

**YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**KATI ATIK DÜZENLİ DEPO SAHALARINDA ATIKLARIN
AEROBİK VE ANAEROBİK AYRIŞMASI ÜZERİNE SIZINTI
SUYU GERİ DEVRİNİN ETKİLERİ**

Çevre Yük. Müh. Mehmet Sinan BİLGİLİ

**FBE Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında
Hazırlanan**

DOKTORA TEZİ

Tez Savunma Tarihi : 10.02.2006
Tez Danışmanı : Prof. Dr. Ahmet DEMİR (Y.T.Ü.)
Jüri Üyeleri : Prof. Dr. Ferruh ERTÜRK (Y.T.Ü.)
: Prof. Dr. Cumali KINACI (İ.T.Ü.)
: Prof. Dr. Mustafa ÖZTÜRK (Y.T.Ü.)
: Prof. Dr. Mehmet KARPUZCU (G.Y.T.E.)

İSTANBUL, 2006

**YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**KATI ATIK DÜZENLİ DEPO SAHALARINDA ATIKLARIN
AEROBİK VE ANAEROBİK AYRIŞMASI ÜZERİNE SIZINTI
SUYU GERİ DEVRİNİN ETKİLERİ**

Çevre Yük. Müh. Mehmet Sinan BİLGİLİ

**FBE Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında
Hazırlanan**

DOKTORA TEZİ

Tez Savunma Tarihi : 10.02.2006
Tez Danışmanı : Prof. Dr. Ahmet DEMİR (Y.T.Ü.)
Jüri Üyeleri : Prof. Dr. Ferruh ERTÜRK (Y.T.Ü.)
: Prof. Dr. Cumali KINACI (İ.T.Ü.)
: Prof. Dr. Mustafa ÖZTÜRK (Y.T.Ü.)
: Prof. Dr. Mehmet KARPUZCU (G.Y.T.E.)

İSTANBUL, 2006

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
SİMGE LİSTESİ	iv
ŞEKİL LİSTESİ	v
ÇİZELGE LİSTESİ	vii
ÖNSÖZ	viii
ÖZET	ix
ABSTRACT	x
1. GİRİŞ	1
1.1 Konunun Anlam ve Önemi	1
1.2 Tezin Amaç ve Kapsamı	3
2. KATI ATIKLAR	5
2.1 Katı Atıkların Miktar ve Özellikleri	5
2.2 Katı Atık Bertaraf Yöntemleri	8
3. DÜZENLİ DEPO SAHALARINDA ATIKLARIN AYRIŞMASI	12
3.1 Düzenli Depo Sahalarında Atıkların Anaerobik Ayrışması	13
3.1.1 Depo sahalarında anaerobik ayrışmayı etkileyen faktörler	19
3.1.1.1 Oksijen	20
3.1.1.2 Hidrojen	21
3.1.1.3 Amonyak	22
3.1.1.4 pH ve alkalinite	22
3.1.1.5 Sülfat	23
3.1.1.6 Nutrientler	24
3.1.1.7 İnhibitörler	25
3.1.1.8 Sıcaklık	25
3.1.1.9 Nem/su muhtevası	26
3.1.1.10 Dane boyutu	27
3.1.1.11 Atık bileşenleri	27
3.1.2 Katı atık düzenli depo sahalarında depo gazı oluşumu	28
3.1.2.1 Depo gazı oluşum safhaları	28
3.1.2.2 Depo gazı bileşenleri ve özellikleri	31
3.2 Düzenli Depo Sahalarında Atıkların Aerobik Ayrışması	34
3.2.1 Aerobik ayrışmaya etki eden faktörler	38
3.2.1.1 Su muhtevası	38
3.2.1.2 Havalandırma	39
3.2.1.3 Sıcaklık	40
3.2.1.4 Karbon/Azot oranı	42
3.2.1.5 pH	42

3.2.1.6	Mikroorganizmalar	43
3.3	Düzenli Depo Sahalarında Sızıntı Suyu Oluşumu.....	43
3.3.1	Sızıntı suyu özellikleri	45
3.4	Depo Sahalarının Çevresel Etkileri	49
3.4.1	Yangın ve patlama riski	49
3.4.2	Bitki örtüsüne etkisi	49
3.4.3	Yeraltı suyu kirliliği.....	50
3.4.4	İstenmeyen kokular.....	50
3.4.5	Global ısınma.....	51
3.4.6	Hava kirliliği	51
4.	DEPO SAHALARINDA STABİLİZASYONUN HIZLANDIRILMASI	52
4.1	Depo Sahasına Giren Atıkların Kontrolü	52
4.2	Atıkların Öğütülmesi	53
4.3	Atıkların Sıkıştırılması	53
4.4	Evsel Çamur İlavesi.....	53
4.5	Enzim İlavesi	53
4.6	Tampon İlavesi	54
4.7	Sızıntı Suyu Geri Devri	54
4.7.1	Sızıntı suyu geri devri ile ilgili yapılan muhtelif çalışmalar.....	55
4.8	Aerobik Depolama.....	62
4.8.1	Aerobik depolama ile ilgili yapılan muhtelif çalışmalar	63
5.	DENEYSEL YAKLAŞIM	69
5.1	Aerobik ve Anaerobik Reaktörler.....	69
5.2	Reaktörlere Depolanan Atıkların Miktar ve Bileşenleri.....	70
5.3	Havalandırma ve Sızıntı Suyu Geri devir Uygulaması.....	72
5.4	Deneysel Çalışmalar	73
5.4.1	Sızıntı suyu miktar ve bileşenleri	73
5.4.1.1	Sızıntı suyunda KOİ fraksiyonlarının tesbiti	75
5.4.1.2	Sızıntı suyunun biyolojik olarak ayrışamayan KOİ fraksiyonlarının modelleme yöntemi	78
5.4.1.3	Ağır metal analizleri	79
5.4.2	Katı atık analizleri	80
5.4.2.1	Biyolojik metan potansiyeli'nin (BMP) belirlenmesi	80
5.4.2.2	Stabilite indeksi (SI)'nin belirlenmesi	81
5.4.3	Gaz analizleri	81
5.4.4	Depo gövdesinde atık sıcaklığının değişimi	82
6.	DENEY SONUÇLARI VE DEĞERLENDİRMELER	83
6.1	Oluşan ve Geri devrettirilen Sızıntı Suyu Miktarları.....	83
6.2	Aerobik Reaktörlere Verilen Hava Miktarı	88
6.3	Sızıntı Suyu Bileşenleri	89
6.3.1	pH	90
6.3.2	Alkalinite	92
6.3.3	Oksidasyon-redüksiyon potansiyeli (ORP)	93
6.3.4	Toplam çözünmüş katı madde ve iletkenlik	95
6.3.5	Klorür.....	97
6.3.6	Sülfat (SO_4^{2-})	99
6.3.7	Toplam Kjeldahl azotu (TKN) ve amonyak azotu (NH_3-N)	100
6.3.8	Sızıntı suyunun organik içeriği.....	104

