μικροοργανισμοί για τη διεργασία της ANAMMOX είναι τα βακτήρια Planctomycetables (Jetten et al., 1998; Ye et al., 2001). Η διεργασία αυτή ευνοείται υπό συνθήκες σταθερής λειτουργίας, με μεγάλους χρόνους παραμονής και παρουσία νιτρωδών. Λόγω της πιθανότητας της ύπαρξης αναερόβιων συνθηκών σε αερόβια συστήματα ΧΥΤΑ-βιοαντιδραστήρα, ενδέχεται η ANAMMOX να συμβεί ταυτόχρονα με την απονιτροποίηση. Ωστόσο, οι ρυθμοί αύξησης των βακτηρίων υπεύθυνων για την ANAMMOX είναι εξαιρετικά χαμηλοί, συνεπώς η απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου καθίσταται επίσης αργή.

7. ΠΕΙΡΑΜΑΤΙΚΟ ΜΕΡΟΣ

7.1 ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ ΔΕΙΓΜΑΤΟΣ

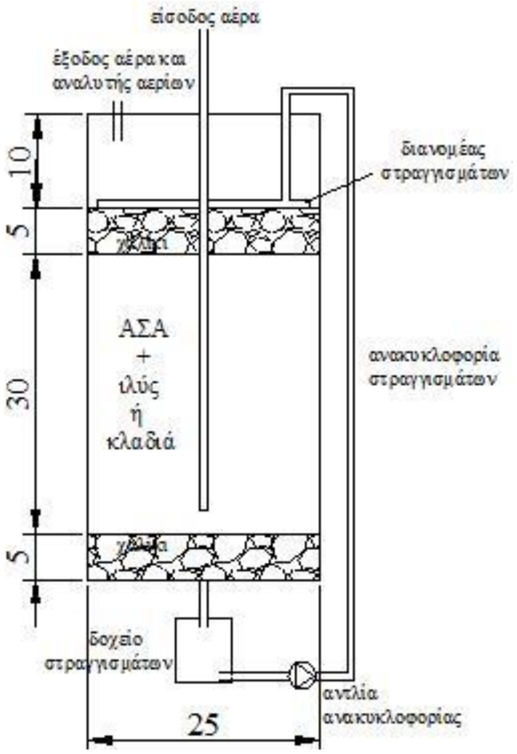
Για την εκπόνηση των πειραμάτων χρησιμοποιήθηκαν τα εξής υλικά: οργανικό κλάσμα των ΑΣΑ, ιλύς και κλαδιά, όπως παρουσιάζονται στην εικόνα 7.1. Η λήψη δείγματος ΑΣΑ και κλαδιών πραγματοποιήθηκε στον ΧΥΤΑ Κορακιάς Χανίων, ενώ η λήψη δείγματος ιλύος στην Μονάδα Επεξεργασίας Λυμάτων (ΜΕΛ) Χανίων. Η ποσότητα των ΑΣΑ μεταφέρθηκε στο εργαστήριο όπου έλαβε χώρα ο τεμαχισμός τους, ώστε η μάζα τους να είναι συμπαγής. Τα κλαδιά είχαν ήδη τεμαχιστεί στο ΧΥΤΑ προκειμένου να αναμιχθούν στη συνέχεια με τα ΑΣΑ για την διεργασία της κομποστοποίησης. Η σύσταση του τελικού κλάσματος περιείχε ως επί το πλείστον το οργανικό-ζυμώσιμο υλικό των ΑΣΑ και αναλυτικά η κατά βάρος περιεκτικότητα ήταν η εξής: οργανικά 60.4 %, χαρτί 26.6 %, μέταλλα 3.4 %, γυαλί 3.2 %, πλαστικά 6.4 %. Το ποσοστό υγρασίας των απορριμμάτων υπολογίστηκε ίσο με 55 %.

Εικόνα 7.1: Απεικόνιση των υλικών που χρησιμοποιήθηκαν για συν-κομποστοποίηση.

7.2 ΠΕΙΡΑΜΑΤΙΚΗ ΔΙΑΤΑΞΗ

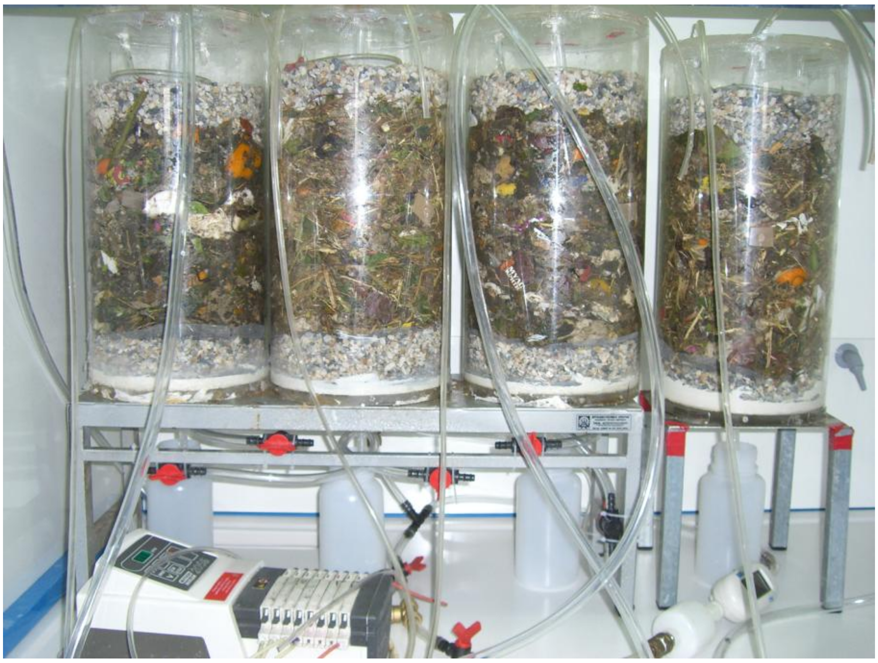
Για τη διεξαγωγή των πειραμάτων χρησιμοποιήθηκαν τέσσερις κυλινδρικοί βιοαντιδραστήρες εργαστηριακής κλίμακας κατασκευασμένοι από Plexiglas. Κάθε αντιδραστήρας είχε όγκο 25 L με διάμετρο 0.25 m και ύψος 0.5 m. Στον πυθμένα κάθε αντιδραστήρα τοποθετήθηκαν δύο γεωμεμβράνες και έπειτα ένα στρώμα χαλικιού ύψους 5±1 cm για την συγκράτηση των μεγάλων σωματιδίων, ώστε αυτά να μην καταλήξουν στα στραγγίσματα. Στη συνέχεια, έλαβε χώρα τοποθέτηση του μίγματος των ΑΣΑ με την ιλύ και τα κλαδιά (ύψος 30±1 cm) και στην ανώτερη επιφάνεια της απορριμματικής μάζας τοποθετήθηκε στρώμα χαλικιού ύψους 5±1 cm.

Κατά μήκος κάθε αντιδραστήρα τοποθετήθηκε ένας διάτρητος σωλήνας μήκους 45 cm ώστε να είναι δυνατή η παροχή αέρα στη μάζα των ΑΣΑ. Στην άνω βάση κάθε αντιδραστήρα τοποθετήθηκε ένα σύστημα κατανομής διασταλλαγμάτων ενώ στην κάτω βάση τους τοποθετήθηκε ένα δοχείο συλλογής στραγγισμάτων χωρητικότητας 1 L. Για την ανακυκλοφορία των στραγγισμάτων χρησιμοποιήθηκε μία περισταλτική αντλία Watson-Marlow, με τη βοήθεια της οποίας τα στραγγίσματα επέστρεφαν στην επιφάνεια των ΑΣΑ. Επίσης, ο ρυθμός παροχής αέρα καθώς και η θερμοκρασία αυτού παρακολουθούνταν μέσω ροόμετρου (TSI, 4000 series). Στο Σχήμα 7.1 φαίνεται αναλυτικά η πειραματική διάταξη.



Σχήμα 7.1 Σχηματική απεικόνιση του κυλινδρικού αντιδραστήρα.

Εικόνα 7.2: Προετοιμασία αντιδραστήρων.



Εικόνα 7.3: Διάταξη αντιδραστήρων.

7.3 ΠΕΙΡΑΜΑΤΙΚΕΣ ΣΥΝΘΗΚΕΣ

Η λειτουργία των τεσσάρων αντιδραστήρων είχε ως εξής:

- 1^{ος} Αντιδραστήρας (A): Αερόβια λειτουργία με υλικό πλήρωσης ΑΣΑ και ιλύ
- 2^{ος}Αντιδραστήρας (B): Αερόβια λειτουργία με υλικό πλήρωσης ΑΣΑ και κλαδιά.
- 3^{ος} Αντιδραστήρας (C): Αναερόβια λειτουργία με υλικό πλήρωσης ΑΣΑ και ιλύ.
- 4^{ος} Αντιδραστήρας (D): Αναερόβια λειτουργία με υλικό πλήρωσης ΑΣΑ και κλαδιά.

Μετά τη δειγματοληψία των τριών δειγμάτων (ΑΣΑ, ιλύς και κλαδιά), αυτά μεταφέρθηκαν σε αδιάβροχες σφραγισμένες σακούλες στο Πολυτεχνείο Κρήτης. Πριν την τοποθέτησή τους στους βιοαντιδραστήρες το κλάσμα των ΑΣΑ ομοιογενοποιήθηκε και αναμίχθηκε με την ιλύ και τα κλαδιά με αναλογία 1:3 σε υγρή βάση. Έπειτα, οι αντιδραστήρες B και D πληρώθηκαν με 7 kg ΑΣΑ και κλαδιά και οι αντιδραστήρες A και C με 10 kg ΑΣΑ και ιλύ. Μετά την τελική συμπίεση η πυκνότητα ανέρχονταν στα 680 kg/m^3 για τους αντιδραστήρες με τα ΑΣΑ και την ιλύ και στα 475 kg/m^3 για τους αντιδραστήρες με τα ΑΣΑ και τα κλαδιά. Η συνολική διάρκεια λειτουργίας των αντιδραστήρων ήταν 267 μέρες. Κατά την έναρξη του πειράματος σε κάθε αντιδραστήρα προστέθηκαν 2 L απιονισμένου νερού προκειμένου να παραχθεί ποσότητα στραγγισμάτων περίπου ίση με 0,7 L. Επίσης, κατά τη διάρκεια του πειράματος λάμβανε χώρα περιοδική προσθήκη νερού ώστε να καλύπτονται οι απώλειες από τα στραγγίσματα και να διατηρείται σταθερή η ποσότητά τους στα δοχεία συλλογής.

Ο ρυθμός ανακυκλοφορίας αποτελεί μία ιδιαίτερα μεταβλητή παράμετρο όπως προκύπτει από την μελέτη της βιβλιογραφίας. Δεν υπάρχει σαφής άποψη για το ακριβές ποσό των στραγγισμάτων που πρέπει να ανακυκλοφορείται. Έτσι, το εύρος του ρυθμού ανακυκλοφορίας μπορεί να κυμαίνεται μεταξύ 2,5 ml/kg/day (Wang et al., 2006) και 875 ml/kg/day (Sponza and Agdag, 2004). Για το συγκεκριμένο πείραμα επιλέχθηκε ένας μέσος ρυθμός ανακυκλοφορίας σταθερός και ίσος με 30 ml/kg/day ή 300 ml/day για κάθε αντιδραστήρα.

Αναφορικά με το ρυθμό αερισμού των δύο αερόβιων αντιδραστήρων, παρουσιάζεται ένα επίσης μεγάλο εύρος τιμών στη βιβλιογραφία που κυμαίνεται μεταξύ 16 ml/kg/min (Krzystek et al., 2003) και 6200 ml/kg/min (Mertoglu et al., 2006). Στο συγκεκριμένο πείραμα επιλέχθηκε μία μέση τιμή της τάξης του 500 ml/kg/min ή 5 L/min για κάθε αερόβιο αντιδραστήρα.

Οι πειραματικές συνθήκες λειτουργίας των τεσσάρων αντιδραστήρων συνοψίζονται στον Πίνακα 7.1.

Πίνακας 7.1: Συνθήκες λειτουργίας των τεσσάρων κυλινδρικών αντιδραστήρων.

Αντιδραστήρες	Μάζα ΑΣΑ	Υλικό Πλήρωσης	Λειτουργία	Ανακυκλοφορία στραγγισμάτων	Αερισμός
A	10 kg	ΑΣΑ + ιλύς	Αερόβια	30 ml/kg/day	5 L/min
B	7kg	ΑΣΑ + κλαδιά	Αερόβια	30 ml/kg/day	5 L/min
C	10 kg	ΑΣΑ + ιλύς	Αναερόβια	30 ml/kg/day	-
D	7kg	ΑΣΑ + κλαδιά	Αναερόβια	30 ml/kg/day	-

7.4 ΑΝΑΛΥΤΙΚΕΣ ΜΕΘΟΔΟΙ ΚΑΙ ΟΡΓΑΝΑ

Για την μελέτη και ανάλυση των στραγγισμάτων λάμβανε χώρα δειγματοληψία από καθορισμένο σημείο, κοντά στον πυθμένα του δοχείου συλλογής. Οι παράμετροι των στραγγισμάτων που μετρήθηκαν είναι οι εξής: το pH, το redox, η ηλεκτρική αγωγιμότητα των στραγγισμάτων, BOD_5, COD, TOC, φαινόλες, SO_4^{-2}, NH_4^+, NO_3^-, NO_2^-, Cl^-, καθώς και η απορρόφηση ακτινοβολίας UV στα 254 nm. Οι προβλεπόμενες αναλύσεις των στραγγισμάτων διεξήχθησαν βάσει των πρότυπων μεθόδων ανάλυσης νερού και υγρών αποβλήτων (APHA, 1989).

Στη αρχή του πειράματος οι μετρήσεις του pH, του redox και της ηλεκτρικής αγωγιμότητας πραγματοποιόντουσαν κάθε 2 μέρες, λόγω της έντονης μεταβλητότητάς τους και κάθε 5 μέρες στη συνέχεια. Αντίθετα, οι μετρήσεις των BOD_5, COD, TOC, φαινόλες, SO_4^{2-}, NH_4^+-N, NO_3^--N, NO_2^--N, Cl^- αρχικά γινόντουσαν κάθε 5 με 7 μέρες ενώ μετά τις πρώτες βδομάδες κάθε 15 μέρες. Τέλος η καθίζηση της απορριμματικής μάζας μετρήθηκε σε όλη τη διάρκεια των πειραμάτων ανά τακτά χρονικά διαστήματα στην αρχή, ενώ στη συνέχεια οι μετρήσεις περιορίστηκαν λόγω της σταθεροποίησής της.

Στη συνέχεια παρουσιάζεται ο αναλυτικός τρόπος μέτρησης της κάθε παραμέτρου.

- COD

Το χημικά απαιτούμενο οξυγόνο (Chemical Oxygen Demand-COD) είναι η ποσότητα οξυγόνου που απαιτείται για την πλήρη οξείδωση, σε έντονα οξειδωτικό περιβάλλον της οργανικής ύλης στο δείγμα. Η μέθοδος που χρησιμοποιήθηκε βασίζεται στην χημική οξείδωση του υδατικού διαλύματος σε ειδικά φιαλίδια (Merck) που περιέχουν τα απαραίτητα αντιδραστήρια και διχρωμικό κάλιο. Αρχικά γίνεται χώνευση του αντιδραστηρίου για 2 ώρες στους 148 ^{0}C στο θερμοαντιδραστήρα Spectroquant TR420 Merck και στη συνέχεια η μέτρηση της απορρόφησης μετά την χώνευση είναι φωτομετρική (Spectroquant Nova 60).

- BOD_5

Το βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνο (Biochemical Oxygen Demand-BOD_5) είναι η ποσότητα οξυγόνου που καταναλώνεται για τη βιοχημική οξείδωση του μείγματος των οργανικών ενώσεων στο δείγμα με προϊόντα CO_2, NH_3 και H_2O. Ο προσδιορισμός του BOD_5 έγινε μανομετρικά με μετρητές πτώσης πίεσης. Σε μπουκάλια σκούρου καφέ χρώματος τοποθετείται ο κατάλληλος όγκος δείγματος, ένας μαγνήτης ανάδευσης, ελαστικό πώμα, το οποίο τοποθετείται πριν το μετρητή πτώσης πίεσης με 2-3 κάψουλες καυστικού νατρίου για συγκράτηση του CO_2. Τα μπουκάλια τοποθετούνται σε σκοτεινό επωαστικό κλίβανο για αποφυγή παραγωγής DO με μηχανισμό της φωτοσύνθεσης, σε σταθερή θερμοκρασία στους 20 ^{0}C υπό ανάδευση για 5 μέρες. Τα πώματα των μπουκαλιών είναι και οι μετρητές της πτώσης πίεσης.

- pH, redox, ηλεκτρική αγωγιμότητα

Για την μέτρηση του pH και του redox χρησιμοποιήθηκε το φορητό όργανο μέτρησης CRISON PH25. Αντίστοιχα, για την μέτρηση της αγωγιμότητας χρησιμοποιήθηκε το φορητό όργανο CRISON CM35. Οι τιμές ανάγονταν απευθείας σε θερμοκρασία αναφοράς (25 ^{0}C).

- Φαινόλες

Για τη μέτρηση των φαινολών χρησιμοποιήθηκε η μέθοδος Folin Ciocalteau. Ο προσδιορισμός των φαινολών βασίζεται στην διαφορετική απορρόφηση πρότυπων διαλυμάτων γνωστής συγκέντρωσης φαινολών (ως γαλλικό οξύ) κατά την ανάμιξη τους με το αντιδραστήριο Folin. Η διαφορετική συγκέντρωση των φαινολών έχει ως αποτέλεσμα τα διαλύματα να διακρίνονται κάθε φορά από διαφορετικό χρώμα οπότε και διαφορετική απορρόφηση. Μέσω χάραξης της πρότυπης καμπύλης απορρόφησης συναρτήσει της συγκέντρωσης, επιτυγχάνεται ο προσδιορισμός ενός αγνώστου δείγματος μέσω της μέτρησης απορρόφησης. Η καμπύλη αναφοράς κατασκευάζεται με την εξής διαδικασία: Αρχικά παρασκευάζεται ένα διάλυμα γαλλικού οξέος συγκέντρωσης 40 μg/l. Κατόπιν λαμβάνονται 6 φιάλες των 25 ml και στη καθεμία προστίθενται 10 ml απιονισμένου νερού. Ύστερα στις 6 φιάλες προστίθενται αντίστοιχα 0.5, 1, 1.5, 2.5, και 5 ml από το πρότυπο διάλυμα γαλλικού οξέος ενώ στην τελευταία φιάλη προστίθεται 1 ml απιονισμένου νερού (τυφλό). Στη συνέχεια σε κάθε φιάλη τοποθετείται 0.5 ml αντιδραστηρίου Folin-Ciocalteau και μετά την πάροδο περίπου 3 min εισάγεται 1 ml κορεσμένου διαλύματος Na_2CO_3. Η κάθε φιάλη πληρώνεται με απιονισμένο νερό, αναδεύεται καλά και τοποθετείται σε σκοτεινό χώρο για περίπου 1 ώρα. Έπειτα ακολουθεί μέτρηση της απορρόφησης των διαλυμάτων κάθε φιάλης στα 725 nm οπότε και προκύπτει μια ευθεία. Ο προσδιορισμός της συγκέντρωσης των φαινολών στα επεξεργασμένα δείγματα του αποβλήτου, επιτυγχάνεται με ίδιο τρόπο, μόνο που χρησιμοποιούνται πλαστικές κυψελίδες 2 ml όπου προστίθεται 20 μl δείγματος, 1.58 ml απιονισμένου νερού, 100 μl αντιδραστηρίου Folin και 300 μl Na_2CO_3. Αφού προσθέσουμε όλα τα παραπάνω οι κυψελίδες τοποθετούνται σε σκοτεινό μέρος για δύο ώρες και στην συνέχεια μετρούνται. Η μετρούμενη απορρόφηση μετατρέπεται σε μg γαλλικού οξέος βάση της εξίσωσης της ευθείας της καμπύλης αναφοράς και ανάγεται στην τιμή της συγκέντρωσης των φαινολών στο απόβλητο. Η μέτρηση των ολικών φαινολικών ενώσεων που περιέχονται στο δείγμα στηρίζεται στην επιλεκτική αντίδρασή τους με το αντιδραστήριο Folin-Ciocalteau. Οι μετρήσεις των διαλυμάτων έγιναν σε φασματοφωτόμετρο UV mini 1240 της εταιρείας Shimadzu.

