

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**BİOREAKTÖR DEPOLAMA ALANLARINDA SIZINTI SUYU GERİ
DEVİRİNİN, ATIK BOYUTUNUN, HAVALANDIRMANIN VE
HAVALANDIRMA YÖNÜNÜN ATIK STABİLİZASYONUNA ETKİSİ**

**DOKTORA TEZİ
Esra TINMAZ**

Anabilim Dalı : Çevre Mühendisliği

Programı : Çevre Bilimleri Ve Mühendisliği

OCAK 2009

**BİOREAKTÖR DEPOLAMA ALANLARINDA SIZINTI SUYU GERİ
DEVİRİNİN, ATIK BOYUTUNUN, HAVALANDIRMANIN VE
HAVALANDIRMA YÖNÜNÜN ATIK STABİLİZASYONUNA ETKİSİ**

**DOKTORA TEZİ
Esra TINMAZ
501022362**

**Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 9 Mayıs 2008
Tezin Savunulduğu Tarih : 16 Ocak 2009**

**Tez Danışmanı : Doç.Dr. İbrahim DEMİR
Diğer Jüri Üyeleri Prof.Dr. İzzet ÖZTÜRK (İ.T.Ü.)
Prof.Dr. Ayşen ERDİNÇLER (B.Ü.)
Prof.Dr. AHMET DEMİR (Y.T.Ü.)
Doç.Dr. Emine UBAY ÇOKGÖR (İ.T.Ü.)**

OCAK 2009

ÖNSÖZ

Ülkemizde ve dünyada katı atıkların bertarafı için en yaygın olarak kullanılan yöntem atıkların düzenli veya düzensiz depolama alanlarında depolanmasıdır. Katı atıklar depolama alanlarında anaerobik olarak bozunmaktadır. Gerekli önlemlerin alınmaması durumunda, anaerobik bozunma sonucunda depolama alanlarından oluşan sızıntı suyu ve depo gazı çevresel sorunlara neden olmaktadır. Son yıllarda katı atıkların bioreaktör depolama alanlarında depolanması konusunda araştırmalar ve uygulamalar yaygınlaşmaya başlamıştır. Bioreaktör depolama alanlarında atıklar daha hızlı bir şekilde bozunmakta ve daha kısa sürede stabil hale gelmektedir. Bioreaktör depolama alanlarında oluşan sızıntı suyu miktarlarında azalma sağlanırken kalitesinde artış gözlenmektedir. Metan gazı oluşumu ise önemli ölçüde azalmakta veya tamamen bitmektedir. Böylelikle, bir yandan depolama alanının faydalı kullanım ömrü artarken, diğer yandan da depolama alanının rehabilitasyonu, sızıntı suyu arıtımı maliyetlerinde düşüş olmaktadır.

Bu çalışmada, katı atıkların, bioreaktör depolama alanlarında sızıntı suyu geri devrinin, atık boyutunun, havalandırmanın ve havalandırma yönünün atık stabilizasyonuna etkisi pilot ölçekli simüle bioreaktörlerde araştırılmıştır.

Çalışmanın yürütülmesindeki ve yönlendirilmesindeki katkıları, gösterdikleri yakın alaka ve destekleri sebebiyle Sayın Doç.Dr. İbrahim DEMİR'e şükranlarımı sunarım. Değerli katkıları ve yönlendirmelerinden dolayı Sayın Prof. Dr. Ahmet Demir'e ve Sayın Doç. Dr. Emine UBAY ÇOKGÖR'e teşekkür ederim.

Çalışmalarımın yürütülmesi sırasında gösterdiği yakın destek ve sağladığı araştırma imkanları sebebiyle Çevre Mühendisliği Bölümü Başkanı Sayın Ali Rıza DİNÇER'e ve çalışma süresince gösterdikleri sabır ve yardımlarından dolayı Namık Kemal Üniversitesi Çorlu Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü'ndeki çalışma arkadaşlarıma, laboratuvar çalışanlarına teşekkür ederim.

Deneysel çalışmaların yürütülmesi esnasında sağladığı katkılar dolayısıyla İSTAÇ A.Ş. Genel Müdürlüğü'ne, İBB Kompost ve Geri Kazanım Tesisi Şefi Sayın Çetin ÖZTÜRK ve Kimya Müh. Sayın Cengiz BASKE başta olmak üzere tüm tesis çalışanlarına teşekkür ve şükranlarımı sunarım.

Çalışmaların yürütülmesinde büyük bir özveriyle destediğini esirgemeyen Çevre Yük.Müh. Sayın Kadir SEZER'e teşekkür ederim.

Ayrıca, eğitim hayatım boyunca, maddi ve manevi desteklerini esirgemeyen aileme şükranlarımı sunarım.

Mayıs, 2008

Esra TINMAZ
Çevre Yük. Müh.

İÇİNDEKİLER

TABLO LİSTESİ	v
ŞEKİL LİSTESİ	vii
ÖZET	ix
SUMMARY	xi
1. GİRİŞ	1
1.1 Çalışmanın Anlam ve Önemi	1
1.2 Çalışmanın Amaç ve Kapsamı	4
2. DEPOLAMA ALANI EKOLOJİSİ	7
2.1 Katı Atık Bozunma Mekanizması	7
2.2 Katı Atıkların Bozunmasına Etki Eden Faktörler	12
2.2.1 Atık kompozisyonu	12
2.2.2 Atık yüksekliği	12
2.2.3 Atık yoğunluğu	14
2.2.4 Atık boyutu	14
2.2.5 Depolama alanı taban ve yüzey geçirimsizlikleri	14
2.2.6 Oksijen	15
2.2.7 Hidrojen	15
2.2.8 pH ve alkalinite	15
2.2.9 Sülfat	16
2.2.10 Nutrientler	16
2.2.11 İnhibitörler	16
2.2.12 Sıcaklık	17
2.2.13 Nem/su içeriği	17
2.3 Atık Stabilizasyonunda Etkili olan Yöntemler	18
2.4 Atık Stabilizasyonunu Değerlendirilmesi	18
3. BİOREAKTÖR DEPOLAMA ALANLARI	21
3.1 Bioreaktör Depolama Alanının Tanımı	21
3.2 Bioreaktör Depolama Alanlarında Sızıntı Suyu Geri Devrinin Önemi ve Geri Devir Yöntemleri	23
3.3 Bioreaktör ve Konvansiyonel Depolama Alanlarının Karşılaştırılması	26
3.4 Bioreaktör Depolama Alanlarına Yönelik Yapılmış Çalışmalar (Literatür Çalışması)	29
4. MATERYAL METOD	45
4.1 Reaktör Dizaynı	45
4.2 Atık Özellikleri	50
4.3 Sızıntı Suyu Geri Devri ve Havalandırma	51
4.4 Deneysel Çalışma	52

5. DENEYSEL ÇALIŞMA SONUÇLARI	55
5.1 Sızıntı Suyu Analizleri	55
5.1.1 pH	55
5.1.2 İletkenlik	56
5.1.3 Klorür	58
5.1.4 Alkalinite	59
5.1.5 Kimyasal ve biokimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ ve BOİ)	59
5.1.6 Toplam kjedahl azotu, amonyum azotu ve nitrat	64
5.1.7 Alkali ve ağır metaller	67
5.2 Katı Atık Analizleri	75
5.2.1 Sıcaklık	75
5.2.2 pH	76
5.2.3 İletkenlik	77
5.2.4 Klorür	77
5.2.5 Nem muhtevası	79
5.2.6 Karbon/azot (C/N) oranı	80
5.2.7 Alkali ve ağır metaller	81
5.2.8 Hacim kaybı	88
5.3 Depo Gazı Analizleri	90
6. SONUÇLAR	93
KAYNAKLAR	99
ÖZGEÇMİŞ	107

TABLO LİSTESİ

Sayfa No

Tablo 1.1	: Farklı Ülkeler İçin Evsel Katı Atık Kompozisyonları	2
Tablo 2.1	: Katı Atıkların Biyolojik Bozunma Aşamaları	9
Tablo 2.2	: Depolama Alanlarında Atık Stabilizasyonu Sırasında Meydana Gelen Redoks Reaksiyonları (pH=7, 1 atm, 1 kg/mol, 25 °C)	11
Tablo 2.3	: Atıkların Bozunmasını Etkileyen Faktörler	13
Tablo 2.4	: Atık Stabilizasyonunda Etkili Yöntemler	19
Tablo 3.1	: Sızıntı Suyu Geri Devir Metotları	25
Tablo 3.2	: Farklı Depolama Yöntemlerinin Karşılaştırılması	27
Tablo 3.3	: Bioreaktör ve Konvansiyonel Depolama Alanları Sızıntı Suyu Karakterizasyonlarının Karşılaştırılması	28
Tablo 3.4	: Borling ve diğ., (2004) Tarafından Kullanılan Reaktörlerin İşletme Şartları	33
Tablo 3.5	: ABD'deki İki Düzenli Depolama Alanının Dizayn/İşletme Şartları	39
Tablo 3.6	: ABD'deki İki Aerobik Düzenli Depolama Çalışmasının Sonuçları	40
Tablo 3.7	: Georgia Teknoloji Enstitüsü Tarafından Yapılan Çalışma Sonuçları ..	43
Tablo 4.1	: Reaktörlerin Özellikleri	45
Tablo 4.2	: Çalışmada Kullanılacak Reaktör Tipleri, Atık Özellikleri ve Uygulanacak Yöntemler	46
Tablo 4.3	: Reaktörlerde Depolanan Atıkların Karakterizasyonu	50
Tablo 4.4	: Geri Devrettirilen Sızıntı Suyu Miktarı ve Hava Miktarı	52
Tablo 4.5	: Analiz Yöntemleri	54
Tablo 5.1	: KOİ ve BOİ ₅ Parametrelerinin Değişimine Ait Hız Katsayıları	64

ŞEKİL LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Şekil 2.1 : Katı Atıkların Bozunma Fazları	10
Şekil 2.2 : Katı Atıkların Anaerobik Bozunma Aşamaları	11
Şekil 3.1 : Bioreaktör Depolama Alanı Şematik Görünümü	21
Şekil 3.2 : Aerobik Bioreaktör Depolama Alanı	22
Şekil 3.3 : Anaerobik Bioreaktör Depolama Alanı	23
Şekil 3.4 : Ağdağ ve diğ. (2005a, 2005b) ve Ağdağ (2004) Tarafından Kullanılan Bioreaktörün Şematik Görünümü	32
Şekil 3.5 : Borling ve diğ., (2004) Tarafından Kullanılan Bioreaktörün Şematik Görünümü	32
Şekil 3.6 : Hantsch ve diğ. (2003) Tarafından Kullanılan Bioreaktörün Şematik Görünümü	35
Şekil 3.7 : Warith (2002) Tarafından Kullanılan Bioreaktörün Şematik Görünümü.	37
Şekil 3.8 : Fukuoka Yöntemi İle Yapılan Çalışmanın Sonuçları	39
Şekil 3.9 : Aerobik Koşulların Göstergesi Olarak Depo Gazı Emisyonları (%)	41
Şekil 4.1 : Reaktörlerin Şematik Görünümü	47
Şekil 4.2 : Reaktör Tabanındaki Izgaranın Görünümü	48
Şekil 4.3 : Izgaranın Üzerindeki Çakıl Tabakasının Görünümü	48
Şekil 4.4 : Sızma Suyu Geri Devir Hattı	48
Şekil 4.5 : Sızıntı Suyu Geri Devir Hattının Yerleşimi	48
Şekil 4.6 : Numune Alma Pencereleler	49
Şekil 4.7 : Numune Alma Pencereleleri ve Numune Alma İşlemi	49
Şekil 4.8 : Sıcaklık Problemleri	49
Şekil 4.9 : Sıcaklık Problemlerinin Yerleştirilmesi	49
Şekil 4.10 : Çalışma Süresince Çalışma Alanına Düşen Yağış Miktarı	53
Şekil 5.1 : pH'nın Zamanla Değişimi	57
Şekil 5.2 : İletkenliğin Zamanla Değişimi	57
Şekil 5.3 : Klorür Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi	58
Şekil 5.4 : Alkalinite Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi	60
Şekil 5.5 : KOİ Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi	62
Şekil 5.6 : BOİ ₅ Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi	62
Şekil 5.7 : BOİ ₅ /KOİ Oranlarının Zamanla Değişimi	63
Şekil 5.8 : KOİ/Cl- Oranlarının Zamanla Değişimi	64
Şekil 5.9 : TKN Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi	66
Şekil 5.10 : Amonyum Azotu Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi	67
Şekil 5.11 : Nitrat Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi	67
Şekil 5.12 : Kadmiyum Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi	69
Şekil 5.13 : Krom Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi	70
Şekil 5.14 : Bakır Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi	70
Şekil 5.15 : Nikel Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi	71
Şekil 5.16 : Kurşun Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi	71
Şekil 5.17 : Çinko Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi	72

Şekil 5.18 : Kalsiyum Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi	73
Şekil 5.19 : Potasyum Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi	73
Şekil 5.20 : Magnezyum Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi	74
Şekil 5.21 : Sodyum Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi	74
Şekil 5.22 : Reaktörlerdeki Atık Sıcaklıklarının Zamanla Değişimi	76
Şekil 5.23 : Reaktörlerdeki Atıkların pH'ların Zamanla Değişimi.....	77
Şekil 5.24 : Reaktörlerdeki Atıkların İletkenliklerinin Zamanla Değişimi	78
Şekil 5.25 : Reaktörlerdeki Atıkların Klorür Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi	78
Şekil 5.26 : Reaktörlerdeki Nem Muhtevalarının Zamanla Değişimi	79
Şekil 5.27 : Atıkların Azot Miktarlarının Zamanla Değişimi.....	80
Şekil 5.28 : Atıkların Karbon Miktarlarının Zamanla Değişimi.....	81
Şekil 5.29 : Atıkların C/N Oranlarının Zamanla Değişimi.....	81
Şekil 5.30 : Atıkların Kadmiyum Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi	83
Şekil 5.31 : Atıkların Krom Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi	83
Şekil 5.32 : Atıkların Bakır Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi.....	84
Şekil 5.33 : Atıkların Nikel Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi.....	84
Şekil 5.34 : Atıkların Kurşun Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi.....	85
Şekil 5.35 : Atıkların Çinko Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi.....	85
Şekil 5.36 : Atıkların Kalsiyum Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi	86
Şekil 5.37 : Atıkların Potasyum Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi.....	87
Şekil 5.38 : Atıkların Magnezyum Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi	87
Şekil 5.39 : Atıkların Sodyum Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi	88
Şekil 5.40 : Reaktörlerdeki Atık Yüksekliklerinin Zamanla Değişimi.....	89
Şekil 5.41 : Reaktörlerdeki Hacim Kayıplarının Zamanla Değişimi.....	90
Şekil 5.42 : Depo Gazında O₂ Bileşeninin Değişimi	91
Şekil 5.43 : Depo Gazında CO₂ Bileşeninin Değişimi	92
Şekil 5.44 : Depo Gazında CH₄ Bileşeninin Değişimi	92

BİOREKTÖR DEPOLAMA ALANLARINDA SIZINTI SUYU GERİ DEVRİNİN, ATIK BOYUTUNUN, HAVALANDIRMANIN VE HAVALANDIRMA YÖNÜNÜN ATIK STABİLİZASYONUNA ETKİSİ

ÖZET

Katı atık bertarafında, atıkların depolama alanlarında depolanması yöntemi, uygulamanın kolay ve ekonomik olması gibi nedenlerden dolayı sıklıkla tercih edilen bir yöntemdir. Depolama alanlarında gerekli önlemler alınmaması durumunda, bu alanlardan oluşan sızıntı sularının ve depo gazlarının olumsuz çevresel etkileri sözkonusudur. Depolama alanları her ne kadar zemin ve üst yüzey geçirimsizlikleri sağlanmış alanlar olsalar bile bu alanlardan sızan katı, sıvı ve gaz kirleticilerin dış ortama geçişleri mümkün olabilmektedir. Dünyadaki pek çok depolama alanı, bu açıdan önemli çevresel riskler taşımaktadır. Anaerobik bozunmanın gerçekleştiği bu alanlarda, zamanla, insan ve çevre sağlığı üzerinde olumsuz etkiler yaratan potansiyel riskler sözkonusudur. Yüksek konsantrasyonda organik kirleticiler, metaller ve patojenler içeren sızıntı suyunun oluşması ve bu kirleticilerin alan dışına sızması, stabilizasyonun düşük olması, depolama alanındaki anaerobik bozunma sonucunda, karbon dioksitten 21 kat daha fazla sera etkisine sahip olan metanın oluşması, kapatılan alanların zararlı etkilerinin uzun süre devam etmesi ve kapatılan alanların reabilitasyonunun ekonomik olmaması söz konusu risklerdendir.

Son yıllarda, depolama alanları ve bu alanlardaki atıkların bozunma prosesleri konusundaki bilgi birikiminin artması, depolama teknolojileri ile ilgili, bioreaktör depolama yöntemi gibi, gelişmeler üzerinde zorlayıcı olmuştur. Bioreaktör depolama alanları, atıkların organik kısmının hızlı bir şekilde bozunmasının sağlanarak kısa sürede stabil atığın oluşmasını öngören kapalı ve kontrollü mikrobiyolojik sistemlerdir. Bioreaktör depolama alanları (BDA) depolanan atığın minimum sürede stabil hale gelecek şekilde işletilmelerinin yanı sıra depolamadan doğabilecek çevresel etkilerin de minimuma inmesini amaçlamaktadır. Bioraktör depolama yönteminin avantajları, depo gazı oluşumunun hızlanması, olumsuz çevresel etkilerin azalması, depolama maliyetinin azalması, sızıntı suyu kalitesinin iyileşmesi sonucu arıtım ihtiyacının ve maliyetinin azalması, rehabilitasyon maliyetlerinin ve potansiyel risklerin azalması, alanın işletildiği ve kapatıldığı süreçteki tüm kirletici konsantrasyonların azalması olarak özetlenebilir.

Bioreaktör depolama alanlarında, atıkların biyolojik bozunmasının hızlandırılması amacıyla, atıkların parçalanması, sızıntı suyunun geri devrettirilmesi, havalandırma, pH ayarlaması, sıcaklık kontrolü ve besin maddesi ve çamur ilavesi uygulanmaktadır.

Bu çalışmada, atık boyutunun, sızıntı suyu geri devrinin, havalandırmanın ve havalandırma yönünün atık stabilizasyonu ve sızıntı suyu karakterizasyonu üzerindeki etkileri beş adet simüle bioreaktörde incelenmiştir. Reaktörlerden biri konvansiyonel depolamayı simüle etmesi amacıyla havalandırmaz, sızıntı suyu geri devirsiz (kuru) (Kontrol reaktörü, R1); ikinci reaktör (R2) havalandırmaz, sızıntı suyu geri devirli (ıslak) olarak çalıştırılmıştır. 3. ve 4. reaktörler (R3 ve R4),

havalandırmalı, ıslak olarak çalıştırılmış ancak, R3'te hava girişı alttan yapılırken, R4'te üstten yapılmıştır. 5. reaktör (R5) havalandırmalı, sızıntı suyu geri devirli (ıslak) olarak çalıştırılmış ve hava girişı reaktör tabanından yapılmıştır. R1, R2, R3 ve R4, ham karışık atıkla doldurulurken, R5 aynı atığın 80 mm'lik elekten elenmesiyle elde edilen elek altı atıkla doldurulmuştur. Sızıntı suyu geri devir oranları R2, R3, R4 ve R5'te sırasıyla 0,53; 0,42; 0,56 ve 0,21 l/ton atık-gündür. Havalandırmalı reaktörlere verilen hava miktarları R3, R4 ve R5 için sırasıyla 1,819; 4,352 and 1,565 m³/ton atık-gün olarak belirlenmiştir.

Çalışma sonucunda, havalandırmanın sızıntı suyundaki kirletici konsantrasyonlarının gideriminde etkili olduğu belirlenmiştir. Sızıntı suyu geri devirli reaktörlerde havalandırmanın üstten uygulanmasının atık stabilizasyonunu hızlandırdığı ve sızıntı suyu kirletici konsantrasyonlarını düşürdüğu görülmüştür. Atık boyutunun azaltılması, atık stabilizasyonun hızlanmasında, sızıntı suyu ve depo gazı kalitesinin iyileşmesinde etkili olmuştur.

EFFECTS OF LEACHATE RECIRCULATION, WASTE SIZE, AERATION AND DIRECTION OF AERATION ON WASTE STABILIZATION

SUMMARY

Sanitary landfills are widely used for the disposal of municipal solid waste (MSW) primarily due to their economical and convenient advantages. However leachate and gas generation from landfills may be polluted the environment if not properly managed. Landfill designs include soil and/or plastic barriers above and below the waste in an attempt to reduce the infiltration of moisture into the waste mass and thus into the environment. This design method induces anaerobic decomposition of waste. Many of the world's landfills are becoming significant risks to the environment. Over time, anaerobic decomposition of wastes can have negative effects on landfill operations, which actually increase the potential for risks to human health and the environment. These risks include; the production of leachate, containing concentrations of organic and metal compounds, as well as pathogens, increasing the potential for leachate release through the landfill's liner systems, low stabilization of waste mass, anaerobic conditions within a landfill results in the production of methane which has greenhouse effect 21 times more than carbon dioxide, the long-term need for costly site remediation.

In recent years, due to the advance knowledge of landfill behavior and decomposition processes of waste, there has been a strong thrust to upgrade existing landfill technology, as a bioreactor landfill. The bioreactor landfill has been defined as "A sanitary landfill operated for the purpose of transforming and stabilizing the readily and moderately decomposable organic waste constituents control to enhance microbiological processes. The bioreactor landfill significantly increases the extent of waste decomposition, conversion rates and process effectiveness over what would otherwise occur within the landfill.

Bioreactor landfills have many advantages if properly implemented and managed. The advantages of bioreactor landfills include enhance the landfill gas generation rates, reduce environmental impacts, production of end product that does not need landfilling, overall reduction of landfilling cost, reduction of leachate treatment capital and operating cost, reduction in post-clouse care, maintenance and risk, overall reduction of contaminating life spam of the landfill.

Techniques used to enhance biological degradation of waste, in bioreactor landfills, are shredding, leachate recirculation, aeration, pH adjustment, temperature control and addition of nutrient and sludge.

In this study, the effects of waste size, leachate recirculation, aeration and direction of aeration on waste stabilization and leachate characterization were investigated in five simulated bioreactors landfill. One of them was operated as conventional landfill without leachate recirculation and aeration (R1, control reactor). Second one was operated with leachate recirculation and without aeration (R2). Third one was operated with leachate recirculation and aerated from the bottom of reactor (R3). Fourth one was operated with leachate recirculation and aerated from the top of

reactor (R4). The last one (R5) was operated as same as R3. Four of them (R1, R2, R3 and R4) were loaded with raw municipal solid waste and R5 was loaded with sieved waste having a diameter smaller than 80 mm. The leachate recirculation rates were 0,53; 0,42; 0,56 and 0,21 l/ton waste-day in R2, R3, R4 and R5, respectively. The air injection rates in R3, R4 and R5 were, respectively, 1,819; 4,352 and 1,565 m³/ton waste-day.

The results of this study show that aeration decreased the pollution of leachate samples. The aerated landfilling bioreactors operated with leachate recirculation and top aeration were found suitable for waste stabilization and improved leachate characterization. Size reduction of MSWs contributed to stabilization of solid waste, increase the treatment characteristics of leachate and landfill gas.

1. GİRİŞ

1.1 Çalışmanın Anlam ve Önemi

Tüm Dünya’da olduğu gibi ülkemizde de büyük bir hızla artan nüfusun, sanayileşmenin ve kentleşmenin doğal bir sonucu olarak çeşitli çevre sorunları ile karşılaşmakta ve bunlara ait çözümler üretilmeye çalışılmaktadır. Yaşanan sorunların en önemlilerinden biri, üretim ve tüketimdeki artışa bağlı olarak atık miktarının ve çeşitliğinin artmasıdır. Atık miktarındaki ve çeşitliğindeki bu artış, uygun yönetim planlarının oluşturulması konusunda çeşitli arayışlara neden olmuştur.

Katı atık yönetiminin belirlenebilmesi ve belirlenmiş bir yönetim sisteminin sistematik bir şekilde işleyişini sürdürebilmesi için öncelikle katı atık miktarının ve kompozisyonunun sağlıklı bir şekilde belirlenmiş olması gerekmektedir.

Halkın sosyoekonomik yapısı, eğitim düzeyi, tüketim ve kullanım alışkanlıklarına bağlı olarak bölgeden bölgeye değişiklik gösteren katı atık miktarının ülkemizdeki ortalama miktarı 1,30 kg/kişi-gün iken bu değer Avrupa ülkelerinde 1,5–2 kg/kişi-gün, ABD’de ise 3 kg/kişi-gün’dür. Atık miktarında gözlenen bu farklılıklar, atık kompozisyonunda da belirgin bir şekilde kendini belli etmektedir. Bu farklılıkların gözlenebilmesi amacıyla bazı ülkelere ait evsel katı atık kompozisyonları Tablo 1.1’de verilmiştir (White ve diğ., 1995).

Atık yönetiminin planlanması ve uygulanması konusunda geliştirilmiş olan dört hiyerarşi bulunmaktadır. Bunlar; kaynakta azaltım, geri kazanım, yakma ve depolamadır. Kaynakta azaltım hiyerarşisi kapsamında, atık üreticilerinin ürettikleri atık miktarının azaltılması amaçlanmaktadır. Geri kazanım, atıkların toplanmasını, yeniden işlenmesini ve tekrar kullanılmasını öngörmektedir. Katı atıkların yakılması, atık hacminin ve kütlesinin azaltılmasının yanında, enerji eldesi açısından da önemli bir uygulamadır. İlk üç hiyerarşi dahilinde değerlendirilen yöntemler sonucunda oluşan ya da bu hiyerarşiler kapsamında değerlendirilmesi mümkün olmayan

atıkların nihai bertaraf yöntemi, bu atıkların depolanmalarıdır (Quasim ve Chiang, 1994).

Tablo 1.1: Farklı Ülkeler İçin Evsel Katı Atık Kompozisyonları

Ülke	Yıl	Atık Türü, %						
		Kağıt/ Karton	Plastik	Cam	Metal	Yiyecek/ bahçe	Tekstil	Diğer
Avusturya	1990	21,9	9,8	7,8	5,2	29,8	2,22	3,3
Belçika	1990	30,0	4,0	8,0	4,0	45,0	-	9,0
Bulgaristan	1990	8,6	6,9	3,8	4,8	36,7	-	39,2
Çek Cumh.	1990	9,5	5,9	7,6	6,4	7,2	-	63,4
Fransa	1990	31,0	10,0	12,0	6,0	25,0	4,11	2,0
Almanya	1990	17,9	5,4	9,2	3,2	44,0	-	20,3
Yunanistan	1990	22,0	10,5	3,5	4,2	48,5	-	11,3
İrlanda	1992	34,0	15,0	5,0	4,0	24,0	3,0	15,0
İtalya	1990	23,0	7,0	6,0	3,0	47,0	-	14,0
Hollanda	1990	24,7	8,1	5,0	3,7	51,9	2,1	4,5
Norveç	1990	31,0	6,0	5,5	4,5	30,0	-	23,0
Portekiz	1990	23,0	4,0	3,0	4,0	60,0	-	6,0
İspanya	1990	20,0	7,0	8,0	4,0	49,0	2,1	10,4
İsveç	1990	44,0	7,0	8,0	4,0	49,0	1,1	10,4
İsviçre	1990	31,0	15,0	8,0	6,0	30,0	1,1	6,9
İngiltere	1992	34,8	11,3	9,1	7,3	19,8	2,2	10,0

Atıkların kaynaktan azaltılması, tekrar kullanılması ve geri kazanılması özellikle son yıllarda artan bir öneme sahiptir. Böylelikle aynı materyalin birden fazla sayıda kullanılması sağlanarak, hammadde kullanımı azaltılacak ve dolayısıyla ülke ekonomisine büyük katkılar sağlanabilecektir.

Katı atıkların içindeki organik bileşiklerin en uygun değerlendirilme ve bertaraf yöntemi bu atıkların kompostlaştırılmasıdır. Kompostlaştırma süreci, aerobik veya anaerobik koşullarda hacim azaltma, stabilizasyon ve patojen giderme amaçları için uygulanan katı atık dönüştürme ve uzaklaştırma teknolojisidir. Yaş organik katı atıklarda, aerobik kompost üretimi sonucunda yaklaşık %50 civarında ağırlık kaybı olur. Aerobik ve anaerobik kompost proseslerindeki komposta dönüşüm oranları sırası ile %42 ve %33'tür. Anaerobik kompost prosesinde, yaş ağırlık bazında reaktöre alınan organik katı atığın yaklaşık olarak %12'lik kısmı, %55–60 CH₄ ihtiva

eden biyogaza dönüşür. Ayrı toplanmış organik katı atıkların tonu başına 130–160 m³ biyogaz üretilmektedir (Öztürk, 1999).

Yakma, yanabilir nitelikteki katı atıkların yüksek sıcaklıkta yakılarak inert atıklar haline getirilmesi prosesidir. Gerekli depolama alanı ihtiyacında büyük bir düşüş gözlenmesine rağmen, yakma prosesi sonucu oluşan yan ürünler (kül, yanma gazları, partiküller) bu yöntemin dezavantajlarıdır. Diğer bertaraf metodları ile karşılaştırıldığında en önemli avantajı, depolanacak materyalin kütsel ve hacimsel olarak büyük oranda azalmasıdır (kütsel olarak yaklaşık %70, hacimsel olarak yaklaşık %90 azalma) (White ve diğ., 1995).

Katı atıkların bertarafı için seçilen yöntem her ne olursa olsun değerlendirilemeyen atıkların varlığı sözkonusudur. Geri kazanılamayan, kompostlaştırılamayan atıklar ve yakma sonucu oluşan küllerin tümünün bertaraf edilmesi gerekmektedir ve bu amaçla atıklar düzenli ya da düzensiz depolama alanlarında depolanmaktadır. Bunun dışında atıkların depolanması, en ucuz ve en basit yöntem olması nedeniyle tercih edilmektedir.

Ülkemizde de katı atıkların yönetimi konusu gün geçtikçe büyüyen bir problem olarak karşımıza çıkmaktadır. Sadece oluşan atıkların çeşit ve miktar olarak artması değil aynı zamanda atık yönetimi konusundaki yetersizlikler de bu problemin daha da ciddi bir hale gelmesine neden olmaktadır. Genel olarak, atık yönetiminin organizasyonu ve planlamasındaki yetersizlikler pek çok gelişmekte olan ülkede olduğu gibi ülkemizde de yasal yükümlülükler hakkındaki bilgi eksikliğinden ve finansal kaynak yetersizliğinden kaynaklanmaktadır.

Ülkemizde 16'sı büyükşehir belediyesi olmak üzere 3215 belediye bulunmaktadır ve bunların 2984'ünün (~%93) katı atıkların toplanması, taşınması ve bertarafı yönünde faaliyetleri bulunmaktadır. 2002 yılı verilerine göre, katı atıklara yönelik hizmet veren belediyelerde oluşan katı atık miktarı yaz aylarında 12.70 ve kış aylarında 12.67 milyon tondur. Bu değerler baz alındığında ülkemizdeki kişi başına atık üretim miktarının yaz aylarında 1.32, kış aylarında ise 1.34 kg/kişi/gün olduğu görülmektedir. Ülkemizde 12 düzenli depolama alanı, 4 kompost tesisi ve 3 yakma tesisi bulunmaktadır. Oluşan katı atıkların %45.9'u belediyelerin kendilerine ait depolama alanlarında, %15.5'i büyükşehir belediyelerine ait depolama alanlarında, %27.8'i düzenli depolama alanlarında, %2.9 başka belediyelerin depolama

alanlarında depolanmakta, %1.5'i kompostlaştırılmakta, %0.9'u yakılmakta, %0.8'i nehirlerle deşarj edilmekte, %2'si gömülmekte ve %2.85'i diğ er metodlar kullanılarak bertaraf edilmektedir.  oğ u belediye, tıbbi atıkları diğ er atıklarla birlikte karışık olarak toplamaktadır. Tıbbi atıklar, sadece 471 (~%15) belediyede diğ er atıklardan ayrı olarak toplanmaktadır. Belediyelerin 864'ünün (~%27) yasalar hakkındaki bilgi eksikliğı, 1867'sinin (~%58) ise mali problemler nedeniyle atık yönetimi konusundaki yasal gereklilikleri yerine getiremedikleri belirlenmiştir. Belediyelerin söz konusu görevlerini yerine getirememelerindeki diğ er nedenlerin teknik donanım ve personel eksikliğı, kontrolsüz nüfus artışı ve kentleşme olduğu ortaya konulmuştur (D E, 2005).

Ülkemiz şartlarında řu an ve yakın gelecekte katı atıkların bertarafı için en yaygın olarak uygulanan/uygulanacak yöntem tüm dünyada da olduğu gibi atıkların depolanmasıdır. Katı atıkların konvansiyonel olarak depolandıkları depolama alanlarında alan seçimi ve seçilen alanın kullanımı, atıkların bozunması ve kapatılmış depolama alanlarının rehabilitasyonu süreçlerinde çeşitli sorunlarla karşılaşılabilmektedir. Konvansiyonel depolama alanlarının bioreaktör depolama alanı olarak işletilmesi söz konusu bu sorunların önemli  l de önüne geçilebilmesini sağlayabilecektir.

1.2 Çalışmanın Amaç ve Kapsamı

Bu çalışmanın amacı, sızıntı suyu geri devrinin, atık boyutunun, havalandırmanın ve havalandırma yönünün bioreaktör depolama alanlarında depolanan katı atıkların bozunması, sızıntı suyu kirletici konsantrasyonları ve atık stabilizasyonu üzerindeki etkilerinin araştırılması ve sonuçlarının değerlendirilmesidir.

Çalışma kapsamında, bioreaktör depolama yöntemi simüle bioreaktörlerde pilot ölçekli olarak denenmiştir. Farklı depolama alanlarını simule eden reaktörlerde, sızıntı suyunun geri devrettirilmesinin, reaktörlerin havalandırılmasının ve havalandırma yönünün değiştirilmesinin etkileri atık boyutu da göz önüne alınarak, atık stabilizasyonunu, sızıntı suyu ve depo gazı kalitesini ne yönde etkilediği incelenmiştir. Ayrıca farklı dane boyutundaki atıkların da çalışma kapsamında ele alınmasıyla atık boyutunun söz konusu bileşenleri ne şekilde etkilediği değerlendirilmiştir. Literatürde yer alan çalışmalar incelendiğinde, genel olarak, sızıntı suyu geri devrinin reaktörün üst yüzeyinden, havalandırmanın ise reaktör

tabanından yapıldığı görülmüştür. Geri devrettirilen sızıntı suyu, reaktör içindeki atık kütlesinden aşağıya doğru ilerlerken, reaktör tabanından yapılan havalandırmanın etkisiyle sızıntı suyunun aşağıya doğru olan hareketi zorlaşmakta ve sızıntı suyunun atık kütlesinin alt kısımlarına ulaşmasını engellemektedir. Bu durum depolanan atığın alt kısımların kurumasına neden olabilmektedir. Çalışma kapsamında, sözkonusu sorunun çözümü olabilmesi amacıyla havalandırmanın üstten ve alttan yapılması durumları da incelenerek her iki durumun sistem verimliliği üzerindeki etkileri incelenmiştir.

Çalışma sonucunda elde edilen veriler sadece yeni depolama alanlarının inşaatı sırasında değil ülkemizdeki pek çok belediyenin sorunu olan kapatılmış depolama alanlarının rehabilitasyonu çalışmalarında da kullanılabilecektir. Bu çalışmanın gerçekleştirilmesi ile sağlanan bilgi birikimi yurt dışında benzer alanlarda yürütülen çalışmalara ülkemizin katılımını kolaylaştıracak ve ülkemizde ileriki yıllarda yapılacak olan çalışmalara ışık tutacaktır.

2. DEPOLAMA ALANI EKOLOJİSİ

2.1 Katı Atık Bozunma Mekanizması

Depolama alanları, alana gelen atıkların farklı karakterleri nedeniyle heterojen bir yapıya sahiptir. Söz konusu heterojen yapı, hidrolojik şartlar, iklim özellikleri, atığın sıkıştırılması gibi faktörler nedeniyle atık kütleinde meydana gelebilecek değişimlerin (atığın bozunması, oturması vb.) tahminini oldukça zorlaştırmaktadır. Ancak atığın karakterizasyonu, nem miktarı, sıcaklığı gibi parametrelerin bilinmesi ve kontrol edilebilmesi atığın bozunma mekanizmasının kontrolünde etkili olan parametrelerdir.

Depolama alanlarında depolanan katı atıklardan, eş zamanlı ve birbirleriyle bağlantılı olarak çalışan biyolojik, kimyasal ve fiziksel reaksiyonlar sonucunda yeni biokütle, depo gazı, sızıntı suyu ve ısı oluşmaktadır. Belirtilen bu reaksiyon ürünleri atık içinde taşınabildiği gibi atık dışına da taşınabilmektedir (Tchobanoglous ve diğ.,1993).

Depolama alanlarında gözlenen fiziksel değişimler, depo gazının depolama alanına ve dış ortama difüzyonu, sızıntı suyunun depolama alanı içindeki ve topraktaki hareketi ve konsolidasyon ve bozunma nedeniyle oluşan oturmalarlardır. Depo gazı, depolama alanı içinde yayıldıkça, basınç oluşmasına neden olarak, alanı çevreleyen sızdırmaz tabaka üzerinde kırılma ve çatlamalara neden olmaktadır. Oluşan bu kırık ve çatlaklardan sızan depo gazı kanserojenik ve teratojenik eser bileşikleri dış ortama taşınmaktadır. Depo gazı yüksek metan içeriği nedeniyle patlama ve yangınlara neden olmaktadır. Benzer şekilde sızıntı suyu da yüksek konsantrasyondaki organik kirleticileri dış ortama taşımaktadır (Tchobanoglous ve diğ.,1993).

Depolama alandaki önemli kimyasal reaksiyonlar, organik bileşiklerin bozunması, biyolojik reaksiyon ürünlerinin çözünmesi, kimyasal bileşiklerin buharlaşması, uçucu ve yarı uçucu organik bileşiklerin sorpsiyonu ve metallerin ve metal tuzlarının redoks reaksiyonlarıdır. Organik kirleticiler, sızıntı suyu ve depo gazıyla birlikte, kimyasal

reaksiyonlar nedeniyle atmosfere, toprağa ve su ortamına karışabilmektedir (McBean ve diğ., 1995).

Depolama alanlarında oluşan en önemli biyolojik reaksiyon, katı atıkların içinde bulunan organik atıklardan depo gazının ve sızıntı suyunun oluşmasıdır. Depolama alanlarında gözlenen biyolojik reaksiyonlar, ortamda bulunan bakteriler aracılığıyla gerçekleşmektedir. Ortamda oksijen bulunup bulunmamasına göre, biyolojik reaksiyonlar, aerobik veya anaerobik bakteriler tarafından gerçekleştirilmektedir. Biyolojik bozunma prosesinde, ortamdaki oksijen tüketilene kadar kısa süreli aerobik bozunma gözlenmektedir. Aerobik şartlarda gerçekleşen bakteriyolojik faaliyetlerin sürdürülebilmesi için gerekli olan karbon kaynağı, atık içindeki çözünmüş şekerlerdir. Bozunma sırasında O_2 tüketilmekte ve sonuçta yaklaşık olarak %100 oranında CO_2 içeren depo gazı oluşmaktadır. Ortamdaki oksijenin tükenmesiyle birlikte, anaerobik bozunma başlamakta ve organik madde, CO_2 , CH_4 ve eser miktarda NH_4 ve H_2S 'e dönüşmektedir (Tchobanoglous ve diğ.,1993 ve McBean ve diğ., 1995). Atığın bozunma mekanizması, atık kütlelerinin nem içeriği, sıcaklığı, oksijen konsantrasyonu vb. parametrelere bağlı olarak değişiklik göstermektedir.

Atığın bozunma mekanizmasına bağlı olarak, bozunma süreci boyunca, depolanmış olan atık farklı özelliklere sahip olmaktadır. Bu konudaki farklı çalışmalarda, atığın bozunma mekanizması dört ya da beş fazlı olarak tanımlanmıştır. Tablo 2.1'de, depolama alanlarında gerçekleşen bozunma (ayırışma) mekanizmasının aşamaları ve her aşamadaki atık özellikleri verilmiştir (Tchobanoglous ve diğ., 1993).

Aerobik faz olan ilk faz (Faz I), atığın oksijen konsantrasyonuna bağlı olarak oldukça kısa sürelidir. Faz süresince yüksek miktarda ısı açığa çıkar ve depolama alanının sıcaklığı yükselir. Bu fazda oluşan sızıntı suyunun $BOİ$ konsantrasyonu oldukça yüksek değerlerdedir. (Tchobanoglous ve diğ.,1993).

Geçiş fazında (Faz II) atık içindeki oksijen konsantrasyonu gittikçe azalır ve atık stabilizasyonu fakültatif organizmalar tarafından gerçekleştirilir. Depolama alanı anaerobik hale geldikçe nitrat ve sülfat biyolojik bozunmada elektron alıcı olarak çalışmaktadır. Bu aşamada, CO_2 ve uçucu yağ asitleri oluşumu söz konusudur ve pH 4-5'e kadar düşer. Düşük pH, inorganik maddelerin çözünmesine yardımcı olur (Tchobanoglous ve diğ.,1993 ve Rhyner ve diğ., 1995).