6.3.9	Aerobik ve anaerobik reaktörlerde kirletici azalma hızları	111
6.3.10	Sızıntı suyunda KOİ fraksiyonları	117
6.3.11	Sızıntı suyunun biyolojik olarak ayrışamayan fraksiyonlarının çöp yaşına bağlı olarak modellenme sonuçları	121
6.3.12	Metaller- demir, kalsiyum, potasyum ve sodyum	124
6.3.13	Ağır metaller- bakır, çinko, kadmiyum, krom, kurşun ve nikel	127
6.4	Katı Atık Analizleri	131
6.4.1	Elementel analizler	131
6.4.2	Katı atık özelliklerinin değişimi	133
6.4.2.1	pH	133
6.4.2.2	Nem muhtevası	135
6.4.2.3	Uçucu katı madde (UKM)	135
6.4.2.4	TOC	135
6.4.2.5	TKN	136
6.4.2.6	C/N oranı	136
6.4.3	Stabilite indeksi (SI)	137
6.4.4	Biyolojik metan potansiyeli (BMP).....	138
6.4.5	Alkali metal ve ağır metaller	143
6.4.6	Kütle ve hacim kaybı	148
6.5	Depo Gazı Analizleri	149
6.6	Gövde sıcaklığı	153
7.	SONUÇLAR VE YORUMLAR	155
KAYNAKLAR.....		159
EKLER		169
Ek 1 Çalışmanın gerçekleştirildiği reaktörlere ait görüntüler		170
ÖZGEÇMİŞ.....		176

SİMGE LİSTESİ

A-1	Aerobik sızıntı suyu geri devirli reaktör
A-2	Aerobik sızıntı suyu geri devirsiz reaktör
AN-1	Anaerobik sızıntı suyu geri devirli reaktör
AN-2	Anaerobik sızıntı suyu geri devirsiz reaktör
KOİ	Kimyasal oksijen ihtiyacı
BOİ	Biyolojik oksijen ihtiyacı
TKN	Toplam Kjeldahl azotu
NH ₃ -N	Amonyak azotu
NO ₃ ⁻ -N	Nitrat
TDS	Toplam çözünmüş katı madde
Cl ⁻	Klorür
SO ₄ ²⁻	Sülfat
S _{ti}	Toplam KOİ
S _{bi}	Toplam ayrışabilen KOİ
S _{ui}	Toplam inert KOİ
S _{usi}	Çözünmüş inert KOİ
S _{upi}	Partiküler inert KOİ
BMP	Biyolojik metan potansiyeli
SI	Stabilite indeksi
CH ₄	Metan
CO ₂	Karbondioksit
O ₂	Oksijen
H ₂ S	Hidrojen Sülfür
UKM	Uçucu katı madde
C/N	Karbon/Azot oranı
SSE	Standard square error
RMSE	Root mean square error

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa

Şekil 2.1	Bertaraf yöntemine göre belediye katı atık yüzdeleri	9
Şekil 3.1	Depo sahalarında madde dönüşümü	12
Şekil 3.2	Atıkların anaerobik ayrışma fazları	13
Şekil 3.3	Anaerobik ayrışma sırasında gerçekleşen ayrışma safhaları, substratlar ve önemli bakteri grupları.....	15
Şekil 3.4	Anaerobik bir filtrede pH'nın rölatif metan oluşum hızı (R) üzerine etkisi	23
Şekil 3.5	Depo gazı üretim hızı ile nem muhtevası arasındaki ilişki	27
Şekil 3.6	Depo gazı bileşiminin zamanla değişimi	29
Şekil 3.7	Aerobik depolama çeşitleri	36
Şekil 3.8	Düzenli depo sahalarında sızıntı suyu oluşumu.....	45
Şekil 3.9	Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşum basamakları.....	46
Şekil 5.1	Çalışmada kullanılan reaktörler ve ölçüm noktaları	71
Şekil 5.2	Atıksulardaki KOİ alt bileşenlerinin dağılımı.....	75
Şekil 5.3	Gompertz eşitliğindeki parametreler.....	79
Şekil 5.4	BMP testi için hazırlanan deneysel düzenek	81
Şekil 6.1	Aerobik reaktörlerde kümülatif sızıntı suyu miktarları	84
Şekil 6.2	Anaerobik reaktörlerde kümülatif sızıntı suyu miktarları.....	84
Şekil 6.3	Aerobik reaktörlerde oluşan günlük sızıntı suyu miktarları	85
Şekil 6.4	Anaerobik reaktörlerde oluşan günlük sızıntı suyu miktarları.....	85
Şekil 6.5	A-1 reaktöründe geri devrettirilen sızıntı suyu miktarı.....	86
Şekil 6.6	AN-1 reaktöründe geri devrettirilen sızıntı suyu miktarı.....	87
Şekil 6.7	Aerobik reaktörlerde havalandırma periyodu	89
Şekil 6.8	Aerobik reaktörlerde pH'nın değişimi	90
Şekil 6.9	Anaerobik reaktörlerde pH'nın değişimi	91
Şekil 6.10	Aerobik reaktörlerde alkalinitenin değişimi	92
Şekil 6.11	Anaerobik reaktörlerde alkalinitenin değişimi.....	93
Şekil 6.12	Aerobik reaktörlerde redoks potansiyelinin değişimi	94
Şekil 6.13	Anaerobik reaktörlerde redoks potansiyelinin değişimi	94
Şekil 6.14	Aerobik reaktörlerde toplam çözünmüş katı madde (TDS).....	95
Şekil 6.15	Anaerobik reaktörlerde toplam çözünmüş katı madde (TDS)	95
Şekil 6.16	Aerobik reaktörlerde iletkenlik	97
Şekil 6.17	Anaerobik reaktörlerde iletkenlik	97
Şekil 6.18	Aerobik reaktörlerde Cl ⁻ konsantrasyonlarının değişimi	98
Şekil 6.19	Anaerobik reaktörlerde Cl ⁻ konsantrasyonlarının değişimi	98
Şekil 6.20	Anaerobik reaktörlerde sülfat konsantrasyonlarının değişimi	100
Şekil 6.21	Aerobik reaktörlerde TKN konsantrasyonlarının değişimi.....	101
Şekil 6.22	Aerobik reaktörlerde NH ₃ -N konsantrasyonlarının değişimi	101
Şekil 6.23	Anaerobik reaktörlerde TKN konsantrasyonlarının değişimi.....	102
Şekil 6.24	Anaerobik reaktörlerde NH ₃ -N konsantrasyonlarının değişimi.....	102
Şekil 6.25	A-1 ve A-2 reaktörlerinde nitrat konsantrasyonlarının zamanla değişimi.....	103
Şekil 6.26	Aerobik reaktörlerde KOİ konsantrasyonlarının değişimi.....	104
Şekil 6.27	Anaerobik reaktörlerde KOİ konsantrasyonlarının değişimi	105
Şekil 6.28	Aerobik ve anaerobik reaktörlerde KOİ/maksimum KOİ oranları	107
Şekil 6.29	Aerobik reaktörlerde BOİ konsantrasyonlarının değişimi	108
Şekil 6.30	Anaerobik reaktörlerde BOİ konsantrasyonlarının değişimi	108
Şekil 6.31	Aerobik ve anaerobik reaktörlerde BOİ/KOİ oranının zamanla değişimi	109
Şekil 6.32	Aerobik ve anaerobik reaktörlerde KOİ/Cl ⁻ konsantrasyonlarının zamanla değişimi.....	110
Şekil 6.33	Aerobik ve anaerobik reaktörlerde KOİ değişim kinetiği.....	112
Şekil 6.34	Aerobik ve anaerobik reaktörlerde BOİ değişim kinetiği.....	114