- SO_4^{-2}

Αρχικά γίνεται έλεγχος του pH ώστε να κυμαίνεται απο1 έως 9. Στη συνέχεια προστίθεται 1 ml δείγματος στην κυψελίδα με το test και αναμειγνύονται. Ύστερα προστίθεται μία δόση του αντιδραστηρίου SO_4^{2-}-1K και ξανααναμιγνύονται. Αφού περάσει ο απαραίτητος χρόνος που απαιτείται για την αντίδραση, πραγματοποιείται μέτρηση με το φωτόμετρο Spectroquant NOVA 60 της Merck.

- NH_4^+

Προστίθενται σε ένα δοκιμαστικό σωλήνα 5 ml του αντιδραστηρίου NH_4-1 και 0,2 ml του δείγματος. Στη συνέχεια προστίθενται 2 δόσεις του αντιδραστηρίου NH_4-2. Ύστερα από καλή ανακίνηση ώστε να διαλυθεί το στερεό αντιδραστήριο και αναμονή 15 λεπτών, που αντιστοιχούν στο χρόνο αντίδρασης, το διάλυμα αδειάζεται σε κυψελίδα και πραγματοποιείται η μέτρηση με το φωτόμετρο Spectroquant NOVA 60 της Merck.

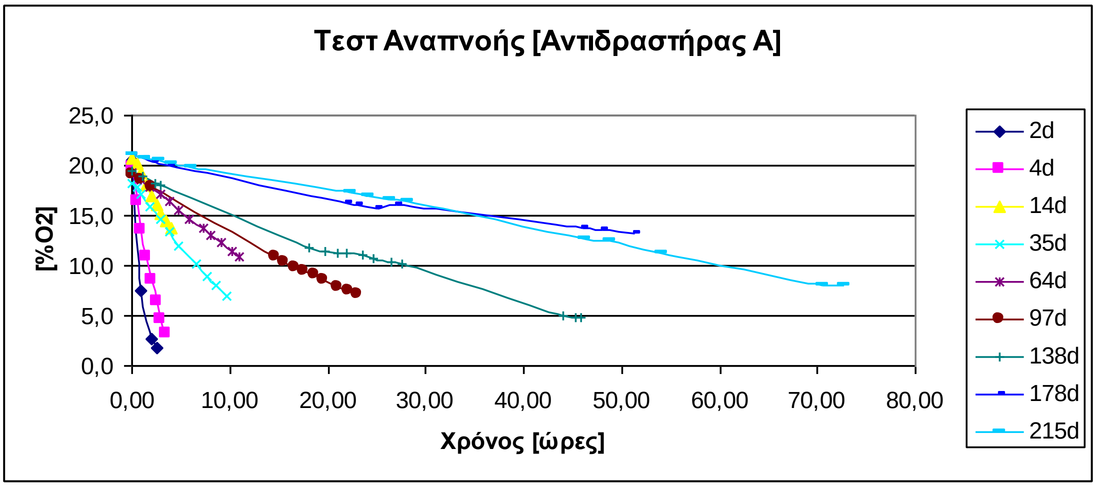
- NO_3^-

Προστίθεται 1 ml δείγματος στην κυψελίδα με το test και στη συνέχεια 1 ml του αντιδραστηρίου NO_3-1K και πραγματοποιείται καλή ανάμιξη. Αφού περάσουν 10 λεπτά πραγματοποιείται η μέτρηση με το φωτόμετρο Spectroquant NOVA 60 της Merck.

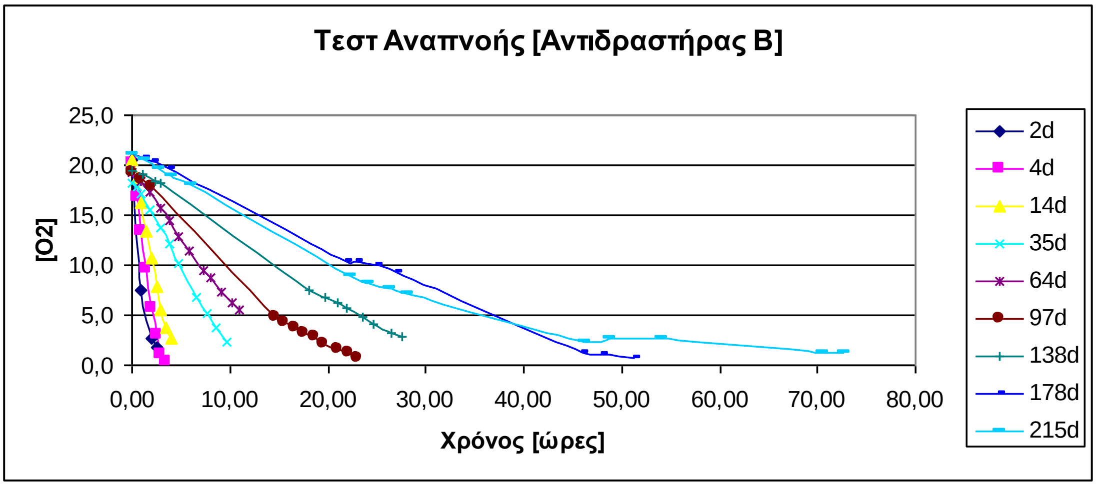
8. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ ΜΕΤΡΗΣΕΩΝ

8.1 ΤΕΣΤ ΑΝΑΠΝΟΗΣ

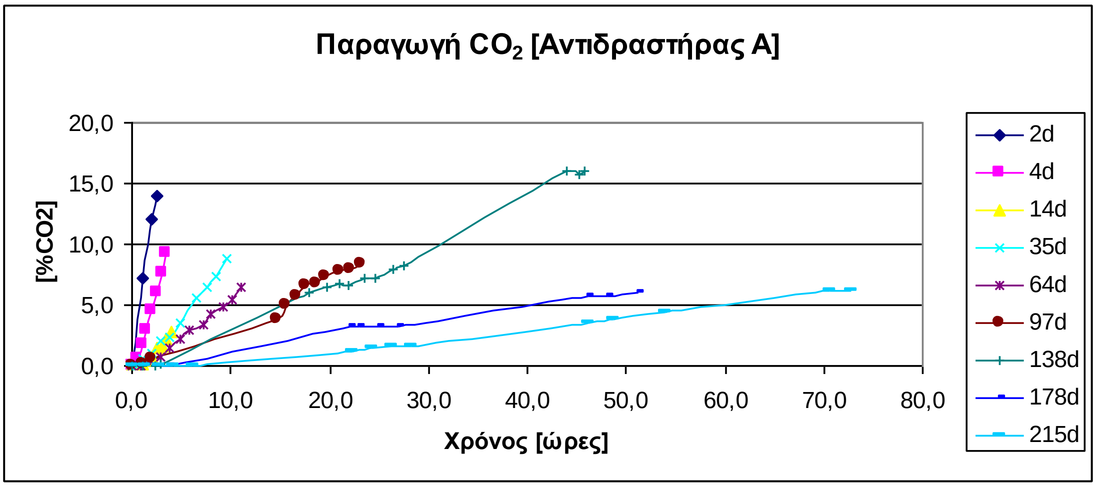
Στο Σχήματα 8.1 και 8.2 παρουσιάζεται η κατανάλωση οξυγόνου των τεστ αναπνοής που πραγματοποιήθηκαν κατά τη διάρκεια του πειράματος στους αερόβιους αντιδραστήρες Α και Β, ενώ στα Σχήματα 8.3 και 8.4 παρουσιάζεται η παραγωγή CO_2. Τα τεστ αναπνοής αναπτύχθηκαν με σκοπό τη σύγκριση των μετρήσεων πεδίου για τον καθορισμό των ρυθμών βιοαποικοδόμησης. Επιπρόσθετα, μέσω των τεστ αναπνοής παρέχονται πληροφορίες για τον σχεδιασμό σε μεγάλη κλίμακα αερόβιας μονάδας (Hinchee and Ong, 1992). Κατά τη διάρκεια του πειράματος διεξήχθηκαν 9 τεστ αναπνοής. Τα πρώτα τεστ πραγματοποιήθηκαν σε πιο συχνά χρονικά διαστήματα, στη συνέχεια όμως, λόγω της αργής μεταβολής της συγκέντρωσης του οξυγόνου, τα διαστήματα αυτά αραίωσαν.



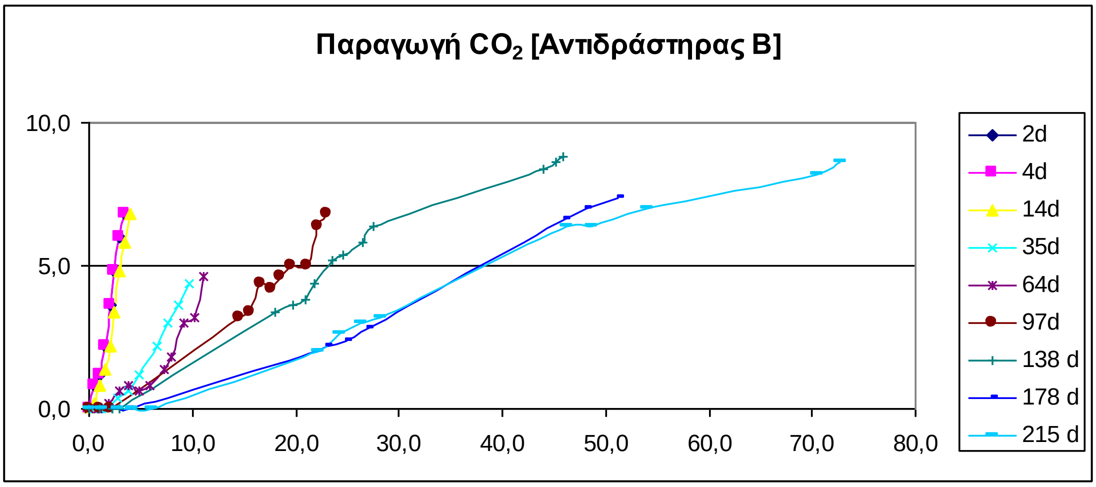
Σχήμα 8.1 : Κατανάλωση οξυγόνου των τεστ αναπνοής στον αντιδραστήρα Α.



Σχήμα 8.2 : Κατανάλωση οξυγόνου των τεστ αναπνοής στον αντιδραστήρα Β.



Σχήμα 8.3 : Παραγωγή διοξειδίου του άνθρακα κατά τη διάρκεια όλων των τεστ αναπνοής στον αντιδραστήρα Α.



Σχήμα 8.4 : Παραγωγή διοξειδίου του άνθρακα κατά τη διάρκεια όλων των τεστ αναπνοής στον αντιδραστήρα Β.

Οι κλίσεις των παραπάνω γραφημάτων ισούνται με τους ρυθμούς κατανάλωσης O_2 και τους ρυθμούς παραγωγής CO_2 για κάθε ένα από τα τεστ αναπνοής που διεξήχθηκαν. Ο αντιπροσωπευτικός μοριακός τύπος των υδρογονανθράκων που βρίσκονται στα απορρίμματα όπως υπολογίστηκε είναι ο $C_{24.77}H_{34.15}O_{12.32}S_{0.16}N$ για τα ΑΣΑ και τα κλαδιά και ο $C_{15.87}H_{21.01}O_{6.56}S_{0.13}N$ για τα ΑΣΑ και την ιλύ. Τα δεδομένα αυτά χρησιμοποιήθηκαν προκειμένου να εκτιμηθεί ο ρυθμός βιοαποδόμησης των απορριμμάτων εκφρασμένος σε μg ισοδύναμου άνθρακα ανά kg απορριμμάτων ανά ημέρα. Ο ρυθμός βιοαποδόμησης δίνεται από τον ακόλουθο τύπο (Leeson και Hinchee, 1997).

$$k_B\left[\frac{mgW}{kg_{waste}\cdot d}\right]=\frac{k_0\left[\frac{\%O_2}{d}\right]\cdot\theta_a\left[0.25\frac{L_{air}}{L_{waste}}\right]\cdot\rho_{O_2}\left[1331\frac{mgO_2}{L_{air}}\right]\cdot C\left[\begin{matrix}0.60\ OF\,MSW+SS\\0.64\ OFMSW+WB\end{matrix}\ \frac{mgW}{mgO_2}\right]}{\rho_k\left[\begin{matrix}0.679\ OFMSW+SS\\0.475\ OFMSW+WB\end{matrix}\ \frac{kg_{waste}}{L_{waste}}\right]}$$

k_0 [%O_2/d]: Ρυθμός κατανάλωσης οξυγόνου.

C [mgW/mgO_2]: Αναλογία μάζας αποβλήτων προς το απαιτούμενο οξυγόνο για την οξείδωση της οργανικής ύλης. Για τον αντιδραστήρα Α υπολογίστηκε 0,60 mgW/mgO_2 και για τον αντιδραστήρα Β 0,64 mgW/mgO_2.

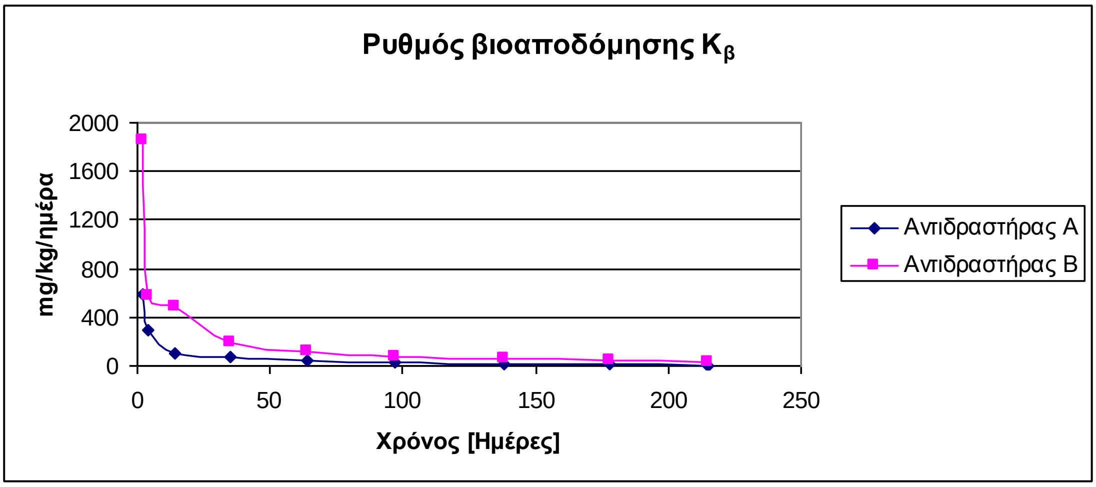
θ_a [L_{air}/L_{waste}]: Πορώδες. Σύμφωνα με τη βιβλιογραφία είναι ίσο με 0,25 $cm^3{}_{air}$ / $cm^3{}_{waste}$.

ρO_2 [mgO_2/L_{air}]: Πυκνότητα του οξυγόνου στον αέρα. Ισχύουν 1331 mg/L στους 20°C, 1246 mg/L στους 40°C και 1182 mg/L στους 57°C (USEPA, 1995b).

ρ_k [kg_{waste}/L_{waste}]: Πυκνότητα των απορριμμάτων. Για τον αντιδραστήρα Α υπολογίστηκε 0.679 kg/L και για τον αντιδραστήρα Β 0,475 kg/L.

Στο Σχήμα 8.5 παρουσιάζεται ο ρυθμός βιοαποδόμησης για τους αντιδραστήρες Α και Β. Και στους δύο αντιδραστήρες παρατηρήθηκε ραγδαία μείωση του ρυθμού αυτού, γεγονός που εξηγείται από την γρήγορη αποδόμηση της οργανικής ύλης στις αερόβιες συνθήκες. Καθ' όλη τη διάρκεια του πειράματος ο ρυθμός κατανάλωσης οξυγόνου ήταν υψηλότερος από 7% ανά ημέρα (>1% / ημέρα). Το δεδομένο αυτό αποτελεί δείκτη της αποτελεσματικής αποδόμησης των απορριμμάτων (Leeson και Hinchee, 1997; Giannis et al., 2008).

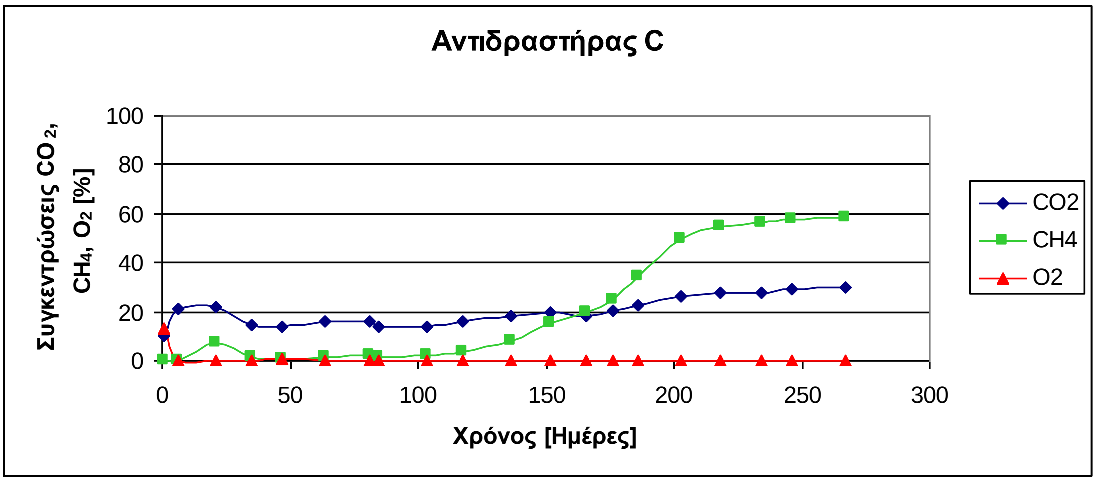
Στον αντιδραστήρα Β παρατηρήθηκε υψηλότερος ρυθμός βιοαποδόμησης και κατανάλωσης οξυγόνου σε σύγκριση με τον αντιδραστήρα Α. Το γεγονός αυτό οφείλεται στην παρουσία των κλαδιών στον αντιδραστήρα Β, η οποία ενισχύει τη διάχυση του οξυγόνου στην απορριμματική μάζα και επιτυγχάνεται έτσι μία καλύτερη αποδόμηση των αποβλήτων. Αντίθετα, η παρουσία της ιλύος στον αντιδραστήρα Α σε συνδυασμό με την έντονη καθίζηση της απορριμματικής μάζας, οδήγησε στον μη ομοιόμορφο αερισμό και στον σχηματισμό αναερόβιων θυλάκων στον αντιδραστήρα. Κατά τη διάρκεια των 6 τελευταίων τεστ αναπνοής, ο ρυθμός παραγωγής CO_2 ήταν υψηλότερος στον αντιδραστήρα Α. Σύμφωνα με τους Kulku και Yaldiz (2004) τα υψηλά ποσοστά παραγωγής CO_2 συνδέονται με την ύπαρξη αναερόβιων συνθηκών εντός του αντιδραστήρα.



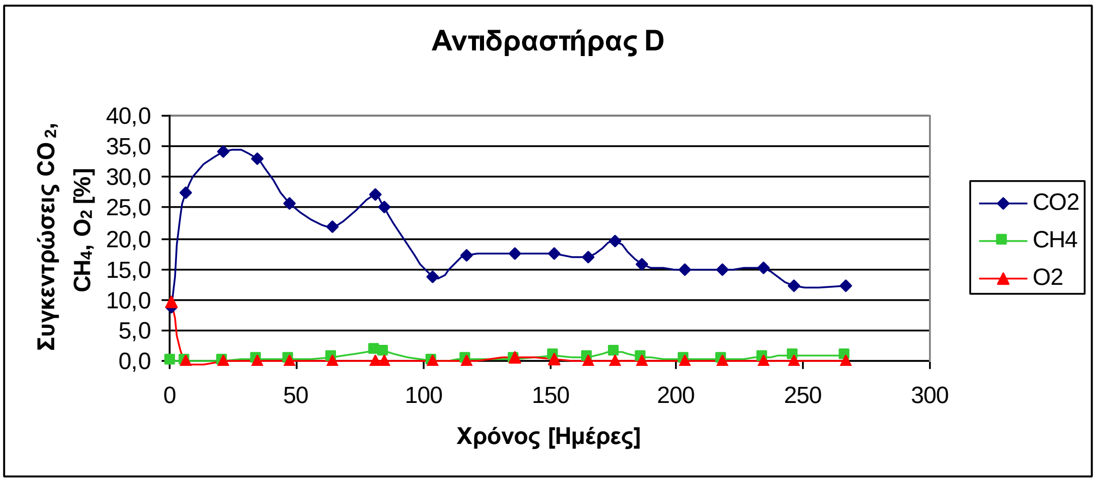
Σχήμα 8.5 : Ρυθμός βιοαποδόμησης για τους αντιδραστήρες Α και Β κατά τη διάρκεια του πειράματος.