Tablo 2.1: Katı Atıkların Biyolojik Bozunma Aşamaları (Tchobanoglous ve diğ., 1993)

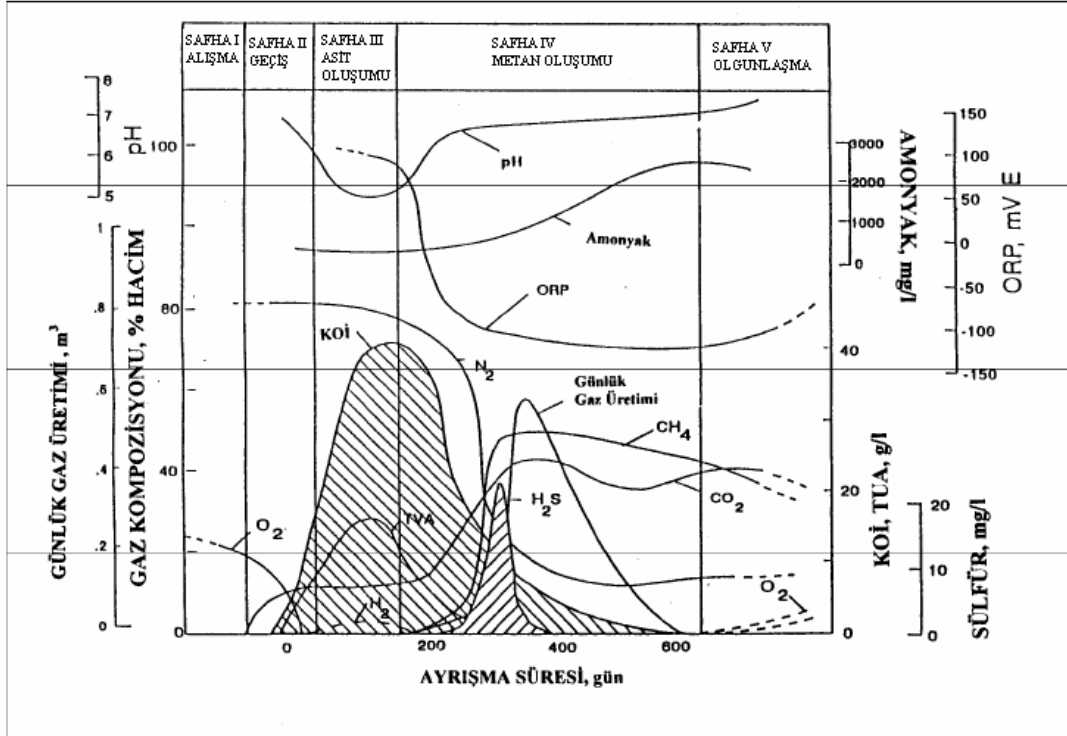
Dört Fazlı	Beş Fazlı	Fazın Tanıtımı	Ayrışma Adımları
Aerobik	İlk Adaptasyon	Atık içinde hapsedilmiş O ₂ ile aerobik bozunma gerçekleşir.	Aerobik ayrışmanın başlaması
-	Geçiş	O ₂ 'nin tamamen tüketilmesi, anaerobik ayrışmanın başlaması	Hidroliz ve fermantasyonun başlaması
Anaerobik Asit Fazı	Asit	Anaerobik ayrışma, organik asitlerin oluşumu, CO ₂ ve H ₂ oluşması, pH'ın azalması (10-50 gün)	Hidroliz ve fermantasyonun devam etmesi, asit ve metan oluşumunun sürmesi
Metan Oluşma Fazı	Metan Fermantasyonu	Metan oluşumunun hızla artması, CO ₂ oluşması, organik asitlerin tüketilmesi, pH azalması (90 gün-yıllarca)	Hidroliz, fermantasyon, asit ve metan üretiminin devam etmesi
Metan Azalma Fazı	Olgunluk	Organik maddelerin tüketimine kadar metan üretiminin sabit kalması (90 gün-yıllarca)	Hidroliz, fermantasyon, asit ve metan oluşumunun azalması

Asit fazı (Faz III) asit üreten bakteriler (asidojenler) tarafından gerçekleştirilir. Bu fazda önemli miktarda organik asit üretimi söz konusudur. Organik asit miktarının ve CO₂ konsantrasyonunun artması sonucunda pH 5'in altına düşmektedir (Quasim ve Chiang, 1994). Düşük pH nedeniyle sızıntı suyunun ihtiva ettiği ağır metallerin çözünürlüğü artar. Bu fazda sızıntı suyunun BOİ ve KOİ konsantrasyonları ve kondüktivitesi artar (Tchobanoglous ve diğ.,1993).

Metan fermantasyonu fazında (Faz IV), metan üreten bakteriler (metanojenler) aktif hale geçer. Metan bakterileri, anaerobik şartlarda nötral pH'ta (6,8-8) faaliyet gösterirler. Fakültatif bakteriler tarafından oluşturulan uçucu asitler ve diğer organik maddeler CH₄ ve CO₂'e dönüştürülür. Böylelikle, uçucu asit konsantrasyonu düşer. Metan oluşumu ile birlikte pH yükselmeye başlar. pH nötral değerlere yaklaştıkça, daha az inorganik madde çözünür, kondüktivite ve redoks potansiyeli düşer ve ağır metallerin çözünürlüğü azalır. (Tchobanoglous ve diğ.,1993).

Olgunluk fazında (Faz V) atığın organik kısmı CH₄ ve CO₂'e dönüşmüştür. Bu faza kadar organik maddelerin biyolojik olarak bozunabilir kısmı tamamen ayrılmıştır. Kalan kısım ise biyolojik olarak ayrışamayan atıklardan oluşur. Bu nedenle bu fazda depo gazı oluşum hızı azalır (Tchobanoglous ve diğ.,1993).

Depolama alanında meydana gelen reaksiyonlar sonucu, pH, oksijen, CO₂, CH₄, asedik asit, çözünebilir tuzlar ve redoks potansiyeli değişimleri Şekil 2.1’de verilmiştir (Shearer, 2001).



Şekil 2.1: Katı Atıkların Bozunma Fazları (Shearer, 2001)

Katı atıkların organik kısmının anaerobik olarak bozunması üç aşamada gerçekleşmektedir (Şekil 2.2). İlk aşama, kompleks organik polimerlerin ve lipidlerin (polisakkaritler, proteinler, nükleik asitler), fermentasyon bakterileri tarafından üretilen enzimler yardımıyla monomerlere (monosakkaritler, aminoasitler, vb) dönüştüğü hidroliz aşamasıdır. İkinci aşamada, ilk aşamada oluşan basit yapıdaki bileşiklerin nonmetanojenik mikroorganizmalar (asidojenler) tarafından fermentasyonun gerçekleştiği asit oluşum (asidojenik) aşamasıdır. Bu aşamada, uçucu yağ asitleri, alkoller, CO₂, su ve asetik asit oluşumu gerçekleşir. Üçüncü aşama olan metan oluşum (metanojenik) aşamasında, metanojenler vasıtasıyla hidroliz ve asit oluşumu aşamalarında oluşan ara ürünler, kararlı son ürünler olan metan ve karbondioksit dönüşürler. CH₄ ve CO₂ oluşumu atığın stabil hale geldiğinin bir göstergesidir. (Tchobanoglous ve diğ., 1993). Depolama alanlarında meydana gelen redoks reaksiyonları Tablo 2.2’de gösterilmiştir (Vaidya, 2002).

2.2 Katı Atıkların Bozunmasına Etki Eden Faktörler

Katı atıklar gerek konvansiyonel depolama alanlarında gerekse bioreaktör depolama alanlarında depolansınlar, depolandıkları ortamlarda bir takım fiziksel, kimyasal ve biyolojik reaksiyonlar sonucunda bozunurlar. Depolama alanlarının büyük çaplı birer reaktör olduklarının düşünülmesi halinde depolanan atık ve bu reaktöre giren su (yağmur suyu, yüzey akışıyla gelen su) reaktörlerin girdisiyken, bozunma sonucu oluşan sızıntı suyu ve depo gazı reaktörlerin çıkışını oluşturmaktadır. Reaktör içinde gerçekleşen reaksiyonlar depolanan atığın özelliklerinden ve depolama alanında uygulanan yönetim sisteminden kaynaklanan bir takım faktörlerden etkilenmektedir. Atıkların bozunmasını etkileyen faktörlerin başlıcaları atığın nem içeriği, pH, alkalinite, oksijen, hidrojen, besin maddeleri, ağır metaller ve çeşitli iyonlar, atığın yüksekliği, yoğunluğu, atık boyutu, sızıntı suyu geri devri, atığa yapılan çeşitli ilaveler, depolama alanındaki geçirimsiz tabakalar ve günlük örtü toprağıdır. Söz konusunu bu faktörler ve bu faktörlerle ilgili özet bilgiler Tablo 2.3'te verilmiştir (Yuen, 2001).

2.2.1 Atık kompozisyonu

Atık kompozisyonu, sızıntı suyu kalitesini, depo gazı kompozisyonunu ve kalitesini, atığın bozunabilirliğini etkilemesi açısından önemlidir. Örneğin, atık içindeki plastik miktarının artması, atığın biyolojik olarak bozunabilir kısmını azaltmakta ve metan üretimi düşebilmektedir (Shearer, 2001). Organik ve inert maddelerin ayrılması, poşetlerin açılması, atığın öğütülmesi ve tehlikeli atıkların uzaklaştırılması gibi ön işlemler daha homojen atık kompozisyonu sağlarken sızıntı suyu ve depo gazı kalitesini de arttırmakta ve depolama alanlarının işletilmesi sürecini kolaylaştırabilmektedir (Kylefors, 2002).

2.2.2 Atık yüksekliği

Depolama alanının yüzey alanı/hacim oranı, filtrasyon, ısı transferi, depolama alanı ile atmosfer arasındaki gaz geçişi gibi depolama alanına veya depolama alanından olan akımı önemli ölçüde etkilemektedir. Depolama alanının yüksek olması bozunma prosesi sırasında oluşan ısının atık kütlesi içinde daha iyi korunmasını sağlayarak atık bozunmasını hızlandırabilmektedir. Bununla birlikte, artan depolama alanı yüksekliği atmosferden depolama alanı içine hava girişini sınırlamakta ve depolama

alanındaki hızlı bozunmanın gözlemlendiği aerobik koşulların kısa zamanda sona ermesine neden olabilmektedir. 1 metre atık derinliğinde yıllık sıcaklık değişimi 15–20 °C olarak ölçülürken 3–4 metre derinliğe sahip atık kütlelerinin sıcaklık değişiminin 2-3 °C olduğu belirlenmiştir (Kylefors, 2002). Alan/hacim oranının düşük olması, birim alandan daha fazla sızıntı suyunun geçişine izin vereceği için atık stabilizasyon süresi uzayacaktır. Atık kütleleri içinde sızıntı suyunun akışı, kirleticilerin taşınımını sınırlayıcı bir faktördür. Atığın toplam yüksekliğinin yanında, ileriki zamanlarda ulaşacağı yükseklik de depolama alanında gerçekleşen prosesler açısından önem taşımaktadır. Yılda 4 metreden fazla oturmaının gözlemlendiği durumlarda, KOİ ve BOİ konsantrasyonlarının asidojenik şartlardan metanojenik şartlara geçmesi gecikebilmektedir (Kylefors, 2002).

Tablo 2.3: Atıkların Bozunmasını Etkileyen Faktörler (Yuen, 2001)

Etkileyen Faktör	Kriter/Yorum	
Nem	Optimum nem içeriği	%60 ve üzeri
Oksijen	Metan oluşumu için optimum redoks potansiyeli	<-100 mV- 300mV
pH	Metan oluşumu için optimum pH	6-8
Alkalinite	Metan oluşumu için optimum alkalinite	2000
	Metan oluşumu için max. organik asit konsantrasyonu	3000
	Metan oluşumu için max. Asetik asit/alkalinite oranı	0.8
Sıcaklık	Metan oluşumu için optimum sıcaklık	34-41 °C
Hidrojen	Asedik asit oluşumu için kısmi hidrojen basıncı	<10-6 atm
Besin maddesi	Bölgesel heterojenlikler hariç çoğu depo sahasında yeterli miktarda besin maddesi mevcuttur	
Sülfat	Sülfat artışı metan oluşumunu engeller	
İnhibitorler	İnhibisyon oluşturan katyon konsantrasyonları (mg/l):	
	Sodyum	3500-5000
	Potasyum	2500-4500
	Kalsiyum	2500-4500
	Magnezyum	1000-1500
	Amonyum (toplam)	1500-3000
	Ağır metaller:	
	Depo sahalarında önemli bir etkisi yoktur	
	Organik Bileşikler:	
	Önemli miktarda yalnızca engelleyici etkisi vardır	

2.2.3 Atık yoğunluğu

Atık yoğunluğu, atık bozunma prosesini çeşitli yollardan etkileyebilmektedir. Atık yoğunluğunun düşük olması, depolama alanı içindeki gözenek hacminin fazla olması ve atık kütlesi içinde havanın bulunması anlamına gelmektedir. Bu durum, atığın aerobik olarak bozunmasını ve bu bozunma sonucunda da atık kütlesi içindeki sıcaklığın artmasını sağlar. Bu durumda bozunma hızlanacağından stabilizasyon süresi kısalmaktadır. Ancak, aerobik fazın uzun sürmesi, sızıntı suyu geri devri uygulanmaması durumunda atığın kurumasına neden olabilir (Kylefors, 2002). Artan atık yoğunluğu, alan içindeki boşluk hacminin, oturma miktarının azalmasına neden olur. Yoğunluğun artmasıyla hidrolik iletkenlik azalır. Atık kütlesi içinde homojen nem dağılımının sağlanması için atığın sıkıştırılma oranının azaltılması gerekmektedir (Tchobanoglous ve diğ.,1993).

2.2.4 Atık boyutu

Atığın parçalanarak boyutunun azaltılması, yüzey alanının artmasını, atık dağılımının homojen olmasını sağlar (url-1, 2006). Müller ve diğ. (1998), Palmowski ve Müller (2000) ve Warith (2002), atığın parçalanmasının, atığın bozunmasını hızlandırarak stabilizasyon için gerekli süreyi kısalttığını ortaya koymuşlardır. Başlangıçtaki organik madde miktarı yüksek olmasına rağmen, parçalanmamış atığın bulunduğu test hücreesindeki bozunmanın parçalanmış atık (5-16 cm) bulunan reaktördekine göre daha yavaş olduğu belirlemişlerdir.

2.2.5 Depolama alanı taban ve yüzey geçirimsizlikleri

Atığın üzerinin kapatılması alana doğru olan filtrasyonu engelleyeceğinden atıkta kuruma gözlenecek ve bu durum alanda gerçekleşen reaksiyonları yavaşlatacaktır. Ayrıca depolama alanının üst yüzeyinin kapatılması alanla atmosfer arasındaki gaz geçişini de engelleyerek aerobik bozunma süresini kısaltacaktır. Taban geçirimsizliğini ve drenaj sistemini oluşturan materyaller üzerindeki birikimler, mikrofilm oluşumu nedeniyle sızıntı suyu kalitesini etkileyebilmektedir. Günlük örtü toprağı amaçlı olarak geçirimsizliği düşük bir malzemenin kullanılması durumunda sızıntı suyunun düşey akışı zorlaşacaktır. Bu durumda, atık içinde homojen nem dağılımı sağlanamaz ve depolama alanı içinde sızıntı suyu göllenme yapabilir (Kylefors, 2002).

2.2.6 Oksijen

Depolama alanlarında anaerobik şartların sağlanabilmesi için ortamda serbest oksijenin olmaması gerekmektedir. Oksijenin depolama alanı içine atmosferden difüzyon yolu ile girer. Depolama alanlarında ortamda oksijenin olmasına en duyarlı grup metanojenlerdir. Depolama alanının yüzeyinde ve yüzeye yakın kısımdaki aerobik bakteriler, buradaki oksijeni kısa sürede tüketirler. Atık kütlesi içinde aerobik bölge atığın sıkıştırılması durumunda 1 metreden daha az bir derinliğe sahip olmaktadır. Alanda oluşan depo gazının uzaklaştırılması amacıyla vakum uygulanması durumunda vakum etkisiyle atmosferden daha fazla oksijenin atık kütlesi içine girmesi sözkonusudur. Bu durumda alandaki anaerobik bozunma daha geç başlayacaktır (Christensen ve Kjeldsen,1989).

2.2.7 Hidrojen

Hidrojen, fermantasyon bakterileri ve asidojenik bakteriler tarafından üretilir ve üretilen hidrojenin basıncı biyokimyasal dönüşümleri etkiler. Fermantasyon bakterileri, düşük hidrojen basıncında H_2 , CO_2 ve asetik asit üretirken; yüksek hidrojen basıncında ise H_2 ve CO_2 etanol, butirik asit ve propiyonik asit üretirler. Hidrojen basıncının 10^{-5} atm.'in altında olması H_2 ve CO_2 'den CH_4 oluşumu için uygundur. Hidrojen basıncının çok yüksek olmaması durumunda, etanol, butirik asit ve propiyonik asit gibi organik bileşikler asidojenik bakteriler tarafından da oluşturulabilir. Propiyonik asitin oluşabilmesi için hidrojen basıncının $9 \cdot 10^{-5}$ atm.'den düşük olması gerekir. Hidrojen basıncının bu değerden yüksek olması durumunda propiyonik ve butirik asitler oluşacak fakat oluşan miktar sınırlı olacaktır. Hidrojen, metanojenik ve sülfat indirgeyen bakteriler tarafından tüketilir. Hidrojen tüketen bakterilerin aktivitelerinin ortamdaki çeşitli faktörler nedeniyle aktivitelerinin azalması durumunda düşük H_2 basıncı sağlanamayacak ve bunun sonucunda depolama alanında uçucu yağ asiti, özellikle de propiyonik asit, birikimi sözkonusu olacaktır (Christensen ve Kjeldsen,1989).

2.2.8 pH ve alkalinite

Metanojenik bakteriler pH 6-8 aralığında faaliyet gösterirler. Fermantasyon ve asidojenik bakteriler için bu aralık daha da geniştir. Ortamdaki metanojenlerin faaliyetlerinin azalması durumunda, hidrojeni ve asedik asiti metana dönüştürme oranları azalır ve bu durumda hidrojen miktarı artar ve pH düşer. Bunun sonucunda

metan oluşumu azalır veya durur. Ortamda kireç, NaOH gibi tamponlayıcı maddelerin bulunması, pH'nın düşmesini engelleyecektir. Sülfat indirgeyen bakteriler daha geniş bir pH aralığında ($5 < \text{pH} < 9$) faaliyet gösterebilmektedir. Ortamda sülfat olması durumunda, düşük pH değerlerinde sülfat indirgeyen bakteriler metanojenik bakterilerden daha baskın hale geçerler ve ortamdaki organik bileşikler CO_2 'e parçalarlar (Christensen ve Kjeldsen, 1989 ve Tchobanoglous ve diğ., 1993).

2.2.9 Sülfat

Sülfat indirgeyen bakteriler ve metanojenler, asedik asit ve hidrojeni metana dönüştürmektedirler. Ortamda sülfat bulunması durumunda metan oluşumunda azalma olmaktadır. Metan oluşumundaki azalmanın nedeni sülfatın metanojenler üzerinde toksik etki yaratması değil, substrat rekabetidir. Ortamda sülfat olması metanojenler için metan üretimini baskılamaz, ancak ortamda desulfovibrio gibi sülfat indirgeyici grupların olması durumunda sülfatın indirgenmesi çok fazla enerji gerektiren bir reaksiyon olduğundan baskı sözkonusu olabilir (Christensen ve Kjeldsen, 1989).

2.2.10 Nütrientler

Anaerobik sistemlerde, karbon kaynağı olarak kullanılacak organik maddenin yanı sıra azot ve fosfor gibi besin maddelerinin de olması gerekir. Ayrıca sülfür, kalsiyum, magnezyum, potasyum, demir, çinko, bakır, kobalt, molibden, selenyum gibi mikronütrientlere ihtiyaç duyulmaktadır. Anaerobik sistemler için, organik madde (KOİ cinsinden), N ve P arasındaki oran 100:0,44:0,08 olarak belirlenmiştir. Karışık atık nütrient içeriği bakımından kısıtlayıcı değildir, ancak homojen bir yapıda olmadığı için nütrient miktarı atık bozunması için kısıtlayıcı bir faktör olabilmektedir. Özellikle forfor, anaerobik bozunma prosesinde en kısıtlayıcı nütrienttir (Christensen ve Kjeldsen, 1989 ve Tchobanoglous ve diğ., 1993).

2.2.11 İnhibitörler

Metan oluşturan sistemler, inhibitörlere karşı daha duyarlıdır. O_2 , H_2 , sülfat, CO_2 , tuzlar, sülfür, ağır metaller, spesifik organik bileşikler ve substratlar belirli konsantrasyonlara ulaştıklarında anaerobik sistemlerde inhibisyon etkisi yaratabilirler. Depolama alanlarında, inhibisyon etkisi yaratabilecek uçucu yağ asidi

konsantrasyonlarına çok nadir olarak ulaşıldığı belirlenmiştir. CO₂ kısmi basıncı, asedik asit, propionik asit ve butirik asit giderim hızları üzerinde inhibisyon etkisi yaratabilir. Depolama alanlarında endüstriyel atıkların da depolanması durumunda sözkonusu atıklarla alana giren kimyasalların da anaerobik bozunma üzerinde inhibisyon etkisi yaratması sözkonusudur (Christensen ve Kjeldsen,1989).

2.2.12 Sıcaklık

Diğer mikrobiyal prosesler gibi anaerobik bozunma prosesi de sıcaklıktan çok fazla etkilenmektedir. Metan bakterileri, maksimum 40 °C civarında yaşayan mezofilik ve maksimum 70 °C civarında yaşayan termofilik grup bakterilerden oluşmaktadır. Laboratuvar şartlarında yapılan çalışmalar, ortam sıcaklığının 20 °C'den 30–40 °C'ye yükseltilmesinin metan üretim hızını 100 kata kadar artırabildiğini göstermektedir. Aerobik ve anaerobik bozunma prosesleri incelendiğinde, anaerobik bozunma sonucu açığa çıkan ısı, aerobik bozunma sonucunda açığa çıkan ısı yanında ihmal edilebilir düzeydedir. Glükoz için yapılan çalışmalar sonucunda glükozun anaerobik olarak bozunması sonucu elde edilen enerjinin, aerobik bozunma sonucu elde edilen enerjinin yaklaşık olarak %7'si olduğu belirlenmiştir. 1 kg glükozun aerobik olarak bozunması (kuru ağırlık bazında) sonucunda 9300 kJ ısı açığa çıkarken aynı miktardaki glükozun anaerobik bozunması sonucunda 632 kJ ısı açığa çıkmaktadır (Christensen ve Kjeldsen,1989).

Derin depolama alanlarında ısıнын depolama alanı içinde iletimi, atığın izolasyon kapasitesi nedeniyle düşüktür. Bu nedenle ve üretilen ısı enerjisinin düşük olması sebebiyle anaerobik depolama alanlarında atık sıcaklığında zamanla azalmalar gözlenebilmektedir (Christensen ve Kjeldsen,1989). Ayrıca depolanan atıkların yoğunluğu, nem içeriği ve yüzey alanı gibi faktörler ısı iletimi üzerinde etkili faktörlerdir.

2.2.13 Nem/su içeriği

Yapılmış olan pek çok çalışma, sızıntı suyunun geri devrettirilmesi veya dışarıdan su ilave edilmesi yoluyla atığın nem içeriğinin arttırılmasının atığın daha kısa sürede stabil hale gelmesini sağladığı ve anaerobik sistemlerde metan üretimini arttırdığını ortaya koymuştur. Artan nem içeriği, atmosferden taşınan oksijen miktarında farklılık yaratmakta, substrat, besin ve tampon maddelerinin konsantrasyonlarını değiştirmekte, atık içindeki inhibitörlerin seyrelmesini sağlamakta ve bu maddelerin

atık içindeki taşınımını etkilemektedir (Christensen ve Kjeldsen,1989 ve Reinhart ve Townsend, 1998).

2.3 Atık Stabilizasyonunda Etkili olan Yöntemler

Atık stabilizasyon sürecinin hızlandırılması, depolama alanlarının olumsuz etkilerinin azaltılması açısından oldukça büyük bir öneme sahiptir. Yapılan çalışmalarda atık stabilizasyonunun hızlandırılması amacıyla farklı yöntemler denenmiştir. Atıkların parçalanması, sıkıştırılması, atıklara evsel çamur, enzim ve tampon ilave edilmesi ve sızıntı suyunun geri devrettirilmesi atık stabilizasyonun hızlandırılması amacıyla uygulanan yöntemlerdir (Yuen, 2001). Söz konusu bu yöntemler ve yöntemlerin değerlendirilmesine ait bilgiler Tablo 2.4'te verilmiştir.

2.4 Atık Stabilizasyonunun Değerlendirilmesi

Atığın tamamen stabil halde olduğunu belirtmek için kesin hükümler verilememekle birlikte sızıntı suyu kalitesine, gaz miktarına ve atık kompozisyonuna bakılarak stabil atığın elde edilip edilmediği belirlenebilir. Biyolojik olarak bozunabilen organik maddelerin bozunması sırasında sızıntı suyu ve depo gazı kompozisyonlarında önemli değişiklikler gözlenmemeye başladığında atığın stabil hale ulaştığı kabul edilmektedir. KOİ, sızıntı suyunun organik fraksiyonunun karşılığı kabul edildiğinde, başlangıç evresinden ortalama 1000 gün sonra minimum değerine ulaşır. Ancak bu evrede, bozunma sonucu oluşacak toplam gazın sadece %68'i oluşmaktadır. Gazın %95'inin oluştuğu evrede, gaz üretim oranı, pik değer %10'unun altına düşer. Gaz üretim oranı, pik değer %5'inin altında ise ve sızıntı suyu kirletici konsantrasyonları düşük değerlerde kalırsa ($BOİ < 100 \text{ mg/l}$ ve $KOİ < 1000 \text{ mg/l}$) atık stabil haldedir. Bunu yanında, stabil atıklar için; $BOİ/KOİ$ oranı 0,1'in, selüloz/lignin oranı ise 0.2'in altında ve $BMP \text{ } 0,045 \text{ m}^3/\text{kg UK}$ 'dan düşüktür (Reinhart ve Townsend, 1998).

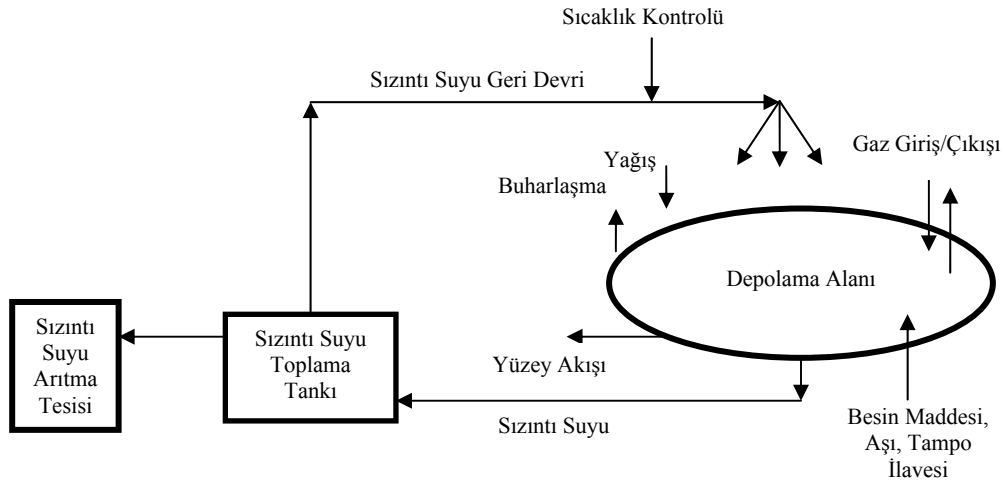
Tablo 2.4: Atık Stabilizasyonunda Etkili Yöntemler (Yuen, 2001)

Yöntem	Yorum/Etki
Atıkların Parçalanması	Boyut azaltma ve karışım ile atığın homojen olmasını sağlar. Biyolojik bozunma için özgül yüzey alanını artmasını sağlar. Atık kütleindeki nem dağılımını düzgün hale getirir. Hidroliz ve asit üretimini destekleyeceğinden organik asitlerden dolayı meydana gelecek pH düşüşü anaerobik ortamın gelişmesini engelleyebilir. Bu olumsuz etki pH'nın tamponlanması ile kontrol edilebilirse hidroliz ve asit üretimi kademelerinin daha hızlı gerçekleşmesi atıkların ayrışması üzerinde olumlu etkiler sağlayabilir.
Atıkların Sıkıştırılması	Atığın sıkıştırılması anaerobik bozunma üzerinde etkilidir. Kuru atıklarda atığın sıkıştırılması biyolojik bozunmayı hızlandırır. Yüksek su muhtevasına sahip atıklar sıkıştırılarak depolandıklarında substrat ve bakterilerin teması ve nutrientlerin dağılımı sağlanır. Islak atıklarda atığın sıkıştırılması metan üretimini azaltabilir.
Evsel Çamurla Karıştırma	Evsel çamurla karıştırma nem oranının, besin maddesi miktarının ve atık içindeki anaerobik mikroorganizmaların artmasını sağladığı için atığın bozunmasını hızlandırır. Metanojenik koşulların önceden oluşması durumunda evsel çamur ilavesi olumsuz etki yaratabilir.
Enzim İlavesi	Hidroliz prosesi, fermentasyon bakterileri tarafından üretilen enzimler yardımıyla gerçekleştirildiği için bu prosesin doğal enzim aktivitesine müdahale edilerek atık ayrışması hızlandırılabilir. Anaerobik ayrışmanın asit oluşumu ve metan oluşumu aşamalarında evsel katı atıklara endüstriyel selülotik enzim ilavesinin etkisini araştırmak için yapılan laboratuvar ölçekli çalışmalardan elde edilen sonuçlara göre enzim ilavesinin hem asit oluşumu hem de metan oluşumunu etkilediği belirlenmiştir.
Tampon İlavesi	Dengede olmayan bir depolama alanında, organik asit üretimi sonucu pH'nın düşmesi metan üreten bakterilerin gelişimini engelleyebilir. Bu olumsuz etki tampon ilavesi ile giderilebilir.
Sızıntı Suyu Geri Devri	Atığın nem içeriği atık bozunmasını etkileyen temel faktörlerden biridir. Sızıntı suyu geri devri ile optimum nem muhtevası sağlanarak aktif bir mikrobiyal ayrışma sağlanmaktadır. Mikroorganizmaların, substratların ve nutrientlerin atık kütleli içerisinde etkili bir şekilde taşınmasını sağlayacak su akışını temin etmektedir. Depolama alanının bazı bölgelerinde yüksek konsantrasyonlarda bulunan inhibitörlerin seyreltilmesini sağlamaktadır. Sızıntı suyu kirletici konsantrasyonlarında ve sızıntı suyu miktarında azalma sağlanmakta ve böylece artıma maliyetleri azalmaktadır. Depo gazı oluşum hızı ve miktarı artmaktadır. Depolama alanında meydana gelecek oturmalar hızlanmakta ve böylelikle depolama alanının kullanım süresi artmaktadır. Kapatılan depo sahasının rehabilitasyon zamanı ve maliyeti azalmaktadır.

3. BİOREAKTÖR DEPOLAMA ALANLARI

3.1 Bioreaktör Depolama Alanının Tanımı

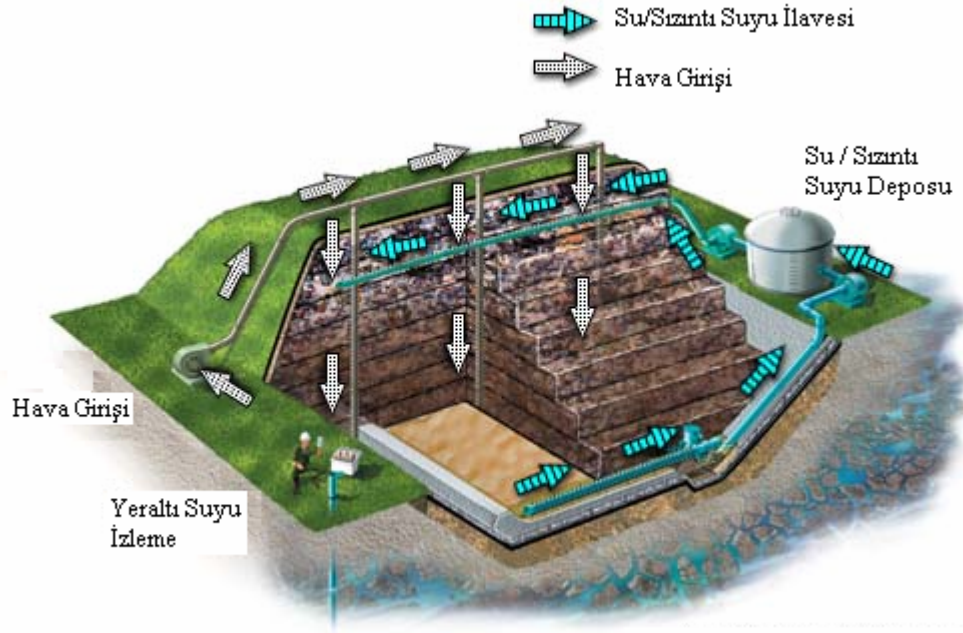
Bioreaktör depolama alanları, atıkların organik kısmının hızlı bir şekilde bozunmasının sağlanarak kısa sürede stabil atığın oluşmasını öngören kapalı ve kontrollü sistemlerdir. Bioreaktör depolama alanları (BDA) depolanan atığın minimum sürede stabil hale gelecek şekilde işletilmelerinin yanı sıra depolamadan doğabilecek çevresel etkilerin de minimuma inmesini amaçlamaktadır. Bioreaktör depolama alanlarında uygulanan temel proses, atık bozunması sırasında oluşan sızıntı suyunun depolama alanı içine geri devrettirilmesidir. Sızıntı suyunun geri devri, biyolojik olarak parçalanabilen atıkların daha hızlı parçalanabileceği bir ortam oluşmasını sağlamakla kalmayıp aynı zamanda sızıntı suyunun da kısmen arıtımını sağlamaktadır (url-2, 2006). Şekil 3.1’de tipik bir bioreaktör depolama alanının şematik görünümü verilmiştir.



Şekil 3.1: Bioreaktör Depolama Alanı Şematik Görünümü

Dizayn ve işletme açısından aerobik, anaerobik ve hibrit (aerobik-anaerobik) olmak üzere üç tip bioreaktör depolama alanından söz etmek mümkündür.

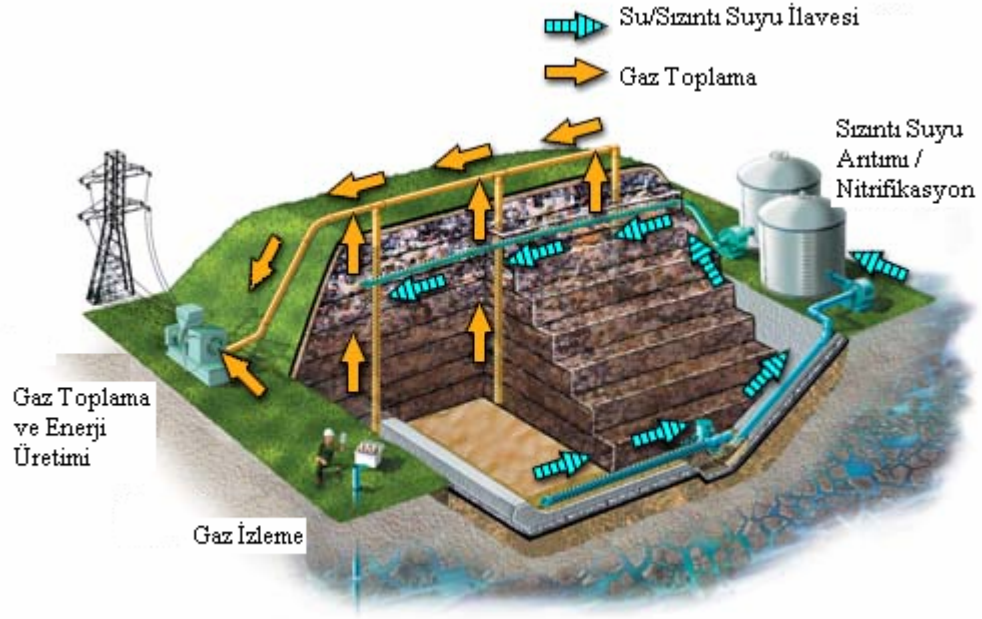
Aerobik bioreaktör depolama alanlarından oluşan sızıntı suyu reaktör tabanından alınarak sızıntı suyu toplama tankında toplanır. Toplanan sızıntı suyu, atığın nem muhtevası ayarlanarak kontrollü bir şekilde alan içine geri devrettirilir. Atık kütlesi içine hava girişi yatay ve/veya düşey hava boruları ile sağlanır. Oluşan depo gazının karbondioksit içeriği yüksektir. Aerobik bioreaktör depolama alanlarına ait şematik görünüm Şekil 3.2’de verilmiştir (url-3, 2006).



Şekil 3.2: Aerobik Bioreaktör Depolama Alanı (url-3, 2006)

Anaerobik bioreaktör depolama alanlarında nem ihtiyacı sızıntı suyu geri devriyle veya su ilavesi ile sağlanır. Bozunma anaerobik ortamda gerçekleşir ve oluşan depo gazının metan içeriği yüksektir. Anaerobik bioreaktör depolama alanlarına ait şematik görünüm Şekil 3.3’te verilmiştir (url-4, 2006).

Hibrit (aerobik-anaerobik) bioreaktör depolama alanlarında aerobik ve anaerobik sistemler ardaşık olarak uygulanmaktadır. Alanların üst kısmında atığın bozunabilir kısmının hızlı bir şekilde bozunması sağlanırken alt kısımlarda ise oluşan gaz toplanmaktadır. Aerobik bioreaktör depolama alanlarıyla karşılaştırıldığında hibrit alanlarda metanojenik aktivitenin daha çabuk başladığı belirlenmiştir (url-2, 2006).



Şekil 3.3: Anaerobik Biorektör Depolama Alanı (url-4, 2006)

3.2 Bioreaktör Depolama Alanlarında Sızıntı Suyu Geri Devrinin Önemi ve Geri Devir Yöntemleri

Bioreaktör depolama alanlarının temel prosesi olarak değerlendirilen sızıntı suyu geri devrinin, sızıntı suyu kirletici parametrelerinin konsantrasyonlarında düşüş sağladığı gözlenmektedir. Bunun yanı sıra geri devir sırasında buharlaşmadan dolayı sızıntı suyu miktarı azalmaktadır. Sızıntı suyu kirletici konsantrasyonlarının ve sızıntı suyunun miktarının azalması, sızıntı suyu arıtma maliyetlerini de düşürmektedir (Quasim ve Chiang, 1994).

Sızıntı sularının geri devri için farklı metotlar uygulanmaktadır. Atıkların önceden ıslatılması, spreyleme, yüzeyde göllenme, düşey enjeksiyon kuyularının oluşturulması, yüzey altına yatay boruların döşenmesi, sızıntı suyunun geri devrettirilmesi amacıyla uygulanan başlıca yöntemlerdir.

Atıkların önceden ıslatılması yöntemi uzun yıllardan beri uygulanmakta olup, atığın ıslatılması için sızıntı suyunun kullanılması daha yeni bir uygulamadır. Atık, tankerler kullanılarak ya da yangın hortumları yardımıyla manuel olarak ıslatılmaktadır. Bu yöntem sızıntı suyunun buharlaşmasını sağlamakta, atıkta etkili ve homojen nem tutma kapasitesi sağlamaktadır. İşçiliği çok fazla olduğundan geniş

alanlarda pek kullanılmamakta ve depolama alanı kapatıldıktan sonra uygulanamamaktadır (Reinhart ve Townsend, 1998).

Spreyleme yönteminin karşılaşılan başlıca dezavantajı çökelme problemidir. Sızıntı suyunun spreyleneceği atık yüzeyinde çökelme ve oturmaya neden olarak geçirimsizliği artırır. Bu durum sızıntı suyunun atık kütleline girişini engeller. Ayrıca sızıntı suyunun depolama alanı dışına çıkma ihtimali de spreyleme yönteminin diğer bir dezavantajıdır (Shearer, 2001). Bu yöntemin uygulanması ve dizaynı kolay olduğundan büyük alanlarda uygulanabilir. Spreyleme diğer geri devir yöntemleri içinde en fazla hacim azalması sağlayan yöntemdir. Yağmur ve don periyotlarında, yüzey geçirimsizliği sağlanmış kapatılmış alanlarda uygulanmamaktadır (Reinhart ve Townsend, 1998).

Yüzeyde göllenme yöntemi, sızıntı suyunun atık yüzeyinde biriktirilmesi esasına dayanır. İnşaatı kolaydır ve 1-2 metre yüksekliğindeki atıklar için uygun bir yöntemdir. Ancak çok fazla alan gerektirdiğinden kullanışlı bir yöntem değildir. Söz konusu alanlarda yağış suyunun da toplanması koku problemine neden olabilmektedir. Yüzey geçirimsizliği sağlanmış kapatılmış alanlarda kullanılamamaktadır (Reinhart ve Townsend, 1998).

Geri devirli bioreaktör depolama alanlarında en sık uygulanan yöntemdir düşey enjeksiyon kuyularıdır. Düşey kuyuların aralıkları genellikle 0,10–0,80 hektarda bir kuyu olacak şekildedir. Eğer kuyular birbirine çok yakın olursa atığın oturması ve yerleşmesi gibi nedenlerle sistemin çalışması engellenebilir. Boruların direkt olarak geomembran üzerine yerleştirilmesi, geomembranda yırtılmalara neden olabilir. Ayrıca boruların bütünlüğünün sağlanması konusunda da problemler yaşanabilir. Sızıntı suyunun kısa mesafede geri devrinin önlenmesi için düşey boruların tabana yakın kısmı deliksiz olarak dizayn edilir (Reinhart ve Townsend, 1998).

Yüzey altından yatay borulama sistemi, iri çakıl, talaş vb. gibi geçirgen malzeme/atık ile doldurulmuş delikli boruların atık içine yerleştirilmesiyle dizayn edilir. Boruların içleri boş şekilde yerleştirilmeleri daha kolay olmakla birlikte üzerlerine gelen atık ağırlığı nedeniyle kırılma ihtimali vardır. Bu tip geri devir sistemi depolama alanı kapatıldıktan sonra da kullanılabilir. Yatay borulama sistemi ile büyük miktarda sızıntı suyu geri devrettirilebilmektedir. Ancak boru içindeki dolgu malzemesi üzerinde biofilm tabakasının oluşması tıkanıklıklara neden olarak

geçirgenliği azaltmaktadır. Bu nedenle debi ve basınç ölçümlerinin periyodik olarak yapılarak sistemin izlenmesi gerekmektedir (Reinhart ve Townsend, 1998).