Şekil 6.35	Aerobik reaktörlerde TKN ve NH_3 değişim kinetiği	115
Şekil 6.36	Anaerobik reaktörlerde sülfat değişim kinetiği.....	116
Şekil 6.37	Aerobik reaktörlerde $(S_{\text{usi}}+S_{\text{upi}})/S_{\text{ti}}$ oranının zamanla değişimi	118
Şekil 6.38	Anaerobik reaktörlerde $(S_{\text{usi}}+S_{\text{upi}})/S_{\text{ti}}$ oranının zamanla değişimi	118
Şekil 6.39	Aerobik reaktörlerde $S_{\text{usi}}/S_{\text{ti}}$ oranının zamanla değişimi.....	119
Şekil 6.40	Anaerobik reaktörlerde $S_{\text{usi}}/S_{\text{ti}}$ oranının zamanla değişimi.....	120
Şekil 6.41	Aerobik reaktörlerde $S_{\text{upi}}/S_{\text{ti}}$ oranının zamanla değişimi	120
Şekil 6.42	Anaerobik reaktörlerde $S_{\text{upi}}/S_{\text{ti}}$ oranının zamanla değişimi	121
Şekil 6.43	Aerobik ve anaerobik reaktörlerde $S_{\text{usi}}/S_{\text{ti}}$ oranını zamanla değişim modeli ..	122
Şekil 6.44	Aerobik ve anaerobik reaktörlerde $S_{\text{upi}}/S_{\text{ti}}$ oranını zamanla değişim modeli..	123
Şekil 6.45	Aerobik ve anaerobik reaktörlerde Fe konsantrasyonlarının değişimi	126
Şekil 6.46	Aerobik ve anaerobik reaktörlerde Ca konsantrasyonlarının değişimi.....	126
Şekil 6.47	Aerobik ve anaerobik reaktörlerde K konsantrasyonlarının değişimi	126
Şekil 6.48	Aerobik ve anaerobik reaktörlerde Na konsantrasyonlarının değişimi.....	127
Şekil 6.49	Aerobik ve anaerobik sızıntı suyunda Cu konsantrasyonlarının değişimi.....	128
Şekil 6.50	Aerobik ve anaerobik sızıntı suyunda Zn konsantrasyonlarının değişimi	129
Şekil 6.51	Aerobik ve anaerobik sızıntı suyunda Cd konsantrasyonlarının değişimi.....	129
Şekil 6.52	Aerobik ve anaerobik sızıntı suyunda Cr konsantrasyonlarının değişimi	129
Şekil 6.53	Aerobik ve anaerobik sızıntı suyunda Pb konsantrasyonlarının değişimi	130
Şekil 6.54	Aerobik ve anaerobik sızıntı suyunda Ni konsantrasyonlarının değişimi	130
Şekil 6.55	Aerobik ve anaerobik reaktörlerde C muhtevasının zamanla değişimi	132
Şekil 6.56	10 g ham kuru katı atık için kümülatif CH_4 oluşumu	138
Şekil 6.57	Depolamadan 100 gün sonra AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde 10 g kuru katı atık için BMP değerleri	139
Şekil 6.58	Depolamadan 200 gün sonra AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde 10 g kuru katı atık için BMP değerleri	139
Şekil 6.59	Depolamadan 300 gün sonra AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde 10 g kuru katı atık için BMP değerleri	140
Şekil 6.60	Depolamadan 400 gün sonra AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde 10 g kuru katı atık için BMP değerleri	140
Şekil 6.61	AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde BMP'nin zamanla değişimi	143
Şekil 6.62	Aerobik ve anaerobik reaktörlerde Fe konsantrasyonlarının değişimi	143
Şekil 6.63	Aerobik ve anaerobik reaktörlerde Ca konsantrasyonlarının değişimi.....	144
Şekil 6.64	Aerobik ve anaerobik reaktörlerde K konsantrasyonlarının değişimi	144
Şekil 6.65	Aerobik ve anaerobik reaktörlerde Na konsantrasyonlarının değişimi.....	144
Şekil 6.66	Aerobik ve anaerobik reaktörlerde Cu konsantrasyonlarının değişimi.....	146
Şekil 6.67	Aerobik ve anaerobik reaktörlerde Zn konsantrasyonlarının değişimi.....	146
Şekil 6.68	Aerobik ve anaerobik reaktörlerde Cd konsantrasyonlarının değişimi.....	146
Şekil 6.69	Aerobik ve anaerobik reaktörlerde Cr konsantrasyonlarının değişimi	147
Şekil 6.70	Aerobik ve anaerobik reaktörlerde Pb konsantrasyonlarının değişimi	147
Şekil 6.71	Aerobik ve anaerobik reaktörlerde Ni konsantrasyonlarının değişimi	147
Şekil 6.72	Depo gazında CH_4 bileşeninin değişimi	150
Şekil 6.73	Depo gazında CO_2 bileşeninin değişimi	151
Şekil 6.74	Depo gazında O_2 bileşeninin değişimi	152
Şekil 6.75	Depo gazında H_2S bileşeninin değişimi.....	153
Şekil 6.76	Aerobik reaktörlerde atık sıcaklığının zamanla değişimi	154
Şekil 6.77	Anaerobik reaktörlerde atık sıcaklığının zamanla değişimi.....	154