8.2 ΜΕΤΡΗΣΕΙΣ ΑΕΡΙΩΝ

Στα Σχήματα 8.6 και 8.7 παρουσιάζεται η μεταβολή των αερίων CO_2 και CH_4 στους δύο αναερόβιους αντιδραστήρες C και D. Στην αρχή του πειράματος οι συνθήκες ουδέτερου pH (6,74) και χαμηλού redox (-275), ενίσχυσαν τη διεργασία της αναερόβιας ζύμωσης και κατά συνέπεια την παραγωγή CO_2. Μετά το πέρας της υδρόλυσης, η συγκέντρωση του CO_2 μειώθηκε και στους δύο αντιδραστήρες και έκτωτε σταθεροποιήθηκε για τον αντιδραστήρα D με ποσοστά μεταξύ 12 με 15%. Την ίδια χρονική περίοδο η παρουσία της ιλύος στον αντιδραστήρα C ενίσχυσε την αναερόβια αποδόμηση και την παραγωγή μεθανίου (Sosnowski et al., 2003; Sosnowski et al., 2008) με αποτέλεσμα να παρατηρηθεί ένα υψηλό ποσοστό συγκέντρωσης μεθανίου (7,2%). Κατά τις πρώτες 140 μέρες δεν παρατηρήθηκε σημαντική συγκέντρωση μεθανίου στους δύο αντιδραστήρες, λόγω της επικρατούμενης οξεογενούς φάσης και του χαμηλού pH (5,7). Στον αντιδραστήρα C η ανάπτυξη των μεθανογενών βακτηρίων και η παραγωγή μεθανίου ήταν εμφανής μετά τη 165η μέρα και ανήλθε σε ποσοστά 27 με 29%, ενώ προς το τέλος του πειράματος τα ποσοστά συγκέντρωσης του μεθανίου ήταν της τάξης του 58%. Αντίθετα, στον αντιδραστήρα D δεν παρατηρήθηκε σημαντική παραγωγή μεθανίου καθ' όλη τη διάρκεια της λειτουργίας του και οι συγκεντρώσεις CH_4 παρέμειναν χαμηλές και σταθερές (0,8%).



Σχήμα 8.6: Μεταβολή των αερίων στον αντιδραστήρα C.



Σχήμα 8.7: Μεταβολή των αερίων στον αντιδραστήρα D.

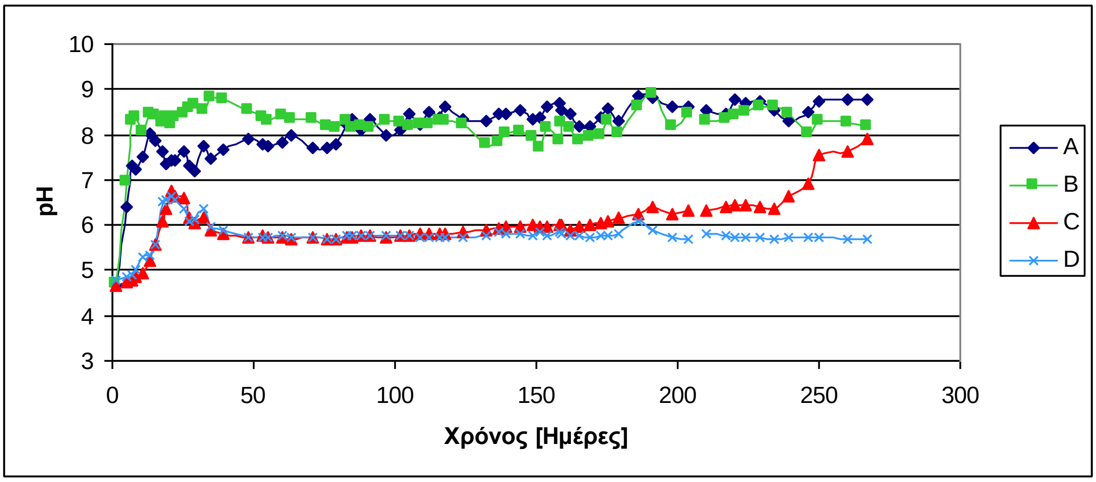
8.3 ΜΕΤΡΗΣΕΙΣ pH ΚΑΙ redox ΤΩΝ ΣΤΡΑΓΓΙΣΜΑΤΩΝ

- **pH**

Στο Σχήμα 8.8 παρουσιάζεται η μεταβολή του pH στους τέσσερις αντιδραστήρες κατά τη διάρκεια του πειράματος. Αρχικά επικράτησαν όξινες συνθήκες στα στραγγίσματα και των τεσσάρων αντιδραστήρων με τιμές pH 4,67, 4,71, 4,65 και 4,79 για τους αντιδραστήρες A, B, C, και D, αντίστοιχα.

Όσον αφορά τους δύο αερόβιους αντιδραστήρες, ο συνεχής αερισμός που λάμβανε χώρα συνέβαλε στην ταχεία αύξηση του pH. Συγκεκριμένα, στον αντιδραστήρα B παρατηρήθηκε ραγδαία αύξηση του pH κατά τις πρώτες 7 ημέρες με κορύφωση την $13^{η}$ μέρα όπου έλαβε τιμή πάνω από 8. Στη συνέχεια σταθεροποιήθηκε μεταξύ 8 και 9. Στον αντιδραστήρα A παρατηρήθηκε αντίστοιχη αύξηση του pH τις πρώτες 7 μέρες, ενώ έλαβε την τιμή 8 μετά από 83 μέρες. Έκτοτε ακολούθησε μια σταθερή διακύμανση μεταξύ 8 και 8,7. Γενικότερα, σε αερόβιους αντιδραστήρες η διακύμανση του pH έχει καταγραφεί στο εύρος 7-9 (Adgag et al., 2004).

Αναφορικά με τους αναερόβιους αντιδραστήρες C και D, ο ρυθμός αύξησης του pH ήταν αισθητά χαμηλότερος τις πρώτες μέρες συγκριτικά με του αερόβιους. Λόγω της δράσης των αερόβιων βακτηρίων που ήδη υπήρχαν στους δύο αντιδραστήρες και της απελευθέρωσης NH_4^+ ως αποτέλεσμα της αμμωνιοποίησης και της υδρόλυσης (Berge et al., 2005), το pH ανήλθε σε 6,7 και 6,6 κατά την $21^{η}$ μέρα. Στη συνέχεια, λόγω της οξεογενούς φάσης οι τιμές pH και για τους δύο αντιδραστήρες μειώθηκαν, με το αποδεκτό εύρος να κυμαίνεται γύρω στο 5,7 (Cossu et al., 2003, Erses et al., 2008, Valencia et al., 2009). Η διακύμανση που ακολούθησε το pH ήταν παρεμφερής στους δύο αντιδραστήρες μέχρι τις πρώτες 118 μέρες, όπου έλαβε χώρα η μεθανογενής φάση για τον αντιδραστήρα C και επήλθε ταχεία αύξηση του pH με τιμές πάνω από 6, ενώ προς το τέλος του πειράματος ανήλθε σε 7,9. Αντίθετα, στον αντιδραστήρα D δεν υπήρξε δράση των μεθανογενών βακτηρίων και το pH σταθεροποιήθηκε στο 5,7.



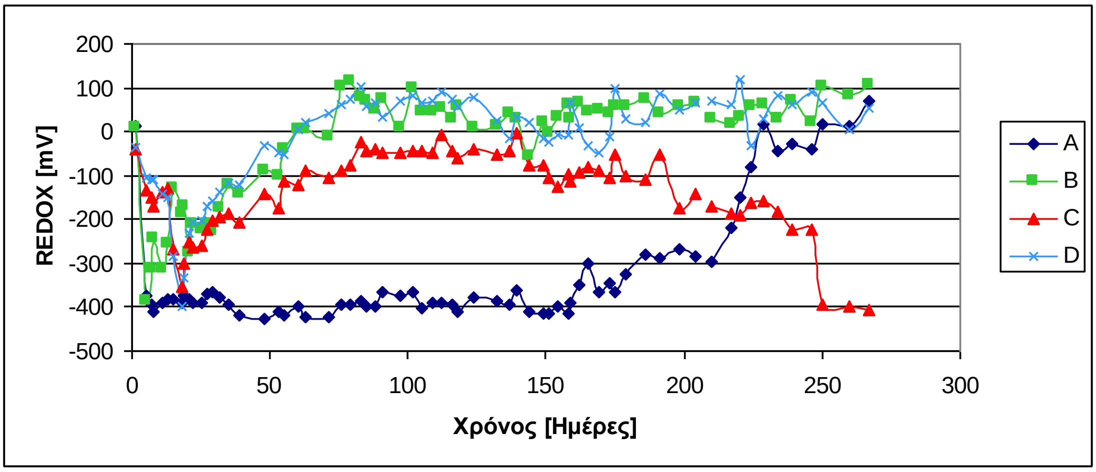
Σχήμα 8.8: Διακύμανση τιμών pH στα στραγγίσματα των αντιδραστήρων.

- **REDOX**

Στο Σχήμα 8.9 παρουσιάζεται η μεταβολή του οξειδοαναγωγικού δυναμικού των στραγγισμάτων κατά τη διάρκεια των μετρήσεων. Το οξειδοαναγωγικό δυναμικό χρησιμοποιείται για την παρατήρηση και τον χαρακτηρισμό των χημικών αντιδράσεων, της δραστηριότητας των ιόντων και γενικότερα των βιολογικών διεργασιών που λαμβάνουν χώρα υπό αερόβιες και αναερόβιες συνθήκες (Hao et al., 2008).

Στον αντιδραστήρα B οι αρχικές τιμές redox κυμάνθηκαν περίπου στο -300. Ωστόσο, ο συνεχής αερισμός είχε ως αποτέλεσμα την ανάπτυξη των αερόβιων μικροοργανισμών και την επακόλουθη αύξηση του redox σε χρονικό διάστημα 70 ημερών. Στη συνέχεια επήλθε σχεδόν σταθεροποίησή του μέχρι το τέλος των μετρήσεων. Όσον αφορά τον αντιδραστήρα A, λόγω του υψηλού ρυθμού καθίζησης που παρατηρήθηκε, κάποια σημεία του αντιδραστήρα δεν λάμβαναν επαρκή ποσότητα οξυγόνου (ιδιαίτερα τα κατώτερα στρώματα των ΑΣΑ) και η ανάπτυξη αναερόβιων θυλάκων ήταν πιθανή. Το γεγονός αυτό οδήγησε τη διακύμανση του redox σε ιδιαίτερα χαμηλά επίπεδα μέχρι την 175η ημέρα, όπου παρουσίασε σημαντική αύξηση και πλησίασε τα επίπεδα redox του αντιδραστήρα B. Η αύξηση αυτή οφείλεται στην αποδόμηση υψηλού ποσοστού του οργανικού φορτίου που παρατηρήθηκε αυτή τη χρονική περίοδο.

Στους δύο αναερόβιους αντιδραστήρες παρατηρήθηκε αύξηση του redox κατά το πρώτο στάδιο και μετά την 50η ημέρα σταθεροποιήθηκε γύρω στο 0. Ωστόσο, στον αντιδραστήρα C μετά την 150η ημέρα επήλθε μια αισθητή μείωση των τιμών redox, γεγονός που δικαιολογείται από την έναρξη της μεθανογεννούς φάσης που έλαβε χώρα. Μετά το πέρας της οξεογενούς φάσης οι τιμές redox άρχισαν να μειώνονται κάτω από -80 mV, οπότε άρχισε η παραγωγή μεθανίου. Σύμφωνα με τους Bilgili et al. (2007) και Cossu (2003) οι βέλτιστες τιμές redox για την μεθανογένεση κυμαίνονται μεταξύ -100 to -300 mV.



Σχήμα 8.9: Διακύμανση τιμών redox στα στραγγίσματα των τεσσάρων αντιδραστήρων.

8.4 ΑΠΟΜΑΚΡΥΝΣΗ ΟΡΓΑΝΙΚΟΥ ΦΟΡΤΙΟΥ

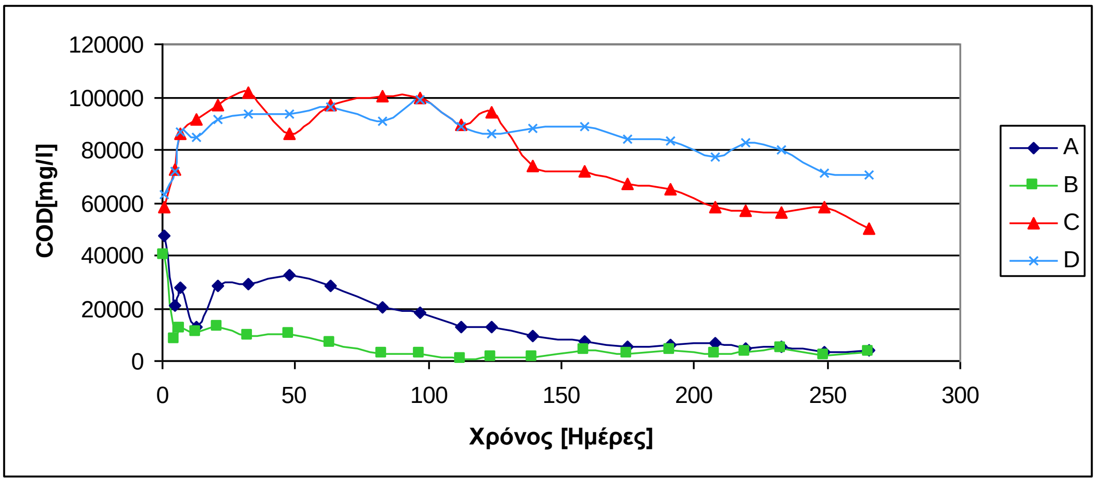
- **COD**

Στο Σχήμα 8.10 παρουσιάζεται η διακύμανση του COD των στραγγισμάτων στους τέσσερις αντιδραστήρες. Οι αρχικές συγκεντρώσεις COD ήταν: 47600 mg/L, 40000 mg/L, 58600 mg/L, 63200 mg/L για τους αντιδραστήρες A, B, C και D, αντίστοιχα.

Στους αερόβιους αντιδραστήρες A και B, παρατηρήθηκε ραγδαία απομάκρυνση του οργανικού φορτίου με τις τελικές τιμές να κυμαίνονται σε πολύ χαμηλά επίπεδα. Συγκεκριμένα, μετά από λειτουργία τριών εβδομάδων το COD είχε μειωθεί σε 28800 και 13000 mg/L για τους αντιδραστήρες A και B, αντίστοιχα. Η συνέχεια χαρακτηρίστηκε από σταδιακή μείωση του COD για τον αντιδραστήρα A, ενώ στον αντιδραστήρα B η μείωση αυτή πραγματοποιήθηκε με πολύ πιο ταχύ ρυθμό. Το γεγονός αυτό οφείλεται στην παρουσία των κλαδιών στην απορριμματική μάζα. Με αυτόν τον τρόπο ενισχύθηκε ο αερισμός και συνεπώς η αερόβια διάσπαση του οργανικού φορτίου. Το τελικό ποσοστό μείωσης COD υπολογίστηκε στο 91,8% για τον αντιδραστήρα A και στο 92,1% για τον αντιδραστήρα B, αντίστοιχα. Όπως υποδηλώνεται από τις χαμηλές συγκεντρώσεις BOD_5/COD, οι τελικές συγκεντρώσεις COD που μετρήθηκαν στα στραγγίσματα ήταν ανθεκτικές ενώσεις, όπως χουμικά και φουλβικά οξέα (Erses et al., 2008). Αξίζει να αναφερθεί ότι η απότομη μείωση της συγκέντρωσης του COD συνδυάστηκε με την σταθεροποίηση του pH, γεγονός που έχει διαπιστωθεί και σε άλλες μελέτες αερόβιων αντιδραστήρων (Erses et al., 2007).

Όσον αφορά τους δύο αναερόβιους αντιδραστήρες C και D, παρουσίασαν παρόμοιες μεταβολές στις συγκεντρώσεις του COD μέχρι την αρχή της μεθανογενούς φάσης για τον αντιδραστήρα C. Συγκεκριμένα, κατά τις 20 πρώτες μέρες σημειώθηκε απότομη αύξηση των συγκεντρώσεων COD και στους δύο αντιδραστήρες με τις μέγιστες τιμές τους να κυμαίνονται μεταξύ 90000-100000 mg/L. Αυτή η αύξηση οφείλεται στη διάσπαση των πτητικών οργανικών ουσιών από τα αερόβια βακτήρια που υπήρχαν στην μάζα των απορριμμάτων, ως αποτέλεσμα της υδρόλυσης (Cossu, 2001 ; Kjeldsen et al., 2002). Στη συνέχεια, οι συγκεντρώσεις ακολούθησαν σταθερή και παρόμοια διακύμανση μέχρι το πέρας της οξεογενούς φάσης για τον αντιδραστήρα C, η οποία διήρκησε 140-150 ημέρες. Η αρχή της μεθανογένεσης στον αντιδραστήρα C χαρακτηρίστηκε από μείωση των συγκεντρώσεων του COD, ενώ στη συνέχεια, οι μεταβολές περιορίστηκαν και ακολουθήθηκε μία σταθερή διακύμανση μέχρι το τέλος του πειράματος.

Συγκρίνοντας τις μεταβολές των συγκεντρώσεων του COD των αερόβιων και των αναερόβιων αντιδραστήρων, διαπιστώθηκε μεγαλύτερο ποσοστό απομάκρυνσης του οργανικού φορτίου στους πρώτους. Σε παρόμοια συμπεράσματα κατέληξαν και άλλες μελέτες αερόβιων και αναερόβιων αντιδραστήρων (Bilgili et al., 2007; Erses et al., 2008; Cossu et al., 2003; Wang et al. 2006).



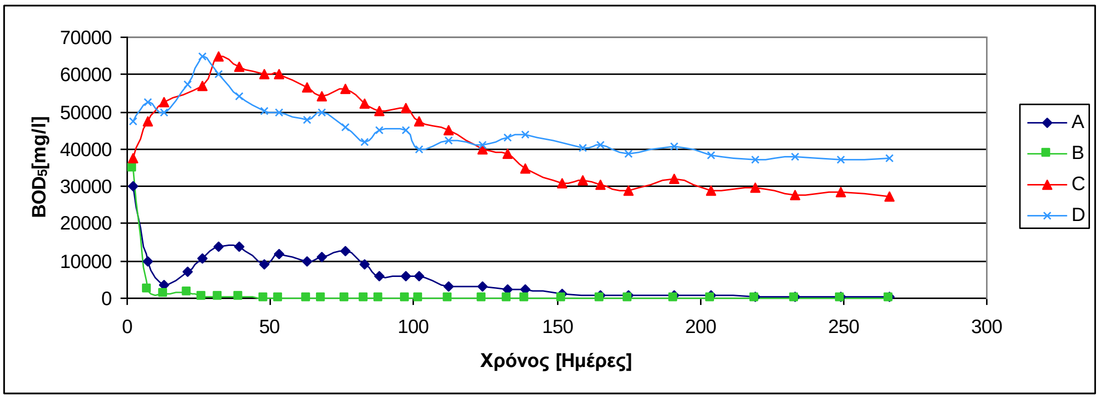
Σχήμα 8.10: Διακύμανση των τιμών COD για τους τέσσερις αντιδραστήρες.

- **BOD_5**

Στο Σχήμα 8.11 φαίνεται η διακύμανση της συγκέντρωσης του BOD_5 των στραγγισμάτων. Οι αρχικές συγκεντρώσεις είναι 30000 mg/L, 35000 mg/L, 37500 mg/L και 47500 mg/L για τους αντιδραστήρες A, B, C και D, αντίστοιχα. Στους αερόβιους καθώς και στους αναερόβιους αντιδραστήρες η μεταβολή της συγκέντρωσης του BOD_5 ήταν παρόμοια με την αντίστοιχη του COD.