Sızıntı suyunun geri devri için uygulanan yöntemler Tablo 3.1’de özetlenmiştir (Reinhart ve Townsend, 1998).

Tablo 3.1: Sızıntı Suyu Geri Devir Metotları (Reinhart ve Townsend, 1998)

Geri Devir Metodları	Dezavantajları	Avantajları
Önceden Islatma	-İşçilik gerektirir -Sıkışmayı artırır ve bu nedenle sızıntı suyu geçişi engellenebilir -Alanın kapatılmasından sonra uygulanamaz	-Homojen ve etkili nem sağlar -Buharlaşmayı kolaylaştırır
Düşey Enjeksiyon Kuyuları	-Boruların yerleştirilmesi zordur -Borular atığın boşaltılmasını ve yerleştirilmesini zorlaştırabilir	-Daha fazla hacimde sızıntı suyu geri devrettirilir -Düşük malzeme maliyeti -Alan kapatıldıktan sonra da uygulanabilir
Yatay Borulama	-Boruların bütünlüğü sağlanamayabilir -Boruların içinde çökelme olması hacim azalmasına neden olabilir -Boruların bakımı ve yenilenmesi zordur	-Düşük malzeme maliyeti -Yüksek geri devir hacmi -Alan kapatıldıktan sonra da uygulanabilir -Depolama süresince gözle görülmez
Yüzeyde Havuzlama	-Yağış suyunu da toplaması nedeniyle toplanan su miktarı değişkendir -Etki derinliği sınırlıdır -Alan kapatıldıktan sonra uygulanamaz	-Atıkla direkt temastan dolayı etkili nemlendirme sağlar -Sızıntı suyunun depolanmasını sağlar
Spreyleme	-Atık yüzeyindeki çökelme geçirgenliği azaltır -Sert iklim şartlarında uygulanmaz -Alan kapatıldıktan sonra uygulanamaz	-Buharlaşmayı artırır

3.3 Bioreaktör ve Konvansiyonel Depolama Alanlarının Karşılaştırılması

Son yıllarda yapılan araştırmalarla, katı atıkların konvansiyonel depolama alanları yerine aerobik ya da anaerobik bioreaktör depolama alanlarında depolanmalarının çevre sorunlarının azaltılmasında etkin rol oynadığı belirlenmiştir. 1970'lerin başlarında laboratuvar, 1980'lerde ise pilot ve arazi ölçekli çalışmalarla bioreaktörlerin yararları kanıtlanmıştır. 1988'de ABD'de 200'den fazla tesiste sızıntı suyu geri devri uygulanırken, 1993'te ABD'deki 12 eyalette sızıntı suyu geri devri uygulanmıştır. Aynı yıllarda Almanya, İngiltere ve İsviçre'de bioreaktörlere yönelik çalışmalara devam edilmiştir. ABD'de sızıntı suyu geri devri uygulanan tesis sayısı 1997'de 130'a ulaşmıştır.

Atıkların anaerobik ortamda bozunarak stabil hale gelmeleri esasına dayalı olan konvansiyonel depolama alanları, her ne kadar zemin ve üst yüzey geçirimsizliğinin sağlandığı ortamlar olsa da insan ve çevre sağlığı açısından bir takım risklere de sahiptir. Bu tür alanlarda depolanan atıkların bozunması sonucu oluşan sızıntı suları, yüksek konsantrasyonlarda organik bileşikler, ağır metaller ve patojenler içermektedir. Konvansiyonel depolama alanlarında atıkların stabilizasyon sürecinin uzun olması nedeniyle oluşan sızıntı sularının olumsuz etkileri uzun süre devam edebilmektedir. Depolama alanının taban geçirimsizliği sağlanmış olsa bile geçirimsiz taban zamanla tahrip olabilmekte ve bu nedenle sızıntı suyu depolama alanı dışına çıkabilmektedir (url-5, 2006).

Depolama alanında oluşan depo gazı, anaerobik koşullar altında yüksek oranda metan ve VOC içermektedir. Geçirimsiz tabakada ve gaz toplama sisteminde meydana gelebilecek bir tahribat depo gazının yeraltı suyuna karışarak su ortamının kirlenmesine neden olabilmektedir.

Bioreaktör depolama sistemlerinde, mikroorganizmaların yaşamsal faaliyetlerinin devamı için gerekli oksijenin sağlanabilmesi için ortama hava verilirken nem ve besi maddesi ihtiyacı sızıntı suyunun geri devrettirilmesi ile sağlanır. Katı atıklar, uygun hava ve nem sağlanmış ortamlarda aerobik bozunma ile anaerobik şartlara göre çok daha kısa sürede stabil hale gelmektedir. Buna ek olarak, sızıntı suyunun atık kütlesi içine geri devrettirilmesi bozunmayı hızlandırmakta, sızıntı suyu miktarını ve kirleticili konsantrasyonlarını azaltmakta, organik asitlerin inhibitör etkisinin nötralize edilmesini sağlamaktadır (Rhyner ve diğ., 1995).

Atıkların, kontrollü şartların sağlandığı aerobik veya anaerobik bioreaktörlerde depolanması, konvansiyonel metotla depolanması ile karşılaştırıldığında, atık stabilizasyonu, depolama alanının kullanım süresinin artması, kapatılan alanın rehabilitasyonu maliyetinin düşük olması gibi üstünlükleri olduğu Tablo 3.2’de açıkça görülmektedir (Adeleke, 2003).

Tablo 3.2: Farklı Depolama Yöntemlerinin Karşılaştırılması (Adeleke, 2003)

	Konvansiyonel Depolama	Anaerobik Bioreaktör	Aerobik Bioreaktör
Oturma 2 yıl sonra 10 yıl sonra	% 2–5 % 15	%10–15 % 20–25	%20–25 % 20–25
Atık Stabilizasyon Süresi	30–100 yıl	10-15 yıl	2–4 yıl
Metan Oluşum Oranı	-	Konvansiyonelx2	%10–50 Konvansiyonel
Sıvı Depolama Kapasitesi	Yok	30–60 gal./yd. ³	30–60 gal./yd ³
Buharlaşıma	Önemsiz	Önemsiz	50–80%
Ortalama Yatırım Maliyeti	Düşük	Orta	Yüksek
Ortalama İşletme Maliyeti	Düşük	Orta	Yüksek
Kapatma ve Rehabilitasyon Ortalama Maliyeti	Yüksek	Orta	Düşük

Bioreaktör depolama alanlarının konvansiyonel depolama alanlarından en belirgin farkı, bioreaktör depolama alanlarına optimum nemin sağlanacağı oranda su/sızıntı suyu ilavesinin yapılmasıdır. Atık kütlesi içindeki nem dengesinin sağlanması, atık bozunmasını hızlandırmaktadır.

Konvansiyonel ve bioreaktör depolama alanlarında stabil atığın elde edilmesi süreçleri dikkate alındığında büyük farklılıklar görülmektedir. Konvansiyonel depolama alanlarında stabilizasyon süreci 100 yıla kadar uzayabilmekteyken, anaerobik bioreaktör depolama alanlarında 10-15 yılda, aerobik bioreaktör depolama alanlarında ise sadece birkaç yılda stabil atık elde edilebilmektedir (Adeleke, 2003).

Depo gazı üretim potansiyeli, konvansiyonel ve bioreaktör depolama alanları arasındaki diğer bir önemli farktır. Konvansiyonel depolama alanlarında gaz üretimi atık depolandıktan uzun yıllar sonra oluşmaya başlar ve depolama alanı kapatıldıktan sonra da uzun yıllar devam eder. Konvansiyonel depolama alanlarından oluşan depo gazının metan içeriği oldukça yüksektir. Bioreaktör depolama alanlarında ise atık depolandıktan 6 ay ile 2 yıl arasında depo gazı üretimi başlamaktadır (Johannessen,

1999). Anaerobik bioreaktör depolama alanlarında depo gazı oluşumu alan kapatıldıktan sonra 10-15 yıl daha devam etmekte birlikte, oluşan depo gazı miktarı konvansiyonel depolama alanlarından oluşan depo gazı miktarına göre daha fazladır. Bu durum, anaerobik bioreaktör depolama alanlarından elde edilen depo gazından daha etkin bir şekilde enerji elde edilmesini mümkün kılar. Aerobik bioreaktör depolama alanlarından oluşan depo gazı çok düşük oranlarda metan içerebilmekte ya da hiç metan içermemekte ve oluşan depo gazının büyük bir miktarını CO₂ oluşturmaktadır (Takata, 2002). Metan ve karbon dioksitin 100 yıllık bir periyotta sera gazı etkileri incelendiğinde, metan, karbon dioksit göre 21 kat daha güçlü bir etki göstermektedir (Johannessen, 1999). Konvansiyonel ve anaerobik bioreaktör depolama alanları karşılaştırıldığında, depo gazının toplanıp enerji eldesinde kullanılması her ne kadar kazançlı gibi görülse de enerji üretim tesisinin ilk yatırım ve işletme maliyetleri, izleme süreci ve muhtemel riskler göz önüne alındığında aerobik bioreaktör depolama alanı daha uygun bir yöntem olarak görülmektedir (Takata, 2002).

Biyolojik bozunmanın bioreaktör depolama alanlarında hızlı olması ve bunun sonucunda da stabil atığın daha kısa bir sürede elde edilmesi sonucunda bioreaktör depolama alanlarında konvansiyonel depolama alanlarına göre 5-10 kat daha fazla oturma gözlenir (Adeleke, 2003). Bu nedenle bioreaktör depolama alanlarının faydalı kullanım süreleri daha uzundur.

Bioreaktör depolama alanlarında sızıntı suyu geri devri uygulandığı için bu tip depolama alanlarından oluşan sızıntı suyunun kirletici konsantrasyonları, konvansiyonel depolama alanlarından oluşan sızıntı suyununkinden daha düşüktür. Bioreaktör ve konvansiyonel depolama alanlarından oluşan sızıntı suyu kirletici konsantrasyonları Tablo 3.3'te verilmiştir (Reinhart ve Townsend, 1998).

Tablo 3.3: Bioreaktör ve Konvansiyonel Depolama Alanları Sızıntı Suyu Karakterizasyonlarının Karşılaştırılması (Reinhart ve Townsend, 1998)

Parametre (mg/l)	Konvansiyonel Depolama Alanı	Bioreaktör Depolama Alanı
Demir	20–2100	4–1095
BOİ	20–40.000	12–28.000
KOİ	500–60.000	20–34.560
Amonyak	30–3000	6–1850
Klorür	100–5.000	9–1884
Çinko	6–370	0,1–66

3.4 Bioreaktör Depolama Alanlarına Yönelik Yapılmış Çalışmalar (Literatür Çalışması)

Ritzkowski ve diğ. (2006) tarafından yürütölmüş olan arazi ölçekli çalışmanın sonucunda depolama alanlarının havalandırılarak aerobik olarak işletilmeleri durumunda oluşması muhtemel kirletici emisyonların azaltılması yolunda umut verici olduğu vurgulanmıştır.

Wang ve diğ. (2005) tarafından yapılan çalışmada, anaerobik ve semi-aerobik depolama şartlarını temsil eden iki farklı tipte reaktör kullanılmış ve anaerobik reaktöre göre semi-aerobik olarak işletilen reaktörde stabilizasyonun çok daha kısa sürede gerçekleştiğı belirlenmiştir. Düşük sızıntı suyu geri devir oranlarında, KOİ konsantrasyonunun önemli ölçüde düşük olduğu (%90'ın üzerinde giderim verimi) ve geri devir uygulanması durumunda sızıntı suyu NH₃-N konsantrasyonun düşük olduğu belirlenmiştir.

He ve diğ. (2005) tarafından yapılan çalışmada, Hanhzhou Tianzhiling depolama alanında izole edilmiş bir bölgede metanojenik fazda çalıştırılan geri devirli anaerobik bioreaktörde atığın bozunması süreci izlenmiştir. Reaktör 105 gün çalıştırılmış ve bu süre sonunda oluşan metanın tüm gazın %70'inden fazla olduğu ve bioreaktör uygulamasının atık stabilizasyonunu hızlandırdığı ve oluşan metan miktarını arttırdığı belirlenmiştir.

Sponza ve Ağdağ. (2005) tarafından yapılan çalışmada, anaerobik geri devirli reaktörde, evsel katı atığın parçalanmasının ve sıkıştırılmasının atık bozunması üzerindeki etkisi incelenmiştir. Bunun için üç reaktör hazırlanmıştır. 1. reaktör ön işlem görmemiş atıkla (kontrol reaktörü), 2. reaktör 0,5–1 cm boyutlarına parçalanmış atıkla, 3. reaktör ise sıkıştırılmış atıkla doldurulmuştur. Her üç reaktörde, 300ml/gün sızıntı suyu geri devrettirilmiş ve reaktörlerden oluşan sızıntı sularında pH, KOİ, uçucu yağ asidi (UYA), NH₄-N konsantrasyonları ve toplam gaz ve metan oluşumları periyodik olarak kontrol edilmiştir. 57 günlük çalışma sonunda, parçalanmış atığın bulunduğu reaktördeki pH, KOİ, UYA konsantrasyonlarının ve BOİ₅/KOİ oranının kontrol ve sıkıştırılmış atıkların bulunduğu reaktörlerdekilere göre daha iyi olduğu belirlenmiştir. Kontrol, sıkıştırılmış ve parçalanmış atıkların bulunduğu reaktörlerdeki sızıntı sularının KOİ konsantrasyonları 6400, 7700, 2300 mg/l ve uçucu yağ asidi konsantrasyonları 2750, 3000 ve 354 mg/l olarak

belirlemiştir. Parçalanmış atıkların bulunduğu reaktördeki atıkların toplam fosfor, toplam azot ve $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonlarının ise 8, 6.5, 0.56 mg/g değerlerinden 0.3, 0.4, ve 0.1 mg/g değerlerine düştüğü gözlenmiştir. Kontrol, sıkıştırılmış ve parçalanmış atıkların bulunduğu reaktörlerdeki metan yüzdeleri sırasıyla %36, %46 ve %60'tır. Parçalanmış atıkların bulunduğu reaktörden oluşan sızıntı suyunun BOI_5/KOI oranının 0.44 olduğu ve atığın boyutunun küçülmesinin atığın bozunma süresini kısalttığı belirlenmiştir.

Ağdağ ve diğ., (2005a, 2005b) ve Ağdağ (2004) tarafından yapılan çalışmalarda, kentsel atıksu arıtma tesisi çamurları ile evsel katı atıkların birlikte depolanmasının, evsel katı atıkların anaerobik olarak arıtılmasına ve sızıntı suyu kalitesine olan etkileri üç anaerobik simüle bioreaktörde incelenmiştir. Çalışmada kullanılan, paslanmaz çelik malzemeden hazırlanmış, 2,4 l hacminde reaktörün alt kısmında sızıntı suyunu toplamak için bir çıkış ağzı, üst kısmında ise bu suyu geri devrettirmek için bir giriş ağzı, yağmur suyunu simüle edebilmek amacı ile su ilavesi için bir giriş ağzı teşkil edilmiştir (Şekil 3.4). Reaktörler, mezofilik şartların sağlanması amacıyla reaktör içine yerleştirilmiş bir ısıtıcıyla ısıtılmıştır. Evsel atıksu arıtma tesisi çamuru ile evsel katı atıkların birlikte depolanmasının etkilerini belirlemek amacıyla 1. reaktöre (kontrol reaktörü) yalnızca organik kökenli evsel katı atık; 2. reaktöre ağırlıkça 3:1 oranında evsel atık ve çamur; 3. reaktöre ağırlıkça 1:3 oranında evsel atık ve çamur konarak reaktörler 61 gün çalıştırılmıştır. Çalışma sonunda arıtma çamuru ilave edilen reaktörlerdeki sızıntı sularının (özellikle 3.reaktör) pH, KOİ ve UYA konsantrasyonları bakımından kontrol reaktörlerinden daha iyi olduğu gözlenmiştir. En yüksek BOİ azalması 3. reaktörde gözlenmiştir. Çalışma süresince reaktörlerdeki metan yüzdeleri, birinci (kontrol), ikinci ve üçüncü reaktörlerde %58, %60 ve %70'tir.

Borling ve diğ. (2004) tarafından yapılan çalışmada, aerobik ve anaerobik işletmenin atık stabilizasyonundaki etkileri değerlendirilmiştir. Çalışmada, 200 l'lik altı reaktör kullanılmıştır (yükseklik 0.55 m; genişlik 0.71m). (Şekil 3.5) 1. reaktör aerobik (hava enjeksiyonu, su ilavesi, sızıntı suyu geri devri yapılmış); 2. reaktör anaerobik (su ilavesi, sızıntı suyu geri devri yapılmış, hava enjeksiyonu yapılmamış); 3. reaktör konvansiyonel (hava enjeksiyonu, su ilavesi, sızıntı suyu geri devri yapılmamış ancak çalışmanın 197. gününden sonra aerobik çalıştırılmış) depolama alanlarını simüle edecek şekilde çalıştırılmıştır. Aerobik reaktörde hava reaktörün alt

kısından verilirken, oluşan gazın üstten çıkması sağlanmıştır. Çalışma 400 gün sürmüştür. Aerobik ve anaerobik şartların atık stabilizasyonunu nasıl etkilediğinin kontrolü için aynı işletme şartlarında olmak üzere hem aerobik hem de anaerobik reaktörler dizayn edilmiştir. Reaktörlere sızıntı suyu geri devir oranı 20 ml/dak olarak belirlenmiş ve su ilavesi sızıntı suyu oluşana kadar distile su ile sağlanmıştır. Hava enjeksiyonu 1,3 l/dak (6,5 l/dak/m³ atık) olacak şekilde yapılmıştır. Reaktörlerin işletme şartları Tablo 3.4'te verilmiştir. Reaktörlere 6 tane sıcaklık ölçer, 2 tane basınçölçer yerleştirilmiştir. Reaktörlerde llen ortalama hacimsel nem miktarı 0.16±0.02 (hacim H₂O/hacim MSW)dir. Bu değer 164 kg/m³ yoğunluk için ağırlıkça %54 neme karşılık gelmektedir. Çalışma sonunda rasgele alınan numunelerde ağırlıkça nemin %42±16 olduğu görülmüştür. Reaktör sıcaklığı aerobik ve anaerobik geri devirli bioreaktörlerde ilk 20 gün boyunca oda sıcaklığından (20±3 ±°C) 27 °C'ye ve anaerobik geri devirsiz bioreaktörlerde 34 °C'ye yükselmiştir. Anaerobik geri devirsiz reaktörlerin sıcaklığının daha fazla artmasının nedeninin, sızıntı suyu ve hava girişi ile ortamın soğutulmaması olduğu düşünülmüştür. 20 gün sonra, reaktörlerin ısıtılmasına son verilmiş ve reaktör sıcaklıkları 20 °C'ye geri dönmüş ve çalışma süresince aynı sıcaklıkta çalışılmaya devam edilmiştir. Benzer sıcaklık değişimleri konvansiyonel olarak çalıştırılan reaktörde de uygulanmıştır. Aerobik reaktörlerde ortalama 6 mol CO₂/kg evsel katı atık oluşurken, anaerobik reaktörlerde 2.2 ve 2 mol CH₄/kg evsel atık açığa çıkmıştır. Aerobik reaktörlerden oluşan sızıntı suyunun pH değeri 7.8±0.4 olarak ölçülmüştür. Konvansiyonelden aerobik yönteme geçilmiş olan reaktörde sızıntı suyunun pH değeri 213. güne kadar 6±0.3, bu günden sonra ise 7.5±0.4 olarak gözlenmiştir. Anaerobik reaktördeki pH, sızıntı suyunun toplandığı tanka bir defalık 50 g NaHCO₃ ilavesiyle 7.5'e ayarlanmıştır. Aerobik reaktörde 365 gün sonunda BOİ 4 mg/l, KOİ 159 mg/l, BOİ/KOİ oranı ile 0.03 olarak ölçülürken, aynı değerler anaerobik tankta sırasıyla 137, 305 ve 0.45 olarak ölçülmüştür. 400 gün sonunda aerobik reaktördeki atıktaki oturma %32, anaerobik reaktördeki %20, konvansiyonel olarak işletilen reaktördeki ise %7 olarak belirlenmiştir.



Şekil 3.4: Ağdağ ve Sponza. (2005a, 2005b) ve Ağdağ (2004) Tarafından Kullanılan Bioreaktörün Şematik Görünümü



Şekil 3.5: Borling ve diğ., (2004) Tarafından Kullanılan Bioreaktörün Şematik Görünümü

Tablo 3.4: Borling ve diğ., (2004) Tarafından Kullanılan Reaktörlerin İşletme Şartları

Reaktör Tipi	Çalışma Süresi (gün)	Uygulanan Yöntem	Sızıntı Suyu Geri Devir Oranı (ml/dak)	Hava Giriş Hızı (l/dak)
Aerobik, Islak	400	<u>Deneme I</u> Hava enjeksiyonu var, Sızıntı suyu geri devri var	20	1.9
Anaerobik, Kuru	0–197	Hava enjeksiyonu yok, Sızıntı suyu geri devri yok	Yok	Yok
Aerobik, Islak	197–400	Hava enjeksiyonu var, Sızıntı suyu geri devri var	20	1.9
Anaerobik, Islak	400	Hava enjeksiyonu yok, Sızıntı suyu geri devri var	20	Yok
Aerobik, Islak	400	<u>Deneme II</u> Hava enjeksiyonu var, Sızıntı suyu geri devri var	20	1.9
Aerobik, Islak	400	Hava enjeksiyonu var, Sızıntı suyu geri devri var	20	1.9
Anaerobik, Islak	400	Hava enjeksiyonu yok, Sızıntı suyu geri devri var	20	Yok

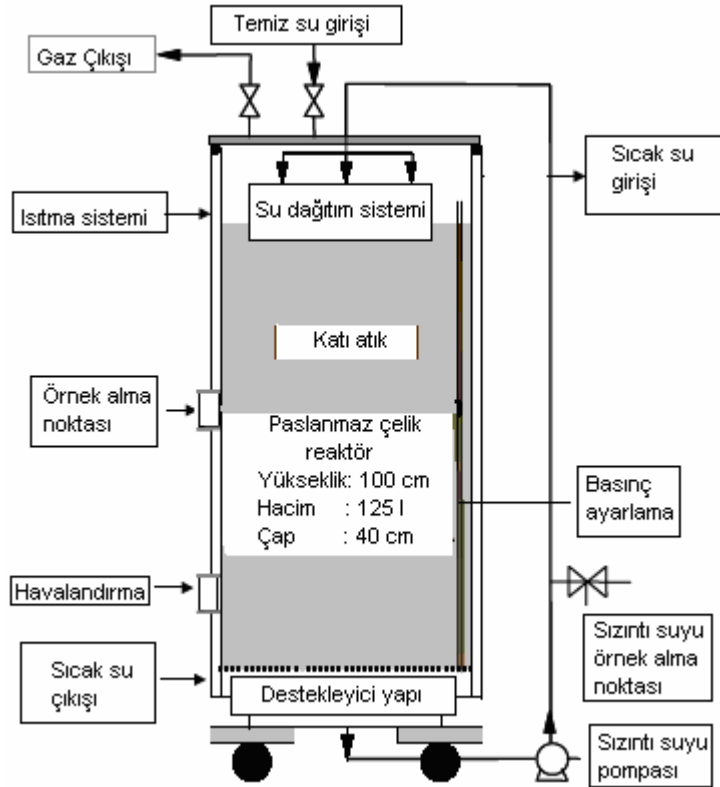
Sponza ve diğ.. (2004) tarafından yapılan bir diğer çalışmada, sızıntı suyu geri devrinin ve geri devir oranının atığın anaerobik bozunması üzerindeki etkilerinin belirlenebilmesi için üç reaktör hazırlanmıştır. 1. reaktör (kontrol reaktörü) geri devirsiz olarak çalıştırılırken diğer reaktörler geri devirlidir. Geri devrettirilen sızıntı suyu miktarı, 2. reaktörde 9 l/gün (reaktör hacminin %13'ü), 3. reaktörde 21 l/gün'dür (reaktör hacminin %30'u). Çalışmada periyodik olarak pH, KOİ, UYA, NH₄-N parametreleri, toplam gaz ve metan miktarları ölçülmüştür. 220 günlük çalışma sonunda, 2. reaktörden elde sonuçların, 3. reaktör ve kontrol reaktörlerinden elde edilen sonuçlardan daha iyi olduğu görülmüştür. Sızıntı suyu geri devir oranı üç kat arttırıldığında, pH'ta düşüş, UYA ve KOİ konsantrasyonlarında ise artış gözlenmiştir. 220 gün sonunda birinci (kontrol), ikinci ve üçüncü reaktörlerde KOİ konsantrasyonu 47000, 39000 ve 52000 mg/l; UYA konsantrasyonları 15000, 13000 ve 21000 mg/l ve pH değeri ise 5.89, 6.44, 6.16'dır. Çalışmanın ilk 50 günü sonunda metan oranı, kontrol reaktöründe, ikinci ve üçüncü reaktörlerde %30, %50 ve %40'tır. Çalışmada sızıntı suyu geri devrinin atık stabilizasyon süresini kısalttığı, metan oluşumunu arttırdığı ancak NH₄-N giderimde etkili olmadığı belirtilmiştir.

Ishigaki ve diğ. (2004) tarafından yapılan laboratuvar ölçekli çalışmada plastik atıkların aerobik depolanmaları durumunda daha hızlı bozundukları belirlenmiştir.

Ritzkowski ve diğ. (2003) tarafından yapılan çalışmada, AEROflott® adıyla geliştirilmiş bir yöntem denenmiştir. Çalışma laboratuvar ve arazi ölçekli yürütülmüştür. Laboratuvar ölçekli çalışma için Kuhstedt depolama alanından alınan atık örnekleri 6 reaktöre eşit olarak (her bir reaktörde 55 l ve 40 kg olacak şekilde) yerleştirilmiştir. Reaktörler 580 gün boyunca havalandırılmıştır. Reaktörlerden alınan gaz örneklerinde, CH₄, CO₂, O₂ ve N₂ ölçümleri yapılmıştır. Verilen hava miktarı çıkış gazındaki O₂ konsantrasyonuna göre, ortamın anaerobik olmasını önleyecek düzeyde ayarlanmıştır. Arazi ölçekli çalışma ise aynı alanda 800 gün sürmüştür. Arazi ölçekli çalışmada 200x10⁶ l atıkla çalışılmıştır. Laboratuvar ölçekli çalışmada atık içine verilen oksijenin %79,6'sı kullanılırken, arazi ölçekli çalışmada %29,8'i kullanılmış olduğu görülmüştür. Laboratuvar çalışmasında 19 ay sonundaki oturma oranı %14 olarak belirlenmiştir.

Hantsch ve diğ. (2003) tarafından yapılan çalışmada, Almanya'da Klingenthal Saxonya yakınlarındaki depolama alanında 1977-1998 yılları arasında depolanmış olan atıklar kullanılmıştır. 1990 yılına kadar depolanan atıklar yüksek oranda kül içerirken, tüketim alışkanlıklarının değişmesiyle birlikte 1992'den sonra depolama alanına alınan atıkların daha çok organik madde ve plastik içerdiği belirlenmiştir. Çalışmada sekiz simüle anaerobik reaktör (LSR) kullanılmıştır (Şekil 3.6). Reaktörlerin her birine yaklaşık 70 kg atık konulmuştur. Reaktör sıcaklıkları 35 °C'de sabit tutulmuş ve %40 nem içeriğinin sağlanması için reaktörlere 6 l/gün sızıntı suyu geri devrettirilmiştir. Anaerobik şartların sağlanması için reaktör tabanından başlanılarak azot gazı geçirilmiş ve bu işlem reaktör çıkışındaki oksijen konsantrasyonu 0.5 mg/l'den az olana kadar sürdürülmüştür. Sızıntı suyu örnekleri haftalık olarak (2 l) alınmış ve ilk örnekleme 11. gün sonunda yapılmıştır. Çalışmada, 1992'den genç, 1990'dan yaşlı, 1990–1992 arasındaki farklı derinliklerden alınan atık ve depolama alanının farklı derinliklerinden alınmış karışık atık olmak üzere dört tip atıkta ikişer deneme yapılmıştır. Havalandırmanın direkt etkisinin gözlenmesi için iki denemenin biri aerobik, diğeri ise anaerobik olarak sürdürülmüştür. Havalandırma işlemi üç aşamalı olarak uygulanmıştır. 1. aşama havalandırma 20 l hava/gün ile 12 hafta, 2. aşama havalandırma 70 l hava/gün ile 6 hafta ve 3. aşama havalandırma 320 l hava/gün ile 6 hafta yapılmıştır. 1. aşama havalandırma ile TKN ve NH₄-N konsantrasyonlarında %15–35 oranında azalma sağlanmıştır. 70 l/gün havalandırmanın son 3 haftasında daha da büyük oranda

azalma gözlenmiştir. Artan hava girişiyle birlikte bu parametrelerde %80 giderim elde edilmiştir. Havalandırmanın sülfat konsantrasyonu üzerinde etkili olmadığı belirlenmiştir. Çözünmüş organik karbon (ÇOK) parametresi ele alındığında, bu parametrenin depo yaşına bağlı değiştiği, genç atıklarda ÇOK konsantrasyonu 50 mg/l iken, kül içeriği fazla yaşlı atıklardaki ÇOK konsantrasyonun genç atığının yarısından az olduğu görülmüştür. TOK için ise bu durumun tam tersi gözlenmiştir.



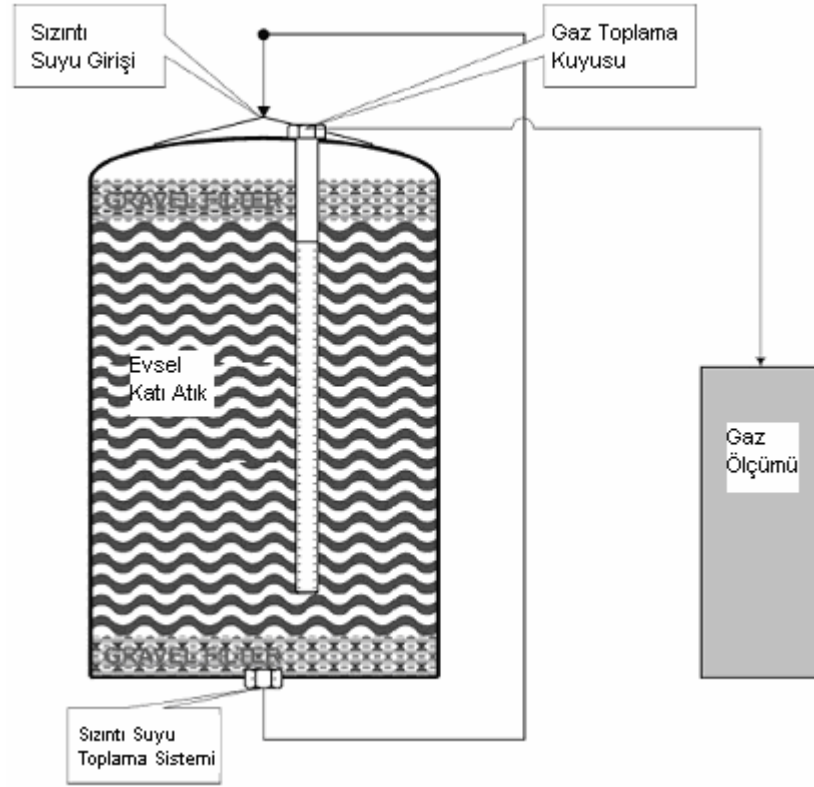
Şekil 3.6: Hantsch ve diğ. (2003) Tarafından Kullanılan Bioreaktörün Şematik Görünümü

Das ve diğ. (2002) tarafından yapılan bir çalışmada, depolama alanı bir bioreaktör olarak işletilmiştir. Çalışmanın ilk 9 ayında (Ocak –Eylül 1997) bioreaktöre hava verilerek aerobik şartlar sağlanmıştır. Takip eden 5 ayda ise reaktör anaerobik (Ekim 1997-Şubat 1998) olarak çalıştırılmış ve elde edilen sonuçlar karşılaştırılarak aerobik depolama alanı uygulamasının atık stabilizasyonu açısından anaerobik depolamaya göre daha iyi sonuçlar verdiği gözlenmiştir.

Read ve Hudgins (2002) tarafından yapılan çalışmada, depolama alanının stabilizasyonu amacıyla mevcut depolama alanı önce aerobik hale getirilmiş, stabilizasyon sağlandıktan sonra atık hücreden alınıp elenmiş, bir takım analizlere tabi tutulmuş ve elde edilen sonuçlar değerlendirilmiştir. Çalışma için depolama

alanında hazırlanmış olan hücrede, atığın nem oranı %40'tan %70'e çıkarılmış, atık sıcaklığı 45-50 °C'de tutulmuş ve hava verilerek ortamın aerobik olması sağlanmıştır. Çalışma süresince oksijen konsantrasyonu, nem ve sıcaklık parametreleri izlenmiştir. Elek altı malzeme kompost olarak nitelendirilmiş ve örtü malzemesi olarak kullanılmıştır. Kalan kısmın ise geri kazanılabilir maddelerden oluştuğu gözlenmiştir.

Warith (2002) tarafından yapılan çalışmada, anaerobik bioreaktör depolama yöntemi, laboratuvar ve arazi ölçekli olarak denenmiştir. Laboratuvar çalışmasında, Toronto'da evlerden toplanan, %60 organik atık içeren ve %12,8 nem oranına sahip, 252 kg/m³ birim hacim ağırlığındaki (sıkıştırılmış) atık, Şekil 3.7'de gösterilen reaktöre yerleştirilmiştir. Çalışma üç reaktörde yürülmüştür. I. reaktörde (kontrol reaktörü) sadece sızıntı suyu geri devrettirilmişdir. 2. reaktöre pH'ı tamponlamak amacıyla NaOH ve besi maddesi ihtiyacını karşılamak üzere azot ve fosfor ilavesi yapılmış ve 3. reaktöre evsel atıksu arıtma tesisi çamuru (geri devrettirilen sızıntı suyunun %5'ine eşdeğer) ilave edilmiştir. Reaktörlerden haftalık olarak alınan sızıntı suyu örneklerinde pH, BOİ, KOİ ve ağır metal parametrelerinin ölçümleri yapılmış ve atıktaki hacimsel azalma ile oturma miktarları gözlenmiştir. Arazi ölçekli çalışma 200 ha'lık alana sahip olan ve Kanada Nepean, Ontario'da bulunan Trail Road Depolama Alanı'ndaki 13,5 ha'lık bir alanda yapılmıştır. Laboratuvar ölçekli çalışmada, çalışma başlangıcından 3 hafta sonra pH'nın artmasıyla birlikte BOİ konsantrasyonu düşmeye başlamıştır. 5.hafta sonunda ise biyolojik bozunma için gerekli optimum nem oranı sağlanmış ve bu süre içinde BOİ konsantrasyonunda daha hızlı bir düşüş gözlenmiştir. Biyolojik bozunmanın, besin maddesi ilavesi olan reaktörde, diğer iki reaktöre göre daha hızlı olduğu belirlenmiştir. 1., 2. ve 3. reaktörlerde gözlenmiş olan oturma oranları sırasıyla, %37, %40 ve %50'dir. En yüksek ağır metal konsantrasyonu, çamur ilave edilmiş reaktörde gözlenmiştir. Arazi ölçekli çalışmada, sızıntı suyunun geri devrettirilmesi ile boşluk hacminde %25 azalma sağlanmış, gaz oluşum hızı artmış ve koku probleminde azalma olduğu gözlenmiştir.



Şekil 3.7: Warith (2002) Tarafından Kullanılan Bioreaktörün Şematik Görünümü

Erses ve Onay (2003) tarafından yürütülmüş olan çalışmada, metanojenik koşullar altında evsel katı atıklarla birlikte depolanan ağır metallerin davranışı incelenmiştir. Çalışmada, oda sıcaklığında geri devirli ve geri devirsiz olarak işletilen iki reaktör kullanılmıştır. Reaktörlere parçalanmış ve sıkıştırılmış atık doldurulup metanojenik koşullar sağlandıktan sonra Tehlikeli Atıkların Kontrolü Yönetmeliği'nde belirtilen sınır değerleri aşmayacak miktarlarda ağır metal (Fe, Cu, Ni, Cd, Zn) ilave edilmiştir. Reaktörlerde haftalık 1 litre sızıntı suyu geri devrettirilirken yağışı simule etmesi için 500 ml su; asit inhibisyonunun önlenmesi amacıyla ise KOH ve Na_2CO_3 ilave edilmiştir. 10 gün sonunda reaktörlerde indirgeyici koşulların oluşması nedeniyle %90 oranında ağır metal giderimi sağlanmıştır.

Hudgins ve Read. (2001) tarafından yapılan çalışmada Georgia (USA)'da yapılan aerobik depolama alanının kazılması sonucunda alınan örneklerde yapılan çalışma sonucunda, atığın %50'sinden fazlasının yeterli nem oranına (%30) sahip kompost materyali olduğu, 1-2 cm'lik elekten geçirilen kompostun stabil olduğu ve kokusunun az olduğu rapor edilmiştir. Örnekler üzerinde yapılan çalışmalar, çözünebilir tuz, metal ve pH değerlerinin uygun aralıkta olduğunu ve örneklerin patojen içermediğini ortaya koymuştur.

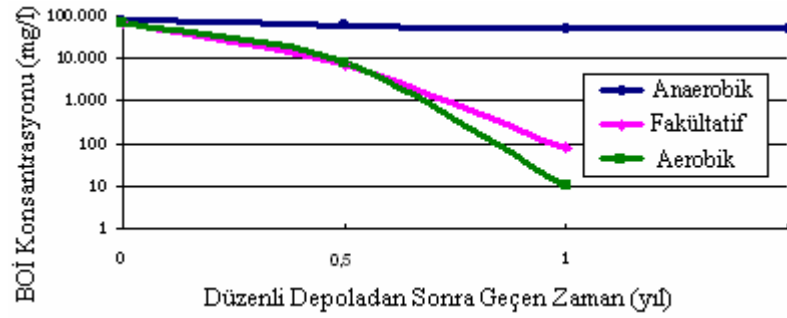
Ritzkowski ve Stegmann (2003) tarafından yapılan çalışmada, Almanya'daki Kuhstedt depolama alanında yapılan çalışmada, havalandırmanın sızıntı suyundaki ağır metal konsantrasyonları üzerindeki etkileri ortaya konulmuştur. Çalışma sonucunda, havalandırmanın etkisiyle sızıntı suyunun redoks potansiyelinin düştüğü ve atık içindeki ağır metallerin sızıntı suyu ile daha kolay taşınabildiği belirlenmiştir. Ancak taşınımın tüm metaller için aynı düzeyde olmadığı gözlenmiştir. 200 günlük çalışma sonucunda atıktaki kadmiyumun %0.1'inin, nikelin %0.37'sinin, bakırın %0.50'sinin sızıntı suyuna geçtiği görülürken, kurşunun %0.02'sinin, kromun ise %0.04'ünün sızıntı suyuna geçtiği belirlenmiştir.

San ve Onay (2001) tarafından yapılan çalışmada, farklı geri devir rejimlerinin atık bozunma mekanizması üzerindeki etkileri incelenmiştir. Bu amaçla oda sıcaklığında (34 °C) biri geri devirli diğeri ise geri devirsiz olarak işletilen 1 m yüksekliğinde 35 cm yarıçapında iki anaerobik reaktör kullanılmıştır. Reaktörler doldurulduktan sonra anaerobik şartların sağlanması amacıyla reaktörlerden azot gazı geçirilmiştir. Yıllık 20 cm'lik yağış miktarının simule edilebilmesi için reaktörlere haftalık 500 ml su ilavesi yapılmıştır. Çalışmada, sızıntı suyu geri devir miktarı ve sıklığı periyodik olarak değiştirilmiş ve haftada dört defa 2 l sızıntı suyunun geri devrettirilmesi durumunda atık stabilizasyonunda en yüksek verimin elde edildiği belirlenmiştir.

Anaerobik depolama alanlarıyla karşılaştırılmak üzere, mekanik-biyolojik ön arıtmanın, havalandırmanın (mekanik ve doğal sirkülasyonla) ve kombinasyonlarının verimliliği denenmiştir. Bu amaçla 100 cm yüksekliğinde 18 cm çapında plexiglas kolonlardan yapılan reaktörler kullanılmıştır. Aerobik olarak çalıştırılan kolona 8,14 kg atık konulmuş ve 100 l/saat hava girişi sağlanmıştır. Anaerobik kolona ise 9,32 kg atık konulmuştur. Çalışma 120 gün sürmüştür. En hızlı bozunmanın aerobik kolonda olduğu ve havalandırma ile sızıntı suyu kalitesinin iyileştiği belirlenmiştir (Cossu ve diğ., 2001a; Cossu ve diğ., 2003).

Japonya'da mevcut bir düzenli depolama alanında (Yamato Kontaku) aerobik, semi-aerobik ve anaerobik depolama alanlarındaki etkiler gözlenmiştir. Uygulanan yöntem "Fukuoka Metodu" olarak adlandırılmıştır. Aerobik ve semi-aerobik düzenli depolama alanına, hava girişi sızıntı suyu toplama hattından yapılmıştır. Sızıntı suyu bir toplama tankında biriktirilerek atık kütlesi içine geri devrettirilmiştir. Atık kütlesi bir arıtma tesisi gibi çalışarak, sızıntı suyundaki kirletici konsantrasyonlarında (toluen, vinil klorür, amonyak gibi koku yaratan bileşikler) azalma sağlamıştır.

Böylelikle sızıntı suyunun arıtılması gereksiniminde azalma olmuştur. Sızıntı suyunun geri devrettirilmesi ile atık kütesinin nemli kalması, hava girişi ile aerobik şartların oluşması sağlanmış ve böylelikle atığın daha hızlı bir şekilde bozunduğu görülmüştür. Atıkların bozunması sonucu stabilize olmuş ürünün, ara veya son örtü malzemesi ve alan düzenlenmesi amacıyla kullanılabileceği belirlenmiştir. Aerobik, semi-aerobik ve anaerobik olarak çalıştırılan depolama alanlarındaki BOİ konsantrasyonlarındaki değişim Şekil 3.8’de verilmiştir (Matsufuji ve diğ., 2001 & Read ve diğ., 2001).