ÇİZELGE LİSTESİ

Sayfa

Çizelge 2.1	Katı atık bileşiminin ülkelere göre değişimi	6
Çizelge 2.2	İstanbul katı atıklarının özellikleri	7
Çizelge 2.3	Kentsel katı atıkların fiziksel özellikleri	7
Çizelge 2.4	Çeşitli ülkelerdeki katı atık yönetim teknolojilerinin dağılımı	9
Çizelge 3.1	Anaerobik ayrışmayı gerçekleştiren dört grup bakteri tarafından gerçekleştirilen en önemli reaksiyonlar	16
Çizelge 3.2	Katı atık depo sahalarında atık stabilizasyonu esnasında teşekkül eden redoks reaksiyonları.....	20
Çizelge 3.3	Depo sahalarında ayrışmayı etkileyen faktörler	21
Çizelge 3.4	Anaerobik arıtmadaki 10 önemli mikronütrientin minimum miktarları	26
Çizelge 3.5	Depolama yaşı ve gaz konsantrasyonları arasındaki ilişki	29
Çizelge 3.6	Tipik depo gazı bileşenleri.....	32
Çizelge 3.7	Depo gazı içerisindeki bazı iz bileşenler ve konsantrasyonları	33
Çizelge 3.8	Mikroorganizmaların ortamdaki sıcaklığa göre değişimi	40
Çizelge 3.9	Evsel katı ve sıvı atıkları oluşturan çeşitli organik maddelerin toplam N ve C/N değerleri	42
Çizelge 3.10	Düzenli depo sahalarında oluşan sızıntı sularının özellikleri	48
Çizelge 5.1	Aerobik ve anaerobik reaktörlere depolanmış atıkların ıslak ve kuru bazdaki bileşenleri.....	72
Çizelge 5.2	Reaktörlerin özellikleri ve teorik olarak depolanacak atık miktarları	72
Çizelge 5.3	Sızıntı suyu, depo gazı ve katı atıklarda gerçekleştirilen analizler.....	74
Çizelge 6.1	Aerobik depolama ile ilgili yapılan çalışmalarda uygulanan hava miktarları ..	88
Çizelge 6.2	Aerobik ve anaerobik reaktörlerde 250 gün sonunda tesbit edilen sızıntı suyu bileşenleri.....	111
Çizelge 6.3	KOİ parametresinin değişimini veren model parametreleri.....	113
Çizelge 6.4	BOİ parametresinin değişimini veren model parametreleri.....	114
Çizelge 6.5	NH ₃ ve TKN parametrelerinin değişimini veren model parametreleri.....	115
Çizelge 6.6	Sülfat konsantrasyonlarının değişimini veren model parametreleri	116
Çizelge 6.7	S _{usi} /S _{ti} oranlarını veren model denklemlerine ait katsayılar.....	122
Çizelge 6.8	S _{upi} /S _{ti} oranlarını veren model denklemlerine ait katsayılar	123
Çizelge 6.9	Aerobik ve anaerobik reaktörlerde oluşan sızıntı sularında S _{usi} /S _{ti} ve S _{upi} /S _{ti} oranlarını veren eşitlikler	124
Çizelge 6.10	Ham katı atıkların elementel analiz sonuçları.....	132
Çizelge 6.11	Aerobik ve anaerobik reaktörlerde C giderimine ait hız sabitleri.....	133
Çizelge 6.12	Aerobik ve anaerobik reaktörlerde atık özelliklerinin değişimi	134
Çizelge 6.13	A-1 ve A-2 reaktörlerinde UKM ve SI parametrelerinin zamanla değişimi...	138
Çizelge 6.14	BMP deneylerinden elde edilen sonuçlar.....	141
Çizelge 6.15	Aerobik reaktörlerde BMP için I. Mertebe kinetik katsayıları	142

ÖNSÖZ

Ekonomik avantajları sebebiyle uzun yıllardan beri katı atıkların bertaraf edilmesinde uygulanan en yaygın yöntem düzenli depolamadır. Katı atıkların depo sahalarında ayrışması anaerobik ayrışma prosesleri ile gerçekleşmektedir. Düzenli depolama alanlarında atıkların anaerobik ayrışması, yavaş gerçekleşen bir prosestir. Bu uzun süreli ayrışma sırasında, uzun yıllar boyunca depo gazı emisyonları ile yüksek kirlilikteki sızıntı suları ortaya çıkmaktadır. Depo sahalarının bu olumsuzluklarının ortadan kaldırılması, atık stabilizasyonunun hızlandırılması yoluyla gerçekleştirilebilir. Bu maksatla geliştirilen yöntemler arasında yaygın olarak kullanılan metodlar sızıntı suyu geri devir uygulaması ile atıkların nem muhtevasının artırılması ve depo gövdesinde ayrışmanın aerobik şartlarda gerçekleşmesinin sağlanmasıdır.

Depo sahalarında atık stabilizasyonun hızlandırılması, depo sahalarının uzun süreli kontrol edilme gerekliliğini ortadan kaldırmanın yanında sızıntı suyu yönetimini kolaylaştırılması, ilave depolama hacmi sağlama ve sahaların uzun süreli etkisinin minimuma indirilmesi gibi önemli avantajlar sağlamaktadır.