Στον αντιδραστήρα A, οι συγκεντρώσεις του BOD_5 μειώθηκαν αισθητά τις πρώτες 5 ημέρες σε 10000 mg/L, ενώ στη συνέχεια ο ρυθμός βιοαποδόμησης σταθεροποιήθηκε και παρατηρήθηκε μία σταθερή μεταβολή των συγκεντρώσεων BOD_5. Η σταθεροποίηση της διακύμανσης της συγκέντρωσης του BOD_5 επήλθε την 139^{η} ημέρα του πειράματος για τον αντιδραστήρα A και την 26^{η} ημέρα για τον αντιδραστήρα B. Η ταχεία καθίζηση της απορριμματικής μάζας στον αντιδραστήρα A, αποτέλεσε ανασταλτικό παράγοντα της διάχυσης του οξυγόνου στην απορριμματική μάζα και της μικροβιακής δράσης, γεγονός που αποδεικνύεται και από τις χαμηλές τιμές redox (-400). Επιπρόσθετη αιτία του μικρότερου ρυθμού μείωσης των συγκεντρώσεων του BOD_5 στον αντιδραστήρα A, αποτέλεσε ο υψηλός ρυθμός υδρόλυσης των οργανικών. Ωστόσο, και στους δύο αερόβιους βιοαντιδραστήρες επετεύχθη σχεδόν συνολική απομάκρυνση του BOD_5 με τα τελικά ποσοστά να είναι 98,6% για τον αντιδραστήρα A και 99% για τον B, αντίστοιχα.

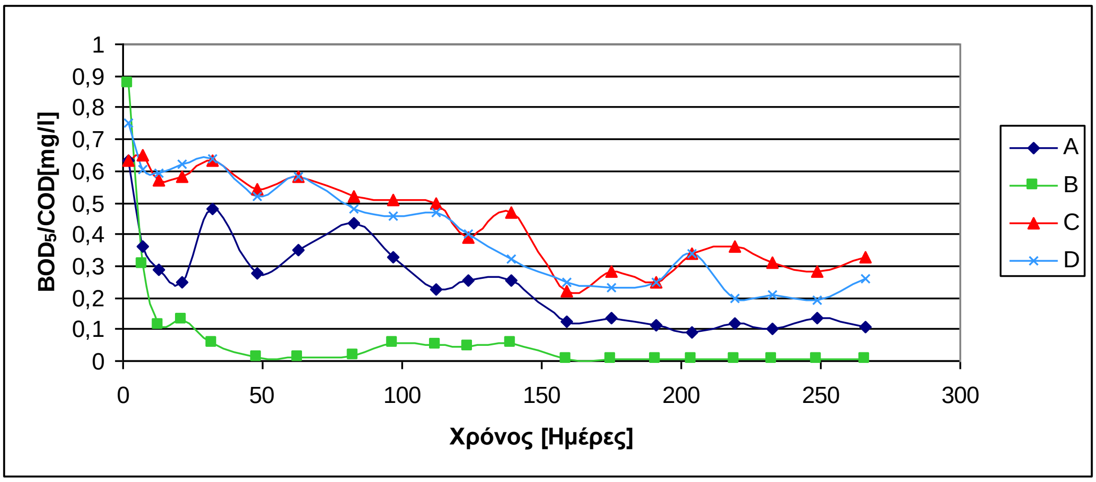
Οι αναερόβιοι αντιδραστήρες παρουσίασαν παρόμοιες μεταβολές στη συγκέντρωση του BOD_5 καθ’ όλη τη διάρκεια της οξεογένεσης. Όπως και στην περίπτωση του COD, έλαβαν μέγιστες τιμές την 26^{η} ημέρα με συγκέντρωση 65000 mg/L και για τους δύο, ενώ στη συνέχεια επήλθε η σταδιακή μείωσή τους. Η μεθανιογένεση στον αντιδραστήρα C επιτάχυνε το ρυθμό απομάκρυνσης του BOD_5 και το τελικό ποσοστό απομάκρυνσης ήταν 27%. Στον αντιδραστήρα D η διακύμανση των συγκεντρώσεων BOD_5 ήταν σχεδόν σταθερή καθ’ όλη τη διάρκεια του πειράματος και το τελικό ποσοστό απομάκρυνσης ήταν ίσο με 21%.



Σχήμα 8.11: Διακύμανση των τιμών BOD_5 για τους τέσσερις αντιδραστήρες

- **BOD_5/COD**

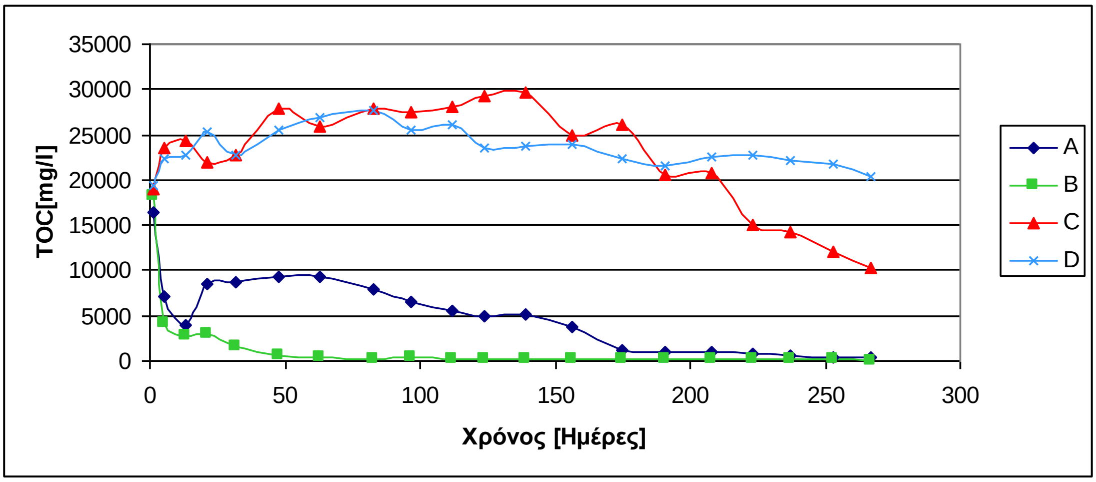
Στο Σχήμα 8.12 φαίνεται η μεταβολή του λόγου BOD_5/COD σε όλη τη διάρκεια του πειράματος. Ο λόγος αυτός αποτελεί δείκτη της βιοδιασπασιμότητας της οργανικής ύλης των στραγγισμάτων και κατά συνέπεια της σταθεροποίησης της απορριμματικής μάζας (Kjeldsen et al., 2002; Agdag and Sponza, 2005). Ο αντιδραστήρας B παρουσίασε την πιο υψηλή αρχική τιμή του λόγου (0,88), στη συνέχεια όμως μειώθηκε κατακόρυφα και σχεδόν σταθεροποιήθηκε σε χρονικό διάστημα 32 ημερών με τιμές κάτω από 0,05. Αντίθετα, στον αντιδραστήρα A η σταθεροποίηση του λόγου επήλθε σε πολύ μεγαλύτερο χρονικό διάστημα (την 159^{η} ημέρα) με τελικές τιμές γύρω στο 0,1. Στους αναερόβιους αντιδραστήρες ο λόγος BOD_5/COD κυμάνθηκε σε μεγαλύτερα επίπεδα καθ' όλη τη διάρκεια του πειράματος και παρουσίασαν εμφανή σημάδια σταθεροποίησης την 159^{η} ημέρα. Οι τελικές τιμές κυμάνθηκαν γύρω στο 0,30 στον αντιδραστήρα C και στο 0,20 στον αντιδραστήρα D, αντίστοιχα.



Σχήμα 8.12: Λόγος BOD_5/COD για τους τέσσερις αντιδραστήρες.

➢ TOC

Στο Σχήμα 8.13 φαίνεται η διακύμανση της συγκέντρωσης του TOC και στους τέσσερις αντιδραστήρες κατά τη διάρκεια του πειράματος. Οι αρχικές συγκεντρώσεις του TOC ήταν 16340 mg/L, 18170 mg/L, 18220 mg/L και 19360 mg/L για τους αντιδραστήρες A, B, C και D, αντίστοιχα. Στη συνέχεια, οι συγκεντρώσεις του TOC ακολούθησαν την τάση απομάκρυνσης του COD σε όλους τους αντιδραστήρες. Στον αντιδραστήρα B σημειώθηκε τελικό ποσοστό απομάκρυνσης ίσο με 99%, γεγονός που δικαιολογείται από την καλή κυκλοφορία του αέρα εντός του αντιδραστήρα. Όσον αφορά τον αντιδραστήρα A, όπως και στην περίπτωση του COD, παρουσίασε απότομη μείωση τις πρώτες 5 ημέρες ενώ στη συνέχεια οι συγκεντρώσεις TOC ήταν υψηλότερες συγκριτικά με τον αντιδραστήρα B καθ' όλη τη διάρκεια του πειράματος. Κατά την $156^{η}$ ημέρα παρουσίασε καμπή στην διακύμανση των συγκεντρώσεων TOC και το τελικό ποσοστό απομάκρυνσης ήταν της τάξης του 97%. Στους αναερόβιους αντιδραστήρες, δεδομένου του βραδύτερου ρυθμού βιοαποδόμησης, τα ποσοστά των συγκεντρώσεων του TOC κυμάνθηκαν σε υψηλά επίπεδα. Κατά τη διάρκεια της οξεογένεσης, οι συγκεντρώσεις αυξήθηκαν σε 28000 mg/L περίπου και στους δύο αντιδραστήρες και έκτωτε στον αντιδραστήρα D δεν παρατηρήθηκε σημαντική απομάκρυνση. Αντίθετα, στον αντιδραστήρα C, λόγω της δράσης των μεθανογενών βακτηρίων μετά την $191^{η}$ ημέρα, το τελικό ποσοστό απομάκρυνσης του TOC ανήλθε σε 46%.



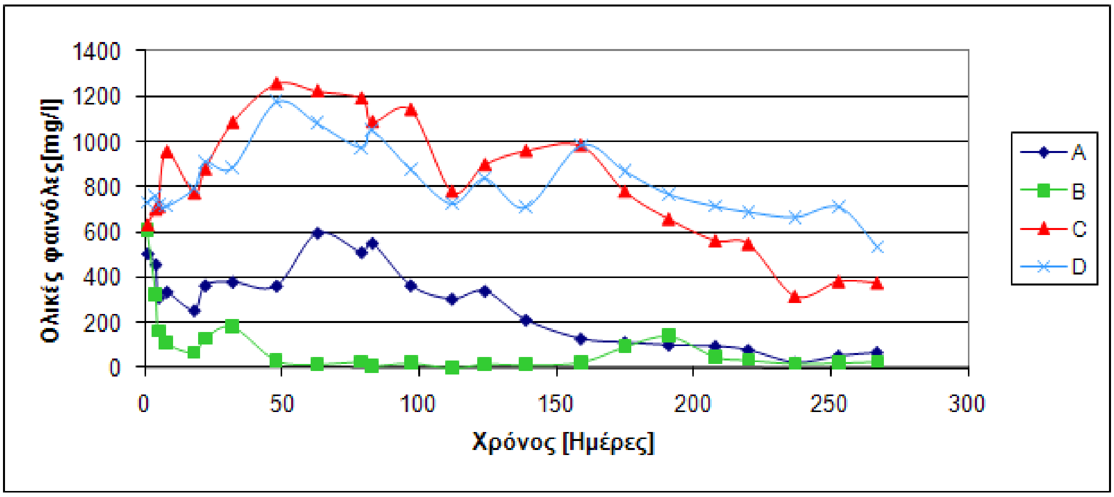
Σχήμα 8.13: Διακύμανση της συγκέντρωσης του TOC στους τέσσερις αντιδραστήρες.

➢ ΟΛΙΚΕΣ ΦΑΙΝΟΛΕΣ

Στο Σχήμα 8.14 παρουσιάζεται η μεταβολή της συγκέντρωσης των φαινολών στους αντιδραστήρες κατά τη διάρκεια του πειράματος. Οι φαινόλες είναι οργανικές ενώσεις και θεωρούνται από τους πιο κοινούς τοξικούς ρύπους. Είναι επικίνδυνες για την υδρόβια ζωή, τα φυτά, και πολλούς άλλους οργανισμούς και αποτελούν ανασταλτικό παράγοντα του μετασχηματισμού της οργανικής ύλης (Liu et al. 2009). Προέρχονται από διάφορες βιομηχανικές διεργασίες που πραγματοποιούνται σε διυλιστήρια πετρελαίου, σε μονάδες παραγωγής πλαστικού, σε φαρμακοβιομηχανίες (Liu et al. 2009, Alkalay et al., 1998), αλλά συνήθως βρίσκονται στα στραγγίσματα των αποβλήτων στους χώρους υγειονομικής ταφής (Kjeldsen et al., 2002; Alkalay et al., 1998).

Οι αρχικές συγκεντρώσεις των φαινολών ήταν σχεδόν ίδιες και στους τέσσερις αντιδραστήρες: 505 mg/L, 607 mg/L, 633 mg/L και 730 mg/L για τους αντιδραστήρες A, B, C και D, αντίστοιχα. Στους αερόβιους αντιδραστήρες, όπως ήταν αναμενόμενο, επιτεύχθηκε πολύ μεγαλύτερο ποσοστό απομάκρυνσης. Σύμφωνα με τους Meloa et al. (2002) το ποσοστό βιοαποδόμησης της φαινόλης αυξάνεται εάν αυξηθεί η προσφορά σε οξυγόνο. Πιο συγκεκριμένα, στον αντιδραστήρα B, λόγω καλού αερισμού, παρατηρήθηκε έντονη βιοαποδόμηση της οργανικής ύλης τις πρώτες μέρες του πειράματος, κατά συνέπεια η συγκέντρωση των φαινολών μειώθηκε κατακόρυφα. Το τελικό ποσοστό απομάκρυνσης ήταν ιδιαίτερα υψηλό, ίσο με 95%. Στον αντιδραστήρα A ο ρυθμός απομάκρυνσης ήταν πιο βραδύς, λόγω της παρουσίας αναερόβιων θυλάκων στην απορριμματική μάζα, ενώ το τελικό ποσοστό ανήλθε σε 87%.

Η διακύμανση των συγκεντρώσεων των φαινολών για τους δύο αναερόβιους αντιδραστήρες ήταν παρόμοια καθ’ όλη τη διάρκεια της οξεογένεσης. Αρχικά, οι συγκεντρώσεις αυξήθηκαν και στους δύο αντιδραστήρες, λαμβάνοντας μέγιστη τιμή ίση με 1200 mg/L την $48^{η}$ ημέρα. Το γεγονός αυτό οφείλεται στην υδρόλυση της οργανικής ύλης. Στη συνέχεια στον αντιδραστήρα D, η συγκέντρωση των φαινολών παρουσίασε μία σταθερή μείωση μέχρι το τέλος του πειράματος, ενώ στον αντιδραστήρα C ο ρυθμός απομάκρυνσης αυξήθηκε παράλληλα με την έναρξη της μεθανιογένεσης και σταθεροποιήθηκε την $237^{η}$ ημέρα. Τα τελικά ποσοστά απομάκρυνσης ήταν 40% και 26,7% για τους αντιδραστήρες C και D, αντίστοιχα.

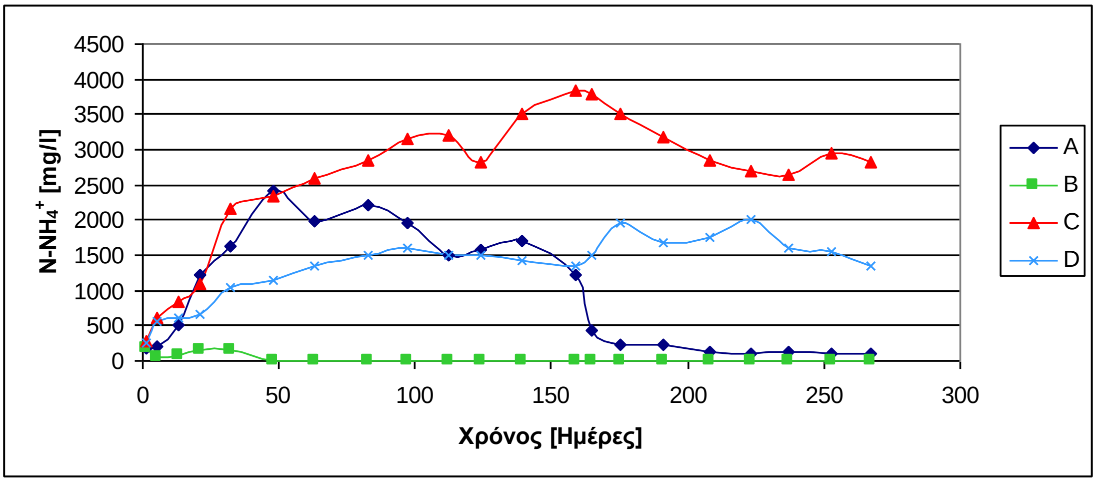


Σχήμα 8.14: Διακύμανση της συγκέντρωσης των φαινολών στους τέσσερις αντιδραστήρες.

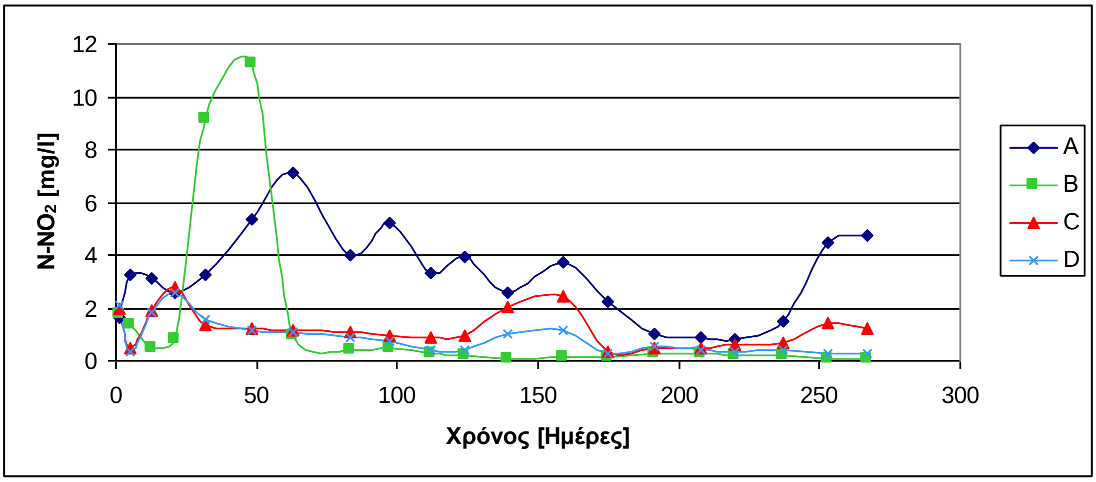
8.5 ΑΠΟΜΑΚΡΥΝΣΗ ΑΖΩΤΟΥ ΚΑΙ ΘΕΙΟΥ

Στο Σχήματα 8.15, 8.16 και 8.17 παρουσιάζονται οι μεταβολές των συγκεντρώσεων των NH_4^+-N, των N-NO_2^- και των N-NO_3^-, αντίστοιχα, στα στραγγίσματα των τεσσάρων αντιδραστήρων. Κατά τις πρώτες εβδομάδες του πειράματος οι συγκεντρώσεις των αμμωνιακών παρουσίασαν ιδιαίτερη αύξηση στους αντιδραστήρες A, C και D, ενώ όσον αφορά τον αντιδραστήρα B, η αύξηση ήταν περιορισμένη. Αυτή η αύξηση οφείλεται στις διεργασίες της αμμωνιοποίησης που έλαβαν χώρα, στην διάσπαση δηλαδή των αζωτούχων ενώσεων και τη διάλυσή τους στα στραγγίσματα. Οι υψηλές συγκεντρώσεις NH_4^+-N στα στραγγίσματα υποδηλώνουν ότι η οργανική ύλη των ΑΣΑ περιέχει άζωτο με τη μορφή πρωτεϊνών και αμινοξέων (Kjeldsen et al., 2002; Jokela and Rintala, 2004; Berge et al., 2005).