Şekil 3.8: Fukuoka Yöntemi İle Yapılan Çalışmanın Sonuçları

ABD’de anaerobik olarak işletilen iki farklı düzenli depolama alanı, atık stabilizasyonun hızlandırılması, sızıntı suyu içindeki kirleticilerin ve metan gazı oluşumunun azaltılması amaçlarıyla aerobik bioreaktör depolama alanı olarak işletilmeye başlanmış ve sonuçları gözlenmiştir. Seçilen iki alanın özellikleri Tablo 3.5’te verilmiştir (Read ve diğ.,2001).

Tablo 3.5: ABD’deki İki Düzenli Depolama Alanının Dizayn / İşletme Şartları (Read ve diğ.,2001)

Dizayn/İşletme Parametreleri	Columbia County Düzenli Depolama Alanı (No 1)	Live Oak Düzenli Depolama Alanı (No 2)
Hücre Büyüklüğü (hektar)	1,6	1,0
Ortalama Atık Derinliği (m)	3	10
Toplam Atık Hacmi (m ³)	45200	49000
Araştırma Başladığında atık Yaşı (ay)	18	36
Sızıntı Suyu Enjeksiyon Hızı (l/gün)	13,6	25,2
Toplam Enjekte Edilen Sızıntı Suyu (l)	>7000000	6676200
Hava Enjeksiyon Hızı (m ³ / dak)	56	100
Araştırma Süresi (ay)	18	9
Yıllık Yağış Miktarı (cm / yıl)	137	114

I numaralı alan 18, 2 numaralı alan ise 9 ay süreyle aerobik geri devirli düzenli depolama alanı olarak işletilmiştir. Her iki alanda da hava girişi blover ve kompresörlerle sağlanmıştır. Sızıntı suyu toplama sistemi varolan 1 numaralı alanda havalandırma sızıntı suyu toplama borularından verilmiş, bu alanda sızıntı suyu toplama sistemi hem sızıntı suyunun toplanması amacıyla hem de hava girişi sağlanması amacıyla kullanılmıştır. Sızıntı suyu toplama sisteminin olmadığı 2 numaralı alanda havalandırma atık içine yerleştirilen düşey ve/veya yatay bacalar yardımıyla sağlanmıştır. Aerobik sistemin verimliliğinin kontrolü aerobik koşulların kontrol edilmesi ile sağlanmış ve aerobik şartların zayıf olması halinde sıcaklık artışı gözlenmiştir. Optimum şartların elde edilmesi için proses başlangıçtan itibaren 2–5 ay süreyle izlenmiştir. Bu süre diliminde atık sıcaklığı, nem oranı, gaz konsantrasyonları (CO₂, O₂ ve CH₄), sızıntı suyu özellikleri (BOİ, metaller) parametreleri izlenmiştir. Aerobik sistemin uygulanmasından sonra elde edilen sonuçlar Tablo 3.6’da (Read ve diğ., 2001) ve Şekil 3.9’da (Hudgins ve Harper, 1999) verilmiştir.

Tablo 3.6: ABD’deki İki Aerobik Düzenli Depolama Çalışmasının Sonuçları
(Read ve diğ.,2001)

Parametre	Columbia County Düzenli Depolama Alanı (No 1)	Live Oak Düzenli Depolama Alanı (No 2)
Biyolojik Bozunma Hızı ⁽¹⁾	% 50 artış	%110 artış (0.167’den 0.351 g O ₂ /saat’e)
Evsel Katı Atıkların Oturması (m / m) ⁽²⁾	En fazla %9 Ortalama %4,5	En fazla %10
Metan oluşumu ⁽³⁾	%50–90 azalma	%50–90 azalma
Sızıntı Suyu BOİ	%70 azalma 1100–300 ppm (3 ay)	%70 azalma
Sızıntı Suyu UOK	%75–99 ⁽⁴⁾⁽⁵⁾	%50 azalma
Koku	Hissedilebilir bir azalma	Bazı başarılı gözlemler yapılmıştır
Düzenli Depolama Alanındaki Atıkların Kaldırılması	Atıkların bir miktarı uzaklaştırılmıştır	Oluşan kompost düzenli depolama alanında örtü malzemesi olarak kullanılmıştır
Sızıntı Suyu Hacmi	%86 azalma	%50 azalma

⁽¹⁾ CO₂ oluşumu, O₂ kullanımı ve atıkların sıcaklığı baz alınarak

⁽²⁾ Fiziksel çalışmalar dayanılarak

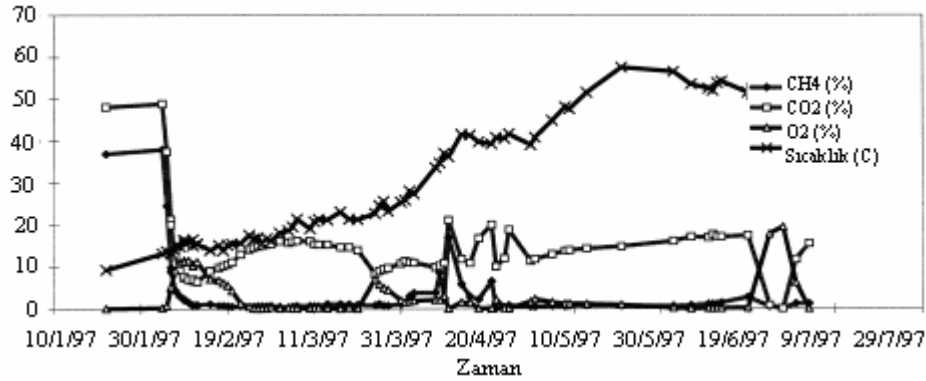
⁽³⁾ %80 alanda metan gazı %50–90; hava enjeksiyon noktalarına yakın yerlerde %70–90

⁽⁴⁾ Demirde %75–90 azalma gözlenmiştir

⁽⁵⁾ Toluene, aseton vb.

Sıcaklık aerobik koşulların oluşmasıyla birlikte 40-60 °C arasında sabitlenmiştir. Nem %50 nin üstündedir. 2 numaralı depolama alanında CH₄ konsantrasyonu

sistemin çalışmaya başlamasından 3 hafta sonra %80 azalmış. Aerobik koşulların oluşmasıyla BOİ ve UOK konsantrasyonları azalmış. 1 numaralı depolama alanında fekal koliform miktarında düşüş gözlenmiş. UOK <1 ppm'dir ve demir konsantrasyonu aerobik koşullarla 61 ppm'den 23,03 ppm'e düşmüş (Hudgins ve Harper, 1999). 1 numaralı reaktörde 23 cm, 2 numaralı reaktörde ise 30 cm oturma gözlenmiş (Read ve diğ., 2001).



Şekil 3.9: Aerobik Koşulların Göstergesi Olarak Depo Gazı Emisyonları (%) (Hudgins ve Harper, 1999)

Cossu ve diğ.. (2001b) tarafından yapılan bir diğer çalışmada, plexiglastan yapılmış 6 tane eşit hacimli reaktörün her birine 20 kg atık konulmuş ve reaktörlerden sızıntı suyu ve gaz giriş ve çıkışları reaktörlerin üzerindeki vanalar ile sağlanmıştır. Her bir proses için 2'şer reaktör kullanılmıştır. Reaktörlerden ilk ikisi aerobik olarak çalıştırılarak reaktör tabanından 16 l/saat hızında, haftada üç gün ve günde 6 saat olmak üzere hava verilmiştir. 1. reaktöre haftada 1,5 l distile su verilmiş ve aynı hacimde sızıntı suyu reaktör tabanından alınarak NH_4^+ , BOİ ve KOİ parametrelerinin analizleri yapılmıştır. 2. reaktör de aerobik olarak işletilmiş ancak geri devir için reaktörde oluşan sızıntı suyu kullanılmıştır. 3. reaktör ise anaerobik olarak çalıştırılmış ve 1,5 l/hafta hızında distile su verilmiştir. Tüm reaktörlerden toplanan gazlarda CH_4 , CO_2 ve O_2 analizleri ve 6. ve 10. haftalar sonunda da atık içindeki UK, BOİ ve KOİ analizleri yapılmıştır. Elde edilen sonuçlar Modena depolama alanında belirlenen bir bölgede yürütülen arazi ölçekli çalışmada baz alınmıştır. Arazi ölçekli çalışmada, bölgeye yerleştirilen hava boruları yardımıyla 220 m³/saat hızında hava verilmiş ve 90 m³/saat hızında gaz çekilmiştir. Çalışma sonucunda depolama alanının aerobik olarak çalıştırılmasının atık stabilizasyonunu hızlandırdığı ve sızıntı suyu kalitesini iyileştirdiği belirlenmiştir.

Heyer ve diğ.. (2001) tarafından yapılan çalışmada, Almanya'daki Kuhstedt depolama alanının bir kısmı aerobik olarak işletilmiş ve buradaki atıkların stabilizasyonu incelenmiştir. Aerobik şartların hüküm sürmesiyle birlikte metan konsantrasyonu %1,5'in altına düştüğünde CO₂ konsantrasyonun %6-12 olduğu gözlenmiştir. Çalışmanın 266. gününden sonra metan konsantrasyonunun % 1'in altında kaldığı belirlenmiştir.

Louisville, Kentucky'deki 2,4x10⁶ m²'lik alana sahip Outer Loop depolama alanında, her biri 2,4x10⁴ m² olan aerobik, anaerobik ve fakültatif depolama alanları oluşturulmuş. 2 yıllık çalışma süresince periyodik olarak her alanda, gaz emisyonları (CH₄, CO₂, O₂), sızıntı suyu oluşum hızı, atık sıcaklığı, atığın oturma miktarı, uçucu katılar, metan olmayan organik bileşikler (NMOCs), zararlı hava kirleticiler, selüloz/lignin oranı ve C:N oranı ölçülmüştür. Reaktörlerden elde edilen sonuçlar karşılaştırıldığında en hızlı bozunmanın aerobik alanda olduğu ve tüm kirletici konsantrasyonlarının bu alanda diğerlerine göre daha düşük olduğu gözlenmiştir (USEPA, 2000).

The Williamson County depolama alanında 2,4x10⁴ m²'lik alanda, 12 m'lik derinliğe sahip 70000 ton atık depolanmıştır. Çalışmada atık içinde %40 nem oranının sağlanabilmesi için 1 m³ atık için yaklaşık 268 litre sızıntı suyu geri devrettirilmiştir. Aerobik şartların devamı için gerekli olan hava bloverlarla sağlanmış ve aerobik şartların hüküm sürdüğü süre içinde bozunmanın daha hızlı gerçekleştiği ve stabilizasyonun daha kısa sürede gerçekleştiği belirlenmiştir (USEPA, 2000).

Georgia Teknoloji Enstitüsü tarafından yapılan çalışmada, 0,9 m çapında ve 3 m yüksekliğinde 4 kolon reaktör kullanılmıştır. Reaktörlere yerleştirilen atık yoğunluğu 357 kg/m³ olacak şekilde sıkıştırılmış ve atık yüzeyi 0,76 m kalınlığında toprakla örtülmüş ve sızıntı suyunun çalışma başlangıcında oluşması için her reaktöre 945 l su ilave edilmiştir. Çalışma 1100 gün sürmüştür. KOİ ve TUA (toplam uçucu asitler) parametrelerine ait pik değerler geri devirli reaktörlerde daha düşük seviyelerdedir. pH değeri geri devirli reaktörlerde kontrol reaktörüne göre daha nötral seviyelerde ölçülmüştür. pH kontrolü ve sızıntı suyu geri devri, KOİ ve TUA parametrelerinde düşüş sağlamıştır. Evsel atıksu ilavenin biyolojik bozunmayı hızlandırmadığı belirlenmiştir. Reaktör özellikleri ve çalışma sonucu elde edilen diğer sonuçlar Tablo 3.7'de verilmiştir (Reinhart ve Townsend, 1998).

Tablo 3.7: Georgia Teknoloji Enstitüsü Tarafından Yapılan Çalışma Sonuçları
(Reinhart ve Townsend, 1998)

Reaktör	Reaktör Özelliği	Sonuçlar
I.	Kontrol hücresi Sızıntı suyu geri devri yok	KOİ ~200 günde pik değerine ulaşmış (19000 g/l) ve 1000 günde ~4000 mg/l ye düşmüş TUA 200 günde pik değerine ulaşmış (10000 mg/l) 1000 günde 2000 mg/l ye düşmüş pH ~5,0–6,5
II.	Sadece sızıntı suyu geri devri var	KOİ: 100.gün – 11000 mg/l (pik) 150.gün – 4000 mg/l 500.gün – 250 mg/l TUA: 200.gün – 6000 mg/l (pik) 250.gün – 1500 mg/l 700.gün < 200 mg/l pH: İlk 200 günde ~5.0 KOİ ve TUA konst.düşünce pH~7 te çıkmış (500 gün) ve sonra nötral olarak devam etmiş.
III.	NaOH ile pH kontrolü (≈nötr pH) Sızıntı suyu geri devri var	2. reaktörden daha hızlı düşüş gözlenmiş. KOİ: 150.gün – 10000 mg/l 200.gün < 500 mg/l TUA: 150.gün – 5000 mg/l 200.gün < 250 mg/l pH tamponlandığı için nötr kalmış
IV.	pH kontrolü evsel atıksu ilavesiyle yapılıyor Sızıntı suyu örtü toprağı altından geri devrettiriliyor	pH kontrolü 3.reaktörünkünden daha verimsiz. TUA konst.400.gün ~0 mg/l iken KOİ konst.650.gün ~0 mg/l olmuş. KOİ: 60.gün – 9000 mg/l TUA: 60.gün – 5000 mg/l pH ilk zamanlar 5,0'a düşmüş ancak tamponlandığı için nötral olarak devam etmiş.

Louisville Üniversitesi tarafından yapılan çalışmada, 0,9 m çapında ve 2,4 m yüksekliğindeki 4 çelik reaktöre yerleştirilmiş olan 240 kg/m³ yoğunluğa sahip sıkıştırılmış atıkla çalışılmış ve atığın parçalanmasının ve parçalanmamasının, pH ve besin maddesi ilavesinin atık stabilizasyonu üzerindeki etkileri incelenmiştir. 514 gün boyunca sızıntı suyu analizlerine devam edilmiştir. 1. reaktör, kontrol hücresi olarak kullanılmıştır. Bu reaktörde geri devir uygulanmamıştır. 2. reaktörde sızıntı suyu geri devrettirilmiştir. Bu reaktördeki atıkların nem oranı %70'tir. 3. reaktör, 2. reaktör ile aynı özelliklerdedir ancak 3. reaktörde parçalanmış atık kullanılmıştır ve pH kontrolü NaOH ile sağlanmıştır. 4. reaktörde P ve N ilavesiyle nutrient, NaOH ile pH kontrolü yapılmıştır. Bu reaktörde de sızıntı suyu geri devri uygulanmıştır ve parçalanmamış atığın nem oranı %70'tir. 2.,3. ve 4. reaktörlere sızıntı suyu oluşumu başlamadan 11m³ su ve tüm reaktörlere günlük yağış miktarını temsil edecek şekilde

içme suyu ilave edilmiştir. pH kontrolünün yapıldığı reaktörlerde (2, 3 ve 4) sızıntı suyu geri devrinin TUA, BOİ, KOİ ve TOK parametrelerinde önemli bir azalma sağladı belirlenmiştir. pH kontrolünün yapıldığı reaktörlerde sızıntı suyu geri devrinin anaerobik ortamın oluşmasını hızlandırdığı ve sızıntı suyu arıtımında etkili olduğu belirlenmiştir. Buna karşın besin maddesi ilavesinin ve atığın parçalanmasının atık stabilizasyona etkisi olmadığı belirlenmiştir (Reinhart ve Townsend, 1998).

Yukarıda belirtilen çalışmalara ek olarak, California'daki Mountain View (bioreaktör uygulaması ile %25 oturma gözlenmiş.), Pensilvanya'daki Lycoming, İngiltere'deki Seamer Car, Delaware'daki Delaware (Sızıntı suyunun geri devrettirilmesinin sızıntı suyu arıtım maliyetini düşürdüğü belirlenmiştir.), Maryland'daki Worcester depolama alanları anaerobik bioreaktör olarak; Almanya'daki Bornhausen (Sızıntı suyu BOİ ve KOİ konsantrasyonlarında % 90-99 azalma gözlenmiştir.), Wisconsin'deki Wisconsin (Çamur ilavesi yapılmış, havalandırma 0,03 scfm/yd³ olarak belirlenmiştir.) depolama alanları aerobik bioreaktör olarak çalıştırılmıştır. Minnesota (2 yıl sonunda %20 oturma gözlenmiş, sonraki 6 ayda beklenen oturma oranı %30 olarak belirlenmiştir) (url-6, 2006). Kanada'daki Sainte-Sophie (Depolama alanında hazırlanan bioreaktör hücreye Aralık 2000'de atık alınmaya, Mayıs 2002'de ise sızıntı suyu geri devrettirmeye başlanmıştır) (Simard, 2003) depolama alanlarında sızıntı suyu geri devri yapılmıştır. Fransa'daki La Verge Depolama Alanında hazırlanan bioreaktör depolama hücrelerinde sızıntı suyu geri devir oranının atığın bozunması üzerindeki etkinliği incelenmiştir (Munoz ve diğ, 2003).

4. MATERYAL METOD

4.1 Reaktör Dizaynı

Çalışma kapsamında, farklı tiplerdeki bioreaktör depolama alanlarını simüle edecek beş adet reaktör kullanılmıştır. Kullanılan reaktörler, aktarma merkezlerinden depolama alanlarına atık taşımakta kullanılan 32 m³'lük siloların revize edilmesi ile imal edilmiştir. Reaktörlerin özellikleri Tablo 4.1'de, şematik görünümü Şekil 4.1'de gösterilmiştir. Söz konusu reaktörlerin dizayn/işletme şartları ise Tablo 4.2'de verilmiştir.

Tablo 4.1: Reaktörlerin Özellikleri

Özellik	Değer
Yükseklik (m)	5,65
Çap (m)	2,50
Çakıl tabakası yüksekliği (m)	0,30
Örtü toprağı yüksekliği (m)	0,30
Toplam reaktör hacmi (m ³)	28
Ortalama etkin reaktör hacmi (m ³)	22

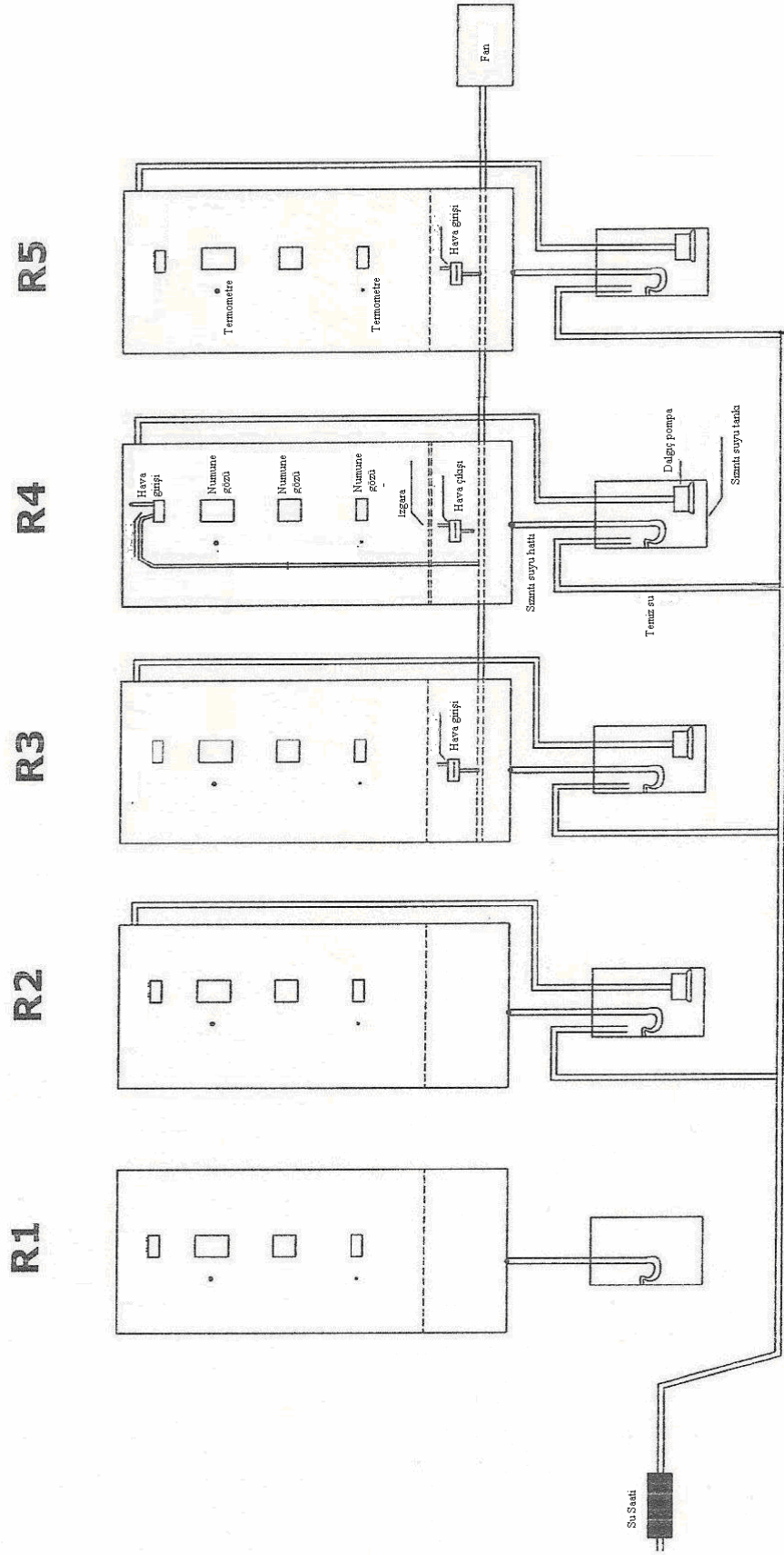
Reaktörlerden biri konvansiyonel depolamayı simüle etmesi amacıyla havalandırmaz, sızıntı suyu geri devirsiz (kuru) (Kontrol reaktörü, R1); ikinci reaktör (R2) havalandırmaz, sızıntı suyu geri devirli (ıslak) olarak çalıştırılmıştır. 3. ve 4. reaktörler (R3 ve R4), havalandırmalı, ıslak olarak çalıştırılmış ancak, R3'te hava girişi alttan yapılırken, R4'te üstten yapılmıştır. 5. reaktör (R5) havalandırmalı, sızıntı suyu geri devirli (ıslak) olarak çalışmış ve hava girişi reaktör tabanından yapılmıştır. Depolama alanı koşullarının simüle edilebilmesi amacıyla 4. reaktör hariç tüm reaktörler üst yüzeyleri açık, havalandırmanın üstten yapıldığı 4. reaktör (R4) ise üstü kapalı olarak dizayn edilmiştir.

Tablo 4.2: Çalışmada Kullanılacak Reaktör Tipleri, Atık Özellikleri ve Uygulanacak Yöntemler

Reaktör Tipi	Reaktör No	Çalışma Süresi (Hafta)	Uygulanan Yöntem	Reaktördeki Ortalama Atık Miktarı (ton)	Atık Özelliği
Havalandırmaz, Kuru	R1	40	Havalandırmaz, Sızıntı suyu geri devirsiz	11	Karışık Atık
Havalandırmaz, Islak	R2	40	Havalandırmaz, Sızıntı suyu geri devirli	11	Karışık Atık
Havalandırılmalı, Islak	R3	40	Altan havalandırılmalı, Sızıntı suyu geri devirli	11	Karışık Atık
Havalandırılmalı, Islak	R4	40	Üstten havalandırılmalı, Sızıntı suyu geri devirli	11	Karışık Atık
Havalandırılmalı, Islak	R5	40	Altan havalandırılmalı, Sızıntı suyu geri devirli	15	Elek Altı Atık

Reaktörlerin yapımı aşamasında öncelikle, siloların iç yüzeyleri zımparalanarak pürüzsüzleştirilmiş ve daha sonra epoksi boya ile boyanmıştır. Oluşan sızıntı sularının drene edilebilmesi amacıyla reaktör tabanlarından yaklaşık 1 metre yükseğe yerleştirilen ızgaraların (Şekil 4.2) üzeri tıkanmaların önlenmesi amacıyla yaklaşık 30 cm yüksekliğinde yıkanmış dere çakılı (Şekil 4.3) ile örtülmüştür.

Sızıntı suyu reaktörlerin tabanından drene edildikten sonra reaktör dışında bulunan sızıntı suyu toplama tanklarında toplanmıştır. Sızıntı suyunun geri devrettirildiği reaktörlerde geri devir, dalgıç pompalar kullanılarak yağmurlama metoduyla yapılmıştır. Bu amaçla, reaktörlerin üst yüzeylerine spiral şeklinde delikli borular (Şekil 4.4 ve Şekil 4.5) yerleştirilmiştir.



Şekil 4.1: Reaktörlerin Şematik Görünümü



Şekil 4.2: Reaktör Tabanındaki Izgaranın Görünümü



Şekil 4.3: Izgaranın Üzerindeki Çakıl Tabakasının Görünümü



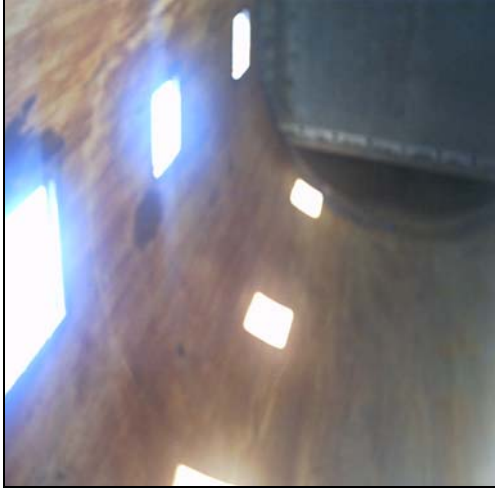
Şekil 4.4: Sızma Suyu Geri Devir Hattı



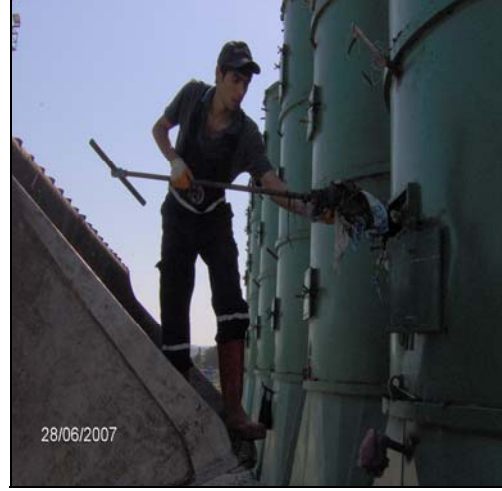
Şekil 4.5: Sızıntı Suyu Geri Devir Hattının Yerleşimi

Havalandırma, reaktör tabanından veya üst yüzeyden uygulanacak şekilde 2500 m³/saat kapasiteli fan yardımıyla yapılmıştır. Reaktörler atıkla doldurulduktan sonra atık yüzeyleri 20-30 cm örtü toprağı ile kapatılmıştır. Örtü toprağı olarak İBB Kompost ve Geri Kazanım Tesisinde üretilen kompostun 15 mm'lik elek üstü kısmı kullanılmıştır.

Reaktörlerin yan yüzeylerinde katı atık numunelerinin alınabilmesi için üç adet numune alma gözü (Şekil 4.6 ve Şekil 4.7) yapılmıştır. En üstteki numune alma gözü 40x40 cm, alttaki iki göz ise 30x30 cm boyutlarındadır.



Şekil 4.6: Numune Alma Pencereler



Şekil 4.7: Numune Alma Pencereleri ve Numune Alma İşlemi

Reaktörlerdeki atık sıcaklığının ölçülebilmesi amacıyla reaktörlerin farklı iki noktasına reaktörlerin ortalarına kadar uzanan ikişer adet sıcaklık probu (Şekil 4.8 ve 4.9) yerleştirilmiştir.



Şekil 4.8: Sıcaklık Probları



Şekil 4.9: Sıcaklık Problarının Yerleştirilmesi

4.2 Atık Özellikleri

Çalışmada, İstanbul'un Avrupa yakasından toplanarak İBB Kompost ve Geri Kazanım Tesisi'ne getirilen evsel katı atık kullanılmıştır. Reaktörlerin içindeki atıkların homojen olarak havalandırılabilmesi için tesise gelen atıkların içindeki poşetler açılmış ve içleri boşaltılmıştır. R1, R2, R3 ve R4 reaktörleri bu atıkla (karışık atık) doldurulmuştur. Atık boyutunun ve karakterizasyonun atık stabilizasyonuna etkisinin gözlenebilmesi için, Tablo 4.2'de de belirtildiği gibi R5'e, tesise gelen atığın 80 mm'lik elekten elenmesiyle elde edilen elek altı atık doldurulmuştur. R5'e doldurulan atığın yoğunluğu 1040 kg/m^3 , diğer reaktörlere doldurulan atığın yoğunluğu ise 670 kg/m^3 olarak tespit edilmiştir.

Atıklar reaktörlere doldurulmadan önce karıştırılarak homojen hale getirilmiş ve toplam atık kütlesi içindeki her bir madde grubunun oranı belirlenmiştir. Reaktörlere doldurulan atık bileşenlerinin yaş ağırlık bazında oranları Tablo 4.3'te verilmiştir.

Tablo 4.3: Reaktörlerde Depolanan Atıkların Karakterizasyonu

Atık Bileşeni	Karışık Atık Ağırlık (%)	Elek Altı Atık Ağırlık (%)
Organik	57,72	65,55
Teneke	4,00	1,12
Tahta	0,91	1,19
Pet	0,91	0,06
Taş	2,18	4,35
Cam	4,63	8,65
Strafor	0,35	0,18
Tetrapak	0,21	-
Plastik	3,58	2,28
Kemik	0,21	
Tekstil	10,67	3,99
Kağıt	7,23	10,73
Poşet	3,37	1,9
Ç.Bezi	2,74	-
Ambalaj	1,26	-
Toplam	100,00	100,00

4.3 Sızıntı Suyu Geri Devri ve Havalandırma

Sızıntı suyu geri devrinin ve havalandırmanın atığın bozunma sürecini hızlandığı ve atık stabilizasyonunun daha kısa sürede tamamlandığı günümüze kadar yapılan pek çok çalışmada vurgulanmıştır. Bu konu Bölüm 3.4'te detaylı olarak işlenmiştir. Borling ve diğ.(2004) 0,2 m³ hacme sahip aerobik ve anaerobik reaktörlere 20 ml/dak (144 l/gün-m³atık) oranında sızıntı suyu geri devrettirmişlerdir. Aynı çalışmada aerobik reaktörlere verilen hava miktarı 0,04 l/dak-kg atık'tır. Cossu ve diğ. (2003) tarafından yapılan çalışmada 0,025 m³ hacimli aerobik ve anaerobik reaktörlere uygulanan geri devir oranı 0,175 l/gün (7 l/gün-m³atık) ve verilen hava miktarı 0,17 l/dak-kg atık'tır. Read ve diğ.(2001)'nin arazi ölçekli çalışmasında 452 ve 49 m³ hacimli hücrelere uygulanan sızıntı suyu geri devri 13,6 ve 25,2 l/gün (0,3 ve 0,51 l/gün-m³atık)'dür. Morris ve diğ.(2003), yürüttükleri arazi ölçekli çalışmalarında ise 16000 m³ hacimli hücrelere 6 yıl süreyle toplam 1920 m³ (0,055 l/gün-m³atık) sızıntı suyu geri devrettirmişlerdir. Kim ve Yang (2002) tarafından yapılan çalışmada uygulanan hava miktarı 0,003 l/dak-kg atık iken bu oran, Ishigaki ve diğ.(2003)'nin çalışmasında 0,8 l/dak-kg atık, Smith ve diğ.(2000)'nin çalışmasında 0,0002 l/dak-kg atık, Keener ve diğ.(1997)'nin çalışmasında 0,35–0,97 l/dak-kg atık ve Bernreuter ve Stessel (1999)'in çalışmasında 0,5 l/dak-kg atık'dır.

Bu çalışmada geri devrettirilen sızıntı suyu miktarı ve aerobik reaktörlere verilen hava miktarları ortamın nem muhtevası, sıcaklık ve depo gazı bileşenleri değerlendirilerek ayarlanmıştır. R5'te sızıntı suyu çalışma başlangıcında hemen oluşmuştur. R4'te sızıntı suyu çalışmanın ikinci ayından sonra elde edilebilmiş olmasına rağmen diğer reaktörlerde ancak Kasım ayında oluştuğu görülmüştür. R5'te diğer reaktörlere göre sızıntı suyunun daha erken oluşmasının nedeni bu reaktördeki atık miktarının ve atığın organik içeriğinin fazla olması ve atık boyutunun daha küçük olmasıdır. Organik içeriğin fazla olması ve boyutun küçük olması biyolojik aktivitenin daha hızlı gerçekleşmesine, dolayısıyla da sızıntı suyunun daha çabuk oluşmasına neden olmuştur. R4'teki atık özellikleri R5 haricindeki diğer reaktörlerdekiyle aynı olmasına rağmen bu reaktörde R1, R2 ve R3'e göre sızıntı suyunun daha hızlı oluşmasının nedeninin havalandırma yönü olduğu düşünülmektedir. Bu reaktörde hava girişi reaktörün üst yüzeyinden yapılmıştır ve bu durum atık üzerindeki nemin aşağıya doğru itilerek sızıntı suyunun oluşmasını sağlamıştır. R4 ve R5'te sızıntı suyu diğer reaktörlere göre daha erken oluşmuşsa da

tüm reaktörlerde, yaz ayları süresince, oluşan sızıntı suyu, reaktörler için yeterli nem miktarını sağlamak konusunda yetersiz kalmıştır. R1, R2 ve R3'te ise sızıntı suyu ancak yağışların başlamasıyla oluşmuştur. Yağış etkisiyle reaktörler suya doymun hale gelmiş ve sızıntı suyu açığa çıkmıştır. Nemin yetersiz olduğu dönemlerde sızıntı suyu geri devir hattından sızıntı suyuyla birlikte musluk suyu da reaktörlere verilerek nemin istenilen seviyeye ulaşması sağlanmıştır. Ayrıca R4'ün üzeri kapalı olduğu için yağışlı zamanlarda diğer reaktörlerin aldığı yağış miktarını dengeleyecek düzeyde musluk suyu, yağmur suyu yerine verilmiştir. Reaktörlere verilen hava miktarı, haftalık olarak ölçülen gaz bileşenleri değerlendirilerek belirlenmiştir. Çalışma süresince reaktörlere geri devrettirilen su/sızıntı suyu miktarları, oluşan sızıntı sularının geri devir oranı ve verilen hava miktarları Tablo 4.4'te belirtilmiştir.

Tablo 4.4: Geri Devrettirilen Sızıntı Suyu Miktarı ve Hava Miktarı

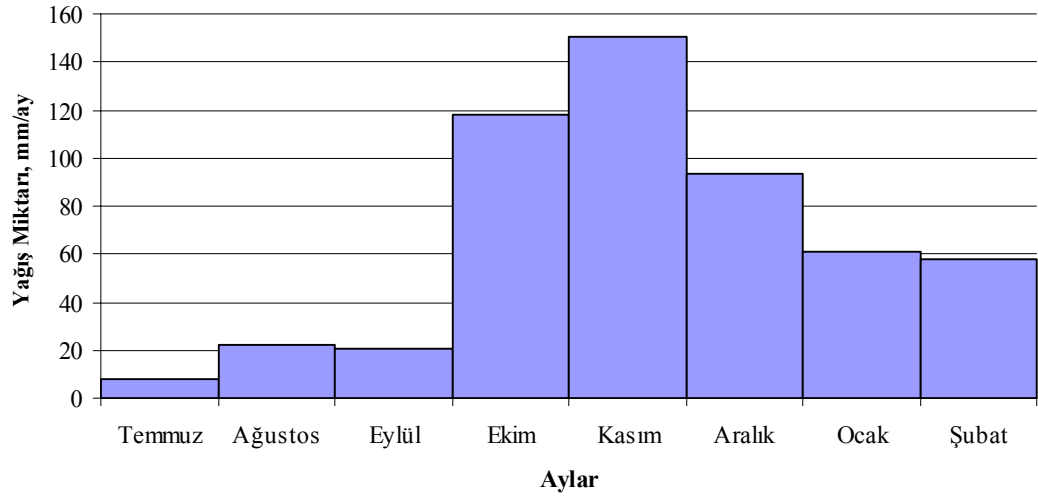
Reaktör	Sızıntı Suyu Geri Devri (l/ton atık-gün)	Sızıntı Suyu Geri Devir Oranı (%)	Havalandırma Debisi (m ³ / ton atık-gün)
R2	0,53	48	-
R3	0,42	53	1,819
R4	0,56	65	4,352
R5	0,21	30	1,565

Reaktörlerin üst yüzeylerinin açık olmasından dolayı reaktörlere yağışla birlikte doğal bir su girdisinin olması ve doğal havalanmanın sağlanması nedeniyle reaktörlere verilen su ve hava miktarları tahmin edilen ve literatürde yer alan laboratuvar ölçekli çalışmalardaki değerlerin altında olmakla birlikte, arazi ölçekli çalışmalardaki verilerle uygunluk göstermektedir. Çalışma süresince gözlenen yağış miktarları aylık periyotta Şekil 4.10'da belirtildiği gibidir. Söz konusu bu verilerle reaktörlere yağmur suyuyla giren su miktarları R1, R2, R3 ve R4 için 0,94 ve R5 için 0,69 l/ton olarak hesaplanmıştır.

4.4 Deneysel Çalışma

Çalışma süresince, reaktörlerde oluşan sızıntı suyu, depo gazı ve katı atık özelliklerindeki değişimler periyodik olarak izlenmiştir. Katı atık özelliklerinin değişimi 15 günlük ve aylık olarak, depo gazı içeriğinin değişimi ise haftalık olarak izlenmiştir. Sızıntı suyu analizleri ise yaklaşık olarak aylık periyotta yapılmıştır. Söz konusu parametrelerin analizleri İSTAÇ AŞ'ye ait Çevre Laboratuvarında ve Namık Kemal Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü Laboratuvarında yapılmıştır.

Katı atıklarda, depo gazında ve sızıntı suyunda analizleri yapılan parametreler ve analiz yöntemleri Tablo 4.5’te verilmiştir.



Şekil 4.10: Çalışma Süresince Çalışma Alanına Düşen Yağış Miktarı

Tablo 4.5: Analiz Yöntemleri

Numune	Parametre	Analiz Yöntemi	Numune Sıklığı
Katı atık	Metaller (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Ca, Na, Mg, K)	ICP Optik Emisyon Spektrofotometrik Metod	Aylık
	Toplam Karbon	Kurutulmuş numunenin 950 C'de yakılması	Aylık
	Toplam Azot	Kurutulmuş numunenin 950 C'de yakılması	Aylık
	Nem (75 C) %	Numunenin 75 °C'de 48 saat kurutulması sonucu ağırlık kaybı	15 Günlük/Aylık
	pH	Çözünmüş numunede elektrometrik metod	Aylık
	Sıcaklık	Sıcaklık probu	Günlük
	Hacim azalması	Atık yüksekliğindeki azalmaya bağlı olarak belirlenecektir	Aylık
Sızıntı Suyu	Metaller (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Ca, Na, Mg, K)	ICP Optik Emisyon Spektrofotometrik Metod	Aylık
	pH	Elektrometrik Metod	Aylık
	Klorür	APHA (1998) Gümüş nitrat ile titrasyon (Mohr metodu)	Aylık
	İletkenlik	Elektrometrik Metod	Aylık
	Alkalinite	APHA (1998)	Aylık
	KOİ	APHA (1998)	Aylık
	BOİ	WTW OXITOP IS 6	Aylık
	TKN	APHA (1998)	Aylık
	NH ₄ -N	APHA (1998)	Aylık
	NO ₃ -N	APHA (1998)	Aylık
Depo Gazı	CH ₄ , CO ₂ , O ₂	Gaz Analizörü ile Ölçüm	Haftalık

5. DENEYSEL ÇALIŞMA SONUÇLARI

5.1 Sızıntı Suyu Analizleri

Aerobik ve anaerobik reaktörlerde geri devir uygulamasının, havalandırma yönünün ve atıkların dane boyunun, sızıntı suyu özelliklerini ne şekilde etkilediğinin gözlenebilmesi amacıyla periyodik olarak alınan sızıntı suyu numunelerinde, pH, iletkenlik, klorür, alkalinite, BOİ, KOİ, TKN, NH₄-N, NO₃ ve ağır ve alkali metal (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Ba, Ca, K, Mg, Na), parametrelerinin analizleri yapılmıştır.

5.1.1 pH

Aerobik reaktörlerde CO₂'nin reaktörlere verilen hava ile sıyrılması sonucu CO₂ konsantrasyonu düşer. CO₂ konsantrasyonunun azalması ile birlikte karbonik asit (H₂CO₃) ve bikarbonat iyonu (HCO₃⁻) konsantrasyonları ve dolayısıyla ortamdaki H⁺ iyonu konsantrasyonu azalmaktadır. Bunun sonucunda da ortamdaki pH artmaktadır. Aerobik reaktörlerde pH'nın alkali değerlere ulaşması, anaerobik reaktörlere göre daha kısa sürede gerçekleşmektedir. (Ritzkowski ve Stegmann, 2001; Ağdağ ve Sponza, 2004; Kim, 2005; Jun ve diğ., 2007; Erses ve diğ., 2008).