Bu çalışmada katı atıkların depo sahalarında aerobik ve anaerobik ayrışması ile, her iki ayrışma prosesi sırasında sızıntı suyu geri devir uygulamasının, atıkların ayrışma hızları, sızıntı suyu miktar ve bileşenleri, depo gazı bileşenleri ve katı atık özellikleri üzerindeki etkisi laboratuvar ölçekli pilot tesislerde araştırılmıştır.

Çalışmanın yürütülmesindeki ve yönlendirilmesindeki katkıları, gösterdiği yakın alaka ve desteği sebebiyle Sayın Hocam Prof. Dr. Ahmet DEMİR'e şükranlarımı arz ederim.

Deneysel çalışmaların yürütülmesi esnasında gösterdiği destek ve sağladığı araştırma imkanları sebebiyle Çevre Mühendisliği Bölümü Başkanı ve tez izleme kurulunun değerleri üyesi Prof. Dr. Ferruh ERTÜRK'e şükranlarımı sunarım.

Deneysel çalışmaların yürütülmesi esnasında sağladığı katkılar dolayısıyla tez izleme kurulunun değerli üyesi Sayın Prof. Dr. Cumali KINACI'ya şükranlarımı sunarım.

Ayrıca doktora tez jürimde yer alan Sayın Hocam Prof. Dr. Mehmet KARPUZCU'ya katkılarından dolayı teşekkürü bir borç bilirim.

Çalışma kapsamında ihtiyaç duyulan katı atık numunelerinin hazırlanması ve temini işlemlerinin İstanbul'un Avrupa yakasında oluşan kentsel katı atıkların depolandığı Odayeri düzenli depolama alanı ile Kompost ve Geri Kazanım Tesisi'nde gerçekleşmesine imkan hazırlayan başta Prof. Dr. Adem BAŞTÜRK olmak üzere, Prof. Dr. Mustafa ÖZTÜRK'e, İSTAÇ A.Ş. Genel Müdürlüğü'ne ve Harita Mühendisi Suphi ÇAĞLAR'a sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Deneysel çalışmalarım esnasında yardımlarını esirgemeyen G.Y.T.E Çevre Mühendisliği Bölümü Araştırma Görevlisi Çevre Yüksek Mühendisi Mahir İNCE'ye, çalışma süresince gösterdikleri sabır ve yardımlarından dolayı Y.T.Ü Çevre Mühendisliği Bölümü'ndeki çalışma arkadaşlarıma, laboratuvar çalışanlarına ve katkıda bulunan herkese teşekkür ederim.

Katı atık reaktörlerinin tasarımı, işletmeye alınması ve deneysel çalışmalar sırasındaki desteği dolayısıyla, Yrd. Doç. Dr. Bestemin ÖZKAYA'ya şükranlarımı sunarım.

Tez çalışmasının her aşamasında maddi ve manevi desteğini gördüğüm ve istemeden de olsa ihmal ettiğim eşime, tezimin son kısmına yetişen sevgili oğlum Salih Emir'e ve beni yetiştiren ve okumam için hiçbir fedakârlıktan kaçınmayan aileme teşekkürlerimi sunarım.

ÖZET

Bu çalışmada katı atıkların düzenli depo sahalarında stabilizasyonunun hızlandırılması maksadıyla son yıllarda yapılan araştırmalara konu olan sızıntı suyu geri devir uygulaması ile, atıkların aerobik ayrışmasının sağlanması alternatifleri araştırılmıştır. Düzenli depo sahalarında atıkların aerobik ve anaerobik ayrışma proseslerinin belirlenmesi maksadıyla gerçekleştirilen laboratuvar ölçekli çalışmada, iç çapı 50 cm ve yüksekliği 200 cm olan 4 adet reaktör kullanılmıştır. Reaktörler aerobik ve anaerobik işletme şartları için birer adedi kontrol (A-2 ve AN-2) ve birer adedi sızıntı suyu geri devirli (A-1 ve AN-1) olarak tasarlanmıştır. Böylece sızıntı suyu geri devrinin de her iki işletme şartı için atık stabilizasyonuna etkisi tesbit edilmiştir. Çalışma kapsamında aerobik reaktörlerde 250 gün boyunca, anaerobik reaktörlerde ise 470 gün boyunca yapılan ölçüm sonuçlarına yer verilmiştir.

Reaktörlerde oluşan sızıntı suyu miktarları A-1 ve A-2 için 55.1 ve 48.8 L; AN-1 ve AN-2 için ise 70.6 ve 57.4 L olarak tesbit edilmiştir. A-1 reaktöründe oluşan sızıntı suyunun % 53.4'ü, AN-1 reaktöründe ise % 46.7'si geri devrettirilmiştir. Buna göre A-1 reaktöründe deşarj edilen sızıntı suyu miktarında AN-2 reaktörüne göre %55.2; AN-1 reaktörüne göre %31.7; A-2 reaktörüne göre ise % 47.3 oranında azalma tesbit edilmiştir. A-1 ve AN-1 reaktörlerinde uygulanan geri devir oranları sırasıyla 0.35 ve 0.21 L/gün-m³ atık, A-1 ve A-2 reaktörleri için uygulanan hava miktarları ise sırasıyla 0.084 ve 0.086 L/gün kg atık olarak tesbit edilmiştir.