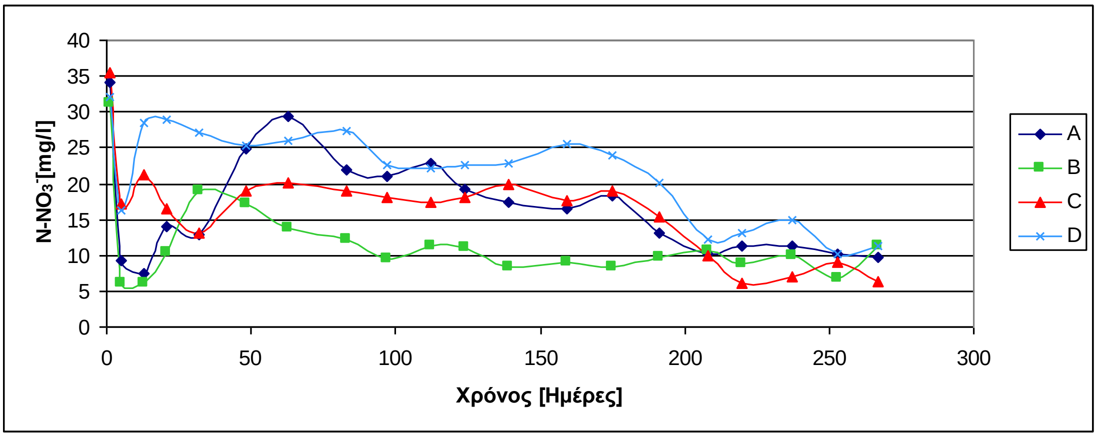
Στους αντιδραστήρες C και D η απουσία του οξυγόνου σε συνδυασμό με την ανακυκλοφορία των στραγγισμάτων συντέλεσε στη συσσώρευση των $NH4^+$-N. Σύμφωνα με τους Berge et al. (2005) και Sponza et al. (2004) σε αναερόβιες συνθήκες δε λαμβάνει χώρα βιοαποδόμηση των $NH4^+$-N. Κατά την 159^{η} ημέρα οι μετρούμενες συγκεντρώσεις των $NH4^+$-N αυξήθηκαν εώς την τιμή 3850 mg/L για τον αντιδραστήρα C και εώς 1350 mg/L στον αντιδραστήρα D. Στην συνέχεια, οι συγκεντρώσεις των αμμωνιακών παρουσίασαν μία σχετική μείωση στον αντιδραστήρα C μετά την 165^{η} ημέρα, η οποία ενδεχομένως να οφειλόταν σε μηχανισμούς αναερόβιας οξείδωσης ή προσρόφησης της αμμωνίας. Το γεγονός αυτό αποδεικνύεται από την μικρή αύξηση των συγκεντρώσεων των N-NO_2^- που έλαβε χώρα το ίδιο χρονικό διάστημα και παρουσιάζεται στο Σχήμα 8.17. Αντίθετα, στον αντιδραστήρα D οι συγκεντρώσεις των $NH4^{+}$-N καθώς και των N-NO_2^{-} ακολούθησαν μία σταθερή διακύμανση.



Σχήμα 8.15: Μεταβολή των συγκεντρώσεων αμμωνίου στα στραγγίσματα των αντιδραστήρων.



Σχήμα 8.16**:** Μετρήσεις των συγκεντρώσεων των για NO_2^{-}-N τους τέσσερις αντιδραστήρες.



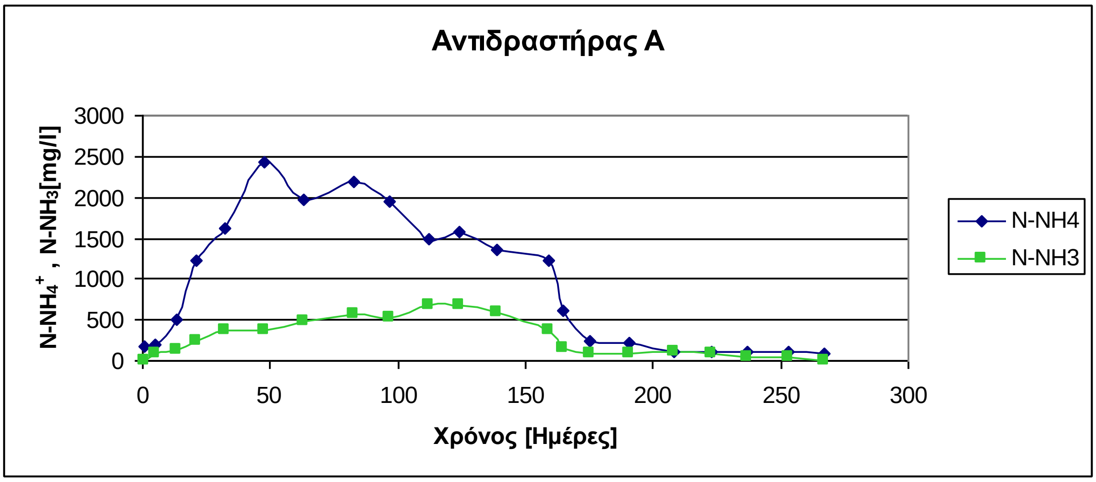
Σχήμα 8.17: Μετρήσεις των συγκεντρώσεων των NO_3^--N για τους τέσσερις αντιδραστήρες.

Στους αντιδραστήρες Α και Β, ο αερισμός είχε θετική επίδραση στην απομάκρυνση των $NH4^+$-N. Ωστόσο, στον αντιδραστήρα Α, λόγω τις παρουσίας της ιλύος οι συγκεντρώσεις κυμάνθηκαν σε αρκετά υψηλότερα επίπεδα. Οι αρχικές συγκεντρώσεις και των δύο αντιδραστήρων ήταν της τάξης του 200 mg/L, στη συνέχεια όμως, στον αντιδραστήρα Α η συγκέντρωση των $NH4^+$-N αυξήθηκε αισθητά και παρουσίασε μέγιστη τιμή την $48^η$ ημέρα, 2425 mg/L. Η μείωση των συγκεντρώσεων επήλθε σε σημαντικό βαθμό την $165^η$ μέρα και μέχρι το τέλος του πειράματος συνεχίστηκε η μειωτική πορεία. Αντίθετα, στον αντιδραστήρα Β η συγκέντρωση των $NH4^+$-N ήταν σχεδόν σταθερή τον πρώτο μήνα και κυμάνθηκε σε επίπεδα 90-160 mg/L, ενώ μετά την $48^η$ ημέρα και μέχρι το τέλος του πειράματος οι συγκεντρώσεις ήταν κάτω από 2 mg/L.

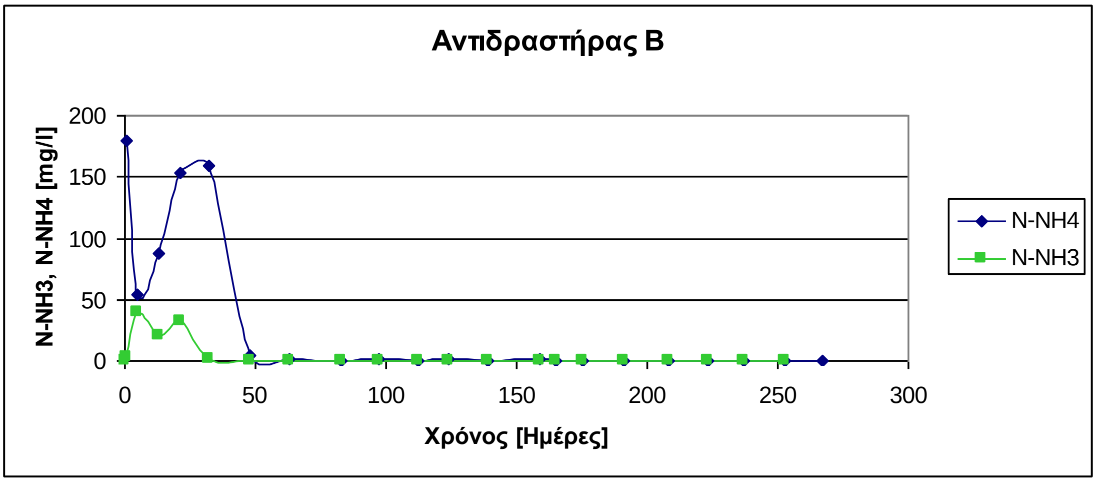
Γενικά, στους αερόβιους αντιδραστήρες η απομάκρυνση των $NH4^+$-N επιτυγχάνεται με δύο τρόπους, μέσω της νιτροποίησης και μέσω της εξάτμισης (Berge et al., 2005; Huo et al. 2008). Στον αντιδραστήρα Β ο κύριος μηχανισμός απομάκρυνσης ήταν η εξάτμιση, δηλαδή η μετατροπή του αμμωνιακού αζώτου σε ελεύθερη αμμωνία και η διαφυγή της στην αέρια φάση. Ωστόσο, παρατηρώντας τη διακύμανση των συγκεντρώσεων των νιτρικών και των νιτρωδών ιόντων, διαπιστώνεται ότι τα νιτροποιητικά βακτήρια έδρασαν το χρονικό διάστημα από την $30^η$ μέχρι την $70^η$ ημέρα αυξάνοντας τις συγκεντρώσεις των N-NO_2^- σε 10 mg/L και των N-NO_3^- σε 15 mg/L, αντίστοιχα. Η εκτίμηση της εξάτμισης επιτυγχάνεται μέσω του υπολογισμού της ελεύθερης αμμωνίας με χρήση της παρακάτω σχέσης (Hao et al. 2009).

$$[N-NH_3] = \frac{[N-NH_4^+]\cdot 10^{pH}}{e^{\frac{6344}{273+T[°C]}}}$$

Στα Σχήματα 8.18 και 8.19 παρουσιάζεται η μεταβολή της συγκέντρωσης της ελεύθερης αμμωνίας στους δύο αερόβιους αντιδραστήρες. Λόγω του αλκαλικού pH (> 8) των στραγγισμάτων των αντιδραστήρων Α και Β, διαπιστώνεται εύκολα ότι η εξάτμιση αποτέλεσε το σημαντικότερο μηχανισμό απομάκρυνσης των NH_4^+-N. Στον αντιδραστήρα Α, η μεγάλη συμπύκνωση της απορριμματικής μάζας, δεδομένης της αυξημένης καθίζησης που έλαβε χώρα κατά τις πρώτες ημέρες του πειράματος, αποτέλεσε ανασταλτικό παράγοντα για την διαδικασία της εξάτμισης και ως εκ τούτου για την απομάκρυνση των NH_4^+-N. Ωστόσο μετά την $48^{η}$ ημέρα του πειράματος οι συγκεντρώσεις των NH_4^+-N άρχισαν να μειώνονται με έντονο ρυθμό, ενώ οι αντίστοιχες συγκεντρώσεις της ελεύθερης αμμωνίας άρχισαν να αυξάνονται. Στον αντιδραστήρα αυτό δεν υπήρξαν ενδείξεις της νιτροποιητικής διεργασίας. Η διαθεσιμότητα σε οξυγόνο μπορεί να αποτελέσει περιοριστικό παράγοντα της νιτροποίησης, δεδομένου ότι τα νιτροποιητικά βακτήρια είναι αυτότροφα και υφίστανται τον ανταγωνισμό των εταιρότροφων βακτηρίων. Υπό αυτές τις συνθήκες η δράση των νιτροποιητικών βακτηρίων αναστέλλεται σε περιοχές όπου υπάρχουν μεγάλες ποσότητες οργανικού άνθρακα (Berge et al. 2005). Επιπρόσθετα, σε θερμοκρασίες άνω των 40 °C, αναστέλλεται κάθε νιτροποιητική διεργασία (Berge et al., 2005). Στον συγκεκριμένο αντιδραστήρα στην αρχή του πειράματος παρουσιάστηκε υψηλή περιεκτικότητα σε οργανική ύλη, καθώς και υψηλή θερμοκρασία (40-60 °C), με επακόλουθο την αύξηση των συγκεντρώσεων της ελεύθερης αμμωνίας.



Σχήμα 8.18: Μετρήσεις των συγκεντρώσεων των N-NH_4^+ και N-NH_3 στον αντιδραστήρα Α.



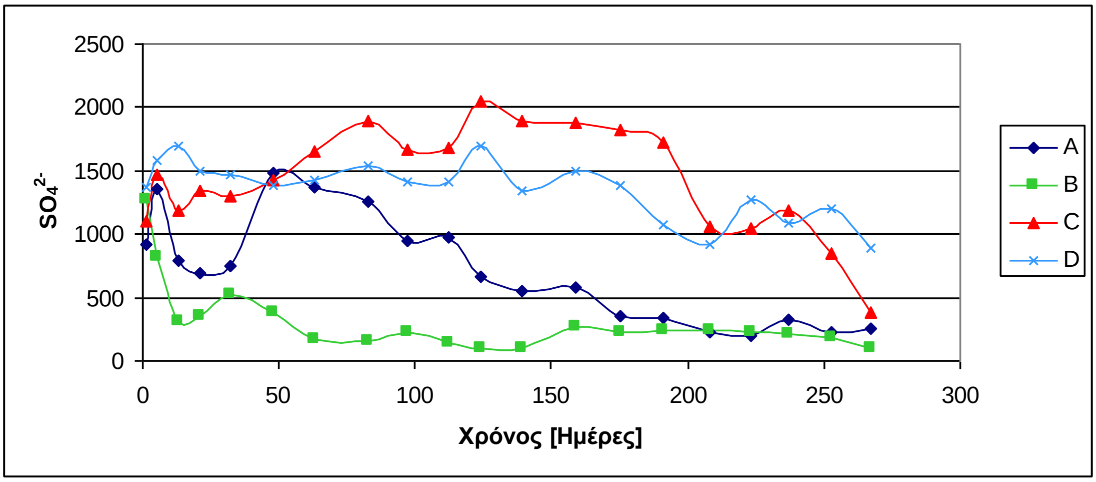
Σχήμα 8.19: Μετρήσεις των συγκεντρώσεων των N-NH_4^+ και N-NH_3 στον αντιδραστήρα Β.

- **Θειικά**

Στο Σχήμα 8.20 που ακολουθεί παρουσιάζεται η μεταβολή της συγκέντρωσης των θειικών στους τέσσερις αντιδραστήρες. Οι αρχικές συγκεντρώσεις των θειικών ήταν σχεδόν ίδιες και στους τέσσερις αντιδραστήρες, ενώ κατά τη διάρκεια του πειράματος παρουσίασαν διαφορετικές διακυμάνσεις.

Όσον αφορά τους αντιδραστήρες C και D, υπό αναερόβιες συνθήκες τα αναερόβια βακτήρια χρησιμοποιούν οργανικές ενώσεις ως δότες ηλεκτρονίων και θειικά ως δέκτες ηλεκτρονίων. Έτσι, κατά το πρώτο στάδιο του πειράματος μέχρι την $120^{η}$ ημέρα δεν παρατηρήθηκαν σημαντικές μεταβολές στις συγκεντρώσεις των SO_4^{2-}, λόγω της συνεχούς υδρόλυσης των ΑΣΑ που λάμβανε χώρα. Όταν το μεγαλύτερο ποσοστό οργανικής ύλης είχε αποδομηθεί η συγκέντρωση των SO_4^{2-} άρχισε σταδιακά να μειώνεται στον αντιδραστήρα D, ενώ στον αντιδραστήρα C η απομάκρυνση αυτή πραγματοποιήθηκε με πιο γρήγορο ρυθμό. Τα τελικά ποσοστά απομάκρυνσης ήταν 65,7% και 35% για τους αντιδραστήρες C και D, αντίστοιχα.

Στον αερόβιο αντιδραστήρα A η συγκέντρωση των SO_4^{2-} αυξήθηκε την 48η ημέρα, όπου έλαβε μέγιστη τιμή ίση με 1485 mg/L. Τελικά, μετά από 220 ημέρες επεξεργασίας η συγκέντρωση αυτή μειώθηκε σε 250 mg/L. Αυτή η μείωση εξηγείται από την παρουσία αναερόβιων θυλάκων στη μάζα των ΑΣΑ και την επακόλουθη δράση των αναερόβιων βακτηρίων, καθώς και από τη δημιουργία αλάτων, λόγω του αλκαλικού pH (7-8). Στον αντιδραστήρα B οι συγκεντρώσεις των SO_4^{2-} μειώνονταν με έντονο ρυθμό μέχρι την 63η ημέρα του πειράματος και στη συνέχεια σχεδόν σταθεροποιήθηκαν.



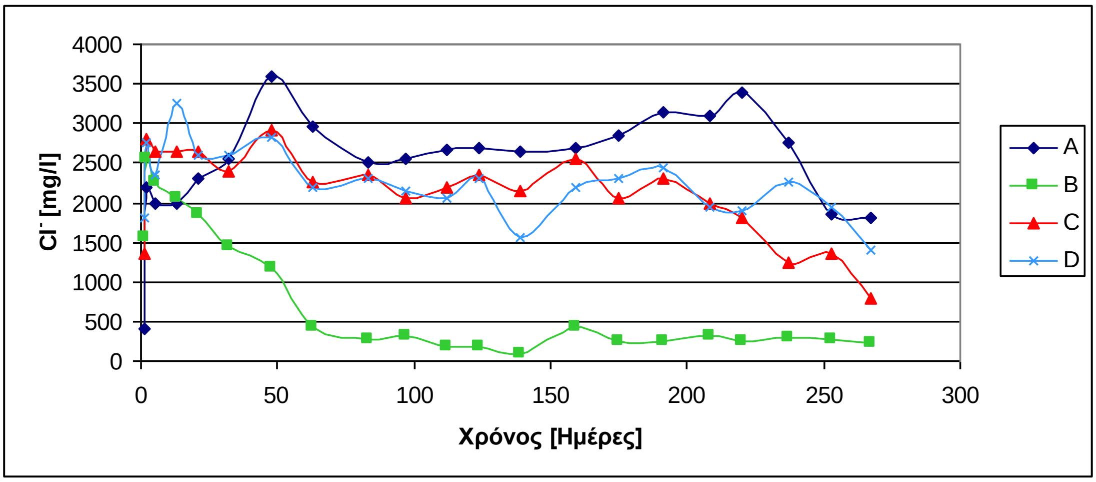
Σχήμα 8.20: Διακύμανση των συγκεντρώσεων SO_4^{2-} για τους τέσσερις αντιδραστήρες.

8.6 ΧΛΩΡΙΟΥΧΑ ΚΑΙ ΑΓΩΓΙΜΟΤΗΤΑ

- **Χλωριούχα**

Στο Σχήμα 8.21 παρουσιάζεται η μεταβολή της συγκέντρωσης των χλωριούχων στα στραγγίσματα των τεσσάρων αντιδραστήρων. Τα χλωριούχα αποτελούν μία μη αποδομήσημη συντηρητική παράμετρο και η μεταβολή της συγκέντρωσής τους χρησιμοποιείται προκειμένου να αξιολογηθεί η διακύμανση της αραίωσης των στραγγισμάτων (Bilgili et al., 2007). Με την έναρξη της υδρόλυσης των ΑΣΑ, λαμβάνει χώρα διάλυση αλάτων στα στραγγίσματα κατά συνέπεια η συγκέντρωση των Cl^- αυξάνεται. Ωστόσο, μέσω της ανακυκλοφορίας των στραγγισμάτων επιτυγχάνεται η απομάκρυνσή τους από τα διαλύματα των στραγγισμάτων με αποτέλεσμα να παρουσιάζεται ανάλογη μείωση της συγκέντρωσής τους. Συνήθως το ποσοστό απομάκρυνσης είναι χαμηλότερο από αυτό της επαναδιάλυσης στα στραγγίσματα και ως εκ τούτου οι συγκεντρώσεις των Cl^- παρουσιάζουν γενικά αυξητικές τάσεις (Jun et al., 2007). Σε συμβατικούς ΧΥΤΑ, όπου δε λαμαβάνει χώρα ανακυκλοφορία των στραγγισμάτων, οι συγκεντρώσεις των Cl^- αναμένεται να μειώνονται σταδιακά, λόγω έκπλυσης με τη διείσδυση του νερού (Bilgili et al., 2007).