Reaktörlerde çalışma süresince pH parametresinde gözlenen değişim Şekil 5.1'de gösterilmiştir. Havalandırmaz reaktörlerde pH değeri 8,5-9 arasındayken havalandırmalı reaktörlerde 6,5-7,5 arasındadır. Önceki çalışmalar göz önüne alındığında havalandırmaz reaktörlerden oluşan sızıntı suyu pH değerlerinin daha düşük olması beklenirken daha yüksek değerlerde seyrettiği görülmüştür. Söz konusu durumun açıklamasının iki nedene bağlı olduğu düşünülmektedir. Bunlardan biri havalandırma diğeri ise yağmur suyu etkisidir. Daha önce de belirtildiği gibi havalandırmanın etkisiyle ortamdaki CO₂'in sıyrılması pH'nın yükselmesine neden olur. Ancak bu çalışmada, reaktörler kesikli olarak havalandırılmıştır. Havalandırma reaktörlerdeki atığın nem içeriğine ve gaz ölçümlerine göre farklı zaman aralıklarında yapılmıştır. İki havalandırma arasındaki sürecin uzaması, ortamda CO₂ birikimine neden olmakta ve ortamın pH'sının beklenen seviyeye kadar yükselememesine neden olmaktadır. Gaz ölçümleri, havalandırmalar arasındaki

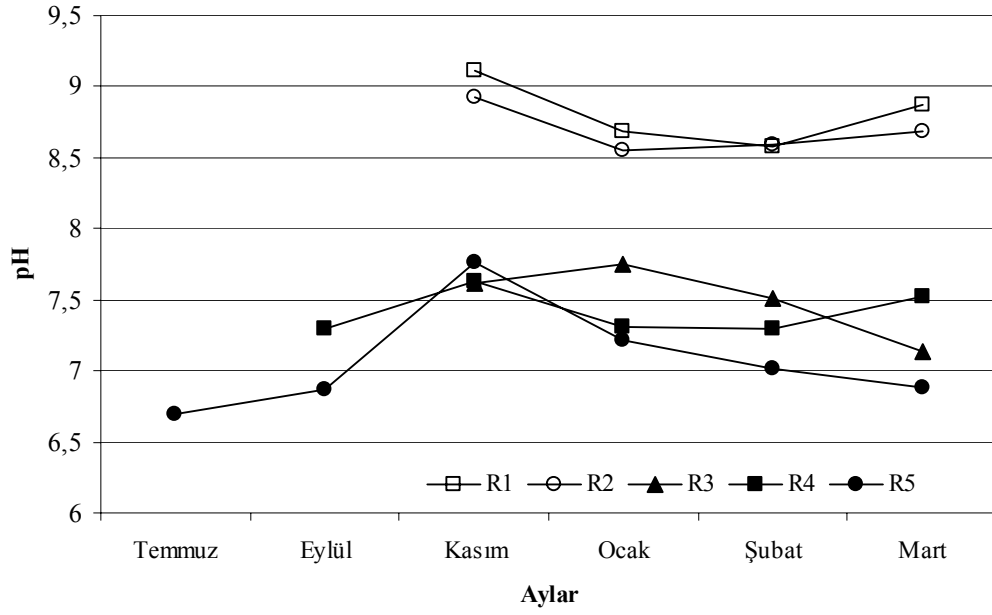
sürenin uzun olduğu zamanlarda ortamdaki CO₂ miktarının arttığını göstermektedir. Havalandırmasız reaktörlerde pH'nın beklenilenden yüksek olması ise yine ortamdaki CO₂ miktarı ile açıklanmıştır. Reaktörlerin üst yüzeylerinin açık olması doğal bir havalandırma etkisi sağlayarak ortamda CH₄'nin yanı sıra CO₂'in de bulunmasına neden olmuştur. Ancak havalandırılmalı reaktörlerle karşılaştırıldığında ortamdaki CO₂ miktarı metan miktarının yanında oldukça düşüktür. Dolayısıyla pH değeri havalandırılmalı reaktörlere göre daha yüksek seviyelerde kalmıştır. Yağmur suyu etkisi ise reaktöre düşen yağış miktarı ve yağmurun pH değeri ile ilişkilidir. Akkoyunlu ve Tayanç (2008), Başak ve Alagha (2004), Karahan ve diğ. (2000) ve Sahal ve Lacasse (2008), yaptıkları çalışmalar sonucunda İstanbul'da yağın yağmurların asidik özelliğe sahip olduğunu tespit etmişlerdir. İstanbul Meteoroloji Bölge Müdürlüğü'nden alınan verilere göre çalışma süresince İstanbul ilinde yağın yağmurların %40'nın pH'sı 6'nın altında, %55'inin pH'sı ise 6-7 aralığındadır (Güler, 2008). Sızıntı suyunun büyük oranda yağmur suyundan oluştuğu ve reaktörlerde yüzeysel akışın sözkonusu olmadığı göz önüne alındığında pH'nın beklenilenden daha düşük seviyede kalmasında yağmur suyunun etkisi olduğu düşünülmektedir. Ayrıca, R4 ve R5'te pH önce beklenildiği gibi artmış ancak yağışların başlaması ile düşmüştür. Havalandırmasız reaktörlere ve üstü kapalı olan R4'e ait sonuçlar incelendiğinde reaktörlerdeki CO₂'in birikmesinin pH'nın düşmesi yolunda yarattığı etkinin yağmur suyunun yarattığı etkiden daha fazla olduğu düşünülmektedir.

5.1.2 İletkenlik

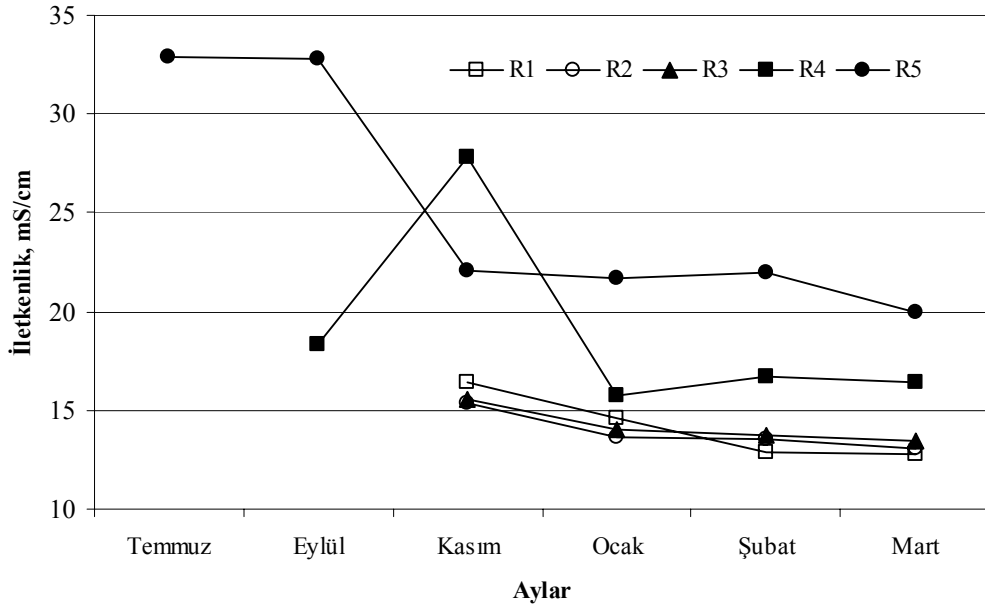
İletkenlik sızıntı suyundaki iyonların toplam konsantrasyonlarının ve bu iyonların elektrik iletkenliklerinin bir göstergesidir. Genel olarak depolama alanlarından oluşan sızıntı sularının iletkenlikleri zamanla azalma göstermektedir. İletkenliği azalmasının nedeni metaller, klorür ve sülfat gibi bazı kolay taşınabilir iyonların yıkanması, artan indirgen koşullarda sülfatın sülfite indirgenmesi ve sülfitin ağır metal-sülfid kompleksi oluşturarak çökmesidir (Jun ve diğ., 2007; Erses ve diğ., 2008).

Sızıntı suyunun geç olduğu R1, R2 ve R3'teki iletkenlik değerleri R4 ve R5'e göre daha düşük olmakla birlikte tüm reaktörlerde çalışma süresince azalmıştır. İletkenlik özellikle R5'te daha yüksektir. Bu reaktördeki atığın dane boyunun diğer reaktörlerdekinden küçük olması iletkenliğin daha yüksek olmasına neden olmuştur.

Reaktörlerde çalışma süresince gözlenen iletkenlik değişimi Şekil 5.2’de gösterilmiştir.



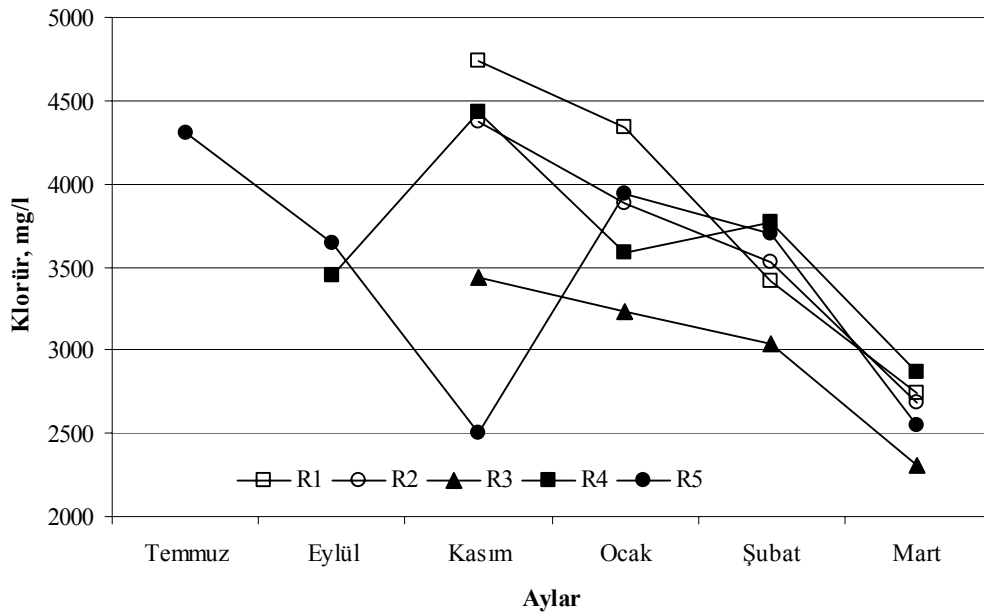
Şekil 5.1: pH'nın Zamanla Değişimi



Şekil 5.2: İletkenliğin Zamanla Değişimi

5.1.3 Klorür

Konvansiyonel depolama alanlarında seyrelme etkisiyle klorür konsantrasyonu zamanla azalır. Ancak geri devirli sistemlerde, uzun zamanda, sızıntı suyunun geri devrettirilmesi (oluşan sızıntı suyunun %100 oranında geri devrettirilmesi durumunda) klorür konsantrasyonunun zamanla sabit kalmasına veya artmasına neden olur (Reinhart ve Townsend, 1998). R5 haricindeki tüm reaktörlerde klorür konsantrasyonu azalma göstermiştir. R5'te klorür konsantrasyonu Kasım ayına kadar düşmüş (2499,23 mg/l), bu aydan sonra önce bir miktar yükselmiş (3943, 78 mg/l) ve tekrar azalmaya başlamıştır. Çalışma sonunda tüm reaktörlerdeki klorür konsantrasyonu 2000-3000 mg/l arasında ölçülmüştür. Reaktörlerde çalışma süresince gözlenen klorür konsantrasyonu değişimi Şekil 5.3'te gösterilmiştir. Şekil 5.2 ile Şekil 5.3'teki veriler karşılaştırıldığında tüm reaktörlerde iletkenlik ve klorür parametreleri arasında yakın ilişki olduğu görülmektedir. Bu durum klorürün iletkenlik parametresi üzerinde etkili olduğu sonucunu doğurmaktadır. Söz konusu etki Jun ve diğ. (2007) ve Bilgili (2006)'nin çalışmalarında da vurgulanmıştır.



Şekil 5.3: Klorür Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi

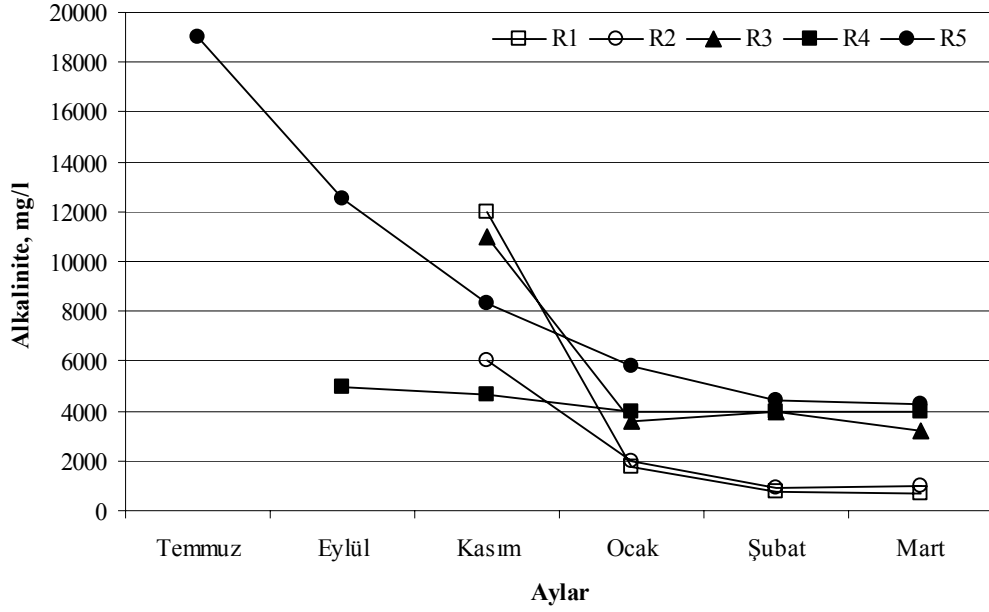
5.1.4 Alkalinite

Alkalinite, biyolojik aktivitenin optimum düzeyde tutulması için gerekli pH'nın düşmesine neden olan uçucu ve diğer asitlerin tamponlanma kapasitesini ifade etmektedir. Katı atıkların içinde yer alan kolay bozunabilen organik maddelerin bozunması ile ortamdaki uçucu yağ asidi ve CO₂ konsantrasyonları artar ve pH 5'in altına kadar düşer (Quasim ve Chiang, 1994). Alkalinitenin düşük olması, düşen pH'nın tamponlanamamasına ve biyolojik aktivitenin azalmasına ve/veya durmasına neden olabilir. Biyolojik aktivitenin sağlanabilmesi için gerekli alkalinite değeri Thcobanoglous ve diğ., (1993) tarafından 1000–5000 mg CaCO₃/l olarak önerilmektedir.

Tüm reaktörlerde alkalinite azalma gözlenmiştir. Alkalinitenin en yüksek olduğu reaktör R5'tir. Bu reaktörde başlangıçtaki alkalinite değeri 19000 mg/l olup başlangıçta hızlı bir azalma gözlenmiş ve çalışmanın sonlarına doğru azalma hızı düşmüştür. Havalandırmalı ve havalandırmasız reaktörlerdeki alkalinite değerleri birbirine oldukça yakın olmakla birlikte havalandırmalı reaktörlerden elde edilen değerler daha yüksektir. Reaktörlerde çalışma süresince gözlenen alkalinite değişimi Şekil 5.4'te gösterilmiştir. Çalışma sonunda tüm reaktörlerdeki alkalinite değerlerinin literatürde belirtilen optimum değerler arasında olduğu görülmektedir. Alkalinite, pH ile karşılaştırıldığında pH'nın daha yüksek olması beklenen havalandırmalı reaktörlerdeki alkalinite değerleri daha yüksektir.

5.1.5 Kimyasal ve biokimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ ve BOİ)

Sızıntı suyunun organik içeriğinin göstergesi olarak BOİ ve KOİ parametreleri sızıntı suyunun ihtiva ettiği organik maddelerin biyolojik olarak bozunabilirliğini ve sözkonusu organik maddelerin oksijen eşdeğerini ifade etmektedir. BOİ/KOİ oranı sızıntı suyundaki organik maddelerin bozunabilirliğinin ve depolama alanının stabilizasyonunun bir göstergesidir. Düşük BOİ/KOİ oranı sızıntı suyundaki biyolojik olarak bozunabilen organik karbonlu maddelerin miktarının düşük olduğunu ve zor bozunan organik bileşenlerin fazla olduğunu gösterir. Atığın bozunma sürecinde organik bileşiklerin miktarındaki asit fazından metan fazına doğru değişiklik göstermektedir. Asidik fazda yüksek organik içeriğiyle karakterize edilen sızıntı suyunun BOİ/KOİ oranı 0,4'ten büyüktür ancak pH, metan içeriği ve



Şekil 5.4: Alkalinite Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi

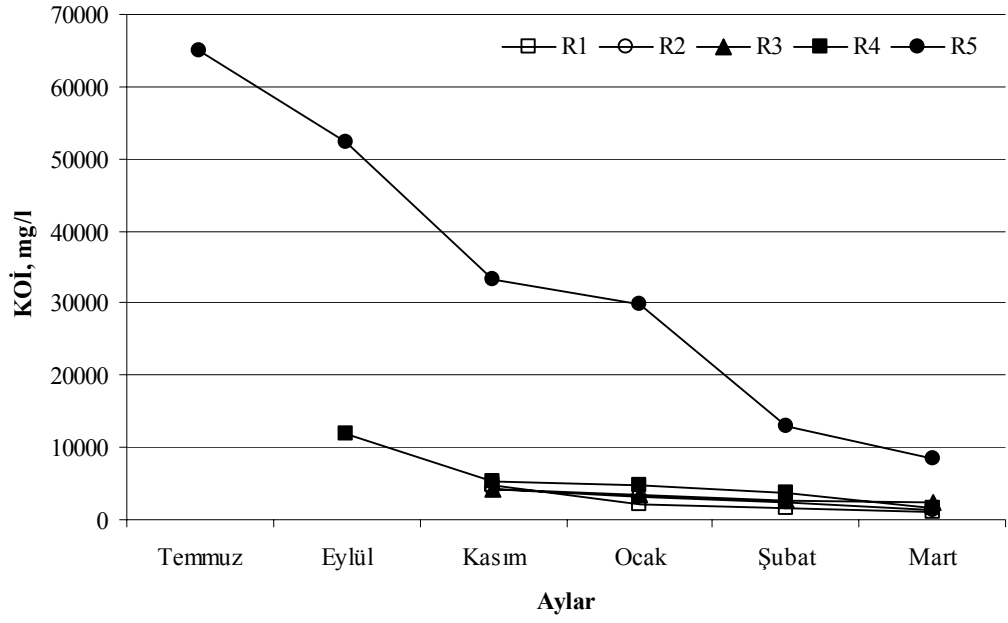
gaz oluşumu düşüktür. Asit fazında BOİ/KOİ oranının 0,4'ten büyük olması bozunmanın iyi olduğunun bir göstergesidir. Asit fazından metan fazına geçildikçe, pH artar, BOİ, KOİ ve BOİ/KOİ oranı düşer. Metan fazında atık içindeki biyolojik olarak bozunabilen organik madde içeriği düşmekte ve bunun sonucunda BOİ/KOİ oranı 0,1'e kadar düşmektedir (Ehrig, 1989; Jun ve diğ., 2007) Depolanan atıkların büyük kısmını %50 selüloz, % 15 lignin, %10 hemiselüloz, %5 protein (nişasta, pektin ve diğer çözünebilir şekerler) içeren organik maddeler oluşturmaktadır. Selüloz, metanojenler için en önemli karbon kaynağı olup, anaerobik şartlar altında oldukça zor bozunmaktadır. Yarı ömrü 15 yıl kadar olan selüloz ve hemiselülozdan oluşan metan, oluşan toplam metanın %90'ını oluşturur (Barlaz ve diğ., 1989). Bu kompleks organiklerin oksijen varlığında bozunma oranları artar ve organik karbon, CO₂ ve suya çevrilir. Cossu ve diğ. (2003), aerobik ve anaerobik reaktörler için KOİ değerlerini 120 günlük çalışma sonunda 800 ve 20000 mg/l olarak ölçmüşlerdir. Erses ve diğ (2008)'nin çalışmasında, %90 oranındaki KOİ giderimi aerobik reaktörde 72, anaerobik reaktörde ise 462 günde sağlanmıştır. Borling ve diğ. (2004)'in çalışmasında anaerobik reaktörlerdeki BOİ, KOİ ve BOİ/KOİ oranları sırasıyla 134 mg/l, 305 mg/l ve 0,45 iken aynı değerler aerobik reaktörlerde 4 mg /l, 159 mg/l ve 0,03 olarak belirtilmiştir. Read ve diğ. (2001) ise havalandırmanın uygulanmasıyla %70 BOİ giderimi sağlandığını vurgulamışlardır. Jun ve diğ.(2007)

tarafından yapılan çalışmada, havalandırmalı ve sızıntı suyu geri devirli reaktördeki KOİ gideriminin sadece sızıntı suyunun geri devrettirildiği reaktördeki KOİ gideriminden % 13,78 daha fazla olduğu belirtilmiştir. Erses ve diğ. (2008), aerobik ve anaerobik reaktörlerde başlangıçta 0,57 ve 0,7 olan BOİ₅/KOİ oranının 0,03 ve 0,05'e düştüğünü belirtmişlerdir. Kjellden ve diğ. (2002) asidik fazda BOİ₅/KOİ oranının 0,58; metanojenik fazda ise 0,06 olduğu belirtilmiştir. Borling ve diğ. (2004) ise aerobik ve anaerobik reaktörlerde 365 günlük çalışma sonucunda 0,03 ve 0,45 olduğu gözlenmiştir. Jun ve diğ. (2007) sızıntı suyu geri devirli havalandırmalı ve geri devirli havalandırmalı reaktörlerde BOİ₅/KOİ oranını 0,24 ve 0,31 olarak belirlemişlerdir.

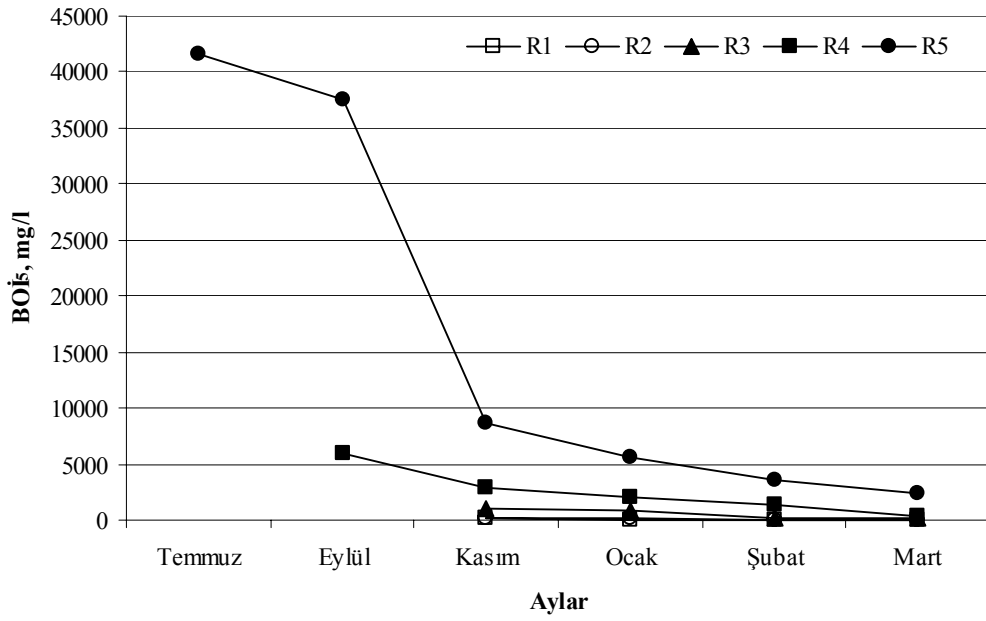
Tüm reaktörlerden oluşan sızıntı sularının KOİ değerleri azalmıştır. R1, R2, R3, R4 ve R5'teki KOİ giderim oranları sırasıyla %78, 66, 44, 87 ve 87 olarak belirlenmiştir. KOİ konsantrasyonunun en yüksek olduğu reaktör R5'tir. R5 haricindeki reaktörlerde depolanan atıkların içerdiği organik madde oranı yaklaşık olarak %58 iken bu değer R5'te yaklaşık %66'dır. Ayrıca R5'te depolanan atık miktarı diğer reaktörlerde depolanan atık miktarından %36 daha fazladır. Dolayısıyla bu reaktörden oluşan sızıntı suyunun KOİ konsantrasyonu diğer reaktörlerdekinden daha yüksektir. Sızıntı suyunun geç olduğu R1, R2'den oluşan sızıntı sularının KOİ konsantrasyonlarının düşük olmasının nedeni bu reaktörlerden oluşan sızıntı sularının atığın biyolojik bozunmasından çok yağış suyu kaynaklı olmasıdır. R5'te KOİ konsantrasyonu 64964 mg/l den 8432 mg/l'ye R4'te 12000 mg/l'den 1574,4 mg/l'ye düşmüştür (Şekil 5.5).

BOİ₅ konsantrasyonları da KOİ konsantrasyonlarında olduğu gibi zamanla azalmıştır. KOİ konsantrasyonunu en yüksek olduğu R5, BOİ₅ konsantrasyonunu da en yüksek değerde seyrettiği reaktördür. BOİ giderim oranları incelendiğinde R3, R4 ve R5'te sırasıyla %81, 93 ve 94 giderim sağlanmıştır. BOİ₅ konsantrasyonları R3'te 1050 mg/l'den 200 mg/l'ye, R4'te 6000 mg/l'den 400 mg/l'ye, R5'te ise 41600 mg/l'den 2400 mg/l'ye düşmüştür (Şekil 5.6).

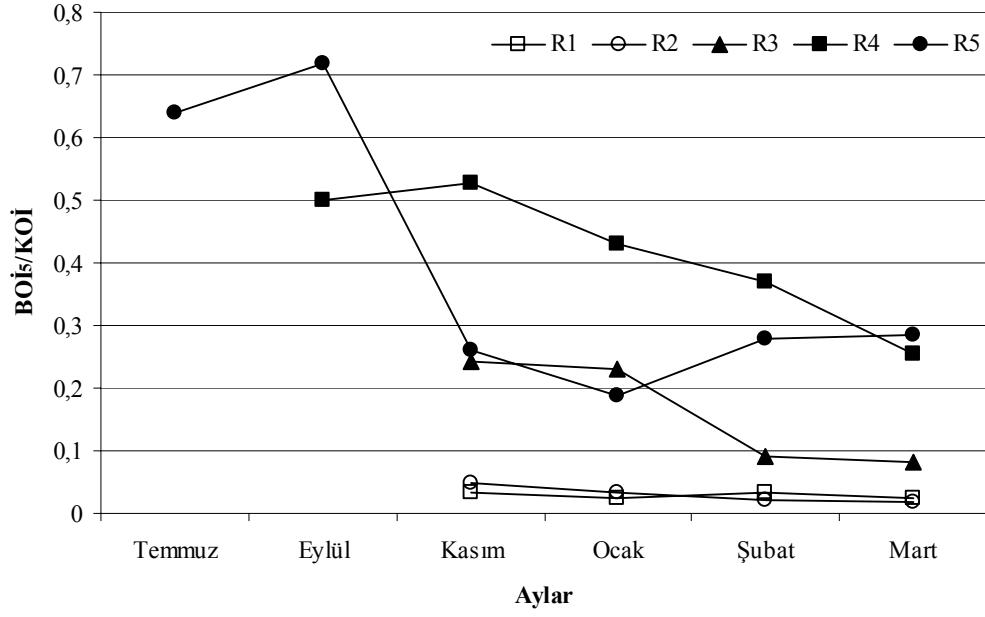
BOİ₅/KOİ oranları incelendiğinde R1, R2, R3, R4 ve R5'te sırasıyla 0,03'ten 0,02'ye; 0,05'ten 0,02'ye; 0,24'ten 0,08'a, 0,5'ten 0,25'ye 0,64'ten 0,28'e düştüğü belirlenmiştir. Reaktörlerde çalışma süresince gözlenen BOİ₅/KOİ oranının değişimi 5.7'de gösterilmiştir.



Şekil 5.5: KOİ Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi



Şekil 5.6: BOİ₅ Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi



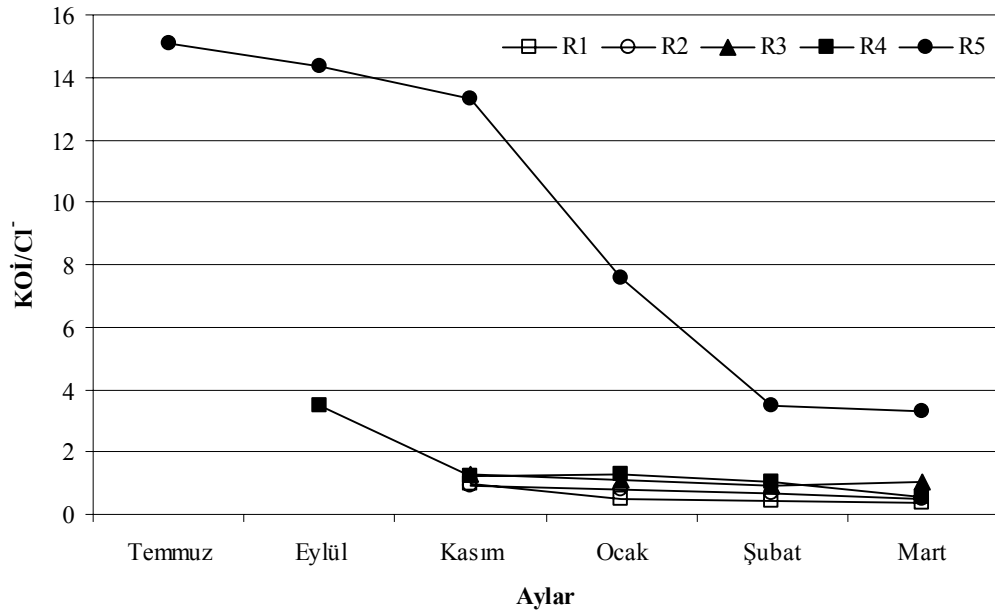
Şekil 5.7: BOI₅/KOİ Oranlarının Zamanla Değişimi

Depolama alanlarında KOİ giderimi biyolojik faaliyetlerin yanı sıra seyrelme etkisiyle de gerçekleşmektedir. KOİ gideriminin biyolojik faaliyetler sonucu mu yoksa seyrelme sonucu mu gerçekleştiğinin göstergesi olarak KOİ/Cl⁻ oranı değerlendirilmektedir. Bu oranın zamanla azalması sızıntı suyundaki KOİ gideriminin biyolojik faaliyetler sonucu gerçekleştiğini göstermektedir (Reinhart ve Townsend (1998); Bilgili (2006)). Reaktörlerde çalışma süresince gözlenen KOİ/Cl⁻ oranı değişimi 5.8’de gösterilmiştir. KOİ gideriminde biyolojik faaliyetlerin en etkili olduğu reaktör R4’tür.

Kirleticilerin konsantrasyonlarının azalma hızlarının belirlenmesi, özellikle katı atık düzenli depolama alanları kapatıldıktan sonra bu alanların uzun süreli çevresel etkilerinin izlenmesi açısından önemlidir. Literatürdeki çalışmalar incelendiğinde, kirletici konsantrasyonlarının birinci mertebe kinetiğine göre azaldığı görülmüştür. Bu çalışmada, kirletici konsantrasyonlarının 1.mertebe kinetiğine göre azaldığı düşünülerek azalma katsayıları (k) belirlenmiştir. Çalışma süresince ölçülen KOİ ve BOI₅ parametrelerinin ölçüm sonuçları dikkate alındığında, çalışma başlangıcında dahi havalandırmaz reaktörlerde oluşan sızıntı sularının KOİ ve BOI₅ konsantrasyonlarının, havalandırılmalı reaktörlerdekinden çok düşük değerlerde olduğu görülmüştür. Havalandırmaz reaktörlerde atığın bozunması süreci daha yavaş seyrettiği için sızıntı suyu oluşumu, havalandırılmalı reaktörlere göre daha

yavaş gerçekleşmiş ve bunun bir sonucu olarak da KOİ ve BOİ₅ konsantrasyonları daha düşük mertebelerde seyretmiştir. Dolayısıyla kirletici konsantrasyonlarının azalma hızlarına yönelik bilgi veren hız katsayılarının havalandırmalı reaktörler için tespit edilerek havalandırmalı reaktörlere ait hız katsayıları ile karşılaştırılmaları yanıltıcı sonuç verebileceği düşüncesiyle sadece havalandırmalı reaktörlere ait hız katsayıları belirlenmiştir.

Havalandırmalı reaktörlerde oluşan sızıntı suyunun KOİ indirgenmesinde elde edilen birinci mertebe hız katsayıları R3, R4 ve R5 reaktörleri için sırasıyla 1,643, 3,139 ve 2,010 yıl⁻¹ olarak tespit edilmiştir. Benzer şekilde BOİ₅ parametresine ait birinci mertebe hız katsayıları ise R3, R4 ve R5 reaktörleri için sırasıyla 5,147, 4,271 ve 4,234 yıl⁻¹ olarak belirlenmiştir. KOİ ve BOİ₅ parametrelerinin azalma hızları için elde edilen birinci mertebe kinetik katsayıları Tablo 5.1’de verilmiştir.



Şekil 5.8: KOİ/CI- Oranlarının Zamanla Değişimi

Tablo 5.1: KOİ ve BOİ₅ Parametrelerinin Değişimine Ait Hız Katsayıları

Reaktör	KOİ		BOİ	
	k, yıl ⁻¹	R ²	k, yıl ⁻¹	R ²
R3	1,643	0,9964	5,147	0,9079
R4	3,139	0,8873	4,271	0,8791
R5	2,010	0,8948	4,234	0,9649

5.1.6 Toplam kjedahl azotu, amonyum azotu ve nitrat

Katı atık depolama alanlarındaki azot türleri, genellikle organik maddelerin yapısında bulunan proteinlerin ve aminoasitlerin ayrışması sonucu ortaya çıkar. Evsel katı atıklar yaklaşık olarak %4 oranında protein içermekte olup, organik azotun bozunması sonucu amonyak ($\text{NH}_3\text{-N}$) açığa çıkar (Price ve diğ., 2003). Sızıntı sularındaki azotun önemli bir kısmını amonyum azotu oluşturmaktadır. Sızıntı sularında bulunan yüksek konsantrasyonlardaki amonyum azotu metan oluşumunu inhibe edebilmektedir (İnanç ve diğ, 2000; Ağdağ ve Sponza, 2004). Biyolojik sistemlerde nitrifikasyon/denitrifikasyon prosesleri temel azot giderim mekanizmasıdır. Organik azot ve amonyum aerobik şartlar altında bir seri oksidasyon aşaması sonunda nitrata kadar okside olur.

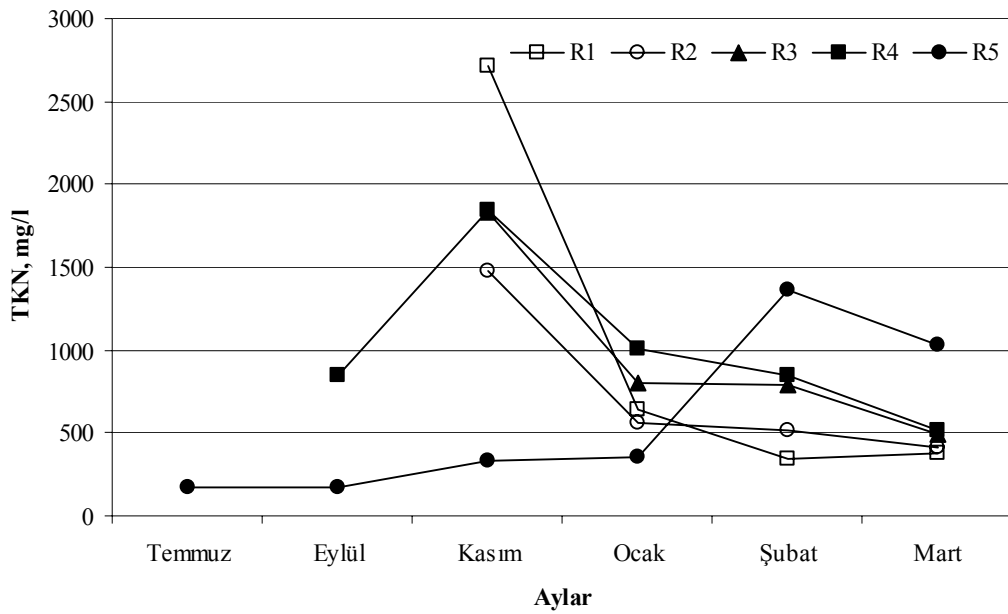
R5'te çalışma başlangıcından itibaren artma eğiliminde olan TKN konsantrasyonu 166 mg/l'den 1365 mg/l'ye kadar yükselmiş ve çalışma sonunda 1031,5 mg/l'ye düşmüştür (Şekil 5.9). Çalışma başlangıcında benzer artış R4'te de gözlenmiş TKN konsantrasyonu yaklaşık 850 mg/l'den maksimum 1840 mg/l'ye yükselmiş ve daha sonra tekrar başlangıç konsantrasyonunun altına düşmüştür. Buna karşın R1, R2 ve R3'te sırasıyla %86, 72 ve 73 giderim sağlanmıştır.

Reaktörlerde çalışma süresince ölçülen $\text{NH}_4\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonlarındaki değişim Şekil 5.10 ve 5.11'de gösterilmiştir. Amonyağın metanojenik şartlar altında giderimi mümkün olmadığından, atıkların anaerobik depolama alanlarında ayrışması sonucu oluşan sızıntı suyunda amonyak konsantrasyonlarının zamanla çok önemli bir şekilde azalmadığı söylenebilir. Aerobik reaktörlerde amonyak konsantrasyonlarının daha düşük olmasının sebebi, ortamda oksijenin mevcut olması dolayısı ile amonyağın nitrifikasyon yoluyla nitrata dönüşmesidir (Bilgili, 2006). Ancak, bu çalışmada, daha önce de belirtildiği gibi, reaktörlerin üst yüzeylerinin açık olması nedeniyle reaktörlerde gerçekleşen hava sürkülasyonu, havalandırmaz reaktörlerin anaerobik olarak çalışmasını engellemiştir. Dolayısıyla literatürdeki benzer çalışmalarla karşılaştırıldığında $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonunda nispeten daha büyük oranda azalma gözlenmektedir. Çalışma genelinde havalandırmalı reaktörlerde ölçülen $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonları, havalandırmaz reaktörlerdekilere göre daha düşüktür. R5'te $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonu başlangıçta artmış ve Kasım ayında 138,1 mg/l maksimum değerine ulaşmıştır. Benzer artış R4'te de gözlenmiş ve maksimum $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonu yine 544 mg/l ile Kasım ayında ölçülmüştür. $\text{NH}_4\text{-N}$

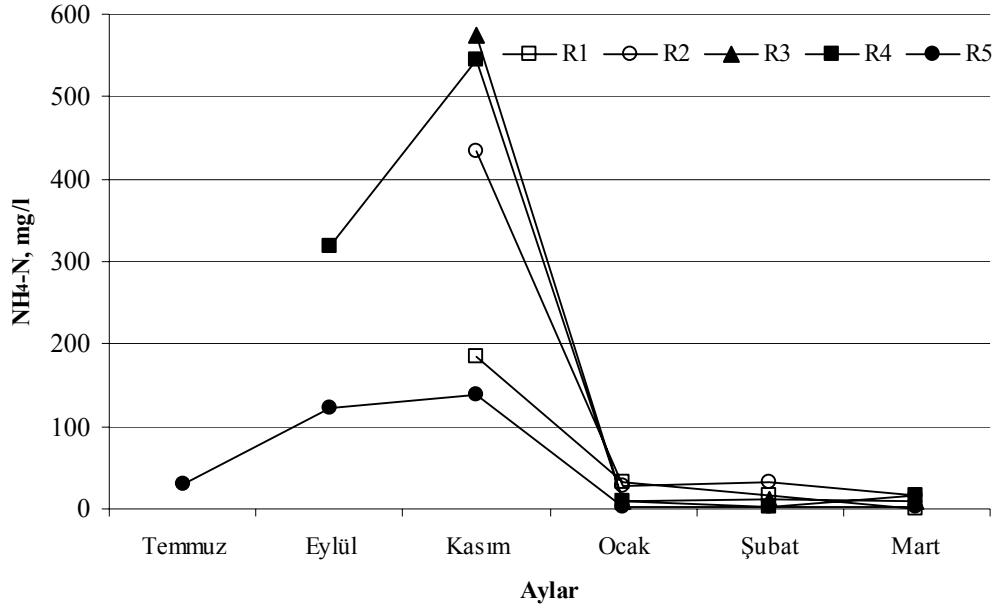
konsantrasyonundaki bu artış, katı atıklardaki organik azotlu bileşiklerin ve proteinlerin parçalanması ile açıklanır. Kasım ayından sonra tüm reaktörlerdeki $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonu azalmış ve bu aydan sonra %96,30–99,82 arasında giderim sağlanmıştır. Havalandırılmalı reaktörler arasında $\text{NH}_4\text{-N}$ gideriminin en düşük olduğu reaktör R4 (%96,83), en yüksek olduğu reaktör ise R5 (%98,59). R4'teki giderim %96,83 olarak belirlenmiştir.

$\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonlarında havalandırılmalı reaktörlerde zamanla birlikte sürekli bir azalma kaydedilirken havalandırmasız reaktörlerde zamanla artış ve azalma gözlenmiş ve havalandırmasız reaktörlerde daha yüksek konsantrasyon değerleri ölçülmüştür. $\text{NO}_3\text{-N}$ gideriminin en yüksek olduğu reaktörün R5 olduğu belirlenmiştir (%77,94). Havalandırılmalı reaktörlerdeki $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonunun daha düşük olmasının nedeni bu reaktörlere verilen hava ile ortamdaki $\text{NO}_3\text{-N}$ 'ün reaktörlere verilen hava ile ortamdan sıyrılmanın ağırlıklı olduğu düşünülmektedir..