A-1 ve A-2 reaktörlerinde pH 7 değerine sırasıyla 50 ve 70 gün sonra ulaşmışken, AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde bu değerlere 200 ve 350 gün sonra ulaşılmıştır. Aerobik reaktörlerde Cl⁻ konsantrasyonları yaklaşık 100 gün boyunca 3000 mg/L civarında iken pH'daki artışla birlikte 6000 mg/L değerlerine yükselmiş ve 250 gün sonuna kadar bu değerlerde seyretmiştir. Anaerobik reaktörlerde ise başlangıçtan itibaren Cl⁻ konsantrasyonlarında önemli bir değişiklik meydana gelmemiş ve 3000 mg/L değerlerinde belirlenmiştir. Amonyak aerobik ortamda nitrifikasyon yoluyla nitrit ve nitrate oksitlenmesi sebebiyle A-1 ve A-2 reaktörlerinde amonyak konsantrasyonları 250 gün sonunda 120 ve 200 mg/L değerlerine düşmüştür. Anaerobik ortamlarda amonyak ayrışması mümkün olmadığından AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde amonyak konsantrasyonlarında önemli bir değişim tesbit edilmemiştir. KOİ konsantrasyonları organik maddenin aerobik ortamlarda hızla ayrışması sonucunda 70000 mg/L değerlerinden 250 gün sonunda A-1 reaktöründe 5000 mg/L, A-2 reaktöründe ise 8000 mg/L değerlerine düşmüştür. AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde ise KOİ 90000 mg/L değerlerinden 470 gün sonunda 1700 ve 3800 mg/L olarak ölçülmüştür. BOİ/KOİ oranı başlangıçta tüm reaktörlerde 0.8 civarında iken aerobik reaktörlerde 120 gün sonunda 0.2 değerlerine düşmüş, AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde ise bu değerlere depolamadan sırasıyla 400 ve 450 gün sonra ulaşılmıştır. A-1 ve A-2 reaktörlerinde oluşan sızıntı sularında S_{usi}/S_{ti} değerleri depolamadan yaklaşık 200 gün sonra %60 değerlerinde stabil hale gelmişken, AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde bu değerler %50 civarında olup ve depolamadan 300 gün sonra ulaşılmıştır. Katı atık analizlerinden (pH, elementel analizler, TOC, UKM, BMP, SI, TKN, C/N oranı) elde edilen sonuçlar aerobik reaktörlerde anaerobik reaktörlere göre ayrışmanın daha hızlı gerçekleştiğini göstermektedir. SI analizleri ile aerobik reaktörlerde depolamadan yaklaşık 100 gün sonra atıkların hemen hemen stabil hale geldiği tesbit edilmiştir. Anaerobik reaktörlerden alınan numunelerde yapılan BMP analizleri ile AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde atıkların BMP değerleri başlangıçta 3.47 L CH₄/10 g kuru atık iken 400 gün sonunda sırasıyla 2.05 ve 2.4 L/10 g kuru atık olarak tesbit edilmiştir. BMP deneylerinden elde edilen sonuçlar kullanılarak atıkların 1. mertebe ayrışma hızı katsayıları AN-1 ve AN-2 reaktörleri için 0.495 ve 0.316 yıl⁻¹ olarak tesbit edilmiştir. Anaerobik reaktörlerde yapılan depo gazı bileşimi ölçümleri ile AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde metan safhasının depolamadan 350 ve 400 gün sonra başladığı belirlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Katı atık, Düzenli depolama, Aerobik depolama, Anaerobik depolama, Geri devir, Sızıntı suyu

ABSTRACT

In this study, leachate recirculation and aerobic landfilling of solid wastes are investigated as alternative methods for enhancing solid waste stabilization in landfills that are subjected to several research studies for acceleration of solid waste decomposition in recent years. Four landfill reactors with inner diameter of 50 cm and height of 200 cm were used to determine aerobic (A-1 and A-2) and anaerobic (AN-1 and AN-2) decomposition of solid wastes. One of the reactors used as control (A-2 and AN-2) and one used with leachate recirculation (A-1 and AN-1) for each landfilling operation. Thus, the effect of leachate recirculation is also determined for aerobic and anaerobic landfilling alternatives. The results obtained during 250 days for aerobic and 470 days for anaerobic landfill reactors are given.

Leachate quantities generated from A-1, A-2, AN-1 and AN-2 reactors are 55.1, 48.8, 70.6 and 57.4 L, respectively. 53.4 and 46.7% of the generated leachate are recirculated to A-1 and AN-1 reactors respectively. Thus discharged leachate quantity in A-1 reactor is decreased by 55.2% when compared with AN-2 reactor. This decrease is 31.7% and 47.3% for AN-1 and A-2 reactors respectively when compared with A-1 reactor. Leachate recirculation rates for A-1 and AN-1 reactors are 0.35 and 0.21 L/day-m³ of solid waste respectively. Aeration rates applied to A-1 and A-2 reactors are 0.084 and 0.086 L/day-kg solid waste.

The pH of the leachate reached to neutral values after 50 and 70 days of operation for A-1 and A-2 reactors, while these values reached after 200 and 350 days for AN-1 and AN-2 landfill reactors. Cl⁻ concentrations were about 3000 mg/L approximately after 100 days in aerobic reactors. According to the increase in pH values, Cl⁻ concentrations increased to 6000 mg/L and state stable after 100 days of operation in aerobic reactors. There is no considerable change in Cl⁻ concentrations of anaerobic landfill reactors during the test period. NH₃-N concentrations are decreased in aerobic reactors as a result of nitrification processes and determined as 120 and 200 mg/L after 250 days for A-1 and A-2 reactors, respectively. There is no considerable change in NH₃-N concentrations of anaerobic reactors. COD concentrations decreased from 70000 mg/L to 5000 and 8000 mg/L after 250 days of operation for A-1 and A-2 reactors, respectively. On the other hand, COD values decreased from 90000 mg/L to 1700 and 3800 mg/L after 470 days for AN-1 and AN-2 reactors. BOD/COD ratio was about 0.8 for all reactors in the start-up period, while decreased to 0.2 after only 120 days in aerobic reactors. This decrease generated more slowly in anaerobic reactors indicating the rapid decomposition rate in aerobic landfills. S_{usi}/S_{ti} values determined to be higher in aerobic landfill reactors during the test period. The results of the solid waste analysis (pH, elemental analysis, TOC, VS, BMP, SI, TKN, and C/N ratio) indicated that the stabilization of solid wastes generated rapidly in aerobic landfill reactors. The results obtained from SI analyses indicated that solid wastes were almost stable after 100 days of operation in aerobic landfills. BMP analysis realized on the solid wastes obtained from AN-1 and AN-2 reactors show that the methane potential of solid wastes was 3.47 L CH₄/10 g dry waste for raw waste. After 400 days of operation, BMP values are determined to be 2.05 and 2.4 L CH₄/10 g dry waste for AN-1 and AN-2 reactors, respectively. First order kinetic rates of solid waste decomposition in anaerobic reactors are determined using the results obtained from BMP tests. The decomposition rate coefficients are determined to be 0.495 and 0.316 year⁻¹ for AN-1 and AN-2 reactors, respectively. As a result of the landfill gas composition analysis, it is seen that, the methane quantity of the AN-1 reactor is higher and the methanogenic steady state phase is reached before the AN-2 reactor. Because of more convenient environmental conditions such as moisture, temperature, and pH the anaerobic decomposition in the AN-2 reactor realized rapidly.

Key Words: Solid waste, Landfilling, Aerobic landfill, Anaerobic landfill, Leachate recirculation, Leachate.