Στους αναερόβιους αντιδραστήρες C και D δεν παρατηρήθηκαν σημαντικές μεταβολές των συγκεντρώσεων των χλωριούχων, μέχρι την 220η ημέρα του πειράματος. Από αυτό το σημείο και μέχρι το τέλος του πειράματος στον αντιδραστήρα C επήλθε αισθητή μείωση των συγκεντρώσεων των Cl^-. Αντίθετα, στον αντιδραστήρα D η διακύμανση των συγκεντρώσεων παρέμεινε σταθερή. Στον αντιδραστήρα A οι συγκεντρώσεις κυμάνθηκαν στα υψηλότερα επίπεδα (γύρω στα 2600 mg/L). Το γεγονός αυτό ενδεχομένως να οφείλεται στις υψηλές συνθήκες pH (>8) που επικράτησαν, οι οποίες ενισχύουν τη διάλυση των χλωριούχων. Ωστόσο, μετά την 220η ημέρα οι συγκεντρώσεις των Cl^- άρχισαν να μειώνονται με έντονο ρυθμό και η τελική τιμή ανήλθε σε 1800 mg/L. Όσον αφορά τον αντιδραστήρα B οι συγκεντρώσεις των Cl^- την 63η ημέρα του πειράματος μειώθηκαν από 1550 σε 420 mg/L, λόγω της έντονης διάλυσης των χλωριόντων και στη συνέχεια σταθεροποιήθηκαν γύρω στα 280 mg/L.

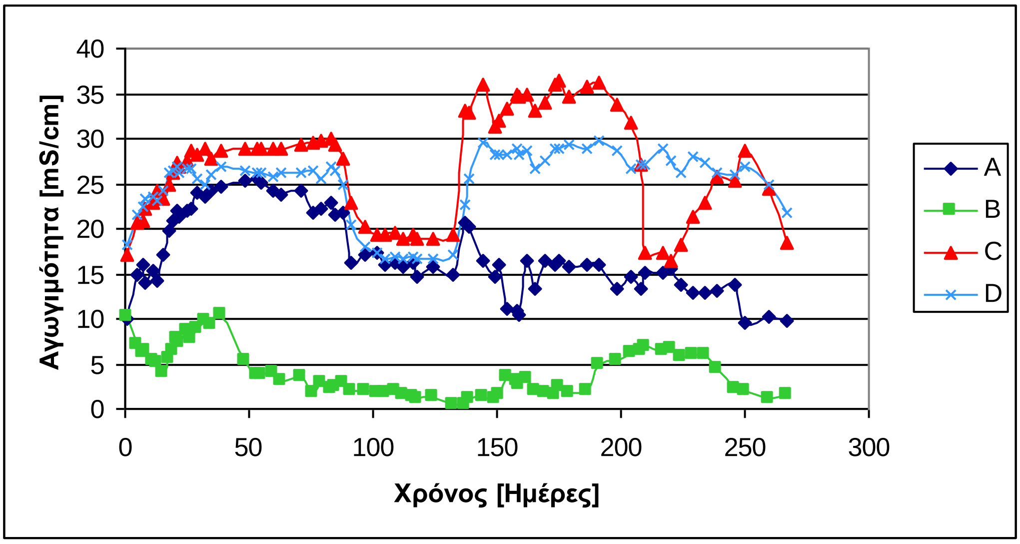


Σχήμα 8.21: Μετρήσεις χλωριούχων κατά τη διάρκεια του πειράματος.

➢ **Αγωγιμότητα**

Στο Σχήμα 8.22 παρουσιάζεται η μεταβολή της αγωγιμότητας των στραγγισμάτων των τεσσάρων αντιδραστήρων. Η αγωγιμότητα εκφράζει τη συνολική συγκέντρωση των ιόντων των διαλυμένων ουσιών που βρίσκονται στα στραγγίσματα, καθώς και την ικανότητα μεταφοράς του ηλεκτρικού ρεύματος μέσα από αυτά. Τις πρώτες 40 ημέρες του πειράματος παρατηρήθηκε μία αύξηση της αγωγιμότητας και στους τέσσερις αντιδραστήρες, που οφείλεται στη διάλυση των πολύπλοκων οργανικών ενώσεων και στη δημιουργία ιόντων. Στη συνέχεια, η αγωγιμότητα μειώθηκε στους αερόβιους αντιδραστήρες, λόγω των αυξημένων τιμών pH. Το αλκαλικό pH ευνόησε το σχηματισμό συμπλόκων και ιζημάτων, με αποτέλεσμα τις χαμηλές τιμές αγωγιμότητας στα στραγγίσματα. Η μείωση αυτή επήλθε την $39^{η}$ ημέρα στον αντιδραστήρα B και την $91^{η}$ στον αντιδραστήρα A.

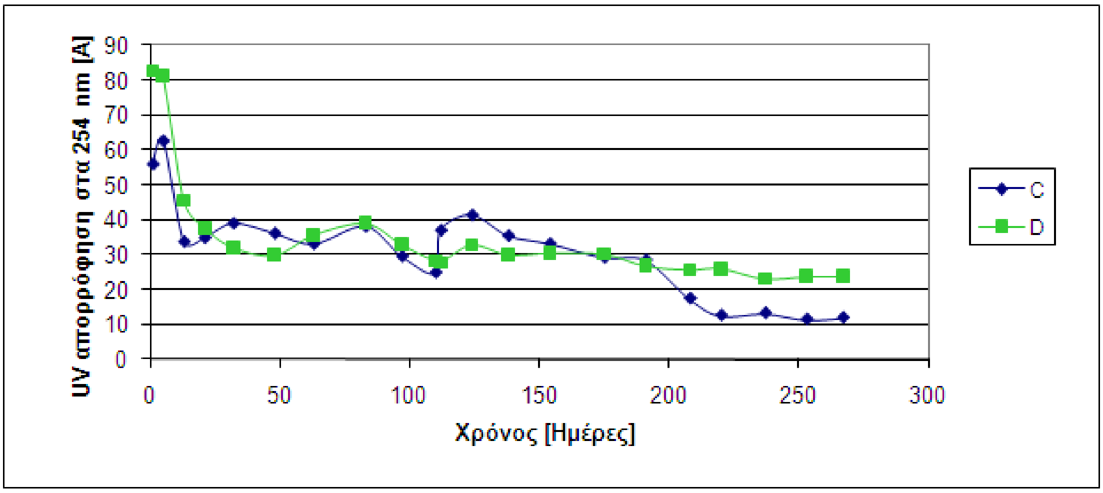
Όσον αφορά τους αναερόβιους αντιδραστήρες C και D, παρατηρήθηκε αύξηση της αγωγιμότητας παράλληλα με την έντονη δράση των αναερόβιων μικροοργανισμών που έλαβε χώρα μετά την $120^{η}$ ημέρα του πειράματος.



Σχήμα 8.22: Μετρήσεις αγωγιμότητας κατά τη διάρκεια του πειράματος.

8.7 ΑΠΟΡΡΟΦΗΣΗ ΑΚΤΙΝΟΒΟΛΙΑΣ UV

Στο Σχήμα 8.23 παρουσιάζεται η απορρόφηση ακτινοβολίας UV στα 254 nm για τους αναερόβιους αντιδραστήρες C και D. Η απορρόφηση της ακτινοβολίας UV στα 254 nm υποδηλώνει την παρουσία οργανικών αρωματικών ενώσεων στα στραγγίσματα και βοηθάει στη διάκριση της οξεογένεσης και της μεθανιογένεσης (Chin et al., 1994; Francois et al., 2007). Η μεθανιογενής φάση χαρακτηρίζεται από τα χαμηλά επίπεδα οργανικού φορτίου που έχουν παραμείνει στα στραγγίσματα με τη μορφή χουμικών και φουλβικών οξέων. Η βιοαποδόμηση της οργανικής ύλης σε αυτή τη φάση έχει προχωρήσει σε μεγάλο βαθμό, συνεπώς η απορρόφηση της ακτινοβολίας UV είναι περιορισμένη. Παρατηρώντας το διάγραμμα διαπιστώνουμε ότι μετα την απομάκρυνση μεγάλου ποσοστού του οργανικού φορτίου που πραγματοποιήθηκε τις πρώτες ημέρες του πειράματος, οι διακυμάνσεις της απορρόφησης της ακτινοβολίας UV στα 254 nm παρέμειναν σταθερές και στους δύο αναερόβιους αντιδραστήρες C και D μέχρι την 137^{η} ημέρα. Από εκείνο το σημείο στον αντιδραστήρα C άρχισε η μεθανιογένεση, γεγονός που προκάλεσε τη σταδιακή μείωση της απορροφούμενης ακτινοβολίας. Στον αντιδραστήρα D, δεδομένου ότι δεν πραγματοποιήθηκε παραγωγή μεθανίου, η διακύμανση της απορροφούμενης ακτινοβολίας παρέμεινε σταθερή καθ’ όλη τη διάρκεια του πειράματος.



Σχήμα 8.23: Απορρόφηση ακτινοβολίας UV στα 254 nm στους αντιδραστήρες C και D.

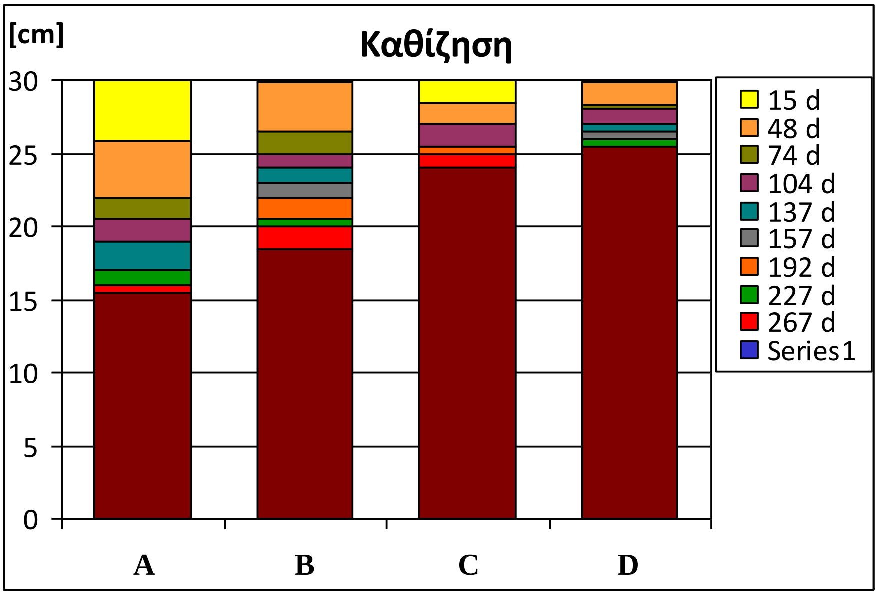
8.8 ΚΑΘΙΖΗΣΗ ΑΠΟΡΡΙΜΜΑΤΙΚΗΣ ΜΑΖΑΣ

Στο Σχήμα 8.24 παρουσιάζεται η καθίζηση της απορριμματικής μάζας κατά τη διάρκεια του πειράματος. Σε καθορισμένες χρονικές στιγμές, και ανάλογα με τις μεταβολές που προέκυπταν, λάμβανε χώρα μέτρηση της καθίζησης αναφορικά με το αρχικό ύψος των απορριμμάτων.

Στον αντιδραστήρα A η μεγαλύτερη καθίζηση παρατηρήθηκε τις πρώτες 48 ημέρες, γεγονός που ταυτίζεται με την έντονη βιοαποδόμηση και απομάκρυνση του οργανικού φορτίου που παρατηρήθηκε αυτό το χρονικό διάστημα. Στη συνέχεια, καθώς είχε αποδομηθεί το μεγαλύτερο ποσοστό της οργανικής ύλης, μειώθηκε ο ρυθμός της καθίζησης και στο τέλος του πειράματος το ποσοστό της καθίζησης ήταν 48%. Αντίθετα, στον αντιδραστήρα B η μεγαλύτερη απομάκρυνση της οργανικής ύλης παρατηρήθηκε κατά τις πρώτες δύο εβδομάδες του πειράματος, γεγονός που δε διαπιστώθηκε από τις μετρήσεις καθίζησης. Το γεγονός αυτό οφείλεται στην παρουσία των κλαδιών εντός του αντιδραστήρα, η οποία απέτρεψε την έντονη καθίζηση και ενίσχυσε με αυτό τον τρόπο τον αερισμό. Στον αντιδραστήρα αυτό, ο μεγαλύτερος ρυθμός καθίζησης παρατηρήθηκε από την 15^{η} μέχρι την 48^{η} ημέρα. Στη συνέχεια, λόγω της αποδόμησης των κλαδιών, καθώς και της συμπίεσης των απορριμμάτων λόγω της ανακυκλοφορίας και του υπερκείμενου στρώματος χαλικιού, παρατηρήθηκε περαιτέρω καθίζηση. Το τελικό ποσοστό καθίζησης ήταν ίσο με 38,3 % του αρχικού ύψους.

Όπως ήταν αναμενόμενο, στους αναερόβιους αντιδραστήρες παρατηρήθηκε μικρότερος βαθμός καθίζησης, δεδομένου ότι ο ρυθμός αποδόμησης της οργανικής ύλης ήταν αισθητά πιο αργός. Στον αντιδραστήρα C, ο οποίος περιείχε την ιλύ, όπως και στην περίπτωση του αντιδραστήρα A, η μεγαλύτερη καθίζηση πραγματοποιήθηκε τις πρώτες 15 ημέρες. Στη συνέχεια, μετά την 100^{η} ημέρα, όπου αναπτύχθηκαν τα αναερόβια βακτήρια, παρατηρήθηκε επίσης μεγάλη καθίζηση. Το τελικό ποσοστό καθίζησης ανήλθε σε 20%. Αντίθετα, στον αντιδραστήρα D τις πρώτες δύο εβδομάδες, όπως και στον B, δεν υπήρξε καθίζηση, ενώ μετά την 48^{η} ημέρα άρχισε η αποδόμηση των κλαδιών και η δράση των αναερόβιων βακτηρίων. Η καθίζηση συνεχίστηκε με πολύ αργό ρυθμό και το τελικό ποσοστό ήταν 15% του αρχικού ύψους.

Γενικότερα, μελετώντας την παράμετρο της καθίζησης έγινε αντιληπτό ότι ο αερισμός ενισχύει σε μεγάλο βαθμό το ρυθμό καθίζησης, όπως επίσης και η παρουσία της ιλύος. Αντίθετα, τα κλαδιά στη μάζα των απορριμμάτων, παρόλο που βοηθούν στη γρήγορη απομάκρυνση του οργανικού φορτίου ενισχύοντας την καλή κυκλοφορία του αέρα, επιβραδύνουν την καθίζηση.



Σχήμα 8.24: Μέτρηση της καθίζησης κατά τη διάρκεια του πειράματος.

9. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ – ΠΡΟΤΑΣΕΙΣ

9.1 ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Από τη σειρά των πειραμάτων προκύπτουν βασικά και χρήσιμα συμπεράσματα όσον αφορά τη βιολογική επεξεργασία του οργανικού κλάσματος των ΑΣΑ, εφαρμόζοντας τη μέθοδο της συν-κομποστοποίησης με άλλων τύπων οργανικά απόβλητα (ιλύς, κλαδιά). Αρχικά, διαπιστώθηκε ότι ο αερισμός των ΑΣΑ, καθώς και η ανακυκλοφορία των παραγόμενων διασταλλαγμάτων, επιταχύνει τις μεταβολικές διεργασίες και μειώνει το χρόνο της σταθεροποίησής τους σε σύγκριση με τα αναερόβια συστήματα. Επίσης, επιφέρει την ταχύτερη καθίζηση της απορριμματικής μάζας. Όπως προκύπτει από τα αποτελέσματα των τεστ αναπνοής που πραγματοποιήθηκαν για τους αερόβιους αντιδραστήρες, ο ρυθμός κατανάλωσης του οξυγόνου ήταν μεγαλύτερος από 1% καθ' όλη τη διάρκεια του πειράματος, γεγονός που αποτελεί δείκτη της αποτελεσματικής αποδόμησης των απορριμμάτων. Συνεπώς, οι συγκεντρώσεις των οργανικών φορτίων στα στραγγίσματα των αερόβιων αντιδραστήρων κυμάνθηκαν σε πολύ χαμηλότερα επίπεδα.

Όσον αφορά τη συν-κομποστοποίηση των ΑΣΑ με την ιλύ, από την ανάλυση των αποτελεσμάτων προκύπτουν σημαντικά συμπεράσματα για την αερόβια, καθώς και την αναερόβια επεξεργασία. Η παρουσία της ιλύος στον αερόβιο αντιδραστήρα ενισχύει την καθίζηση της απορριμματικής μάζας. Επίσης, γίνεται αντιληπτό ότι συμβάλει στα υψηλά ποσοστά αμμωνιακού αζώτου τόσο στον αερόβιο, όσο και στον αναερόβιο αντιδραστήρα. Ωστόσο, με την αερόβια επεξεργασία επιτεύχθηκε απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου με κύριο μηχανισμό την εξάτμιση, καθώς δεν υπήρξαν ενδείξεις νιτροποίησης. Αντίθετα, στον αναερόβιο αντιδραστήρα, η απουσία του οξυγόνου σε συνδυασμό με την ανακυκλοφορία των στραγγισμάτων συντέλεσε στη συσσώρευση του αμμωνιακού αζώτου. Επιπρόσθετα, μέσω της τεχνικής αυτής, αυξάνονται τα επίπεδα του pH σε λιγότερο χρονικό διάστημα στον αναερόβιο αντιδραστήρα, γεγονός που ενεργοποιεί τη δράση των μεθανογενών βακτηρίων και ενισχύει την παραγωγή μεθανίου.

Αναφορικά με την συν-κομποστοποίηση των ΑΣΑ με τα κλαδιά, σύμφωνα με τα αποτελέσματα, γίνεται αντιληπτό ότι στην αερόβια επεξεργασία ενισχύεται η διάχυση του οξυγόνου στην απορριμματική μάζα και επιτυγχάνεται έτσι η υψηλή απομάκρυνση του οργανικού φορτίου και η ταχεία σταθεροποίηση των αποβλήτων. Ωστόσο, στην αναερόβια επεξεργασία των ΑΣΑ η παρουσία των κλαδιών δεν επέφερε σημαντικές επιδράσεις. Τέλος, μελετώντας τις διακυμάνσεις των συγκεντρώσεων του αμμωνιακού αζώτου διαπιστώνεται ότι κυμαίνονται σε χαμηλότερα επίπεδα στους αντιδραστήρες που πραγματοποιήθηκε αυτή η τεχνική. Το γεγονός αυτό εξηγείται από τη χαμηλή περιεκτικότητα οργανικού αζώτου στα κλαδιά.

9.2 ΠΡΟΤΑΣΕΙΣ

Τα αποτελέσματα της παρούσας εργασίας αποτελούν ένα βασικό κριτήριο αξιολόγησης, των μεθόδων που χρησιμοποιήθηκαν, στην βιοσταθεροποίηση του οργανικού κλάσματος των ΑΣΑ. Ωστόσο, η πιλοτική εφαρμογή τέτοιων πειραμάτων θα πρόσφερε σημαντικά στοιχεία για το σχεδιασμό και τη λειτουργία μονάδων επεξεργασίας μεγάλου μεγέθους. Βασικοί παράμετροι προς μελέτη σε μία τέτοια πιλοτική εφαρμογή αποτελούν ο βαθμός αερισμού καθώς και ο ρυθμός ανακυκλοφορίας των παραγόμενων στραγγισμάτων. Επίσης, σημαντικό ρόλο για την επιλογή της μεθόδου που θα εφαρμοστεί σε μία τέτοια μονάδα θα πρέπει να διαδραματίσει η ικανότητά της στην απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου από τα στραγγίσματα. Επιπρόσθετα, ιδιαίτερο ενδιαφέρον παρουσιάζει η δυνατότητα εναλλαγής μεταξύ της αερόβιας και αναερόβιας επεξεργασίας. Μέσω της τεχνικής αυτής είναι δυνατόν να συνδυαστούν τα οφέλη των δύο μορφών επεξεργασίας, με σκοπό την βελτιστοποίηση των αποτελεσμάτων σε περιβαλλοντικό αλλά και οικονομικό επίπεδο.

Συνοπτικά οι βασικές προτάσεις έχουν ως εξής:

1. Πιλοτική εφαρμογή της συν-κομποστοποίησης ΑΣΑ με ιλύ υπό αναερόβιες συνθήκες, καθώς και της συν-κομποστοποίησης ΑΣΑ με κλαδιά υπό αερόβιες συνθήκες.
2. Μελέτη της επίδρασης του συνδυασμού αερόβιων και αναερόβιων συνθηκών στην συν-κομποστοποίηση.
3. Μελέτη της επίδρασης της ανακυκλοφορίας στην συν-κομποστοποίηση.

ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

Ελληνική βιβλιογραφία:

- Κοινή Υπουργική Απόφαση 69728/824/ΦΕΚ 358/17-5-1996. Μέτρα και Όροι για την Διαχείριση των Στερεών Αποβλήτων.
- Κοινοτική Οδηγία 1999/31/ΕΚ (Περί Υγειονομικής Ταφής των Αποβλήτων).
- Ντζαμίλης Π., Χάβας Γ., 2004, Ποιοτική και Ποσοτική Ανάλυση Αστικών Απορριμμάτων της Περιφέρειας Κρήτης. Μεταπτυχιακή Διατριβή, Τμήμα Μηχανικών Περιβάλλοντος, Πολυτεχνείο Κρήτης.
- Παναγιωτακόπουλος Δ., 2002, «Βιώσιμη διαχείριση Στερεών Αποβλήτων», Εκδόσεις ΖΥΓΟΣ.

Ξένη βιβλιογραφία:

- Agdag O.N., Sponza D.T., 2005, Co-digestion of industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling reactors, Process Biochemistry 40, 1871–1879.
- Alkalay D., Guerrero L., Lema J.M., Mendez R., Chamy R., 1998, Review: Anaerobic treatment of municipal sanitary landfill leachates: the problem of refractory and toxic components, World Journal of Microbiology & Biotechnology 14, 309-320.
- Al-Yousfi, A.B., 1992, Modeling of Leachate and Gas Production and Composition at Sanitary Landfills. Dissertation, Civil and Environmental Engineering, University of Pittsburgh.
- APHA (American Public Health Association), 1989, Standard methods for the examination of water and wastewater. 17th ed. APHA-AWWA-WPCF, Washington DC.
- Badger, D.M., Bogue, M.J and Steward, D.J., 1979, biogass production from corps and organic wastes, 1. results of batch digestions. New Zeland J. Sci., 22,11-20.
- Barlaz M.A., Rooker A.P., Kjeldsen P., Gabr M.A., Borden R.C., 2002, Critical evaluation of factors required to terminate the post-closure monitoring period at solid waste landfills. Environmental Science and Technology 36 (16), 3457–3464.

- Barlaz, M.A., Ham, R.K., Schaefer, D.M., 1989, Mass balance analysis of decomposed refuse in laboratory scale lysimeters. Journal of Environmental Engineering 115 (6), 1088-1102.
- Berge, N.D., Reinhart, D.R., Townsend, T., 2005, The fate of nitrogen in bioreactors landfills. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 35 (4), 365-399.
- Bertran, E., Sort, X., Soliva, M., Trillas, I., 1994, Composting winery waste: sludges and grape stalks. Bioresour. Technol. 95, 203–208.
- Bilgili M., Demir A., Ozkaya B., 2007, Influence of leachate recirculation on aerobic and anaerobic decomposition of solid wastes, Journal of Hazardous Materials 143, 177–183.
- Bishop, P. L., & Godfrey, C., 1983. Nitrogen transformations during sludge composting. BioCycle. 24(4): 34 – 39
- Boldrin, A., 2009, Environmental assessment of garden waste management. PhD thesis, Department of Environmental Engineering, Technical University of Denmark.
- Burton, S.A.Q., and Watson-Craik, I.A., 1998, Ammonia and nitrogen fluxes in landfill sites: Applicability to sustainable landfilling. Waste Manage. Res. 16, 41–53.
- Chin, Y.P., Aiken, G., et O'Loughlin, E., 1994, Molecular weight, polydispersity and spectroscopics properties of aquatic humic substances, Environmental Science and Technology 11 (28), 1853–1858.
- Chynoweth, D.P., Turick, C.E., Owens, J.M., Jerger, D.E and Peck, m.w., 1993, biochemical methane potential of biomass and waste feedstocks. Biomass and bioenergy,5,95-111.
- Claassen PAM, de Vrije T, Budde MAW., 2004, Biological hydrogen production from sweet sorghum by thermophilic bacteria. 2nd World Conference on Biomass for Energy, Industry and Climate Protection. Rome, Italy.
- Cossu R., Raga R., Rossetti D., 2003, The PAF model: an integrated approach for landfill sustainability, Waste Management 23, 37-44.
- Davis RD, 1996, The impact of EU and UK environmental pressures on the future of sludge treatment and disposal. (CIWEM) 10:65–9.

- Eftoda, G., McCartney, D., 2004, Determining the critical bulking agent requirement for municipal biosolids composting. Compost. Sci. Util. 12, 208–218.
- Eggerth, L.L., Diaz, L.F., Bantillo, S., 2001, The city of San Jose’s organic waste management program. In: Proceedings at ORBIT 2001. Biological Processing of Waste; a Product-Oriented Perspective, 10–12 May, Sevilla, Spain, pp. 17–24.
- Eklind, Y., Kirchmann, H., 2000, Composting and storage of organic household waste with different litter amendments. I: carbon turnover. Bioresour. Technol. 74, 115–124.
- Erses A.S., Onay T., Yenigun O., 2008, Comparison of aerobic and anaerobic degradation of municipal solid waste in bioreactor landfills Bioresource Technology 99, 5418–5426.
- EEA (European Environment Agency), 2007. The road from landfilling to recycling: common destination, different routes.
- Eurostat, 2005. Waste Generated and Treated in Europe: Data 1995–2003, Eurostat, Luxembourg.
- Francois V., Feuillade G., Matejka G., Lagier T., Skhiri N., 2007, Leachate recirculation effects on waste degradation: Study on columns, Waste Management 27, 1259–1272.
- Frank, J. R. and Smith W.H., 1998, Introduction to methane from biomass. A system approach (W.H. Smith and Frank, eds). Elsevier Applied Science, London.
- Giannis A., Makripodis G., Simantiraki F., Somara M., Gidarakos E., 2008, Monitoring operational and leachate characteristics of an aerobic simulated landfill bioreactor, Waste Management 28, 1346-1354.
- Gidarakos, E., Havas, G., Ntzamilis, P., 2006, Municipal solid waste composition determination supporting the integrated solid waste management system in the island of Crete. Waste Management 26, 668–679.
- Grady, C.P., Daigger, G.T., and Lim, H.C., 1999, BiologicalWastewater Treatment, 2nd ed. Marcel Dekker, New York.
- Hall JE, 1995, Sewage sludge production, treatment and disposal in the European Union. J (CIWEM) 9:335–42.

- Ham, R.K., Komilis, D.P., 2003, A Laboratory Study to Investigate Gaseous Emissionsand Solids Decomposition During Composting of Municipal Solid Wastes. EPA-600/R-03/004. US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.
- Hanashima, M., 1999, Pollution control and stabilization process by semi-aerobic landfill type: The Fukuoka method. Sardinia 99 Seventh Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy.
- Hao Y., Wu W., Wu S., Sun H., Chen Y., 2009, Municipal solid waste decomposition under oversaturated condition in comparison with leachate recirculation, Process Biochemistry 43, 108–112.
- He, X. T., Traina, S. J., & Logan, T., 1992, Chemical properties of municipal solid waste composts. Journal of environmental quality. 21, 318 – 329.
- Henry, C., Sullivan, D., Rynk, R., Dorsey, K., and Cogger, C., 1999, Managing Nitrogen from Biosolids, Report to the Northwest Biosolids Management Association.
- Hinchee, R.E., and S.K. Ong., 1992, A rapid in situ respiration test for measuring aerobic biodegradation rates of hydrocarbons in soil, J. Air & Waste Management Association 42 (10), 1305-1312.
- Hsiau P, Lo S., 1998, Extractabilities of heavy metals in chemically-fixed sewage sludges. J Hazard Mater. 58:73–82.
- Hudgins, M., Bessette, B.J., March, J., and McComb, S., 2000, Aerobic landfill bioreactor. American Technologies, Inc., U.S. Patent 6,024,513.
- Huo S., Xi B., Yu H., Fan S., Jing S., Liu H., 2008, A laboratory simulation of in situ leachate treatment in semi-aerobic bioreactor landfill.
- Jerger, D.E., Chynoweth,D.P. and Isaacson, H.R., 1987, Anaerobic digestion of sorghum biomass. Biomass,14,99-113.
- Jetten, M.S.M., Strous, M., van de Pas-Schoonen, K.T., Schalk, J., van Dongen, U.G.J.M., van de Graaf, A.A., Logemann, S., Muyzer, G., van Loosdrecht, M.C.M., and Kuenen, J.G., 1998, The anaerobic oxidation of ammonium. FEMS Microbiol. Rev. 22(5), 421–437.
- Jokela J.P.Y., Rintala J.A., 2004, Anaerobic solubilisation of nitrogen from municipal solid waste (MSW), Re/Views in Environmental Science & Bio/Technology 2, 67-77.

- Juteau, P., Tremblay, D., Ould-Moulaye, C., Bisaillon, J., and Beaudet, R. Swine, 2004, waste treatment by self-heating aerobic thermophilic bioreactors. Water Res. 38(3), 539–546.
- Khalil, K., Mary, B., and Renault, P.,2004, Nitrous oxide production by nitrification and denitrification in soil aggregates as affected by O2 concentration. Soil Biol. Biochem. 36, 687–699.
- Kiely G, Tayfur G, Dolan C, Tanji K., 1997, Physical and mathematical modeling of anaerobic digestion of organic wastes. Wat Res. 31(3):534–40.
- Kjeldsen P., Barlaz M.A., Rooker A.P., Baun A., Ledin A., Christensen T.H., 2002, Present and Long Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Rewiew, Critical Review in Enviromental Science and Technology. 32(4), 297-336.
- Krzystek L., Zieleniewska A., Ledakowicz S., Kahle H. 2003, Simulation of aerobic stabilisation of municipal landfills in lysimeters, Electronic Journal Of Polish Agricultural Universities, Volume 6.
- Krogmann U, Boyles LS, Bamka WJ, Chaiprapat S, Martel CJ., 1999, Biosolids and sludge management. Water Environ Res. 71(5):692–714.
- Kulcu R., Yaldiz O., 2004, Determination of aeration rate and kinetics of composting some agricultural wastes, Bioresource Technology 93, 49–57.
- Laima, M.C.J., 1994, Is KCl a reliable extractant of 15NH4+ added to coastal marine sediments? Biogeochemistry 27, 83–95.
- Lay, J.J., Li, Y.Y., Noike, T., Endo, J., and Ishimoto, S., 1997, Analysis of environmental factors affecting methane production from high-solids organic waste. Water Sci.Technol. 36(6–7), 493–500.
- Leeson A., Hinchee R. E., 1997, Soil Bioventing Principles and Practice, CRC Lewis Publishers, 79-116.
- Leikam, K., Heyer, K.U., and Stegmann, R.,1999, Aerobic in situ stabilization of completed landfills and old sites. *Waste Manag. Res.* 17, 555–562.
- Ligon, P.J., Garland, G., 1998, Analyzing the costs of composting strategies. Biocycle 39, 30–36.
- Liu Y.J., Zhanga A.N., Wanga X.C., 2009, Biodegradation of phenol by using free and immobilized cells of Acinetobacter sp. XA05 and Sphingomonas sp. FG03, Biochemical Engineering Journal, doi:10.1016/j.bej.2008.12.001.

- Lopez M., Montserrat Soliva, F. Xavier Martvnez-Farrι, August Bonmatν, Oscar Huerta-Pujol, 2009, An assessment of the characteristics of yard trimmings and recirculated yard trimmings used in biowaste composting. Escola Superior d'Agricultura de Barcelona, Spain.
- Lundin M, Olofsson M, Pettersson G, Zetterlund H., 2004, Environmental and economic assessment of sewage sludge handling options. Resource Conservat Recycle. 41:255–78.
- Matheson, TriGas., 2002, Material Safety Data Sheet for Ammonia/Air Gas Mixtures. Parsippany, NJ.
- Meloa J.S., Kholi S., Patwardhan A.W., D'Souza S.F., 2002, Nuclear Agriculture and Biotechnology Division.
- Merz, R.C., and Stone, R., 1970, National Technical Information Service. Special Studies of a Sanitary Landfill. National Technical Information Service, Washington, DC, Report NTIS PB 196 148.
- Mertoglu B., Calli B., Inanc B., Inanc I., 2006, Evaluation of in situ ammonia removal in an aerated landfill bioreactor, Process Biochemistry 41, 2359–2366.
- Metcalf, Eddy, editors., 1991, Wastewater engineering-treatment, disposal and reuse, 3rd ed. New York, USA.
- Michel, F.C., Huang, J.F., Forney, L.J., Reddy, A., 1996, Field scale study of the effect of pile size, turning regime and leaf to grass mix ratio on the composting of yard trimmings. In: De Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T. (Eds.), The Science of Composting. Blackie Academic and Professional, London, pp. 577–584.
- Miller, F.C., 1992, Minimizing odor generation. In Science and Engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects, eds. H.A.J. Hoitink and H.M. Keener. Renaissance,Worthington, OH, 219–241.
- Mirkou, K., Giannis, A., Gidarakos, E., 2006, Integrated Solid Waste Management for energy recovery in the island of Crete. Biomass and Waste to Energy Symposium, Venice.
- Murthy, S.N., Novak, J.T., Holbrook, D., and Surovik, F., 2000, Mesophilic aeration of autothermal thermophilic aerobically digested biosolids to improve

plant operations. *Water Environ. Res.* 72(4), 476–483.

- Onay, T.T., and Pohland, F.G., 2001, Nitrogen and sulfate attenuation in simulated landfill bioreactors. Water Sci. Technol. 44(2–3), 367–372.
- Palmisano, A.C., and Barlaz, M.A., 1996, eds. Microbiology of solid waste, CRC Press, Boca Raton, FL.
- Paulsrud B, Karlsson I., 2002, Wastewater sludge as a resource: sludge disposal strategies and corresponding treatment technologies aimed at sustainable handing of wastewater sludge. Water Sci Technol.
- Pohland, F.G.,1995, Landfill bioreactors: Historical perspective, fundamental principles and new horizons in design and operations. EPA Seminar: Landfill Bioreactor Design and Operation, Wilmington, DE.
- Purcell, B.E., Butler, A.P., Sollars, C.J., and Buss, S.E., 1999, Leachate ammonia flushing from landfill simulators. J. CIWFM 13.
- Quasim SR, Chiang W., 1994, Sanitary landfill leachate. USA: Tchonomic Publishing Company. (ISBN) 1-56676-129-8.
- Read, A.D., Hudgins, M., and Philips, P. Perpetual, 2001, landfilling through aeration of the waste mass; lessons from test cells in Georgia (USA). *Waste Manag.* 21, 617–629.
- Reinhart D.R., Al-Yousfi A.B., 1996, The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics. Waste Manag. Res. 14, 337–346.
- Reinhart, D.R., McCreanor, P.T., and Townsend, T.G., 2002, The bioreactor: Its status and future. Waste Manag. Res. 20(2), 172–186.
- Repa, W.D., 2003, Bioreactor Landfills: A viable technology. National Solid Wastes Management Association.
- Sanchez-Monedero, M.A., Roig, A., Paredes, C., and Bernal, M.P., 2001, Nitrogen transformation during organic waste composting by the rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. Bioresource Technol. 78, 301–308.
- Schmidt, I., Sliekers, O., Schmid, M., Bock, E., Fuerst, J., Kuenen, J., Jetten, M., and Strous, M., 2003, New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. FEMS Microbiol. Rev. 27, 481–492.
- Shi X-X, Song H-C, Wang C-R, Tang R-S, Huang Z-X, Gao T-R, et al., 2009

Enhanced bio-hydrogen production from sweet sorghum stalk with alkalization pretreatment by mixed anaerobic cultures. Int J Energ Res.

- Soliva, M., Giro, F., Manzano, S., 1993, Nitrogen lost during MSW composting at two facilities in Spain. Compost. Sci. Util. 1, 23–26.
- Sosnowski P., Klepacz-Smolka A., Kaczorek K., Ledakowicz S., 2008, Kinetic investigations of methane co-fermentation of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes, Bioresource Technology 99, 5731-5737.
- Sosnowski P., Wieczor A., Ledakowicz S., 2003, Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes, Advances in Environmental Research 7, 609–616.
- Sponza D.T., Agdag O.N., 2004, Impact of leachate recirculation and recirculation volume on stabilization of municipal solid wastes in simulated anaerobic bioreactors, Process Biochemistry 39, 2157–2165.
- Stessel, R., and Murphy, R.J., 1992, A lysimeter study of the aerobic landfill concept.Waste Manage. Res. 10, 485–503.
- Sullivan, D.M., Nartea, T.J., Bary, A.I., Cogger, C.G., Myhre, E.A., 2004, Nitrogen availability and decomposition of yard trimmings in soil. Soil. Sci. 169, 697–707.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S., 1993, Integrated solid waste management: engineering principles and management issues. New York: McGraw-Hill.
- Thomas, R.G., 1982, Volatilization from soil. In Handbook of Chemical Property Estimation Methods: Environmental Behavior of Organic Compounds, eds. W.J. Lyman, W.F. Reehal, and D.H. Rosenblatt. McGraw-Hill, New York.
- Tong, X., Smith, L.H, and McCarty, P.L., 1990, Methane fermentation of selected lignocellulosic materials. Biomass, 21,239-255.
- Townsend, T.G., Miller, W., Lee, H., and Earle, J., 1996, Acceleration of landfill stabilization using leachate recycle. J. Environ. Eng., 122(4), 263–268.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency), 1995b, Manual Bioventing Principles and Practise: Volume II Bioventing Design, EPA/625/XXX/001, 1-27, EPA Publication, Washington D.C.

- U.S. EPA, 2000, Toxicological Review. Phenol. CAS No. 108-95-2, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- U.S. E.P.A., 1998, Emerging Technologies for The Management and Utilization of Landfill Gas.
- U.S. EPA., 2002, State of the Practice for Bioreactor Landfills. EPA Publication, EPA/625/R-01/012.
- U.S. EPA, 2005, Municipal Solid Waste Generation: Fact and Figures.
- Valencia R., Van Der Zon W., Woelders H., Lubberding H.J., Gijzen H.J., 2009, Achieving ‘‘Final Storage Quality” of municipal solid waste in pilot scale bioreactor landfills, Waste Management 29, 78–85.
- Van Ginkel, J.T., Van Haneghem, I.A., Raats, P.A.C., 2002, Physical properties of composting material: gas permeability oxygen diffusion coefficient and thermal conductivity. Biosyst. Eng. 81, 113–125.
- Vesilind, P. A., Peirce, J. J., & Weiner, R. F., 1990, Environmental pollution and control. Boston: Butterworth – Heinemann.
- Wang Q., Matsufuji Y., Dong L., Huang Q, Hirano F., Tanaka A., 2006, Research on leachate recirculation from different types of landfills, Waste Management 26, 815–824.
- Ward, M.L., Bitton, G., Townsend, T.G., and Booth, M., 2002, Determining toxicity of leachates from Florida municipal solid waste landfills using a battery-of-tests approach. Environ. Toxicol. 17, 258–266.
- Warith, M., Sharma, R., 1998, Technical review of methods to enhance biological degradation in sanitary landfills. Water Quality Research Journal of Canada 33, 417–437.
- Warith M., Li X., Jin H., 2005, Bioreactor Landfills: State-of-the-art review. Emirates Journal for Engineering Research 10 (1), 1-14.
- WEF, 1998, Design of Wastewater treatment plants, 4th edition, Manual of practice No. 8, vol. 3, Chapters 17-24, Water Environment Federation, Alexandria.
- Willers, H.C., Derikx, P.L.J., ten Have, P.J.W., and Vijin, T.K., 1998, Nitrification limitation in animal slurries at high temperatures. Bioresource Technol. 64(1), 47–54.

- Ye, R.W., and Thomas, S.M., 2001, Microbial Nitrogen Cycles: Physiology, genomics and applications. Curr. Opin. Microbiol. 4, 307–312.

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ Α: ΠΙΝΑΚΕΣ

Πίνακας 1: Μεταβολή του ρυθμού βιοαποδόμησης K_β σε mg/kg/day στους αερόβιους αντιδραστήρες.