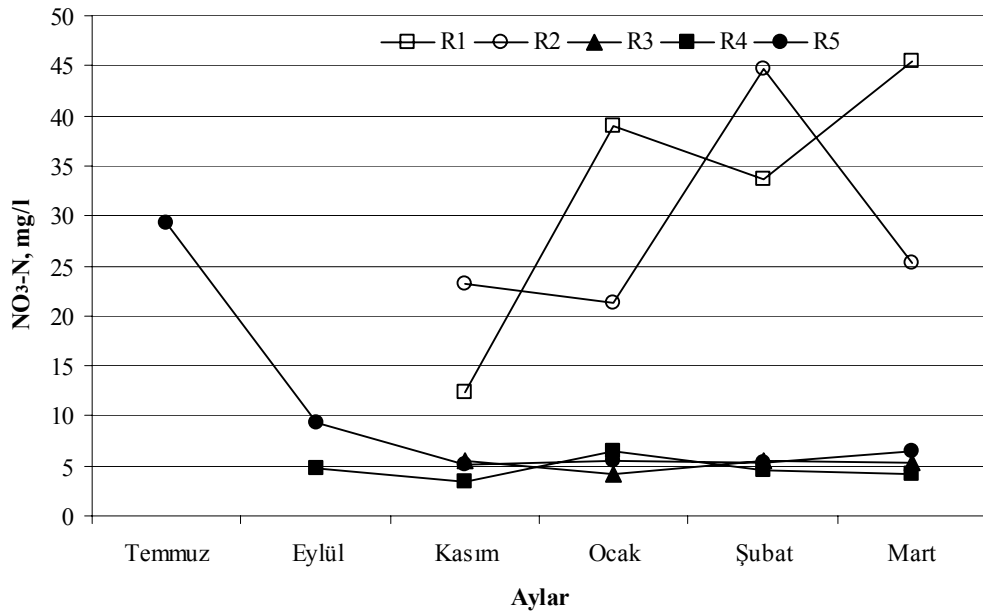
Havalandırmanın ve atığın boyutunun azot gideriminde etkili olduğu, Ağdağ ve Sponza (2004), Zhao ve diğ. (2008), Jun ve diğ. (2007), Giannis ve diğ. (2007), He ve diğ. (2007), Jianguo ve diğ. (2007) tarafından da vurgulanmıştır.



Şekil 5.9: TKN Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi



Şekil 5.10: Amonyum Azotu Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi



Şekil 5.11: Nitrat Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi

5.1.7 Alkali ve ağır metaller

Depolama alanlarında oluşan sızıntı sularındaki metal konsantrasyonları temel olarak 4 faktöre bağlı olarak değişiklik gösterir. Bunlar, pH, redoks potansiyeli, kompleks oluşturma eğilimi ve iyonik güçlerdir. pH'nın etkisi genel olarak metallerin çökeltme ve sorpsiyon proseslerini etkilemektedir. Çökeltme ve sorpsiyon proseslerinin yüksek

pH'da gerçekleşmesinden dolayı pH'nın yüksek olduğu metan fazında sızıntı suyundaki Ca konsantrasyonu, kalsiyumun kompleks oluşturma ve çökeltme özellikleri nedeniyle düşük olurken, Na ve K'un ise kompleks oluşturma ve çökeltme özellikleri daha da düşük ve çözünürlükleri ise yüksek olduğu için bu maddelerin sızıntı suyundaki konsantrasyonları zamanla azalmamaktadır. Kalsiyum, HCO_3^- ve çözülmüş organik bileşiklerle kompleks oluşturarak CaCO_3 şeklinde çökeltme eğilimi göstermektedir. Bu nedenle kalsiyumun çökeltme prosesi karbonat konsantrasyonu ile dolayısıyla alkalinite ile ilgilidir. Alkalinitenin yüksek olması durumunda kalsiyum daha fazla çökeceği için sızıntı suyundaki kalsiyum konsantrasyonu düşük olacaktır. Negatif redoks potansiyelinin bulunması durumunda ($E_h < -200$ mV) metallerin çökeltmesinde etkili olan sülfidin ortamda bulunma olasılığı azalır. Düşük sülfid konsantrasyonlarında, karbonatlar ve hidroksitler metallerin çökeltmesinde etkili rol oynar. Ortamda sülfidin olmaması veya düşük konsantrasyonda olması durumunda Cr, Cd, Cu ve Pb sırasıyla Cr(OH)_3 , CdCO_3 , $\text{Cu}_3(\text{CO}_3)_2$, ve PbCO_3 olarak çökeltir. Zn ve Ni, diğer metallere göre daha az çökeltme eğiliminde olup sızıntı suyundaki taşınımı daha fazladır. Ortamda organik ve humik bileşiklerin yüksek miktarda olması durumunda metallerin çözünabilirliği artar. Söz konusu bileşiklerin hızlı bir şekilde bozunması ve bunun sonucunda uçucu yağ asitlerinin oluşarak ortam pH'sını düşürmesi metallerin sızıntı suyunda taşınımını arttırmaktadır (Cossu ve Serra, (1989); Bilgili, (2006); Jun ve diğ., (2007); Qu ve diğ., (2008); Erses ve diğ. (2005, 2008); İnanç ve diğ., (2007)).

Tüm reaktörlerdeki veriler incelendiğinde en yüksek ağır ve alkali metal konsantrasyonları R5'te bulunmuştur. R5'te depolanan atık diğer reaktörlerdeki atığa göre daha fazla organik madde içermektedir. Bu durum daha önce belirtilen organik madde içeriğinin yüksek olması durumunda sızıntı suyundaki metal konsantrasyonlarının arttığı teorisini desteklemektedir. Ağır metal (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) konsantrasyonlarının zamanla değişimi Şekil 5.12–5.17'da verilmiştir.

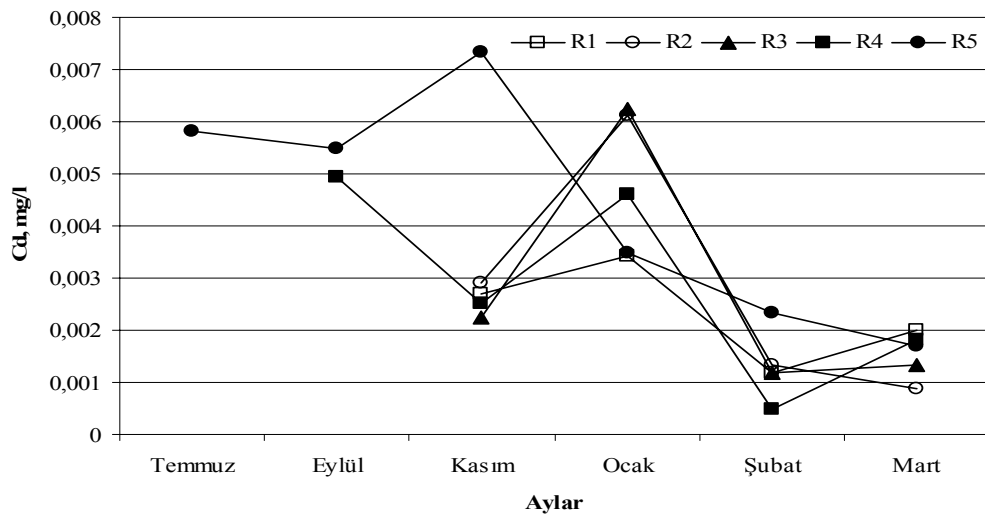
Kadmiyum konsantrasyonları incelendiğinde çalışma başlangıcında R5'teki Cd konsantrasyonu 0,005 mg/l'den 0,05 mg/l'ye yükselmiş ve daha sonra azalarak çalışma sonunda 0,0017 mg/l'ye düşmüştür. Havalandırmalı reaktörler içinde en düşük Cd konsantrasyonları R4'te ölçülmüştür. Havalandırmasız reaktörler incelendiğinde geri devirli reaktördeki konsantrasyonların daha yüksek olduğu görülmüştür.

Çalışma başlangıcında en yüksek krom konsantrasyonu 4,65 mg/l ile R5'te tespit edilmiş olmasına rağmen çalışma sonunda ölçülen en düşük krom konsantrasyonu R5'e aittir (0,13 mg/l). Çalışma genelinde havalandırılmalı reaktörler arasında krom konsantrasyonunun en yüksek olduğu reaktör R4'tür. Bu reaktörde Cr başlangıçta 0,5 mg/l ölçülmüş ve önce 1,6 mg/l'ye kadar yükselmiş ve çalışma sonunda 0,13 mg/l'ye kadar düşmüştür. Havalandırmasız reaktörler karşılaştırıldığında R1 ve R2'deki değerlerin birbirine oldukça yakın olduğu görülmüştür.

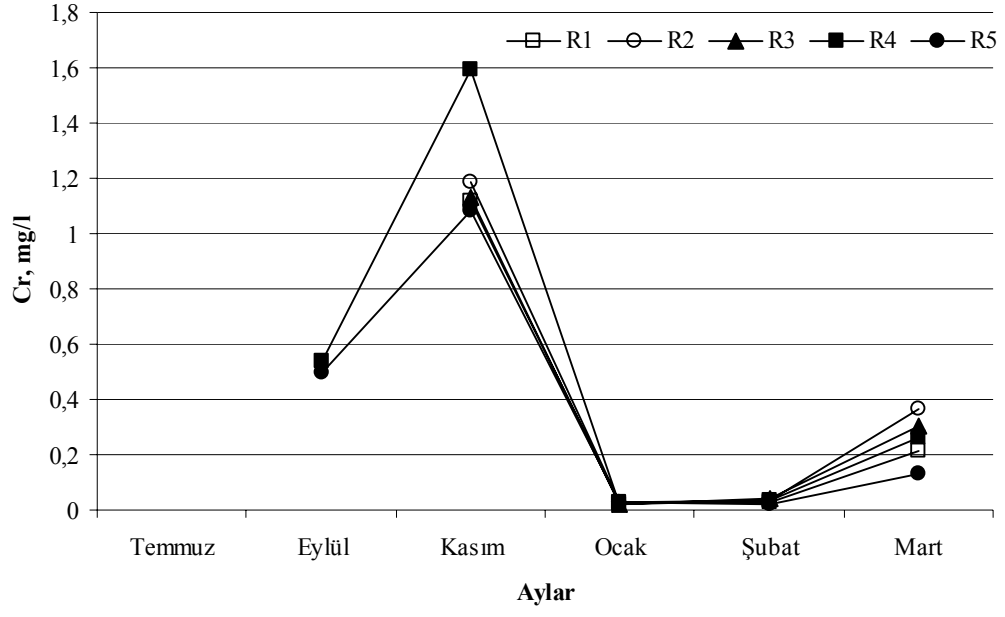
Bakır konsantrasyonu da kromda olduğu gibi R5'te çalışma başlangıcında en yüksek (0,47 mg/l) konsantrasyonun ölçüldüğü reaktördür. Ancak çalışma sonunda Cu konsantrasyonu 0,25 mg/l'ye düşmüştür. Havalandırmasız reaktörler karşılaştırıldığında R1 ve R2'deki konsantrasyonlar birbirine çok yakın olmasına rağmen R2'deki değerlerin nispeten daha yüksek olduğu görülmektedir. Bakır konsantrasyonu R3'te yaklaşık olarak sabit değerlerde ölçülmüştür.

Nikel konsantrasyonları tüm reaktörlerde Ocak ayına kadar azalmış ve daha sonra nispeten artış göstermiştir. En yüksek değer Kasım ayında R4'te 3,87 mg/l olarak ölçülmüş ve bunun dışında tüm reaktörlerde 2,8 mg/l'nin altındadır.

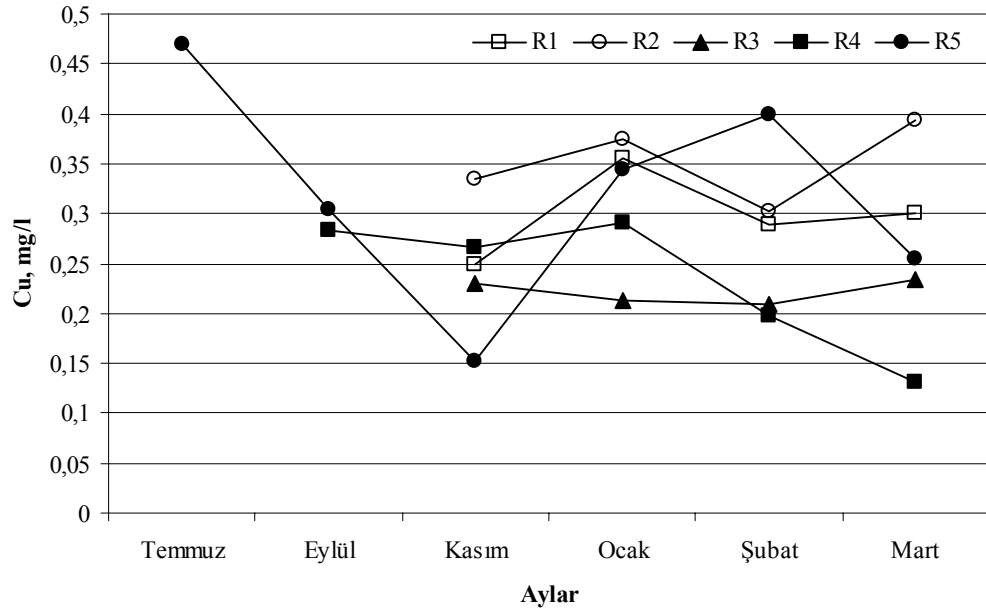
Tüm reaktörlerde ölçülen kurşun konsantrasyonu 0,11 mg/l'nin altında ölçülmüş olup zaman içinde artma ve azalma yönünde salınımlar göstermiştir. Çinko konsantrasyonu da kurşun gibi salınımlar göstermekle birlikte çinko konsantrasyonunun artış gösterdiği zamanlarda kurşun, kurşunun artış gösterdiği zamanlarda ise çinko konsantrasyonu artmıştır.



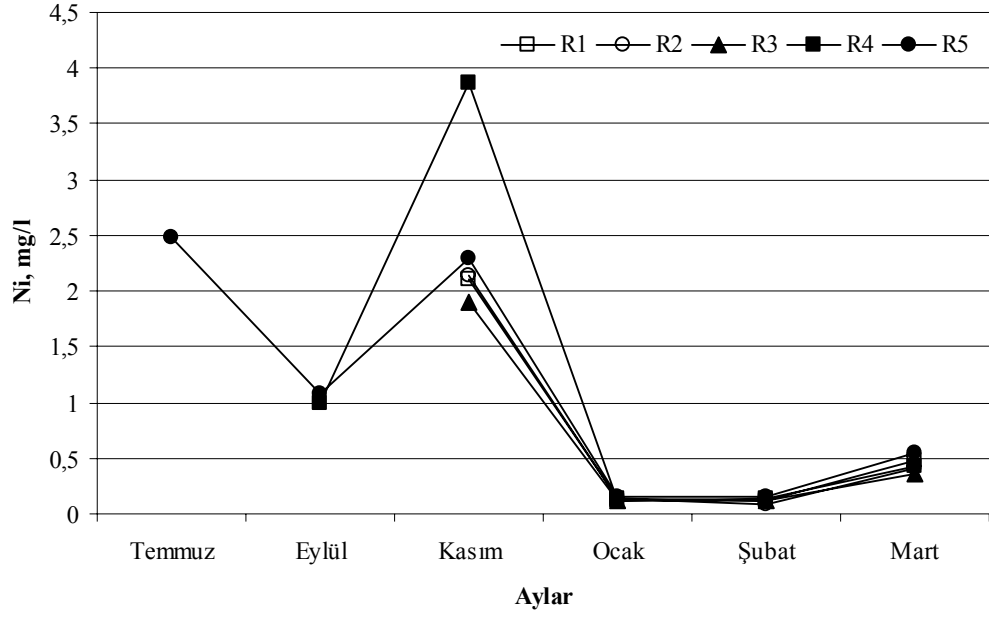
Şekil 5.12: Kadmiyum Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi



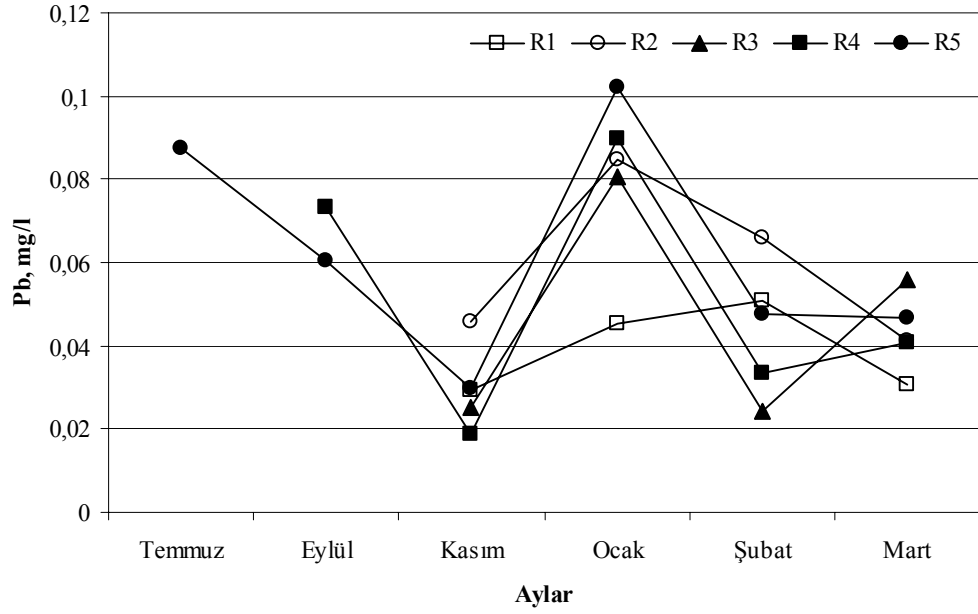
Şekil 5.13: Krom Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi



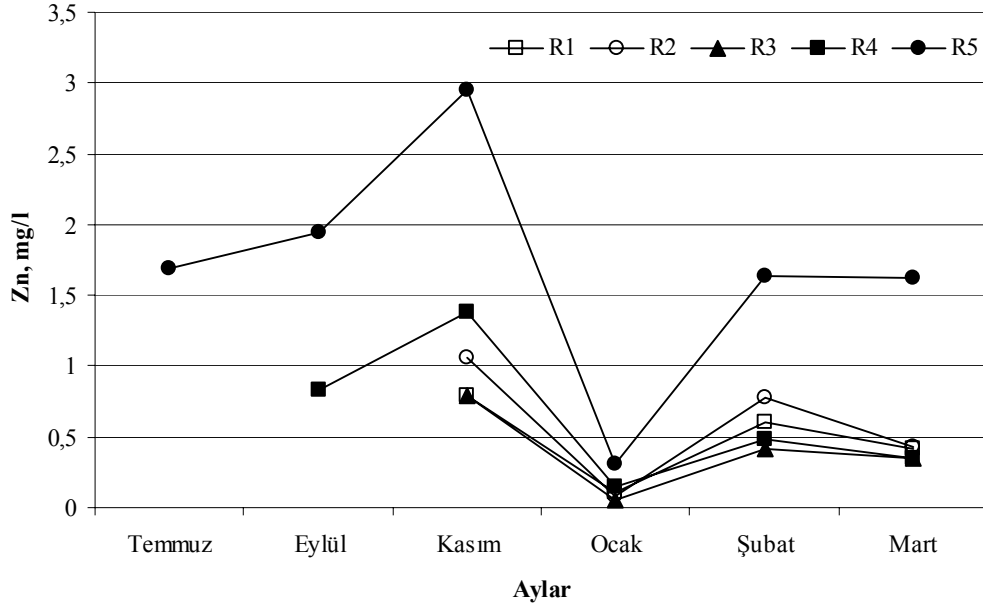
Şekil 5.14: Bakır Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi



Şekil 5.15: Nikel Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi



Şekil 5.16: Kurşun Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi



Şekil 5.17: Çinko Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi

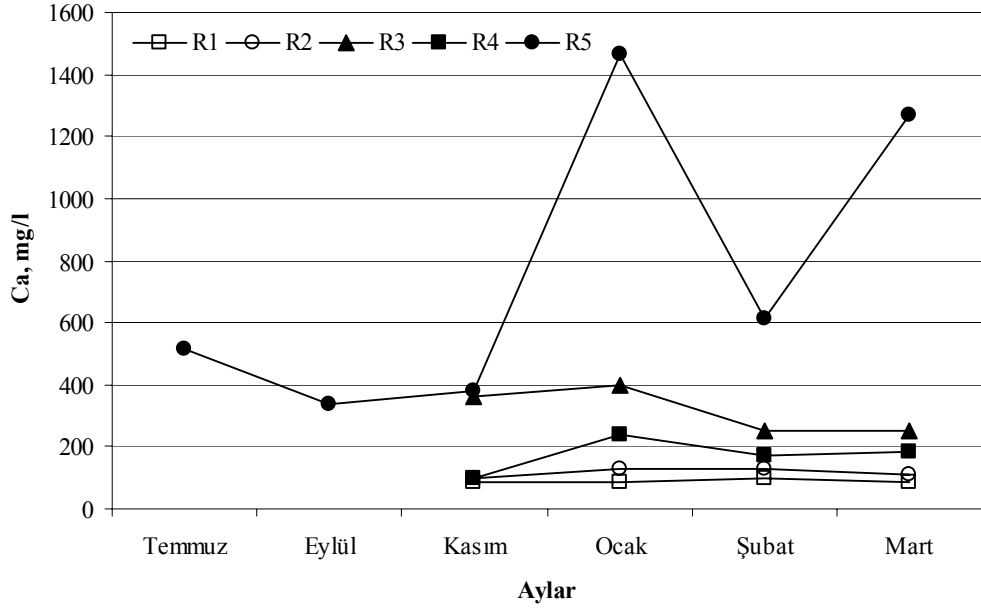
Alkali metal (Ca, K, Mg, Na) konsantrasyonlarının zamanla değişimi Şekil 5.18–5.21’de verilmiştir.

Kalsiyum konsantrasyonu havalandırmalı reaktörlerde havalandırmaz reaktörlere göre daha yüksektir. Havalandırmalı reaktörlerde kalsiyum konsantrasyonunun en yüksek olduğu reaktör, alkalinitenin de en yüksek olduğu R5’tir (336-1464 mg/l arasında). Havalandırmaz R1 ve R2 reaktörlerindeki Ca konsantrasyonları karşılaştırıldığında geri devirsiz reaktördeki Ca konsantrasyonları daha düşüktür.

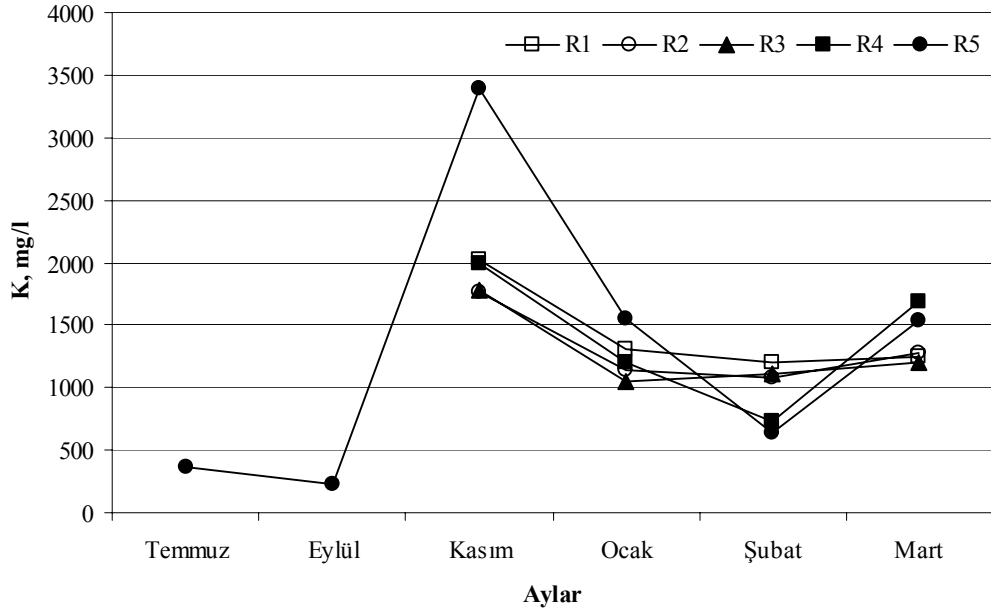
Potasyum konsantrasyonu R5’te çalışma başlangıcında artmış ve daha sonra tekrar azalmıştır. Bu reaktördeki K konsantrasyonu 368-3386 mg/l arasında değişim göstermiştir. Diğer reaktörlerdeki konsantrasyonlar birbirine oldukça yakın olmakla birlikte R4 ve R5 benzer eğilimleri göstermiştir.

Mg konsantrasyonu R5 haricindeki reaktörlerde birbirine yakın konsantrasyonlar sergilemekle birlikte en düşük olduğu reaktör R2’dir. Bu reaktörde Mg konsantrasyonu 102-128 mg/l arasında değişmiştir. R5’te Mg konsantrasyonu da diğer alkali metallerde olduğu gibi önce artış göstermiş ve daha sonra tekrar azalmıştır.

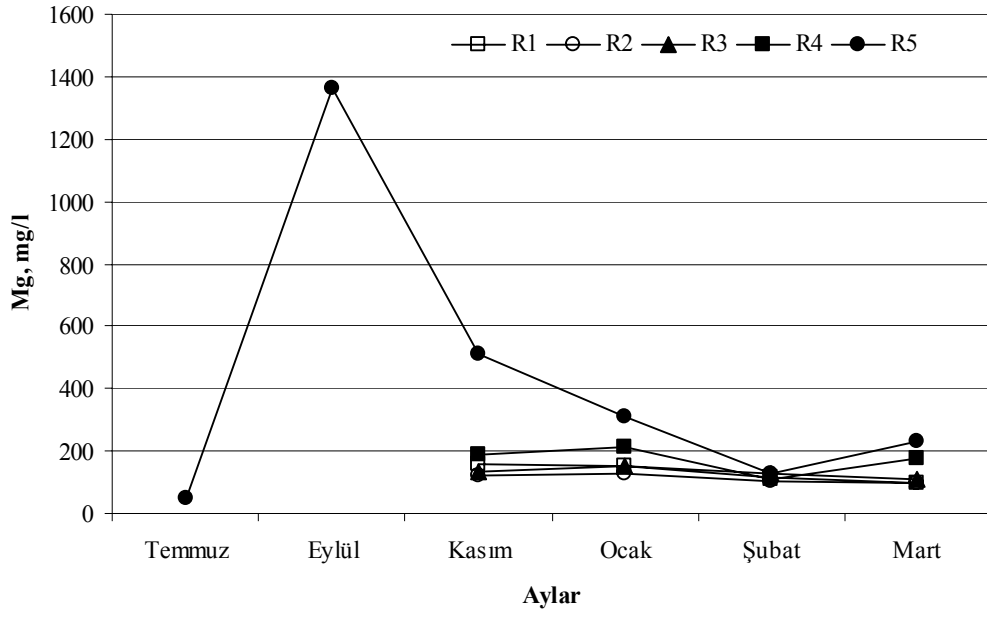
Sodyum konsantrasyonu R5’te başlangıçta artıp daha sonra azalmış olmakla birlikte diğer reaktörlerde birbirlerine yakın konsantrasyonlarda benzer eğilimlere sahip olduğu tespit edilmiştir.



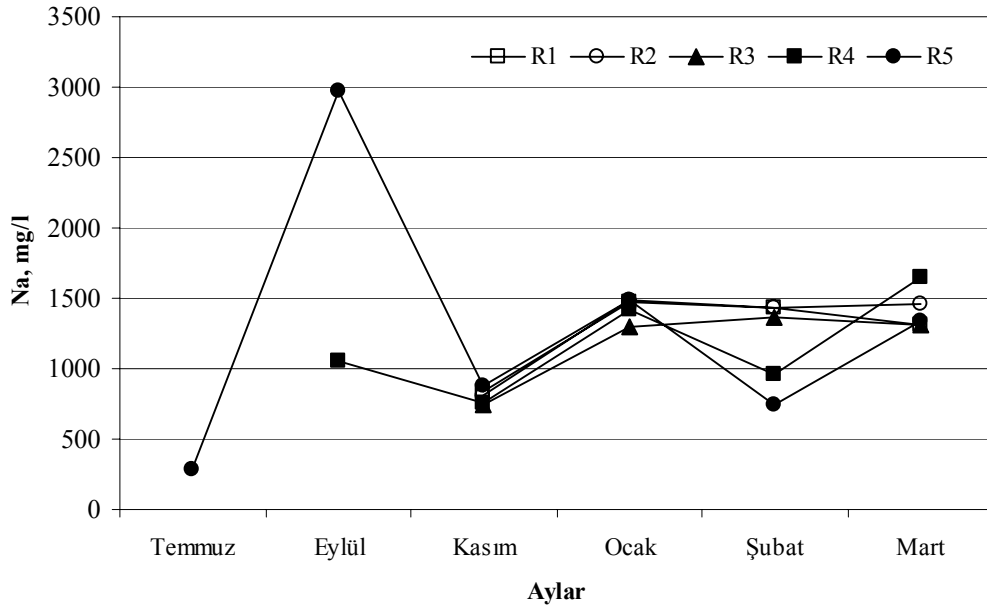
Şekil 5.18: Kalsiyum Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi



Şekil 5.19: Potasyum Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi



Şekil 5.20: Magnezyum Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi



Şekil 5.21: Sodyum Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi

5.2 Katı Atık Analizleri

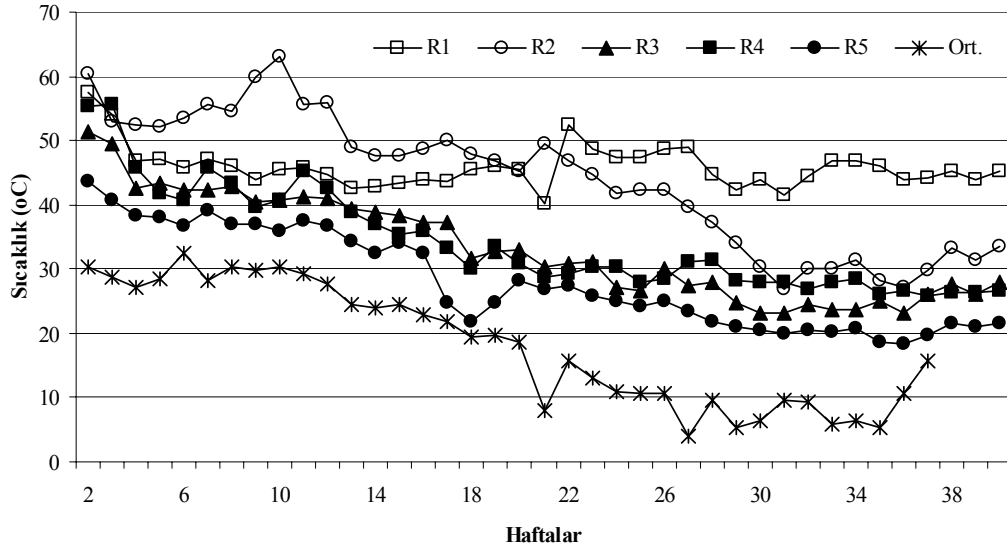
Aerobik ve anaerobik reaktörlerde geri devir uygulamasının, havalandırma yönünün ve atıkların dane boyunun, katı atıkların özelliklerini ne şekilde etkilediğinin gözlenebilmesi amacıyla periyodik olarak alınan katı atık numunelerinde, pH, iletkenlik, klorür, nem, uçucu katı madde, C/N, ağır ve alkali metal (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Ba, Ca, K, Mg, Na), parametrelerinin analizleri yapılmıştır. Ayrıca atık sıcaklığının değişimi ve atığın hacim kaybı periyodik olarak izlenmiştir.

5.2.1 Sıcaklık

Atık kütlesinin sıcaklık değişimi, katı atıkların bozunma oranının bir göstergesidir. Aerobik ve anaerobik bozunma süreçleri sonucunda açığa çıkan enerji katı atık kütlesinin sıcaklığının artmasına neden olur (Reinhart ve Townsend, 1998; Jun ve diğ., 2007). Atığın bozunmasında etkili biyokimyasal reaksiyonların gerçekleşmesi için gerekli optimum sıcaklık çeşitli kaynaklarda 34-55 °C olarak belirtilmiştir (Reinhart ve Townsend, 1998; Tchobanoglous ve diğ., 1993; McBean ve diğ., 1995). Aerobik ve anaerobik bozunma süreçleri karşılaştırıldığında aerobik bozunma sonucunda açığa çıkan ısı enerjisinin, anaerobik bozunma sonucu açığa çıkan enerjiden daha fazla olduğu ve bunun sonucu olarak da aerobik depolama alanlarının sıcaklığının anaerobik depolama alanlarına göre daha yüksek olduğu bilinmektedir (Jun ve diğ., 2007; Ritzkowski ve diğ., 2003). Ancak Borling ve diğ. (2004) tarafından sabit oda sıcaklığında (20±3 °C) yapılan çalışmada, anaerobik geri devirsiz reaktörün sıcaklığının 34 °C'ye kadar, aerobik ve anaerobik geri devirli reaktörün sıcaklıklarının ise ancak 27 °C'ye kadar yükseldiği görülmüştür. Bu durum, verilen su ve hava etkisiyle atığın soğumuş olabileceği şeklinde açıklanmıştır.

Sıcaklık parametresine ait veriler incelendiğinde tüm reaktörlerde sıcaklığın azalma eğiliminde olduğu görülmektedir. Çalışma geneline bakıldığında havalandırmalı reaktörlerin sıcaklıklarının havalandırmaz reaktörlere göre daha düşük değerlerde olduğu gözlenmektedir. Mevcut çalışmalarla karşılaştırıldığında sıcaklığın havalandırmalı reaktörlerde havalandırmaz reaktörlere göre daha yüksek olması beklenirken tam tersi bir durumla karşılaşmıştır. Havalandırma sırasında verilen hava etkisiyle atık kütlesinin ısı enerjisinin azalması sonucu soğumuş olduğu düşünülmektedir. Atığın havalandırılması bozunmayı hızlandırarak açığa çıkan ısı enerjisinin artması yoluyla sıcaklığın yükselmesini sağlarken aynı zamanda verilen

hava, atık kütlesi içindeki sıcak havanın ortamdan uzaklaşmasına ve bunun sonucunda da atığın soğumasına neden olabilmektedir. Havalandırılmalı reaktörler karşılaştığında sıcaklığın en düşük değerlerde seyrettiği reaktör R5'tir. R5'te depolanan atık elek altı atık olduğu için bu reaktördeki atığın dane boyu diğer reaktörlere göre çok daha küçüktür. Dolayısıyla atık daneleri arasında kalan boşluk hacmi daha azdır. Bu nedenle R5'te depolanan atığın homojen bir şekilde havalandırılması, diğer havalandırılmalı reaktörlere göre daha zor olmuş ve bu nedenle de bu reaktörde sıcaklık, ölçüm yapılan noktalarda, diğeri kadar yükselememiştir. Reaktörlerde çalışma süresince reaktörlerdeki atık kütlesinde ve ortam havasında gözlenen sıcaklık değişimleri Şekil 5.22'de gösterilmiştir.



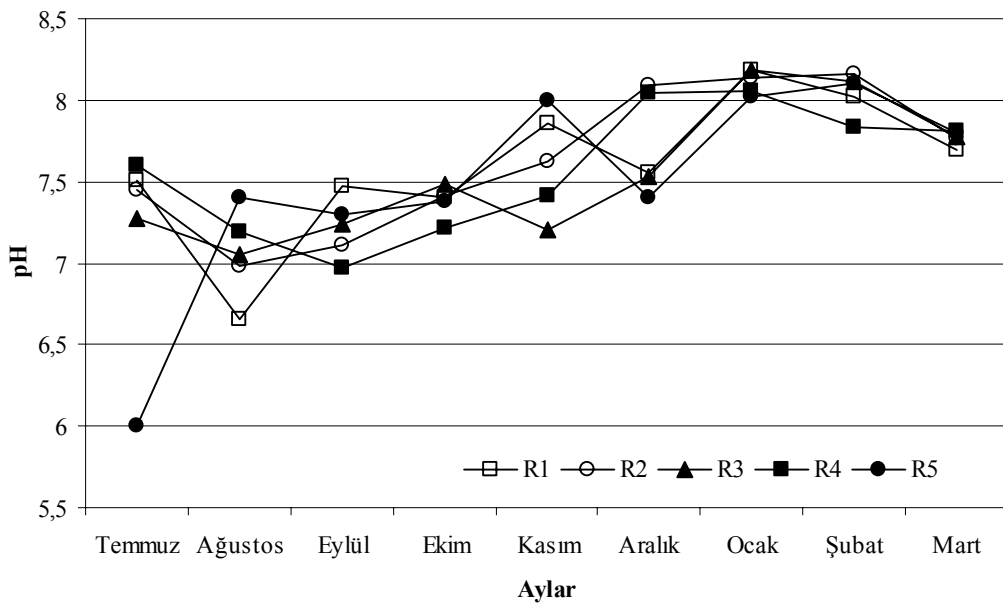
Şekil 5.22: Reaktörlerdeki Atık Sıcaklıklarının Zamanla Değişimi

5.2.2 pH

Atığın bozunma sürecinde faaliyet gösteren mikroorganizmaların faaliyetlerinin sürdürebilmeleri için gerekli olan pH değeri 6 ile 9 arasında olmakla beraber optimum pH değeri 6,5-7,5'tir. pH'nın 4,5'in altında veya 9'un üstünde olması durumlarında zayıf asit ve bazların bozunmamış molekülleri hücre yapısına hidrojen ve hidroksit iyonlarına göre daha kolay ve böylelikle ortamın pH'ını değiştirerek, hücreye zarar verebilir ve biyolojik faaliyetlerin durmasına neden olabilir (Thcobanoglous, 1993; McBean ve diğ, 1995). Aerobik ve anaerobik bozunma süreçleri karşılaştırıldığında, aerobik bozunma anaerobik bozunmaya göre daha yüksek pH değerlerinde gerçekleşmektedir. Bu durum, reaktör içinde bulunan CO₂'in

havalandırmanın etkisiyle reaktör dışına atılmasından kaynaklanmaktadır (Kim, 2005, Jun ve diğ, 2007).

Çalışmanın başlangıcında R1, R2, R3 ve R4'te depolanmış olan karışık atığın pH değeri, 7 ile 7,5 arasında, R5'te depolanmış olan elek altı atığın pH değeri ise 6 olarak ölçülmüştür. İlk ayda R5'in pH değeri hızla artarak 7,4 değerine ulaşmıştır. Diğer reaktörlerdeki pH değeri R5'inkine göre daha yavaş bir artış göstermiştir. Çalışma sonunda tüm reaktörlerdeki pH değeri 8 civarındadır. Reaktörlerde çalışma süresince gözlenen pH değişimi Şekil 5.23'te gösterilmiştir.



Şekil 5.23: Reaktörlerdeki Atıkların pH'ların Zamanla Değişimi

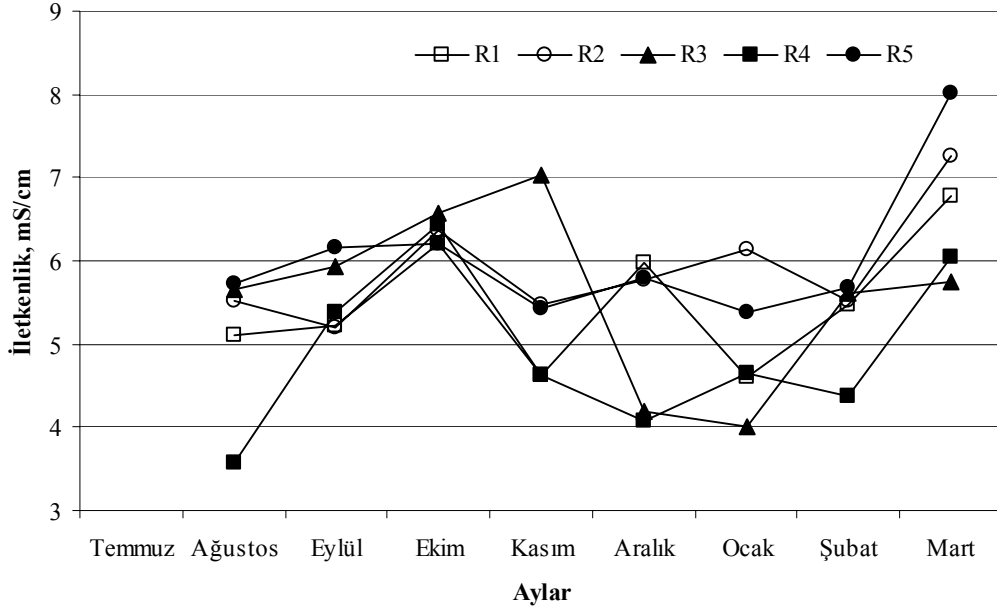
5.2.3 İletkenlik

Çalışma genelinde iletkenliğin en düşük olduğu reaktör R4'tür. Diğer reaktörlerdeki iletkenli değerleri karşılaştırıldığında havalandırılmalı reaktörlerdeki iletkenlik değerlerinin daha yüksek olduğu gözlenmiştir. Havalandırmaz reaktörler içinde R2'nin iletkenliği R1'den daha yüksektir. Reaktörlerde çalışma süresince gözlenen iletkenlik değişimi Şekil 5.24'te gösterilmiştir.