1. GİRİŞ

1.1 Konunun Anlam ve Önemi

Toplumların sosyo-ekonomik yapıları değiştikçe üretim, dağıtım ve tüketim alışkanlıkları da değişmekte, hızlı gelişme beraberinde sorunlar da getirmektedir. Nüfusun artması, yaşam standartlarının yükselmesi ve teknolojiadaki gelişmelerin artması sonucu, katı atık miktarları da son yıllarda önemli miktarlarda artmıştır. Bu atıkların çevre problemlerine yol açmayacak şekilde bertaraf edilmesi gerekmektedir. Katı atıkların düzenli depo sahalarında bertaraf edilmesi, yakma ve kompostlaştırma gibi diğer alternatif atık bertaraf yöntemleri arasında, ekonomik avantajları dolayısıyla en yaygın olarak kullanılan yöntemdir. Düzenli depolama, maliyetinin düşük olmasının yanında, atıkların kontrollü şartlar altında inert ve stabilize olmuş maddelere dönüşüncüye kadar ayrışmasına da imkan sağlamaktadır.

Düzenli depolama alanına giren katı atıklar fiziksel, kimyasal ve biyolojik değişimlere uğrar. Bir reaktöre benzetilebilen bu sahalarda katı faz (çöp), sıvı faz (sızıntı suyu) ve gaz fazı olarak adlandırılan üç fiziki faz mevcuttur. Klasik depo sahaları, atıkların anaerobik ayrışmasına olanak sağlamalarına rağmen, çevre ve insan sağlığı üzerinde etkili olan iki önemli dezavantaja da sahiptir. Bunlardan birincisi, yüksek konsantrasyonlarda organik kirletici ve patojen ihtiva eden sızıntı suyunun oluşmasıdır. İkincisi ise, atıkların çok yavaş bir şekilde ayrışması ve buna bağlı olarak sahanın uzun yıllar boyunca, risklerin azaltılması bakımından kontrol edilme gerekliliğinin ortaya çıkmasıdır.

Atıkların düzenli depo sahalarında anaerobik ayrışması çok yavaş bir süreçtir ve ayrışma hızı depolanmış atığın yaşı ve bileşenleri, nem muhtevası, sahanın jeolojik yapısı, depo gövdesindeki sıcaklık, üst örtü tabakasının etkinliği ve pH gibi pek çok faktöre bağlı olarak değişmektedir. Düzenli depolama yönteminin yaygın bir şekilde kullanılmaya başlanmasından sonra, ayrışmanın uzun yıllar boyunca sürmesi, oluşan depo gazı ve sızıntı sularının insan sağlığı ve çevre üzerinde olumsuz etkileri ve atıkların stabilizasyonu sağlanıncaya kadar bu sahaların kontrol edilmesi gerekliliği sebebiyle, ayrışmanın hızlandırılması için çeşitli uygulamalar geliştirilmiştir. Biyoreaktör depo sahaları olarak adlandırılan bu depo sahaları biyolojik olarak ayrışabilen organik maddelerin daha kısa sürede stabilize olmalarını sağlayacak şekilde tasarlanan depo sahaları olarak tanımlanmaktadır. Literatürde atıkların kontrolü ve sadece seçilen atıkların depolanması, atıkların parçalanması, atıkların sıkıştırılması, tampon ilavesi, arıtma çamuru ilavesi, enzim ilavesi, sızıntı suyu geri devir uygulaması ve aerobik ayrışmanın meydana gelmesinin sağlanması gibi bazı teknikler

araştırılmış olmasına rağmen, sızıntı suyu geri devir uygulaması ve aerobik depolama yöntemleri, üzerinde en çok durulan yöntemlerdir.

Yapılan çok sayıda laboratuvar ve pilot ölçekli çalışma sonucunda katı atıkların ayrışma hızlarının, depo gövdesinin nem muhtevasının sızıntı suyunun saha üzerine geri devrettirilmesiyle arttığı belirlenmiştir. Sızıntı suyunun geri devrettirilmesi ile yüksek kirletici potansiyeline sahip bu suların ucuz bir yolla arıtılması da sağlanmış olmaktadır. Sızıntı suyu geri devir işleminin diğer avantajları sızıntı suyu özelliklerinin iyileştirilmesi, biyokimyasal metodlarla arıtılacak sızıntı suyu miktarının azaltılması, gaz oluşumunun hızlandırılması olarak sayılabilir.

Katı atık düzenli depo sahalarında stabilizasyonun hızlandırılması gayesiyle son yıllarda çeşitli araştırmalara konu olan bir diğer yöntem ise aerobik depolama yöntemidir. Mevcut depo sahalarına kolayca ve düşük maliyetle uygulanabilen bu sistem ile depo sahalarında meydana gelen anaerobik ayrışma kolaylıkla aerobik ayrışmaya dönüştürülebilir. Katı atıkların depo sahalarında aerobik ayrışması, ayrışma hızını önemli ölçüde arttırmakta, oluşan depo gazı ve sızıntı suyu miktarlarını azaltmakta ve sahanın işletme ömrünü arttırmaktadır.

Türkiye’de yılda oluşan ortalama 25 milyon ton atığın % 33’ü düzenli depolama alanlarında bertaraf edilmektedir. Ancak yapılan yasal düzenlemelerle bu oranın önümüzdeki yıllarda artması beklenmektedir. Bu sebeple, düzenli depolama alanlarının insan ve çevre sağlığı üzerindeki olumsuz etkilerinin önceden belirlenmesi ve gerekli önlemlerin alınması büyük önem taşımaktadır. Özellikle büyük şehirlerde depolama alanlarının büyüklüğü ve oluşan çöp miktarının fazlalığı, organik ve inorganik kirleticileri ihtiva eden aşırı miktarda sızıntı suyu oluşumuna ve fazla miktarda depo gazı oluşumuna sebep olmaktadır. Dolayısıyla, düzenli depolama alanlarında sızıntı suyu ve depo gazı yönetimi önemli bir yer tutmaktadır. Depo sahalarında işletme sırasında ve saha kapatıldıktan sonra yıllarca süren sızıntı suyu ve depo gazı oluşumunun kontrol edilmesi çevresel açıdan büyük önem taşımaktadır. Bu sebeple, düzenli depo sahalarında oluşan sızıntı suyu miktarının azaltılması ve sahada arıtımının sağlanması, depo gazı oluşumunun hızlandırılması veya engellenmesi maksatlarıyla uygulanabilecek yöntemlerin ve bu yöntemlerin uygulanması sırasında tercih edilecek optimum işletme şartlarının belirlenmesi büyük önem taşımaktadır.