Ημέρες	Αντιδραστήρες	
[d]	A	B
2	591	1855
4	300	574
14	105	482
35	68	186
64	37	116
97	24	79
138	13	52
178	8	38
215	5	23

Πίνακας 2: Μετρήσεις αερίων στους αναερόβιους αντιδραστήρες

Ημέρες	Αντιδραστήρες			
	C		D	
[d]	CO_2 [%]	CH_4 [%]	CO_2 [%]	CH_4 [%]
1	10,0	0,0	8,8	0,0
6	21,0	0,0	27,4	0,0
21	22,0	7,4	34,2	0,0
35	14,6	1,4	33,0	0,2
47	13,8	0,8	25,8	0,2
64	15,8	1,8	22,0	0,6
81	16,0	2,2	27,2	1,8
85	14,2	1,2	25,0	1,4
104	14,0	2,0	13,8	0,0
118	15,8	4,0	17,2	0,2
137	18,4	8,0	17,4	0,4
152	20,0	15,4	17,4	0,8
166	18,6	20,0	16,8	0,6
176	20,2	25	19,6	1,4
186	22,6	34,2	15,8	0,6
203	26,4	49,8	14,8	0,4
218	27,6	54,8	14,8	0,4
234	28,0	56,2	15,2	0,6

246	29,2	57,4	12,4	0,8
267	29,6	58,1	12,2	0,8

Πίνακας 3:Μετρήσεις pH

Ημέρες	Αντιδραστήρες			
[d]	A	B	C	D
1	4,67	4,71	4,65	4,79
5	6,39	6,94	4,73	4,86
7	7,33	8,31	4,78	4,91
8	7,25	8,38	4,86	5,00
11	7,52	8,07	4,94	5,29
13	8,02	8,46	5,22	5,32
15	7,86	8,40	5,57	5,59
18	7,61	8,26	6,08	6,52
19	7,36	8,36	6,38	6,57
21	7,42	8,22	6,74	6,62
22	7,41	8,38	6,63	6,56
25	7,64	8,44	6,58	6,35
27	7,32	8,56	6,18	6,07
29	7,18	8,64	6,06	6,12
32	7,74	8,55	6,15	6,38
35	7,48	8,80	5,90	5,95
39	7,67	8,76	5,82	5,88
48	7,90	8,53	5,72	5,72
53	7,78	8,38	5,76	5,73
55	7,75	8,28	5,74	5,72
60	7,81	8,40	5,72	5,75
63	8,00	8,33	5,70	5,71
71	7,70	8,35	5,72	5,71
76	7,69	8,18	5,68	5,69
79	7,79	8,16	5,68	5,70
83	8,23	8,28	5,74	5,76
85	8,34	8,15	5,73	5,75
88	8,12	8,20	5,77	5,76
91	8,33	8,16	5,77	5,76
97	7,97	8,30	5,73	5,75
102	8,12	8,26	5,77	5,78

105	8,47	8,18	5,77	5,75
109	8,23	8,21	5,80	5,74
112	8,51	8,21	5,82	5,74
116	8,38	8,28	5,80	5,72
118	8,60	8,30	5,79	5,71
124	8,35	8,23	5,85	5,72
132	8,28	7,80	5,90	5,78
137	8,45	7,84	5,92	5,86
139	8,46	8,03	5,95	5,81
144	8,53	8,06	5,95	5,79
149	8,35	7,95	6,00	5,78
151	8,39	7,72	5,98	5,85
154	8,63	8,15	5,96	5,77
158	8,70	7,87	6,02	5,83
159	8,55	8,27	6,01	5,81
162	8,46	8,13	5,90	5,76
165	8,19	7,88	5,98	5,75
169	8,17	7,93	6,01	5,74
173	8,37	7,98	6,04	5,77
175	8,59	8,3	6,07	5,77
179	8,28	8,03	6,15	5,81
186	8,87	8,6	6,23	6,1
191	8,81	8,88	6,41	5,9
198	8,6	8,2	6,26	5,72
204	8,61	8,46	6,34	5,69
208	8,55	8,2	6,4	5,72
210	8,52	8,3	6,32	5,8
217	8,46	8,34	6,4	5,75
220	8,78	8,43	6,43	5,73
224	8,7	8,49	6,43	5,72
229	8,72	8,62	6,4	5,71
234	8,53	8,61	6,35	5,7
239	8,31	8,47	6,64	5,71
246	8,51	8,01	6,93	5,71
250	8,75	8,28	7,55	5,72
260	8,77	8,25	7,62	5,7
267	8,77	8,19	7,92	5,7

Πίνακας 4: Μετρήσεις οξειδοαναγωγικού δυναμικού(redox)

Ημέρες	Αντιδραστήρες			
[d]	A	B	C	D
1	13	10	-41	-38
5	-375	-385	-132	-107
7	-394	-314	-152	-109
8	-412	-242	-172	-111
11	-389	-312	-136	-142
13	-384	-255	-130	-152
15	-382	-130	-270	-285
18	-390	-187	-352	-398
19	-373	-172	-299	-332
21	-384	-277	-253	-233
22	-389	-210	-264	-206
25	-392	-222	-258	-202
27	-371	-212	-223	-170
29	-367	-229	-201	-158
32	-376	-175	-193	-138
35	-393	-120	-185	-118
39	-417	-142	-206	-121
48	-426	-90	-142	-30
53	-410	-101	-175	-50
55	-418	-40	-113	-52
60	-397	6	-123	5
63	-423	5	-90	21
71	-421	-10	-107	40
76	-395	104	-89	60
79	-394	116	-77	72
83	-388	78	-22	102
85	-400	68	-43	56
88	-397	50	-41	67
91	-365	73	-47	35
97	-374	10	-48	71
102	-365	100	-43	81
105	-401	45	-44	66
109	-390	45	-50	71

112	-389	52	-6	90
116	-395	29	-45	75
118	-411	57	-61	58
124	-377	7	-39	78
132	-385	11	-52	26
137	-396	43	-43	-14
139	-362	29	-4	33
144	-409	-57	-76	21
149	-415	20	-78	-15
151	-416	-5	-104	-22
154	-400	33	-124	-8
158	-415	61	-99	-8
159	-390	30	-115	67
162	-350	66	-93	7
165	-301	44	-81	-30
169	-367	48	-87	-47
173	-345	41	-104	-12
175	-367	59	-51	98
179	-325	58	-103	29
186	-280	73	-109	21
191	-290	40	-52	88
198	-270	58	-175	49
204	-315	65	-142	67
208	-12	42	-139	70
210	-340	29	-170	70
217	-326	18	-185	63
220	-150	34	-190	118
224	-80	58	-163	-32
229	16	63	-159	28
234	-43	29	-183	84
239	-26	69	-222	60
246	-40	22	-225	91
250	17	101	-395	65
260	11	83	-398	5
267	70	106	-408	53

Πίνακας 5.Μετρήσεις αγωγιμότητας

Ημέρες	Αντιδραστήρες			
[d]	A	B	C	D
1	9,90	10,30	17,13	18,32
5	14,85	7,17	20,70	21,50
7	15,96	6,33	20,90	22,40
8	14,00	6,38	22,20	23,30
11	15,34	5,27	22,80	23,60
13	14,20	5,05	24,20	23,10
15	17,08	3,90	23,24	24,30
18	19,72	5,59	24,80	26,20
19	20,80	6,39	26,20	26,50
21	21,90	7,74	27,30	26,80
22	21,30	7,27	26,80	26,30
25	22,10	8,64	27,50	26,70
27	22,30	7,68	28,70	26,70
29	24,10	8,86	28,30	25,50
32	23,50	9,70	28,80	25,00
35	24,30	9,23	27,70	26,00
39	24,60	10,43	28,60	26,80
48	25,30	5,30	29,00	26,40
53	25,50	3,79	28,80	26,20
55	25,20	3,72	28,80	26,30
60	24,30	4,01	28,80	25,80
63	23,70	3,14	28,80	26,20
71	24,30	3,52	29,40	26,30
76	21,80	1,78	29,60	26,50
79	22,30	2,83	29,80	25,60
83	23,00	2,14	30,00	26,80
85	21,50	2,55	29,30	26,40
88	21,70	2,86	27,7	24,8
91	16,20	2,03	22,8	20,4
97	17,20	2,11	20,2	18,1
102	17,36	1,72	19,38	17,33
105	15,92	1,74	19,26	16,67
109	16,19	2,06	19,53	16,92
112	15,72	1,57	18,86	16,61

116	16,25	1,28	19,26	16,87
118	14,75	1,21	18,9	16,61
124	15,87	1,23	18,78	16,72
132	14,85	0,52	19,33	17,08
137	20,70	0,54	33,10	22,6
139	20,20	1,21	32,90	25,6
144	16,53	1,32	36,00	29,60
149	14,76	1,15	31,40	28,20
151	16,10	1,51	32,10	28,20
154	11,04	3,46	33,30	28,20
158	10,85	3,22	34,80	29,00
159	10,50	2,57	34,60	28,30
162	16,45	3,23	34,80	28,70
165	13,32	2,10	33,20	26,60
169	16,39	1,70	34,00	27,50
173	15,95	1,622	36	29
175	16,47	2,44	36,40	29,00
179	15,88	1,86	34,7	29,3
186	16,09	2,1	35,80	28,80
191	15,97	5	36,3	29,8
198	13,4	5,4	33,80	28,70
204	14,75	6,2	31,70	26,60
208	13,28	6,5	27,20	27,20
210	15,2	7	17,37	27,20
217	15,22	6,5	17,43	28,80
220	15,6	6,7	16,35	27,50
224	13,8	5,7	18,30	26,20
229	12,95	6,1	21,30	28,00
234	12,95	6	22,80	27,40
239	13,16	4,4	25,80	26,20
246	13,86	2,3	25,30	26,10
250	9,6	2,1	28,60	26,80
260	10,15	1,02	24,50	24,80
267	9,8	1,52	18,35	21,80

Πίνακας 6: Μετρήσεις BOD_5

Ημέρες	Αντιδραστήρες			
[d]	A	B	C	D
2	30000	35000	37500	47500
7	10000	2500	47500	52500
13	3750	1250	52500	50000
21	7167	1700	57000	57500
26	10583	400	65000	65000
32	14000	500	62000	60000
39	14000	300	60000	54000
48	9000	100	60000	50400
53	12000	50	56500	50000
63	10000	60	54200	48000
68	11000	150	56000	50000
76	12835	160	52100	46000
83	9000	50	50400	42000
88	6000	150	51000	45000
97	6000	150	47500	45000
102	6000	100	45000	40000
112	3000	50	40000	42500
124	3250	50	38600	41000
133	2500	0	34800	43100
139	2500	60	30800	43800
152	1000	20	31500	40500
165	900	*19*	30600	41200
175	750	15	29000	38900
191	690	22	32100	40900
204	620	20	28900	38500
219	570	17	29500	37300
233	550	15	27600	38000
249	500	12	28300	37100
266	420	13	27100	37500

Πίνακας 7: Μετρήσεις COD

Ημέρες	Αντιδραστήρες			
[d]	A	B	C	D
1	47600	40000	58600	63200
5	21200	8200	72400	71800
7	27800	12200	86000	86800
13	13000	10800	91600	84600
21	28800	13000	97200	91600
32	29200	9200	101600	93700
48	32800	10500	85800	93300
63	28600	6600	97000	96400
83	20600	3000	100200	90600
97	18200	2600	99800	99300
112	13200	1000	89600	88800
124	12700	1160	94200	86400
139	9800	1040	74000	88200
159	7400	4300	71900	88600
175	5600	2900	67000	84200
191	6200	3800	65000	83200
208	6700	2500	58200	77000
219	4700	3600	57200	82400
233	5400	4500	56600	79800
249	3650	2350	58000	71100
266	3900	3150	50000	70500

Πίνακας 8: Μετρήσεις BOD_5/COD

Ημέρες	Αντιδραστήρες			
[d]	A	B	C	D
2	0,63	0,88	0,63	0,75
7	0,36	0,30	0,65	0,60
13	0,29	0,12	0,57	0,59
21	0,25	0,13	0,58	0,62
32	0,48	0,05	0,63	0,64
48	0,27	0,01	0,54	0,52
63	0,35	0,01	0,58	0,58
83	0,44	0,02	0,52	0,48
97	0,33	0,06	0,51	0,46

112	0,23	0,05	0,50	0,47
124	0,26	0,04	0,39	0,40
139	0,26	0,06	0,47	0,32
159	0,12	0,00	0,22	0,25
175	0,13	0,01	0,28	0,23
191	0,11	0,01	0,25	0,25
204	0,09	0,01	0,34	0,34
219	0,12	0,00	0,36	0,2
233	0,10	0,00	0,31	0,21
249	0,14	0,01	0,28	0,19
266	0,11	0,00	0,33	0,26

Πίνακας 9: Μετρήσεις TOC

Ημέρες	Αντιδραστήρες			
[d]	A	B	C	D
1	16340	18170	18920	19360
5	7096	4228	23510	22420
13	3872	2732	24380	22810
21	8563	2903	22020	25340
32	8758	1584	22660	22820
48	9307	586	27810	25440
63	9212	404	25910	26910
83	7983	281	27810	27720
97	6585	338	27430	25600
112	5488	251	28020	26190
124	4965	196	29330	23620
139	5081	232	29660	23760
156	3800	235	25000	24000
175	1147	233	26100	22400
191	1037	285	20500	21500
208	916,7	276	20700	22600
223	819,7	274	15100	22800
237	579,4	264	14300	22100
253	331,6	109	12100	21800
267	330,4	98	10200	20300

Πίνακας 10: Μετρήσεις φαινολών

Ημέρες	Αντιδραστήρες			
[d]	A	B	C	D
1	505	607	633	730
4	456	327	703	760
5	309	162	713	722
8	334	109	957	715
18	252	68	774	794
22	363	130	879	912
32	379	183	1085	885
48	361	34	1257	1176
63	597	18	1225	1081
79	510	28	1192	974
83	551	10	1088	1050
97	363	22	1142	877
112	303	0	781	725
124	338	18	900	838
139	209	14	961	710
159	126	26	983	986
175	110	94	780	870
191	98	141	659	768
208	93	50	563	715
220	76	35	549	690

Πίνακας 11: Μετρήσεις N-$NH4^{+}$

Ημέρες	Αντιδραστήρες			
[d]	A	B	C	D
1	168	180	282	246
5	206	54	600	550
13	501	87	850	600
21	1225	153	1100	650
32	1625	159	2150	1050
48	2425	5,0	2350	1150
63	1975	2,0	2600	1350
83	2200	0,0	2850	1500
97	1950	2,0	3150	1600
112	1490	0,0	3200	1500

124	1570	2,0	2825	1500
139	1700	0,5	3500	1425
159	1220	1,6	3850	1350
165	440	0,5	3800	1500
175	240	0,5	3500	1950
191	224	0,45	3175	1680
208	120	0,32	2850	1750
223	110	0,37	2700	2000
237	120	0,28	2650	1600
253	100	0,32	2950	1550
267	95	0,4	2830	1350

Πίνακας 12: Μετρήσεις N-NO_2^-

Ημέρες	Αντιδραστήρες			
[d]	A	B	C	D
1	1,62	1,74	2	2,1
5	3,26	1,34	0,48	0,32
13	3,1	0,46	1,92	1,82
21	2,56	0,82	2,8	2,6
32	3,24	9,18	1,36	1,58
48	5,38	11,26	1,24	1,16
63	7,14	0,92	1,14	1,1
83	4	0,38	1,1	0,9
97	5,2	0,46	0,94	0,76
112	3,34	0,3	0,86	0,44
124	3,92	0,2	0,96	0,42
139	2,56	0,098	2,04	1,02
159	3,755	0,162	2,46	1,18
175	2,27	0,121	0,36	0,3
191	1	0,255	0,474	0,54
208	0,9	0,275	0,495	0,405
220	0,8	0,228	0,606	0,369
237	1,5	0,231	0,666	0,393
253	4,46	0,074	1,407	0,273
267	4,75	0,042	1,251	0,273

Πίνακας 13: Μετρήσεις $N\text{-}NO_3^-$

Ημέρες	Αντιδραστήρες			
[d]	A	B	C	D
1	34,2	31,2	35,4	32,1
5	9,3	6,0	17,1	16,2
13	7,5	6,0	21,3	28,5
21	14,1	10,5	16,5	29,0
32	12,9	18,9	13,2	27,2
48	24,9	17,1	18,9	25,2
63	29,4	13,8	20,1	26,1
83	21,9	12,1	18,9	27,3
97	21,0	9,6	18,0	22,5
112	22,8	11,4	17,4	22,2
124	19,2	11,1	18,0	22,5
139	17,4	8,4	19,8	22,8
159	16,5	9,0	17,6	25,5
175	18,3	8,3	18,9	24
191	13,2	9,8	15,3	20,1
208	10,2	10,6	9,9	12,3
220	11,4	8,9	6	13
237	11,4	10	6,9	15
253	10,2	6,7	9	10,2
267	9,7	11,2	6,3	11,4

Πίνακας 14: Μετρήσεις $N\text{-}NH_3$ στους αερόβιους αντιδραστήρες.

Ημέρες	Αντιδραστήρες	
[d]	A	B
1	0	0
5	95	3
13	125	40
21	251	20
32	367	32
48	376	1
63	486	0
83	564	0
97	535	0

112	687	0
124	689	0
139	586	0
159	364	0
165	153	0
175	84	0
191	94	0
208	102	0
223	87	0
237	50	0
253	40	0
267	10	0

Πίνακας 15: Μετρήσεις Cl^-

Ημέρες	Αντιδραστήρες			
[d]	A	B	C	D
1	400	1550	1350	1800
2	2200	2550	2800	2750
5	2000	2260	2650	2350
13	2000	2050	2650	3250
21	2300	1850	2650	2600
32	2550	1450	2400	2600
48	3600	1175	2925	2825
63	2950	420	2250	2200
83	2500	260	2350	2300
97	2550	320	2050	2150
112	2675	190	2200	2050
124	2700	189	2350	2300
139	2650	80	2150	1550
159	2700	420	2550	2200
175	2850	240	2050	2300
191	3150	940	2300	2450
208	3100	1220	2000	1950
220	3400	1260	1800	1900
237	2750	1380	1250	2250
253	1850	720	1360	1950
267	1800	80	800	1400

Πίνακας 16: Μετρήσεις SO_4^{2-}

Ημέρες	Αντιδραστήρες			
[d]	A	B	C	D
1	915	1275	1095	1365
5	1350	825	1470	1575
13	795	315	1185	1695
21	690	360	1335	1500
32	750	525	1305	1470
48	1485	375	1425	1380
63	1373	170	1650	1425
83	1260	150	1890	1545
97	945	225	1665	1416
112	975	145	1680	1419
124	660	105	2055	1695
139	555	95	1890	1335
159	585	265	1875	1500
175	360	220	1815	1380
191	335	495	1730	1080
208	220	590	1065	915
223	200	720	1050	1275
237	320	790	1185	1090
253	225	185	850	1200
267	250	95	375	885

Πίνακας 17: Μετρήσεις απορρόφησης UV στα 254 nm στους αναερόβιους αντιδραστήρες.

Ημέρες	Αντιδραστήρες	
[d]	A	B
1	56,2	82,7
5	62,9	81,2
13	33,8	45,5
21	35,0	37,7
32	39,1	32,1
48	36,2	29,9
63	33,2	35,7
83	38,2	39,0

97	29,6	32,9
110	24,9	28,2
112	37,1	27,8
124	41,5	32,9
138	35,5	30,1
154	33,2	30,5
175	29,2	30,3
191	28,5	26,8
208	17,4	25,7
220	12,55	26,1
237	13,2	23,1
253	11,4	23,75
267	11,9	23,8

Πίνακας 18: Μετρήσεις καθίζησης

Ημέρες	Αντιδραστήρες			
[d]	A	B	C	D
15	25,8	29,9	28,5	29,9
48	22,0	26,5	27,0	28,3
74	20,5	25,0	27,0	28,0
104	19,0	24,0	25,5	27,0
137	17,0	23,0	25,5	26,5
157	17,0	22,0	25,5	26,0
192	17,0	20,5	25,0	26,0
227	16,0	20,0	25,0	25,5
267	15,5	18,5	24,0	25,5

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ Β: ΕΙΚΟΝΕΣ

Εικόνα 1: Φωτόμετρο.

Εικόνα 2: Θερμοαντιδραστήρας.

Εικόνα 3:Αντλία ανακυκλοφορίας στραγγισμάτων.

Εικόνα 4: Μετρητής αερίων.

Εικόνα 4: Διεξαγωγή Αναλύσεων.

Εικόνα 6: Αντιδραστήρες στην αρχή και στο τέλος του πειράματος.