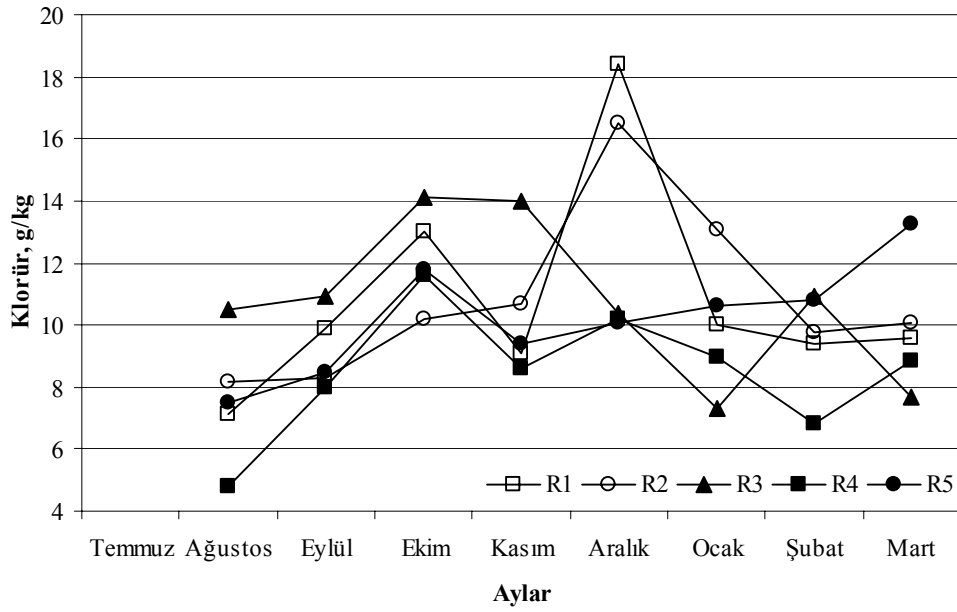
5.2.4 Klorür

Reaktörlerde çalışma süresince klorür konsantrasyonundaki değişim Şekil 5.25'te gösterilmiştir. Klorür konsantrasyonundaki değişimler, Şekil 5.24'te verilen

iletkenlik parametresiyle karşılaştırıldığında, tüm reaktörlerde bu iki parametre arasında yakın ilişki olduğu görülmektedir. İletkenlikte olduğu gibi klorür konsantrasyonunun da en düşük olduğu reaktör R4'tür.



Şekil 5.24: Reaktörlerdeki Atıkların İletkenliklerinin Zamanla Değişimi

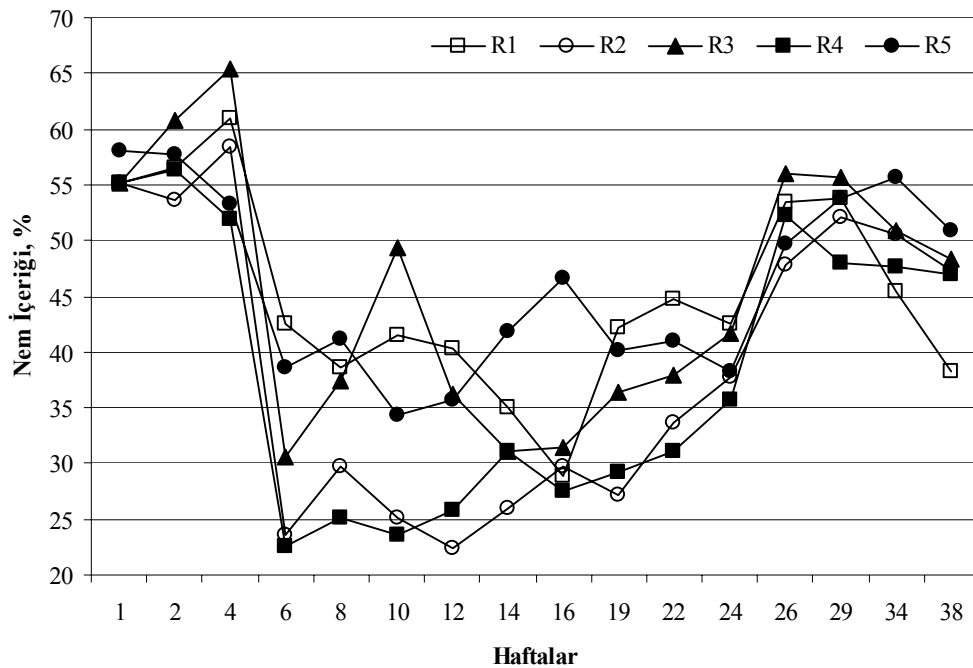


Şekil 5.25: Reaktörlerdeki Atıkların Klorür Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi

5.2.5 Nem muhtevası

Atığın bozunmasında rol oynayan mikroorganizmaların faaliyetlerini sürdürmeleri ve biyokimyasal reaksiyonların gerçekleşmesi açısından önemli olan nem muhtevasının optimum değeri çeşitli çalışmalarda belirtilmiştir. Hudgins ve Harper (1999) nem muhtevasının % 50'nin üzerinde olması gerektiğini vurgularken bu değer USEPA (2000)'nin çalışmasında %40, Hudgins ve Read (2001)'in çalışmasında %70, Read ve diğ. (2001)'nin çalışmasında %70'in üzerinde, Warith (2002)'in çalışmasında %45, Francois ve diğ. (2007)'nin çalışmasında %42 ve Hantsch ve diğ. (2003)'nin çalışmasında ise %40 olarak belirtilmiştir.

Çalışma başlangıcında, R5 hariç tüm reaktörlerde depolanan atığın nem muhtevası %55, R5'te depolanan elek altı atığın nem muhtevası ise %58 olarak tespit edilmiştir. Çalışma süresince katı atığın nem muhtevasının %20'nin altına düşmemesi amaçlanmış ve su/sızıntı suyu geri devri ile %40 civarında tutulması sağlanmıştır. Reaktörlerde çalışma süresince nem muhtevasındaki değişimi Şekil 5.26'da gösterilmiştir.

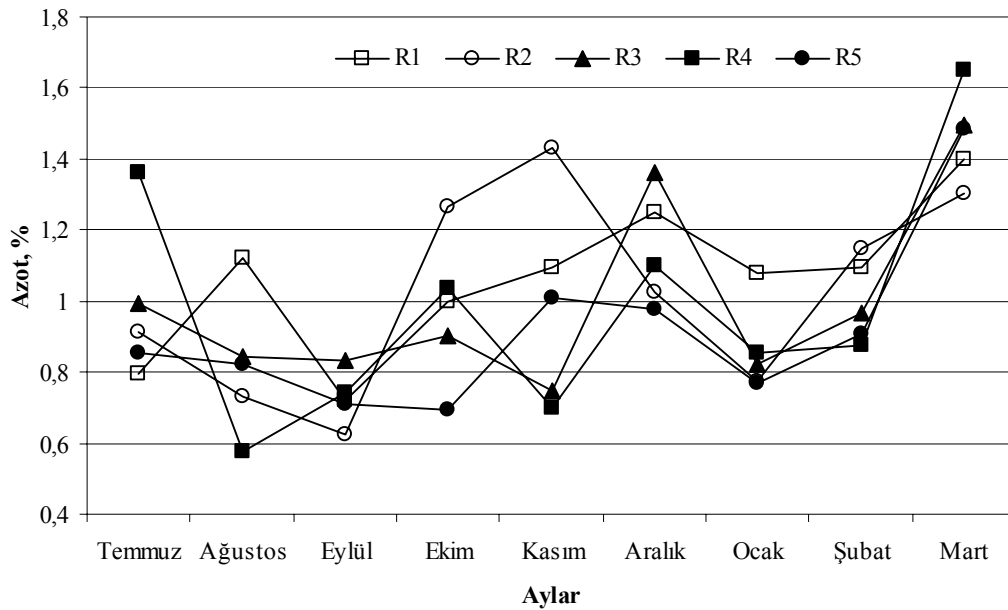


Şekil 5.26: Reaktörlerdeki Nem Muhtevalarının Zamanla Değişimi

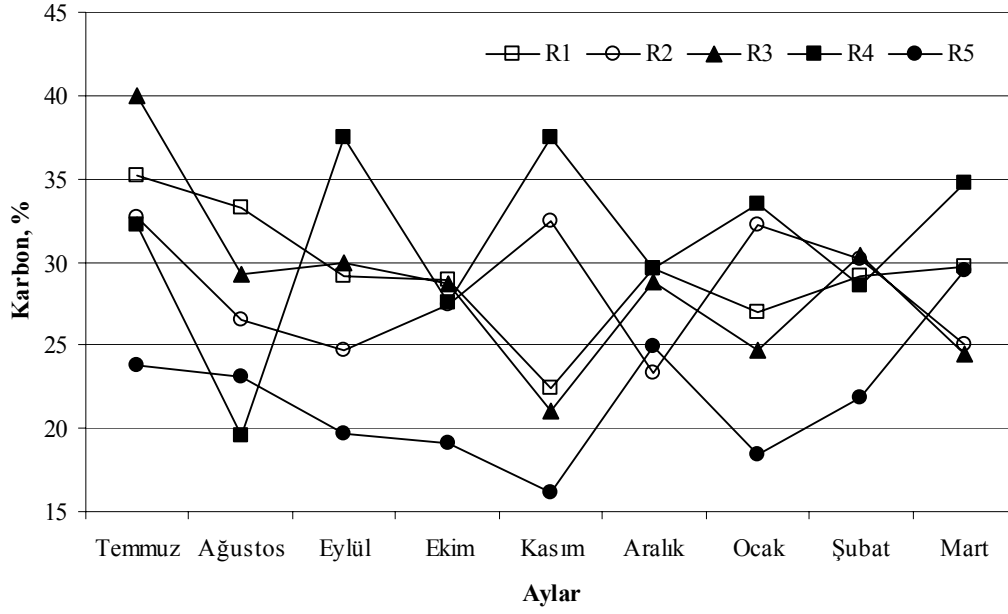
5.2.6 Karbon/azot (C/N) oranı

Katı atıkların aerobik olarak bozunması için gerekli optimum C/N değeri 25-50 arasındadır. C/N oranının düşük olması durumunda azot çıkışı gözlenirken bu değerin yüksek olması ise mikroorganizmalar için gerekli nütrientlerin sınırlı olduğu anlaşılır (Thcobanoglous, 1993).

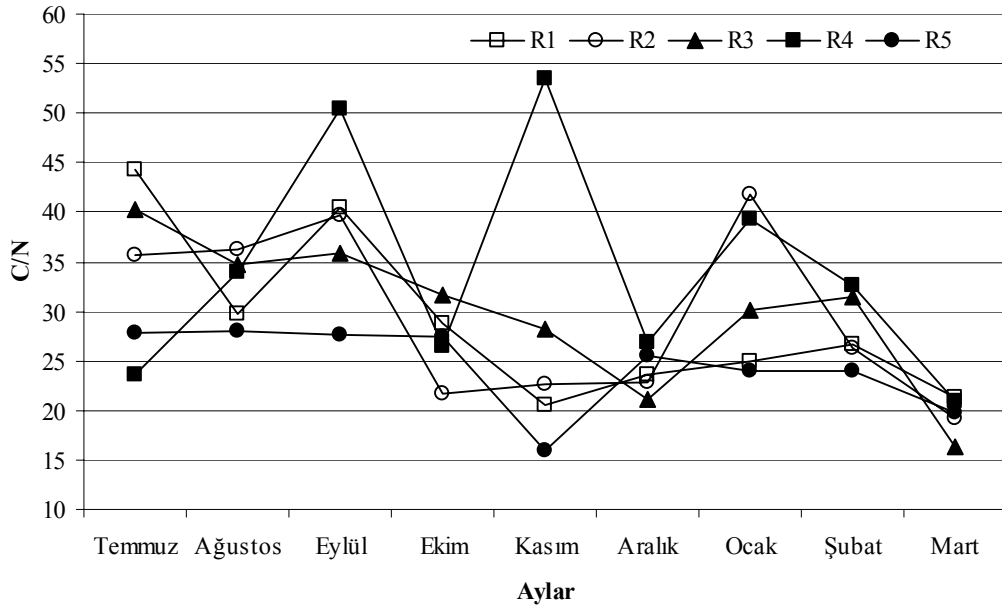
Bu çalışmada, katı atık numunelerindeki %C, %N, ve C/N oranları incelendiğinde, tüm reaktörlerde %C değerinin çalışma süresince önemli bir değişiklik görünmemesine rağmen genel olarak %N değerinin bir miktar arttığı görülmektedir. Bu artışın nedeninin çalışma süresince gözlenen yağışlarla birlikte reaktörlere azot girişinin olmasıdır. Azot, karbon ve C/N oranı değişimleri Şekil 5.27, 5.28 ve 5.29'da gösterilmiştir. Stabilizasyon göstergesi olarak (C/N) son / (C/N) başlangıç parametresi incelendiğinde R1, R2, R3, R4 ve R5 için bu değer sırasıyla 0,48; 0,54; 0,41; 0,89 ve 0,71 olarak hesaplanmıştır.



Şekil 5.27: Atıkların Azot Miktarlarının Zamanla Değişimi



Şekil 5.28: Atıkların Karbon Miktarlarının Zamanla Değişimi



Şekil 5.29: Atıkların C/N Oranlarının Zamanla Değişimi

5.2.7 Alkali ve ağır metaller

Literatürde yeralan çalışmalar incelendiğinde genel olarak katı atıkların metal konsantrasyonlarının zamanla arttığı ve bu artışın nedeninin kütle kaybı olduğu belirtilmiştir. Geri devirli sistemlerde sızıntı suyu geri devri metallerin tekrar atık kütlelerine geri verilerek konsantrasyonun artmasına neden olabilmektedir. Ancak

oluşan sızıntı suyunun tamamının geri devrettirilmemesi sonucu metallerin ortamdan uzaklaştırılması da sözkonusudur. Düşük geri devir oranlarının uygulandığı sistemlerde daha düşük metal konsantrasyonları ölçülmektedir.

Ağır metal (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) konsantrasyonlarının zamanla değişimi Şekil 5.30–5.35’te verilmiştir.

Kadmiyum konsantrasyonları tüm reaktörlerde azalma eğilimi göstermekle birlikte havalandırılmalı reaktörlerde daha düşük konsantrasyon değerleri ölçülmüştür. Cd konsantrasyonunun en düşük olduğu reaktör R4’tür.

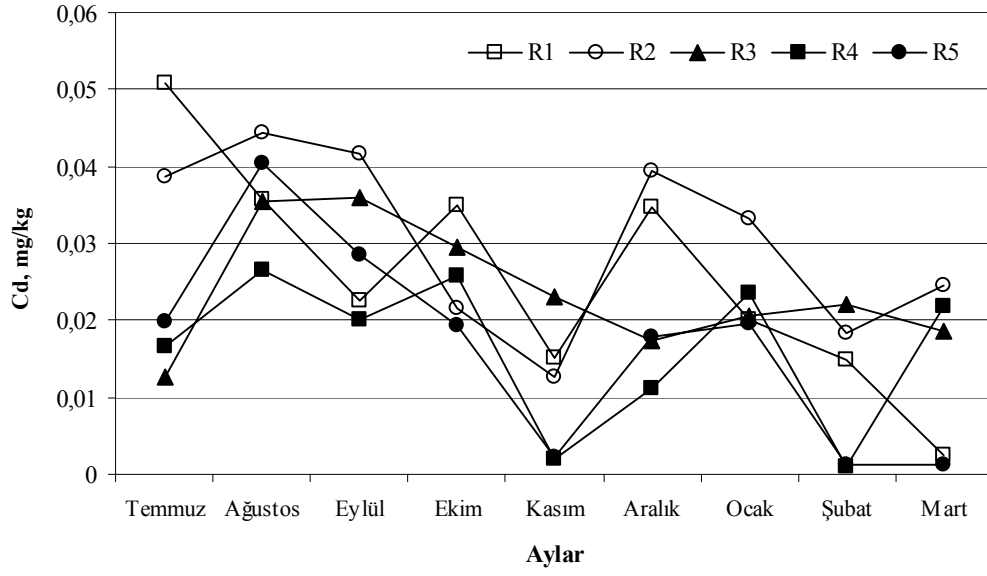
Krom konsantrasyonları tüm reaktörlerde aynı artma ve azalma eğilimlerini göstermiştir. Çalışma sonunda tüm reaktörlerdeki krom konsantrasyonu 5 mg/kg değerinin altında ölçülmüştür.

Nikel konsantrasyonu da krom konsantrasyonu ile eşdeğer zamanlarda paralel değişimler göstermiştir. Özellikle sızıntı suyunun yoğunluklu olarak geri devrettirildiği zamanlarda sızıntı suyunda bulunan ağır metallerin tekrar katı atık kütlesine verilmesi bu zamanlarda krom ve nikel konsantrasyonlarının artmasına neden olmuştur. Yağışların başladığı Kasım ayından sonra krom ve nikel konsantrasyonlarında önceki aylardaki kadar önemli miktarda salınımlar gözlenmemiştir.

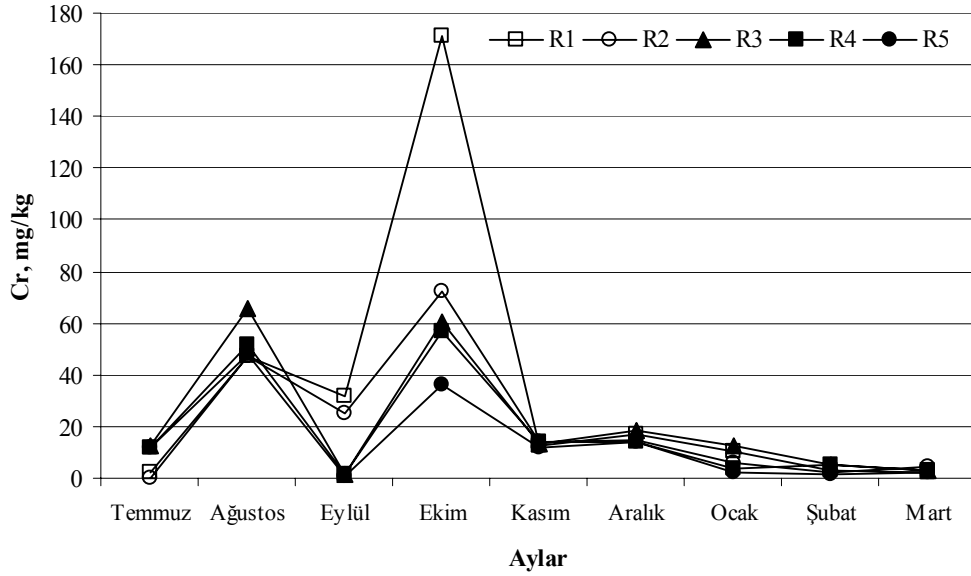
Bakır konsantrasyonu tüm reaktörlerde artış göstermektedir. Çalışma başlangıcında 0,7–6,5 mg/l arasında ölçülen bakır konsantrasyonları çalışma sonunda 10–30 mg/l değerlerine kadar yükselmiştir.

Kurşun konsantrasyonu, çalışma süresince artış ve azalmalar göstermiş olsa da tüm reaktörlerde, çalışma başlangıcında ve sonunda birbirine yakın değerler kaydedilmiş ve çalışma süresince tüm reaktörlerdeki kurşun konsantrasyonu 5 mg/l’nin altında ölçülmüştür.

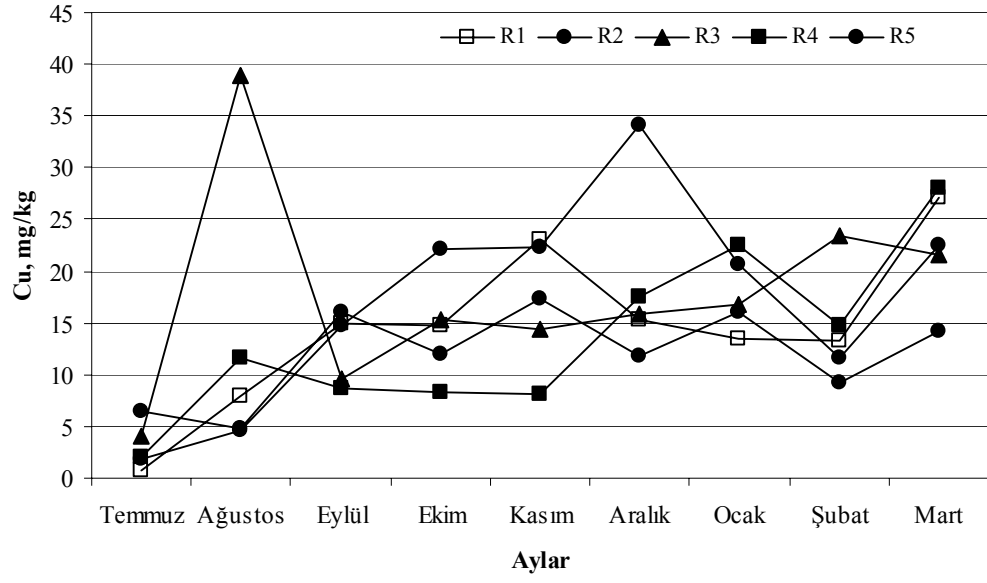
Çinko konsantrasyonu da kurşun gibi çeşitli salınımlar göstermiş olmakla birlikte genel olarak 10-40 mg/l değerleri arasında ölçülmüştür.



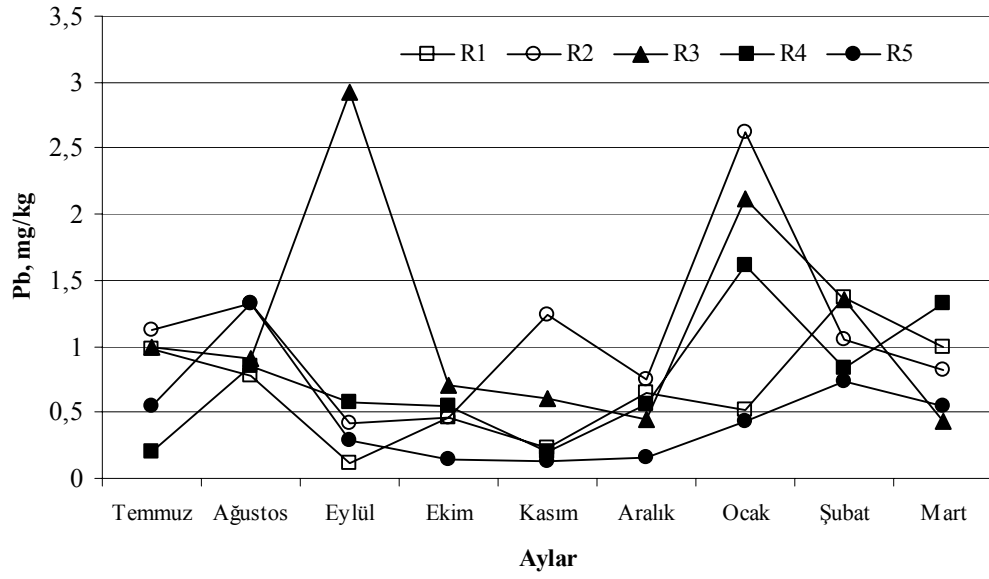
Şekil 5.30: Atıkların Kadmiyum Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi



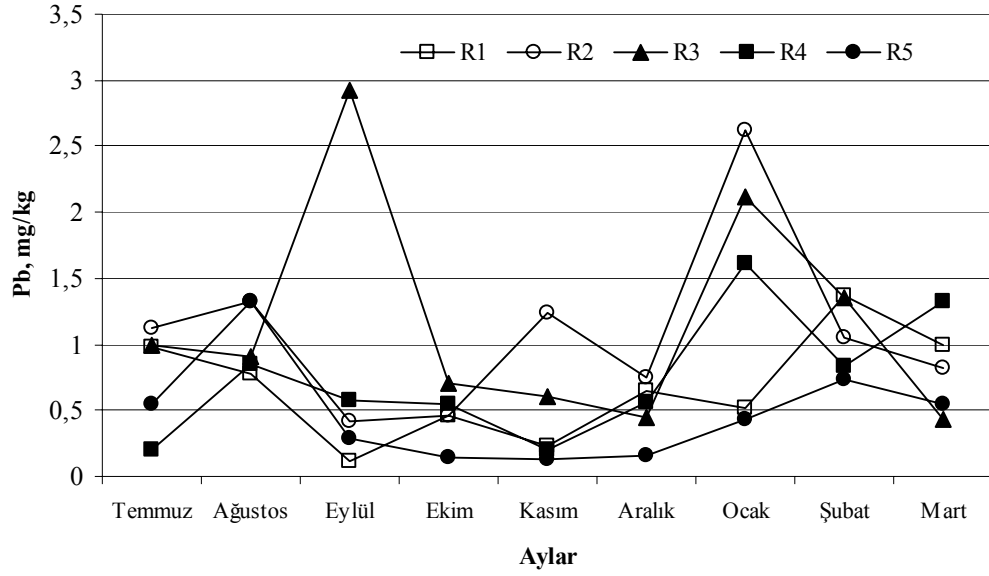
Şekil 5.31: Atıkların Krom Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi



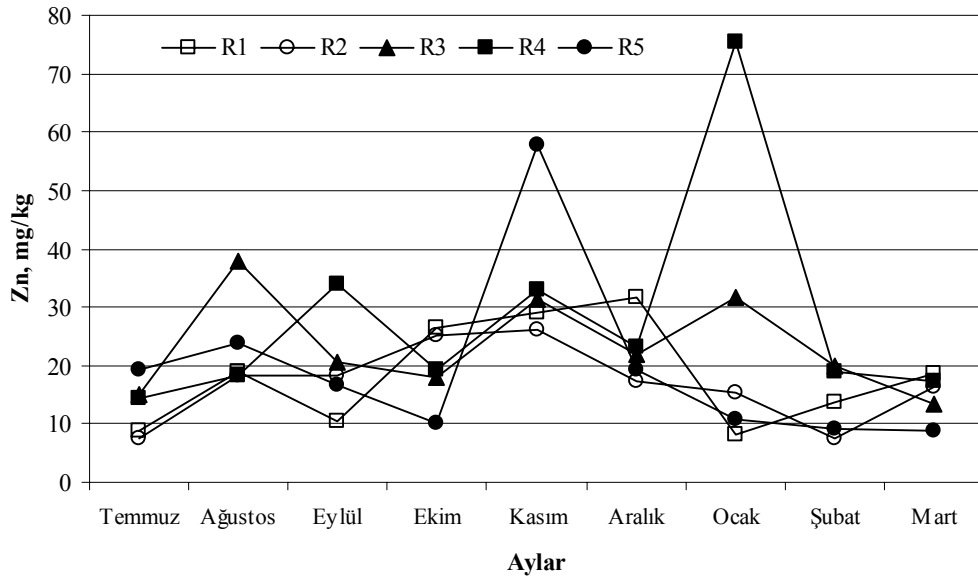
Şekil 5.32: Atıkların Bakır Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi



Şekil 5.33: Atıkların Nikel Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi



Şekil 5.34: Atıkların Kurşun Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi

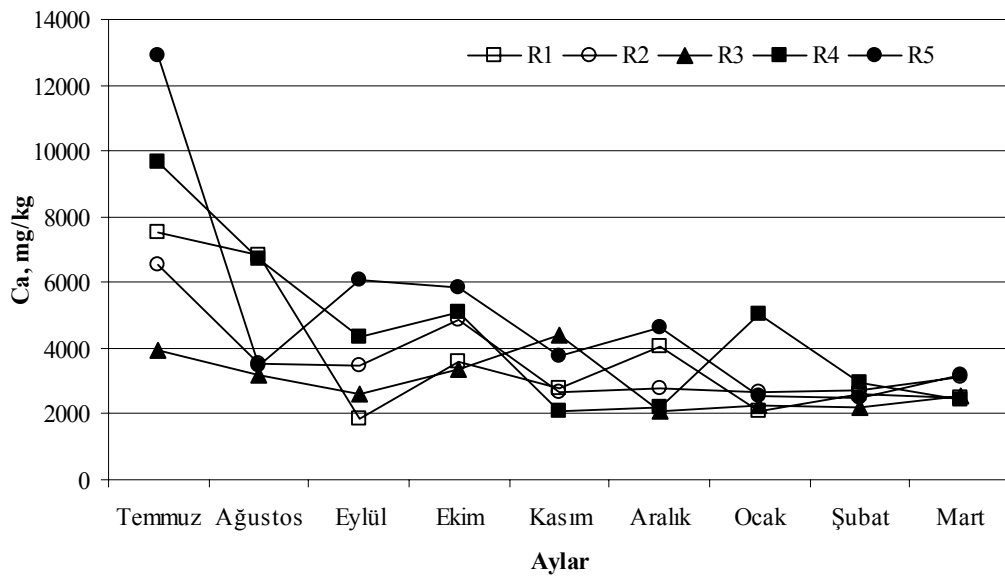


Şekil 5.35: Atıkların Çinko Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi

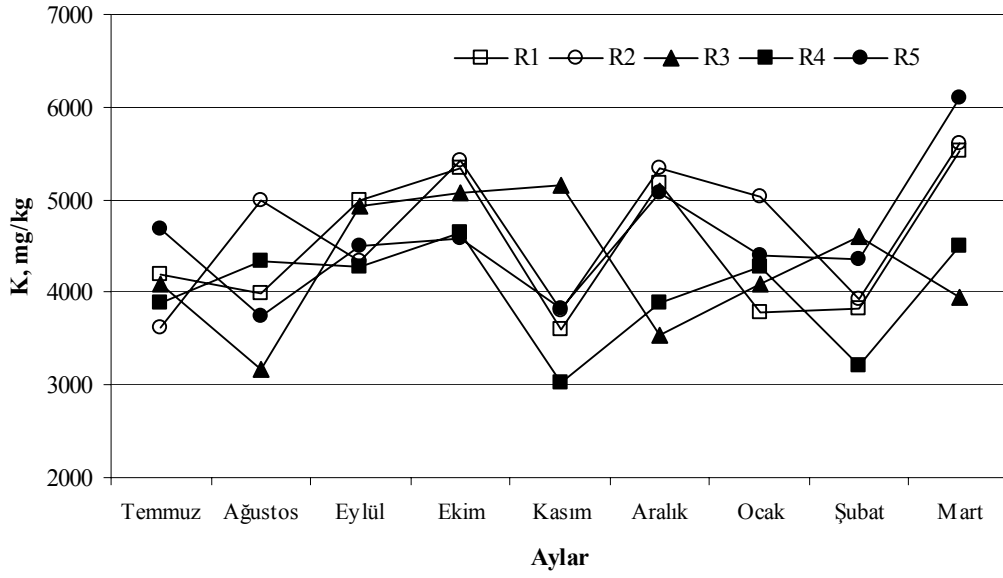
Alkali metal (Ca, K, Mg, Na) konsantrasyonlarının zamanla değişimi Şekil 5.36–5.39’da verilmiştir.

Kalsiyum konsantrasyonu tüm reaktörlerde azalma eğilimi göstermiştir. Katı atıkta ölçülen kalsiyum konsantrasyonlarının zamanla azalması, sızıntı suyundaki Ca

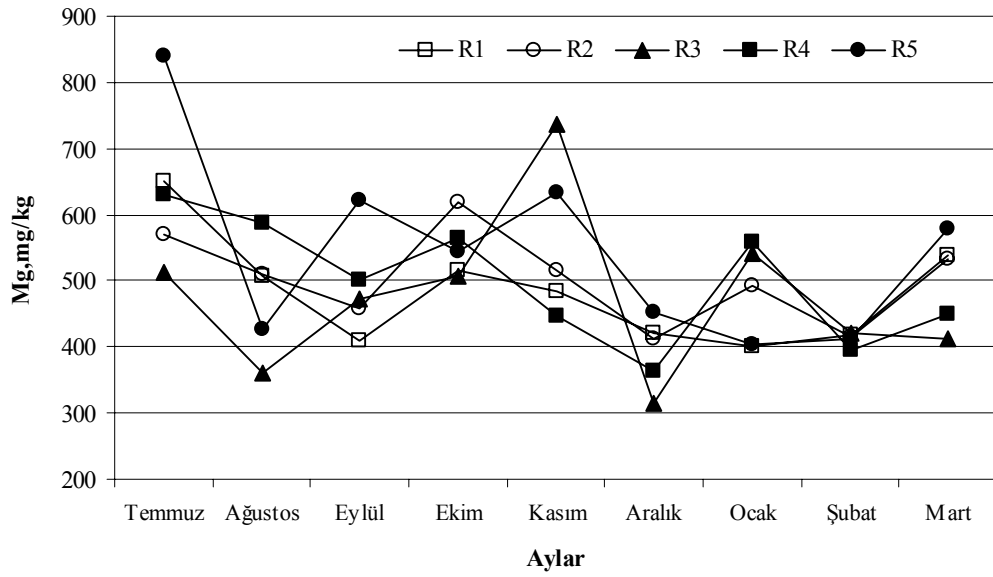
konsantrasyonlarında önemli bir değişim gözlenmemiş olması sonucuyla birlikte değerlendirildiğinde, katı atıktaki Ca konsantrasyonunun azalmasının kütle kaybından kaynaklandığı düşünülmektedir. Potasyum konsantrasyonunda tüm reaktörlerde zaman içinde değişen konsantrasyonlar gözlenmiştir. Genel olarak potasyum konsantrasyonu 3000-5000 mg/l arasında değişim göstermiştir. Mg konsantrasyonu tüm reaktörlerde zamanla az miktarda olsa da azalma göstermiştir. Genel olarak magnezyum konsantrasyonu 400-600 mg/l arasında değişim göstermiştir. Tüm reaktörlerde Na konsantrasyonu zamanla artmıştır. Ancak artış oranının en fazla olduğu reaktör, sızıntı suyunun tersine R3'tür.



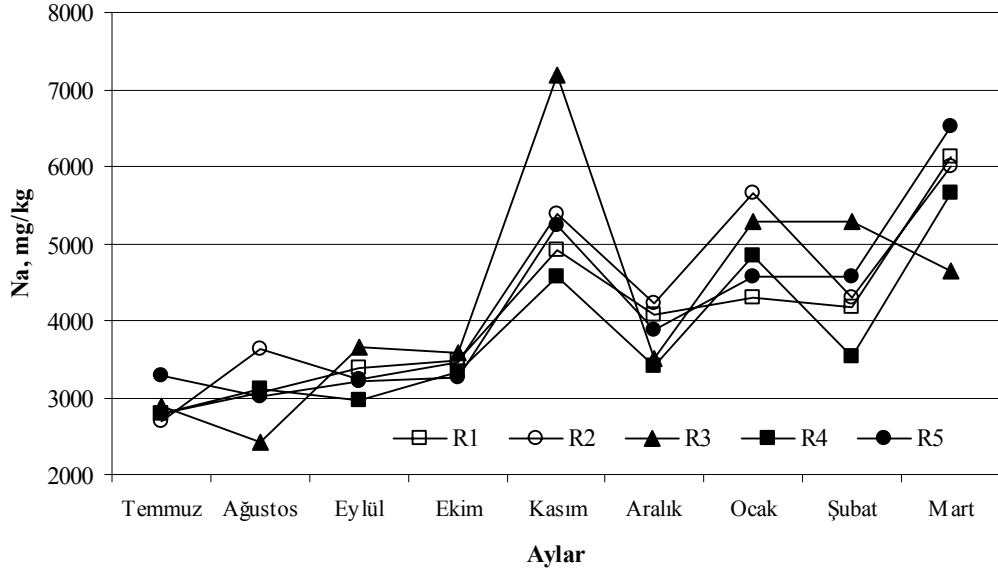
Şekil 5.36: Atıkların Kalsiyum Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi



Şekil 5.37: Atıkların Potasyum Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi



Şekil 5.38: Atıkların Magnezyum Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi



Şekil 5.39: Atıkların Sodyum Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi

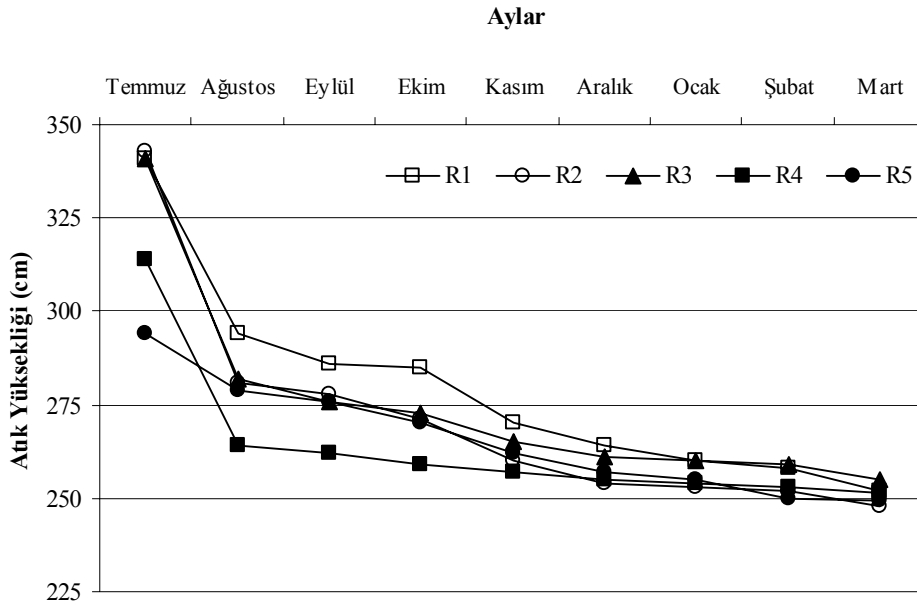
5.2.8 Hacim kaybı

Depolama alanlarında depolama süresince atık hacminde azalma gözlenmektedir. Atık hacminin azalmasında rol oynayan faktörler: Atığın ağırlığıyla sıkışması ve bunun sonucunda atıklar arasındaki boşluğun azalması; biyolojik ve kimyasal aktiviteler; atık materyalin sızıntı suyunda çözünmesi; küçük parçaların geniş boşlukları doldurmasıdır. Sonoma Country’de yapılan pilot ölçekli çalışmada geri devirli test hücresinde atık yüksekliğinde %20 azalma sağlanırken geri devirsiz hücrede bu oran %8’de kalmıştır. Mountain View Depolama Alanında 4 yıllık çalışma sonunda geri devirli hücredeki hacim kaybı %13–15, geri devirsiz hücredeki ise %8-12’dir (Reinhart ve Townsend, 1998). Read ve diğ.(2001) tarafından yapılan pilot ölçekli çalışmada aerobik depolama yönteminin uygulanmasıyla 9 ayda %9, 18 ayda ise %10 hacim kaybı sağlanmıştır. Borling ve diğ. (2004)’nin çalışmasında aerobik ve anaerobik bioreaktör ve konvansiyonel depolama alanlarındaki hacim kaybının sırasıyla %32, %20 ve %7 olduğu tespit edilmiştir. Bilgili (2006) geri devirli ve geri devirsiz aerobik reaktörlerdeki hacim kaybını %43 ve %34 olarak belirlemiştir. Erses ve diğ. (2008)’nin çalışmasında aerobik ve anaerobik bioreaktörlerdeki oturma oranları %37 ve %5 olarak tespit edilmiştir.

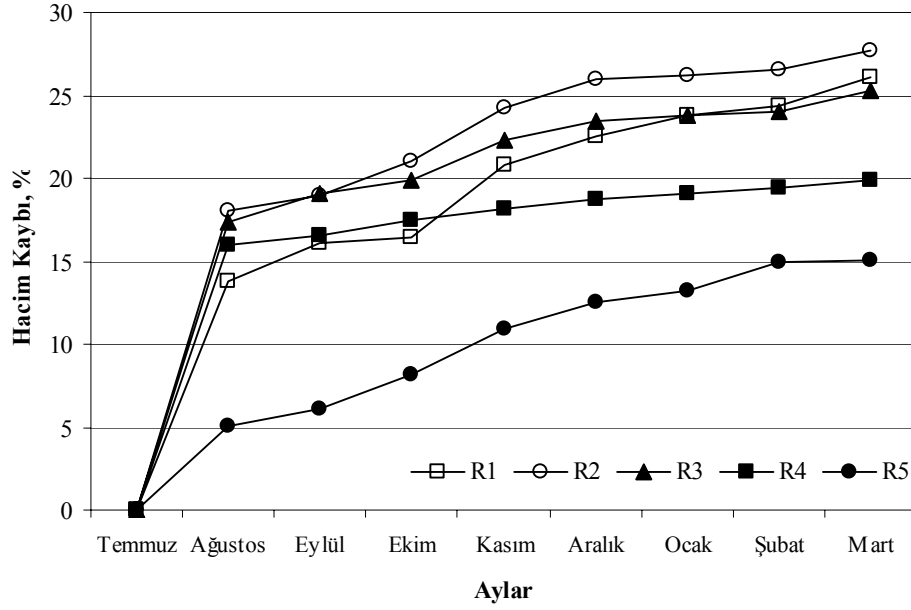
Bu çalışmada reaktörlerdeki hacim kaybının belirlenebilmesi için atık yüksekliğindeki azalma aylık olarak ölçülmüştür. Çalışma süresince R1, R2, R3, R4

ve R5'te atık yüksekliklerinin ve dolayısıyla da atık hacimlerinin sırasıyla %26,13; %27,76; %25,28; %19,90 ve %15,10 oranlarında azaldığı belirlenmiştir.

Hacim kaybının en az olduğu reaktör R5'tir. Bu reaktörde depolanan atıklarının dane boyutunun küçük olması nedeniyle atık parçaları arasında kalan boşluk hacmi diğer reaktörlerdeki atık parçaları arasındaki boşluk hacminden daha küçük olması nedeniyle bu reaktörde diğer reaktörlere göre daha az hacim kaybı gözlenmiştir. Diğer reaktörlerdeki değerler incelendiğinde havalandırmasız reaktörlerde eşit oranlarda hacim kaybı olmuştur. Ancak R3'te, önceki çalışmalar gözönüne alındığında, R1 ve R2'ye göre daha fazla hacim kaybı olması beklenirken, daha düşük hacim kaybı kaydedilmiştir. Her ne kadar geri devrettirilen sızıntı suyu miktarı ve verilen hava miktarı literatür yer alan değerlerle uygunluk içinde olsa da beklenen miktarda hacim kaybının sağlanması konusunda yeterli olmadığı düşünülmektedir. Havalandırmanın üstten yapıldığı R4, R5'ten sonra hacim kaybının en düşük olduğu reaktördür. Havalandırmanın reaktörün üst kısmından yapılması, hacim kaybı açısından faydalı olmamıştır. Reaktörlerin çalışma süresince ölçülen yükseklikleri ve hacim kayıpları Şekil 5.40 ve 5.41'de gösterilmiştir.



Şekil 5.40 Reaktörlerdeki Atık Yüksekliklerinin Zamanla Değişimi

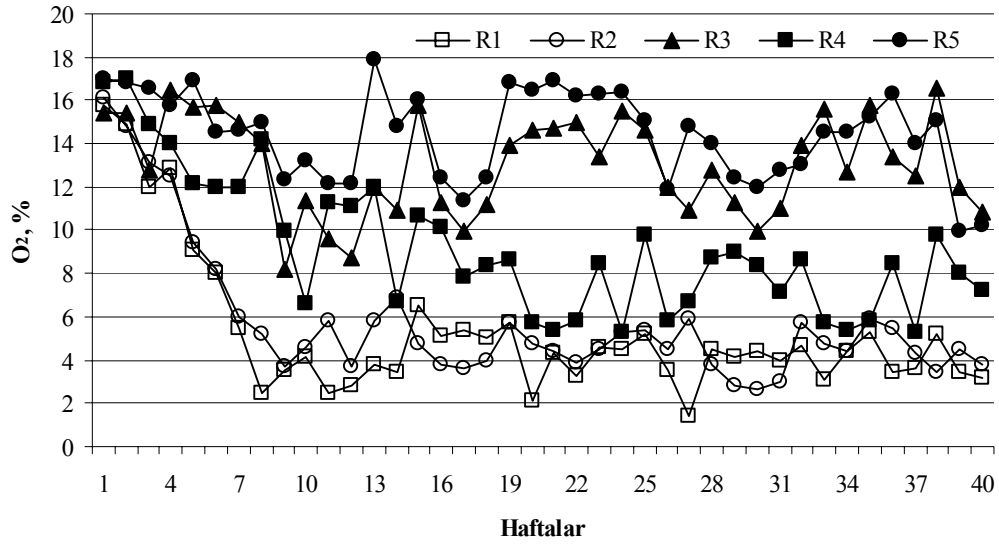


Şekil 5.41: Reaktörlerdeki Hacim Kayıplarının Zamanla Değişimi

5.3 Depo Gazı Analizleri

Çalışma süresince her bir reaktörden açığı çıkan depo gazının analizleri haftalık peryotta yapılmıştır. Havalandırılmalı reaktörlere, O_2 'nin belirli bir düzeyde tutulabilmesi amacıyla literatür verileriyle uygunluk sağlayabilecek düzeyde hava verilmiştir. Bölüm 4.3'te detaylı bir şekilde belirtildiği gibi, havalandırılmalı reaktörlere verilen hava miktarı R3, R4 ve R5 için sırasıyla 1,818; 4,352 ve 1,565 m^3 /ton atık-gün'dür. Bu reaktörlere verilen hava miktarı belirlenirken, oluşan depo gazının oksijen oranının %8'in altına düşmemesi amaçlanmıştır. R4 haricindeki tüm reaktörlerde üst yüzeylerinin açık olmasından dolayı doğal hava sirkülasyonu olmuştur. Bu durum havalandırmaz reaktörlerde anaerobik şartların oluşmasını engellemiştir. Çalışma başlangıcında tüm reaktörlerde ölçülen O_2 oranı %15-17 arasındadır. Havalandırmaz reaktörlerde O_2 oranı ilk dört haftada önemli bir değişim gözlenmemiş, dördüncü hafta sonundan itibaren hızlı bir azalma eğilimi göstermiştir. Dördüncü haftadan çalışma sonuna kadar R1 ve R2'de ölçülen oksijen oranları %2-6 arasında ölçülmüştür. Havalandırılmalı reaktörler karşılaştırıldığında, O_2 'nin en düşük ölçüldüğü reaktör havalandırmanın üstten yapıldığı R4'tür. Bu reaktöre diğer havalandırılmalı reaktörlere verilen havanın yaklaşık iki buçuk katı kadar hava verilmiş olsa da çalışma süresinde ölçülen O_2 'nin ortalama değeri

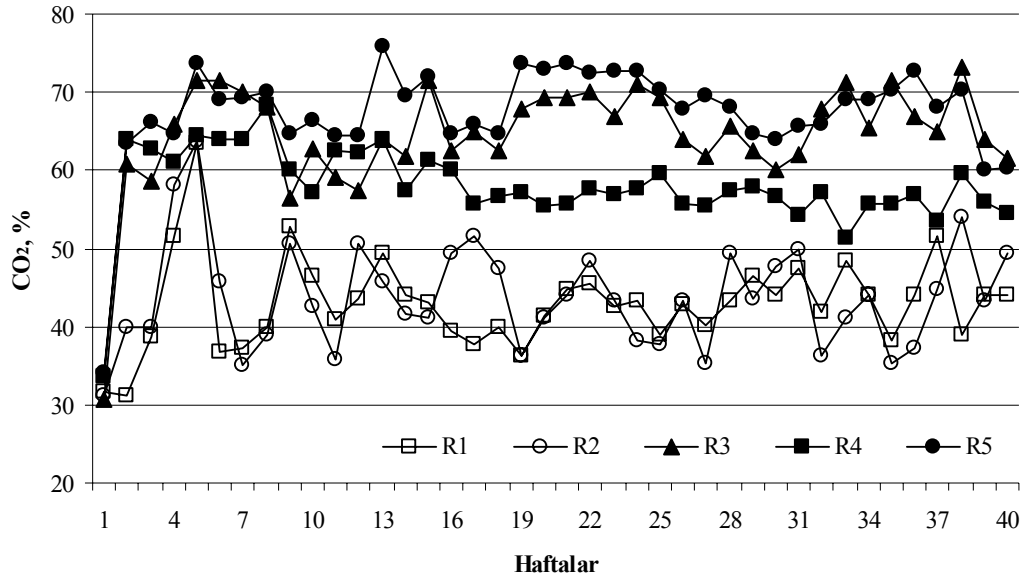
%9,2'dir. Bu değer R3 ve R5'te sırasıyla %13 ve %14'tür. Tüm reaktörlerde çalışma süresince ölçülen O₂ oranları Şekil 5.42'de verilmiştir.



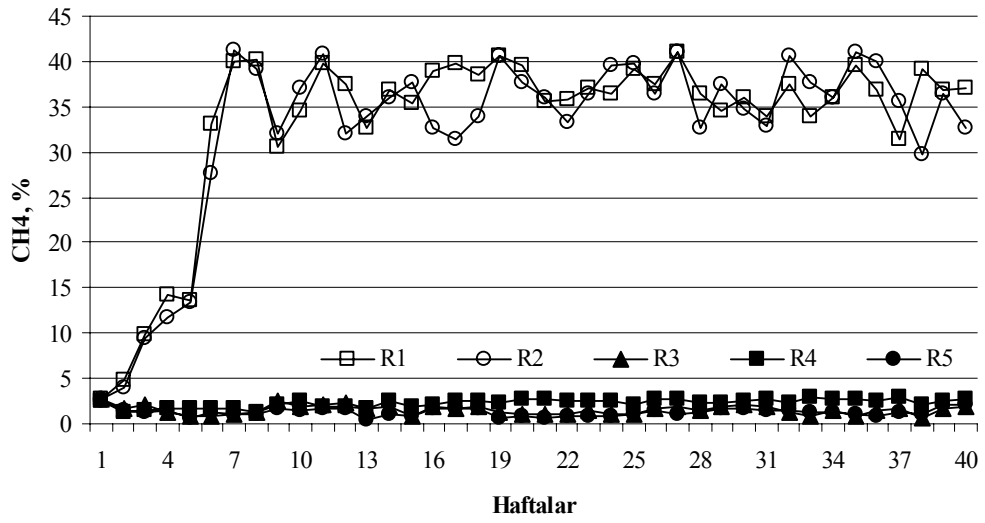
Şekil 5.42: Depo Gazında O₂ Bileşeninin Değişimi

Çalışma başlangıcında tüm reaktörlerde ölçülen CO₂ oranı %30-34 arasındadır. Havalandırmaz reaktörlerde O₂ oranı ilk haftalarda artış göstererek %60 mertebesine ulaşmış ve daha sonra ortamdaki O₂ konsantrasyonunun da azalmasıyla birlikte azalmaya başlamıştır. Bu süreçten sonra çalışma sonuna kadar havalandırmaz reaktörlerde ölçülmüş olan CO₂ oranları %35-55 arasında değişim göstermiştir. Havalandırılmalı reaktörlerde ise bu oran %55-75 arasında ölçülmüştür. Tüm reaktörlerde çalışma süresince ölçülen CO₂ oranları Şekil 5.43'te verilmiştir.

Şekil 5.43'te havalandırılmalı ve havalandırmaz reaktörlerde oluşan depo gazının CH₄ bileşeni verilmiştir. Tüm reaktörde de depo gazındaki CH₄ miktarları arasında başlangıçta önemli bir fark olmayıp 0-%5 arasında değişmektedir. Çalışma süresince havalandırılmalı reaktörlerde ölçülen metan oranı 0-%3 arasındadır. Havalandırmaz reaktörlerde ise CH₄ oranı yaklaşık olarak %30-40 arasındadır. Literatürdeki değerlerle karşılaştırıldığında, havalandırmaz reaktörlerdeki metan oranının daha düşük olduğu görülmüştür. Bu reaktörlerde doğal hava sirkülasyonunun olması, anaerobik şartların sağlanmasını engellemiş ve bu durum dolayısıyla metan beklenildiği kadar yükselmesiyle sonuçlanmıştır.



Şekil 5.43: Depo Gazında CO₂ Bileşeninin Değişimi



Şekil 5.44: Depo Gazında CH₄ Bileşeninin Değişimi

6. SONUÇLAR

Bu çalışma kapsamında, havalandırmalı ve havalandırmaz bioreaktör depolama yöntemi simüle bioreaktörlerde pilot ölçekli olarak denenmiştir. Farklı depolama alanlarını simüle eden reaktörlerde, atık boyutunun, sızıntı suyunun geri devrettirilmesinin, havalandırmanın ve havalandırma yönünün değiştirilmesinin, katı atık ve sızıntı suyu özelliklerini ne yönde etkilediği incelenmiştir.

Çalışma, bioreaktör depolama alanlarını simüle edecek şekilde dizayn edilmiş 22 m³'lük eş etkin hacimlere sahip beş adet reaktörde gerçekleştirilmiştir. Havalandırmaz ve geri devirsiz olarak işletilen R1 reaktörü kontrol reaktörü olarak ele alınmıştır. Diğer reaktörler, havalandırmaz geri devirli (R2), alttan havalandırmalı geri devirli (R3), üstten havalandırmalı geri devirli (R4), alttan havalandırmalı geri devirli (R5) reaktörlerdir. Bu reaktörlerden R5 haricindeki reaktörlerde 670 kg/m³yoğunluğa sahip atıklar depolanırken, R5'te aynı atığın 80 mm'lik elekten elendikten sonra elek altında kalan ve 1040 kg/m³ yoğunluğa sahip kısmı depolanmıştır. Böylelikle hem atık boyutunun ve karakteristiğinin hem de havalandırmanın ve havalandırma yönünün atık stabilizasyonu, sızıntı suyu depo gazı üzerindeki etkileri incelenmiştir.

Çalışma süresince R2, R3, R4 ve R5'e sırasıyla 0,53; 0,42; 0,56 ve 0,22 l/ton atık-gün sızıntı suyu geri devrettirilmiştir. Çalışma süresince yağın yağmurlarla reaktörlere gelen yağmur suyu miktarları, reaktörlerdeki atık miktarları da göz önüne alındığında, R2, R3 ve R4 için 0,94 l/ton atık-gün ve R5'e giren su miktarı 0,69 l/ton atık-gün olarak hesaplanmıştır. Havalandırmalı reaktörlere verilen hava miktarı R3, R4 ve R5 için sırasıyla 1,818; 4,352 ve 1,565 m³/ton atık-gün'dür.

Çalışma süresince sızıntı suyu, katı atık ve depo gazı örneklerinin periyodik olarak analizleri yapılmıştır. Sızıntı suyunda pH, klorür, iletkenlik, alkalinite, KOİ, BOİ, TKN, NH₄-N, NO₃-N ve ağır ve alkali metaller (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Ca, Na, Mg, K) parametrelerinin analizleri yapılırken, katı atık örneklerinde pH, nem, C/N, ağır ve alkali metaller (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Ca, Na, Mg, K) parametrelerinin analizleri yapılmıştır. Depo gazında ise CH₄, CO₂, O₂ parametrelerinin ölçümleri yapılmıştır.

Ayrıca günlük olarak atık sıcaklığı ölçülmüş ve atık yüksekliğindeki azalmaya bağlı olarak atıkların hacim kayıpları hesaplanmıştır. Yapılan analizler sonucunda aşağıdaki sonuçlara varılmıştır:

- Havalandırmasız reaktörlerde pH değeri 8,5–9 arasındayken havalandırılmalı reaktörlerde 6,5–7,5 arasındadır. Literatürdeki laboratuvar ölçekli göz önüne alındığında havalandırmasız reaktörlerden oluşan sızıntı suyu pH değerlerinin daha düşük olması beklenirken daha yüksek değerlerde seyrettiği görülmüştür. Söz konusu durumda etkili faktörlerin reaktörlere giren hava ve yağmur su olduğu düşünülmektedir. Havalandırma ortamdaki CO₂'in sıyrılarak pH'nın yükselmesine neden olmaktadır. Ancak bu çalışmada reaktörlere hava girişinin kesikli olması sonucunda reaktörlerde CO₂ birikimi olmuş ve böylelikle pH beklenildiği kadar artmamıştır. pH'da gözlenen bu durumun diğer bir nedeni yağmur suyudur. Sızıntı suyunun büyük oranda yağmur suyundan oluştuğu ve reaktörlerde yüzeysel akışın söz konusu olmadığı göz önüne alındığında pH'nın beklenilenden daha düşük seviyede kalmasında yağmur suyunun etkisi olduğu düşünülmektedir. Havalandırmasız reaktörlere ve üstü kapalı olan R4'e ait sonuçlar incelendiğinde reaktörlerdeki CO₂'in birikmesinin pH'nın düşmesi yolunda yarattığı etkinin yağmur suyunun yarattığı etkiden daha fazla olduğu düşünülmektedir.

- Sızıntı sularında ölçülen iletkenlik ve klorür parametrelerine ait veriler karşılaştırıldığında tüm reaktörlerde bu iki parametre arasında yakın ilişki olduğu görülmektedir ve bu durum klorürün iletkenlik parametresi üzerinde etkili olduğu sonucunu doğurmaktadır.

- Havalandırılmalı ve havalandırmasız reaktörlerdeki alkalinite değerleri birbirine oldukça yakın olmakla birlikte havalandırılmalı reaktörlerden elde edilen değerler daha yüksektir. Çalışma sonunda tüm reaktörlerdeki alkalinite değerlerinin literatürde belirtilen optimum değerler arasında olduğu görülmektedir.

- R5 reaktörlerde depolanan atıkların içerdiği organik madde oranı yaklaşık olarak %66 iken diğer reaktörlerde bu oran yaklaşık %58'dir. Ayrıca R5'te depolanan atık miktarı diğer reaktörlerde depolanan atık miktarından %36 daha fazladır. Dolayısıyla bu reaktörden oluşan sızıntı suyunun KOİ ve BOİ konsantrasyonları diğer reaktörlerdekilere göre daha yüksektir. Sızıntı suyunun geç oluştuğu R1, R2, R3'ten oluşan sızıntı sularının KOİ konsantrasyonları ise bu reaktörlerden oluşan sızıntı sularının atığın biyolojik bozunmasından çok yağış suyu

kaynaklı olması nedeniyle daha düşüktür. Tüm reaktörlerde BOİ ve KOİ konsantrasyonları zamanla azalmıştır. BOİ/KOİ oranları incelendiğinde R1, R2, R3, R4 ve R5'te sırasıyla 0,03'ten 0,02'ye; 0,05'ten 0,02'ye; 0,24'ten 0,08'a, 0,5'ten 0,25'ye 0,64'ten 0,28'e düştüğü belirlenmiştir. BOİ ve KOİ parametrelerinin birinci mertebe kinetiğine göre azaldığı görülmüştür.

- Havalandırmalı reaktörlerde ölçülen $\text{NH}_4\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonları, havalandırmaz reaktörlerdekilere göre daha düşüktür. Bu durum, azot bileşenlerinin, reaktörlere verilen hava ile ortamdan sıyrılması ile açıklanabilmektedir. Havalandırmalı reaktörler içinde en düşük $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonlarının R5'te ölçülmesi, atığın parçalanmasının $\text{NH}_4\text{-N}$ azot gideriminde etkili olduğunu göstermektedir.

- Tüm reaktörlerde atık sıcaklıkları zamanla düşmüştür. Çalışma genelinde, havalandırmalı reaktörlerin sıcaklıklarının havalandırmaz reaktörlere göre daha düşük olduğu gözlenmiştir. Havalandırma sırasında verilen hava etkisiyle atık kütlelerinin soğumuş olduğu düşünülmektedir. Havalandırmalı reaktörler arasında sıcaklığın en düşük değerlerde seyrettiği reaktör R5'tir. R5'te depolanan atık elek altı atığın daneleri arasında kalan boşluk hacminin az olması homojen havalandırmanın daha zor sağlanmasına neden olarak, sıcaklığın, ölçüm yapılan noktalarda diğer reaktörlerdeki kadar yükselememesiyle sonuçlanmıştır.

- Çalışma başlangıcında, R5 hariç tüm reaktörlerde depolanan atığın nem muhtevası %55, R5'te depolanan elek altı atığın nem muhtevası ise %58 olarak tespit edilmiştir. Çalışma süresince katı atığın nem muhtevasının %20'nin altına düşmemesi amaçlanmış ve su/sızıntı suyu geri devri ile %40 civarında tutulması sağlanmıştır. Reaktörlerdeki atık sıcaklıklarının ve dış ortam sıcaklığının en yüksek değerlerde olduğu haftalarda özellikle R2'de kritik değere yaklaşmış ve çalışma süresince gözlenen en düşük nem içeri R2'de %22,38 olarak ölçülmüştür.

- Çalışmanın başlangıcında R1, R2, R3 ve R4'te depolanmış olan karışık atığın pH değeri, 7 ile 7,5 arasında, R5'te depolanmış olan elek altı atığın pH değeri ise 6 olarak ölçülmüştür. İlk ayda R5'in pH değeri hızla artarak 7,4 değerine ulaşmıştır. Diğer reaktörlerdeki pH değeri R5'inkine göre daha yavaş bir artış göstermiştir. Çalışma sonunda tüm reaktörlerdeki pH değeri 8 civarındadır.

- Klorür konsantrasyonundaki değişimler, Şekil 5.26'da verilen iletkenlik parametresiyle karşılaştırıldığında, tüm reaktörlerde bu iki parametre arasında yakın

ilişki olduğu görülmektedir. İletkenlikte olduğu gibi klorür konsantrasyonunun da en düşük olduğu reaktör R4'tür.

- Tüm reaktörlerde karbon oranında çalışma süresince önemli bir değişiklik görünmemesine rağmen azot oranında artış olmuştur. Bu artışın nedeni yağışlarla birlikte reaktörlere azot girişinin olmasıdır. (C/N) son / (C/N) başlangıç parametresi incelendiğinde R1, R2, R3, R4 ve R5 için bu değer sırasıyla 0,48; 0,54; 0,41; 0,89 ve 0,71 olarak hesaplanmıştır.

- Çalışma süresince R1, R2, R3, R4, ve R5'te atık yüksekliklerinin ve dolayısıyla da atık hacimlerinin sırasıyla %26,13; %27,76; %25,28; %19,90 ve %15,10 oranlarında azaldığı belirlenmiştir. Atıkların dane boyutunun küçük olması ve dolayısıyla da atık parçaları arasında kalan boşluk hacmi, diğer reaktörlerdeki atık parçaları arasındaki boşluk hacminden daha küçük olması nedeniyle hacim kaybının en az olduğu reaktör R5'tir. Havalandırmasız reaktörlerdeki hacim azalmaları eşit değerlerdedir. R3'te, literatür değerleri gözönüne alındığında, havalandırmasız reaktörlere göre daha fazla hacim kaybı olması beklenmiş ancak elde edilen değerler daha düşük olmuştur. Elde edilen verilere göre, sızıntı suyu geri devri ve alttan havalandırma atık hacminin azalması konusunda etkili olmamakla birlikte, alttan ve üstten havalandırma durumlarındaki hacim kayıpları incelendiğinde alttan havalandırmanın daha etkili olduğu görülmektedir.

- Havalandırılmalı reaktörlere verilen hava miktarı haftalık olarak yapılan gaz ölçümlerine göre belirlenmiş ve O₂ konsantrasyonu %8 civarında tutulmuştur. R4 haricindeki tüm reaktörlerde üst yüzeylerinin açık olmasından dolayı doğal hava sirkülasyonu olmuştur. Bu durum havalandırmasız reaktörlerde anaerobik şartların oluşmasını engellemiştir. Havalandırılmalı reaktörler karşılaştırıldığında, O₂'nin en düşük ölçüldüğü reaktör havalandırmanın üstten yapıldığı R4'tür. Bu reaktöre diğer havalandırılmalı reaktörlere verilen havanın yaklaşık iki buçuk katı kadar hava verilmiş olsa da çalışma süresinde ölçülen O₂'nin ortalama değeri %9,2'dir. R4'ün üst yüzeyinin kapalı olması diğer reaktörlerde gözlenen doğal havalanmanın oluşmasını engelleyerek ihtiyaç duyulan hava miktarının artmasına neden olmuştur.

Çalışma kapsamında elde edilen veriler değerlendirildiğinde, geri devirli reaktörlerde, belirlenen oranlarda sızıntı suyu geri devri ile etkin bir bozunma için gerekli nem muhtevası sağlandığı görülmüştür. Geri devrettirilen sızıntı suyunun atık

kütlesi içindeki akışı mikroorganizmaların ve nutrientlerin atık kütlesi içinde etkili bir şekilde taşınmasını sağlayarak bozunmayı hızlandırmıştır.

Atık boyutunun azaltılması ile atığın daha homojen hale gelmesi sağlanmıştır. Böylelikle, atık kütlesi içinde mevcut nemin dağılımının daha düzgün olması ve biyolojik bozunma için gerekli yüzey alanının artması sağlanmıştır. Bu durumun bir sonucu olarak da biyolojik aktivite hızlı gerçekleşmiş ve sızıntı suyu oluşumu hızlanmıştır.

Atık kütlelerinin havalandırması ile atık kütlesi içinde O₂ konsantrasyonunun azalması önlenmiş böylelikle hızlı bozunmanın gerçekleştiği ortam sağlanmıştır. Havalandırmanın üstten uygulanmasıyla, atık kütlesi içinde tutunan su havalandırmanın etkisiyle aşağıya doğru itilmiştir. Bunun sonucunda aynı atık karakterizasyonuna sahip reaktörlere göre sızıntı suyu daha erken oluşmuş, nemin atık kütlesi içinde dağılımı sağlanarak atığın bozunması hızlanmıştır.

Tüm bu sonuçlar göz önüne alındığında atığın parçalanarak havalandırılmalı bioreaktör depolama alanlarında depolanmalarının atık stabilizasyonu ve sızıntı suyu kirlenici konsantrasyonlarının giderimi açısından etkili bir sistem olduğu belirlenmiştir. Bu çalışma sonucunda elde edilen sonuçlar genel olarak incelendiğinde havalandırmanın üstten yapılmasının da etkili bir uygulama olduğu görülmektedir. Karışık atığın depolandığı, sızıntı suyu geri devirli, üstten havalandırılan ve elek altı atığın (<80 mm boyutunda) depolandığı sızıntı suyu geri devirli, üstten havalandırılmalı reaktörlerden elde edilen veriler karşılaştırıldığında, atığın parçalandıktan sonra sızıntı suyu geri devirli, üstten havalandırılmalı biyoreaktör depolama alanlarında depolanmalarının daha verimli olacağı sonucuna varılmıştır.

Atığın parçalanarak depolanmasının ve havalandırmanın üstten uygulanmasının atık stabilizasyonunda etkili bir yöntem olduğu görülmüştür. Bundan sonraki çalışmalarda parçalanmış atıkların üstten havalandırılmalı bioreaktör depolama alanlarında depolanmalarına yönelik çalışmalara yer verilebilir.

Gerçek ölçekli uygulamaya yönelik karar verme aşamasında, mevcut verilere dayandırılarak yapılacak olan arazi ölçekli çalışma sonrasında sistemin hayata geçirilmesi, işletme şartlarının tespitinde kolaylık sağlayacaktır.

KAYNAKLAR

- Adeleke, O.F.**, 2003. Bioreactor Landfill, Shanghai University Press, Shanghai.
- Ağdağ, O.N., Sponza, D.T.**, 2004. Katı Atıkların Biyoreaktörlerde Ayrışmasını Etkileyen Faktörler: “Katı Atıkların Sıkıştırılması ve Parçalanması”, *DEÜ Mühendislik Fakültesi Fen ve Mühendislik Dergisi*, **6**, 83-95.
- Ağdağ, O.N.**, 2004. Factors Affecting The Treatment Efficiency of Municipal Solid Wastes in Simulated Landfill Bioreactors, *Doktora Tezi*, Dokuz Eylül Üniversitesi, İzmir.
- Ağdağ, O.N., Sponza, D.T.**, 2005a. Co-Digestion Of Industrial Sludge With Municipal Solid Wastes in Anaerobic Simulated Landfilling Reactors, *Process Biochemistry*, **40**, 1871-1879 .
- Ağdağ, O.N., Sponza, D.T.**, 2005b. Kentsel Atıksu Arıtma Tesisi Çamurlarının Organik Kökenli Katı Atıklarla Birlikte Simüle Anaerobik Biyoreaktörlerde Arıtılabilirliği, *III.Ulusal Katı Atık Kongresi UKAK'2005*, DEU, İzmir, 217-226 .
- Akkoyunlu, B. O., Tayanç, M.**, 2008. Four Storms with Sub-events: Sampling and Analysis, *Environment International* , **34**, 606-612.
- APHA**, 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21th ed., *American Public Health Association*, Washington, DC:APHA.
- Barlaz, M.A., Ham, R.K., Schaefer, D.M.**, 1989. Mass Balance Analysis of Anaerobically Decomposed Refuse, *Journal of Environmental Engineering, ASCE*, **115**, 1088-1102.
- Başak, B., Alagha, O.**, 2004. The Chemical Composition of Rainwater over Büyükçekmece Lake, İstanbul, *Atmospheric Research*, **71**, 275-288.
- Bernreuter, J. Stessel, R.I.**, 1999. A Review of Aerobic Biocell Research and Technology, White Paper Submitted to Biological Processes Subcommittee of SWANA, Earth and Environmental Engineering. Columbia University, New York.
- Bilgili, M. S.**, 2006. Katı Atık Düzenli Depo Sahalarında Atıkların Aerobik Ve Anaerobik Ayrışması Üzerine Sızıntı Suyu Geri Devrinin Etkileri, *Doktora Tezi*, Yıldız Teknik Üniversitesi, İstanbul.

- Borling, S.E., Hazen, T.G., Oldenburg, C. M., Zawislanski, P.,** 2004. Comparison of Aerobic and Anaerobic Biotreatment of Municipal Solid Waste, *J.Air&Waste Management*, 815-822.
- Christensen, T., H., Kjeldsen, P.,** 1989. *Basic Biochemical Processes in Landfills, Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, Academic Pres, New York, 29-51.
- Cossu, R., Serra, R.,** 1989. *Effects of Codisposal on Degradation Processes, Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, Academic Pres, New York, 121-151.
- Cossu R., Raga R., Rossetti, D.,** 2001a. Experimental Reduction of Landfill Emissions Based on Different Concepts. The PAF Model, *Eight International Waste Management and Landfill Symposium*, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Cossu R., Lavagnolo. M.C., Raga A.,** 2001b. In Situ Stabilization of Old Landfills: Lab Scale and Field Tests, *Proceedings Sardinia 2001, Eight International Waste Management and Landfill Symposium*, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Cossu, R., Raga, R., Rossetti,** 2003. The PAF Model: An Integrated Approach For Landfill Sustainability, *Waste Management*, **23**, 37-44.
- Das, K.C., Smith, M. C., Gattie, D.K., Boothe, D.D.H.,** 2002. Stability And Quality of Municipal Solid Waste Compost From A Landfill Aerobic Bioreduction Process, *Advances in Environmental Research*, **6**, 401-409.
- DİE (Devlet İstatistik Enstitüsü Başkanlığı),** 2005. 2003 Yılına Ait Belediye Katı Atık Hizmetleri Sonuçları, Sayı 105, Ankara.
- Ehrig, H.J.,** 1989. *Basic Biochemical Processes in Landfills, Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, Academic Pres, New York, 213-229.
- Erses, S., Onay, T.T.,** 2003. In Situ Heavy Metal Attenuation in Landfills Under Methanogenic Conditions, *Journal Of Hazardous Materials*, **B99**, 159–175.
- Erses, S., Fazal, M.A., Onay, T.T., Craig, W.H.,** 2005. Determination of Solid Waste Sorption Capacity for Selected Heavy Metals in Landfill, *Journal Of Hazardous Materials*, **B121**, 223-232.
- Erses, S., Onay, T.T., Yenigün, O.,** 2008. Comparison of Aerobic and Anaerobic Degradation of Municipal Solid Waste in Bioreactor Landfills, *Bioresource Technology*, **99**, 5418–5426.

- 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.
- Giannis, A. Makripodis, G., Simantiraki, F., Somara, M., G,arakos, E., 2007.** Monitoring Operational and Leachate Characteristics of an Aerobic Simulated Landfill Bioreactor, *Waste Management*, **28**, 1346-1354.
- Güler, E., 2008.** Kişisel Görüşme.
- Hantsch, S., Michalzik, B., Bilitewski, B., 2003.,** Different Intensities of Aeration and Effect on Contaminant Emission Via The Leachate Pathway From Old Landfill Waste A Laboratory Scale Study, *Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- He, R., Sheng, D., Wang, J., He, Y., Zhu, Y., 2005.** Biological Degradation of MSW in A Methanogenic Reactor Using Treated Leachate Recirculation, *Process Biochemistry* , **40**, issue 12, 3660-3666.
- He, R., Liu, X., Zhang, Z., Shen, D., 2007.** Characterisrics of the Bioreactor Landfill System Using an Anaerobic-Aerobic Process for Nitrogen Removal, *Bioresource Technology*, **98**, 2526-2532.
- Heyer, K.U., Hupe, K., Ritzkowski, M., Stegmann, R., 2001.** Technical Implementation and Operation of The Low Pressure Aeration of Landfills, Proseedings Sardinia 2001, *Eight International Waste Management and Landfill Symposium*, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Hudgins, M., Harper, S., 1999.** Operational Characteristics of Two Aerobic Landfill Systems, *Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, Sardinia, Italy.
- Hudgins, M., Read, A., 2001.** Sustainable Landfil Managemet Via The Use of Aerobic Bioreactors, Proseedings, *Eight International Waste Management and Landfill Symposium*, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Ishigaki, T., Sugano, W., Nakanishi, A., Tateda, M., Ike, M., Fujita, M., 2003.** Application of Bioventing to Waste Landfill for Improving Waste Settlement and Leachate Quality-A Lab Scale Model Study, *Journal of Solid Waste Technology andManagement*, **29**, 230-238.
- Ishigaki, T., Sugano, W., Nakanishi, A., Tateda, M., Ike, M., Fujita, M., 2004.** The Degradability f Biodegradable Plastics in Aerobic and Anaerobic Waste Land.Ll Model Reactors, *Chemosphere*, **54**, 225–233.

- İnanç, B., Çallı, B., Saatçi, A.,** 2000. Characterization and Anaerobic Treatment of the Sanitary Landfill Leachate in İstanbul, *Water Science and Technology*, **41**, 223-230.
- İnanç, B., Inoue, Y., Yamada, M., Ono, Y., Nagamori, M.,** 2007. Heavy Metal Leaching From Aerobic and Anaerobic Landfill Bioreactors of Co-Disposal Municipal Solid Waste Incineration Bottom Ash and Shredded Low-Organic Residues, *Journal of Hazardous Materials*, **141**, 793-802.
- Jianguo, J., Guodong, Y., Yunfeng, H., Zhonglin, H., Xiangming, F., Shengyong, Z., Chaoping, Z.,** 2007. Pilot-scale Experiment on Anaerobic Bioreactor Landfills in China, *Waste Management*, **27**, 893-901.
- Johannessen, L., M.,** 1999. Guidance Note on Recuperation of Landfill Gas from Municipal Solid Waste Landfills, Urban Development Division, Urban Waste Management Thematic Group, The World Bank, USA.
- Jun, D., Yongsheng, Z., Henry, R. K., Mei, H.,** 2007. Impacts of Aeration and Active Sludge Addition on Leachate Recirculation Bioreactor, *Journal of Hazardous Materials*, **147**: 240-248.
- Karahan, G., Öztürk, N., Bayülken, A.,** 2000, Natural radioactivity in various surface waters in İstanbul, Turkey, *Water Research*, **34**, 4367–4370.
- Keener, H.M., Elwell, D.L., Das, K., Hansen, R.C.,** 1997, Specifying Design/Operation of Composting Systems Using Pilot Scale Data, *Applied Engineering in Agriculture*, **13**, 767-772.
- Kim, Y., ve Yang, G.,** 2002. A Novel Design For Anaerobic Chemical Oxygen Demand and Nitrogen Removal From Leachate in a Semiaerobic Landfill, *Journal of Air and Waste Management Association*, **52**, 1139-1152.
- Kim, H.,** 2005. Comparative Studies of Aerobic and Anaerobic Landfills Using Simulated Landfill Lysimeters, *PhD Thesis*, University of Florida, USA.
- 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 Review, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **32**, 297-336.
- Kylefors, K.,** 2002. Predictions of Leaching From Municipal Solid Waste (MSW) and Measures to Improve Leachate Management at Landfills, *PhD Thesis*, Lulea University of Technology, Sweden.

- Matsufuji, Y., Sakai, M., Tsuji, K., Saito, H.,** 2001. Safety Closure and Reuse of Completed Landfill Sites By Using The Recirculatory Semi-Aerobic Landfill System, *Eight International Waste Management and Landfill Symposium* S.Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- McBean, E.A., Rovers, F.A., Farquhar, G.J.,** 1995. Solid Waste Landfill Engineering and Design, Prentice Hall PTR, New Jersey.
- Morris, J.W.F., Vasuki, N.C., Baker, J.A., Pendleton, C.H.,** 2003. Findings From Long-Term Monitoring Studies at MSW Landfill Facilities with Leachate Recirculation, *Waste Management*, **23**, 653-666.
- Munoz ,ML., Aran, C., Drouart, E., Mianowski, V.,** 2003. Bioreactor Monitoring: Assessment of Performances, *Ninght International Waste Management and Landfill Symposium*, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Müller, J., G. Lehne, J. Schwedes, S. Battenberg, R. Näveke, J. Kopp, N. Dichtl, A. Scheminski, R. Krull and D. C. Hempel,** 1998. Disintegration of sewage sludges and influence on anaerobic digestion. *Water Science & Technology* **38**(8-9): 425-433.
- Öztürk, İ.,** 1999. Anaerobik Biyoteknoloji Ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları, Su Vakfı Yayınları, İstanbul.
- Palmowski, L. M. and J. A. Müller,** 2000. Influence of the Size Reduction of Organic Waste on Their Anaerobic Digestion. *Water Science & Technology* **41**(3): 155-162.
- Price, G.A., Barlaz, M.A., Hater, G.R.,** 2003. Nirtogen Management in Bioreactor Landfills, *Waste Management*, **23**, 675-688.
- Qasim, S.R., Chiang, W.,** 1994. Sanitary Landfill Leachate Generation, Control and Treatment, Technomic Publishing Company, Switzerland.
- Qu, X., He, P.J., Shao, L.M., Lee, D.J.,** 2008. Heavy Metal Mobility in Full-Scale Bioreactor Landfill: Initial Stage, *Chemosphere*, **70**, 769-777.
- Read, A.D., Hudgins, M., Phillips, P.,** 2001. Perpetual Landfilling Through Aeration of the Waste Mass: Lesson From Test Cells in Georgia (USA), *Waste Management*, **21**, 617-629.
- Read, A., Hudgins, M.,** 2002. Sucessful Demostration of Aerobic Landfilling-Leading Towards A More Sustainable Solid Waste Management Approach, *Appropriate Environmental And Solid Waste Management And Technologies For Developing Countries (ISWA)*, İstanbul, Türkiye.
- Reinhart, D.R., Townsend, T.G.,** 1998. Landfill Bioreator Design and Operation, CRC Pres Lewis Publ, New York.

- Reinhart, D.,R., McCreanor, P.T., Townsend, T.,** 2002. The Bioreactor Landfill: Its Status and Future, *Waste Management and Research*, 20, 172-186.
- Ritzkowski, M., Stegmann, R.,** 2001. Effects of Aerobization of Municipal Solid Waste on The Mobilization of Heavy Metals Via The Leachate Phase, *Eight International Waste Management and Landfill Symposium*, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Ritzkowski, M., Stegmann, R.,** 2003. Emission Behaviour of Aerated Landfills: Results of Laboratory scale Investigations, *Ninght International Waste Management and Landfill Symposium*, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Ritzkowski M., Heyer, K.U., Stegmann, R.,** 2003. In Situ Aeration of Old Landfills: Carbon Balances, Tempratures and Settlements, *Ninght International Waste Management and Landfill Symposium*, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Ritzkowski, M., Heyer, K.U., Stegmann, R.,** 2006. Fundamental Processes and Implications During in Situ Aeration of Old Landfills, *Waste Management*, **26**, 356–372.
- Rhyner, C.R., Schwartz L.J.,Wenger, R.B., Kohrell, M.G.,** 1995. Waste Management and Resource Recovery, Lewis Publishers, USA.
- San, İ., Onay, T.,T.,** 2001. Impact Of Various Leachate Recirculation Regimes on Municipal Solid Waste Degradation, *Journal of Hazardous Materials*, **B87**, 259–271.
- Sahal, N., Lacasse, M. A.,** 2008. Proposed method for calculating water penetration test parameters of wall assemblies as applied to Istanbul, Turkey, *Building and Environment*, **43**, 1250-1260.
- Shearer, B.,** 2001. Enhanced Biodegradation in Landfills, *M.Sc. Thesis*, Virginia Polytechnic University, Blacksurg, Virginia.
- Simard, A., Norstrom, J., Dourque, H.,** 2003. Construction, Operation and Monitoring of Bioreactor Landfill in Sainte-Sophie, Querec, Canada, *Ninght International Waste Management and Landfill Symposium*, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Smith, M.C., Gatti, D.K., Boothe, D.D.H., Das, K.C.,** 2000, Enhancing Aerobic Bioreduction Under Controlled Conditions in A Municipal Solid Waste Landfill Through the Use of Air Injection and Water Recirculation, *Advances in Environmental Research*, **3**, 459-471.
- Sponza, D., T., Ağdağ, N.O.,** 2005. Effects of Shredding of Wastes on the Treatment of Municipal Solid Wastes (Msws) İn Simulated Anaerobic Recycled Reactors, *Enzyme And Microbial Technology*, **36**, 25-33.

- Sponza, D., T., Ağdağ, N.O.,** 2004. Impact of Leachate Recirculation And Recirculation Volume On Stabilization Of Municipal Solid Wastes In Simulated Anaerobic Bioreactors, *Process Biochemistry*, **39**, 2157-2165.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S.A.,** 1993. Integrated Solid Waste Management, McGraw-Hill Book Co., Singapore.
- Takata, G.,J.,** 2002. Effect of Aeration on Fresh and Aged Municipal Solid Waste, *M.Sc. Thesis*, Ryerson University, Toronto, Ontario, Canada.
- USEPA,** 2000. State of the Practice for Bioreactor Landfills Workshop on Bioreactor Landfills Arlington, Virginia.
- Vaidya, R.D.,** 2002. Solid Waste Degradation, Compaction and Water Holding Capacity, *PhD Thesis*, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia.
- Warith, M.,** 2002. Bioreactor Landfills: Experimental and Field Results, *Waste Management*, **22**, 7-17.
- Wang, Q., Matsufuji, Y., Dong, L., Huang, O., Hirano, F., Tanaka, A.,** 2005. Research On Leachate Recirculation From Different Types Of Landfills, *Waste Management*, **26**, 815-824.
- White, P., Franke, M., Hindle, P.,** 1995. Integrated Solid Waste Management: A Lifecycle Inventory, Chapman&Hall.
- Yuen, S.T.S.,** 2001. Bioreactor landfills: Do they work?, *2nd ANZ Conference on Environmental Geotechnics*, Newcastle, Australia, 28-30 November.
- Zhao, X., Musleh, R., Maher, S., Khire, M.V., Voice, T., Hashsham, S. A.,** 2008. Start-up Performance of a Full-scale Bioreactor Landfill Cell Under Cold-Climate Conditions, *Waste Management*, **29**, 143-152.
- Url-1,**22.06.2006.<http://lst.sb.luth.se/iclrs/web/post2000/pap/aer/Reinhart.pdf>, Florida Bioreactor Demonstration Project, İnternet Sitesi.
- Url-2,**22.06.2006.<http://www.epa.gov/osw/nonhaz/municipal/landfill/bioreactors.htm> U.S. Environmental Protection Agency, İnternet Sitesi.
- Url-3,**22.06.2006.<http://www.epa.gov/osw/nonhaz/municipal/landfill/aerobic.htm>, U.S. Environmental Protection Agency, İnternet Sitesi.
- Url-4,**22.06.2006.<http://www.epa.gov/osw/nonhaz/municipal/landfill/faculttive.htm>, U.S. Environmental Protection Agency, İnternet Sitesi.
- Url-5,**22.06.2006. <http://es.epa.gov> , U.S. Environmental Protection Agency, İnternet Sitesi.

Url-6,20.06.2006. <http://www.wm.com/wm/environmental/bioreactor.asp> Waste Management Inc., The Bioreactor Landfill, The Next Generation of Landfill Management, Internet Sitesi

ÖZGEÇMİŞ

Esra Tınmaz, 1977 yılında Kırklareli’de doğdu. Lise eğitimini 1994 yılında Kırklareli Atatürk Lisesi’nde tamamladı. Aynı yıl Trakya Üniversitesi Çorlu Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü’ne girdi. Lisans eğitimini 1998 yılında Bölüm 1.’si olarak bitirdi. 2002 yılında yüksek lisans eğitimini tamamlayıp aynı yıl doktora eğitimine başladı. 1999 yılından itibaren Namık Kemal Üniversitesi Çorlu Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü’nde Araştırma Görevlisi olarak görev yapmaktadır.