1.2 Tezin Amaç ve Kapsamı

Bu çalışmanın amacı, sızıntı suyu geri devir uygulamasının depo sahalarında aerobik ve anaerobik ayrışma süreçlerine etkisinin laboratuvar ölçekli pilot tesislerde belirlenmesidir. Bu maksatla, sızıntı suyu geri devrinin sızıntı suyu miktar ve bileşenleri, depo gazı bileşenleri ve atık stabilizasyonu üzerindeki etkisi tesbit edilmiştir. Özellikle depo sahalarında uzun süreli ayrışma proseslerinin gerek sızıntı suyu geri devir uygulaması ve gerekse aerobik depolama yöntemleri ile hızlandırılması, bu uygulamaların yüksek kirletici konsantrasyonlarına sahip sızıntı sularının miktar ve özellikleri üzerindeki etkisinin incelenmesi, depo gazı miktar ve bileşenlerinde meydana gelen değişimlerin belirlenmesi hedeflenmiştir. Sonuç olarak, düzenli depolama yönteminin geliştirilmesi ve daha verimli bir işletme ortaya koymak maksadıyla çalışmalardan elde edilen bulgular değerlendirilmiştir.

Çalışma kapsamında her biri farklı işletme şartlarında olmak üzere, 50 cm iç çapa ve 200 cm yüksekliğe sahip 4 adet reaktör kullanılmıştır. Bu reaktörlerde incelenen depolama alternatifleri;

1. Klasik anaerobik depolama,
 2. Anaerobik sızıntı suyu geri devirli depolama,
 3. Aerobik depolama,
 4. Aerobik sızıntı suyu geri devirli depolama,
- yöntemleridir.

Çalışma kapsamında her bir reaktörde;

- Sızıntı suyu miktarı,
 - Sızıntı suyu bileşenleri (pH, iletkenlik, toplam alkalinite, toplam çözünmüş katı madde, oksidasyon-redüksiyon potansiyeli, KOİ, BOİ, Cl^- , SO_4^{2-} , TKN, NH_3 , NO_3^- , KOİ fraksiyonları, ağır metaller (Cu, Zn, Cd, Cr, Ni, Pb) ve Fe, Ca, K, Na bileşenleri),
 - Katı atık özelliklerinin zamanla değişimi (elementel analizler, pH, su muhtevası, TOC, TKN, C/N oranı, UKM, SI, BMP),
 - Anaerobik reaktörlerde depo gazı bileşiminin zamanla değişimi (CH_4 , CO_2 , H_2S , O_2),
 - Atık gövdesinde sıcaklık değişimleri,
- izlenmiştir.

7 bölümünden oluşan çalışmada her bölümün içeriği kısaca aşağıda özetlenmiştir.

Bölüm 1 Girişe ayrılmış ve çalışma hakkında özet bilgilere yer verilmiştir.

Bölüm 2’de Katı atıkların miktar ve özellikleri açıklanmış, dünyada uygulanan katı atık bertaraf yöntemleri hakkında bilgiler verilmiştir.

Bölüm 3’te Katı atık düzenli depo sahalarında atıkların aerobik ve anaerobik ayrışma prosesleri ile bu prosesleri etkileyen faktörler açıklanmıştır. Ayrıca, düzenli depolama alanlarında sızıntı suyu oluşumu ve sızıntı sularının karakteristik özellikleri ile düzenli depolama alanlarının çevresel etkileri değerlendirilmiştir.

Bölüm 4’te Katı atık düzenli depo sahalarında atık stabilizasyonunun hızlandırılması maksadıyla dünyada uygulanan ve araştırılan yöntemler hakkında bilgi verilmiş, bu çalışmaya konu olan sızıntı suyu geri devir uygulaması ve aerobik depolama ile ilgili yapılan çalışmalar açıklanmıştır.

Bölüm 5’te Deneysel çalışmalarda kullanılan reaktörler, materyal ve metod, analiz yöntemleri ve deneysel çalışmalarda tatbik edilen prosedür ile ilgili bilgiler verilmiştir.

Bölüm 6’da Deneysel çalışmalardan elde edilen sonuçlar değerlendirilmiş ve elde edilen bulgular diğer araştırmacıların çalışmaları ile karşılaştırılmıştır.

Bölüm 7’de Deneysel çalışmalardan elde edilen sonuçlar ve yorumlara yer verilmiştir.

2. KATI ATIKLAR

Kentleşmenin artmasıyla birlikte özellikle nüfusun fazla olduğu yerleşim bölgelerinde ortaya çıkan katı atık sorunu, günümüzde en önemli çevre problemlerinden birini oluşturmaktadır. 1991 yılında yürürlüğe giren ve son olarak 2002 yılında revize edilen Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği'ne göre, "üreticisi tarafında atılmak istenen, toplumun huzuru ile özellikle çevrenin korunması bakımından düzenli bir şekilde bertaraf edilmesi gereken katı madde ve arıtma çamurlarının tümü" (Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği, 1991), şeklinde tanımlanan katı atıklar, toprak, hava ve su kirliliğine sebep olma açısından önemli bir risk teşkil etmektedir. Miktarı her geçen gün artan katı atıkların çevrede yol açtığı olumsuz etkiler nedeniyle, bu atıkların teknik yöntemlerle bertaraf edilme gerekliliği ortaya çıkmıştır.

Uygun değerlendirme ve geri kazanma yöntemlerinin tesbiti ve uygulanabilmesi amacıyla katı atıkların sınıflandırılması gerekmektedir. Bunun için de çeşitli sınıflandırma şekilleri geliştirilmiştir. Katı atıklar, kaynaklarına göre evsel, ticari, kurumsal ve endüstriyel katı atıklar ile sokak süprüntüleri, inşaat yıkım ve hafriyat atıkları, arıtma tesisi çamurları, tehlikeli atıklar ve hastane atıkları olarak sınıflandırılırken, bileşimlerine göre bir ayırma yapılmak istendiğinde organikler, inorganikler ve küller olmak üzere üç kısımda incelenebilirler.

2.1 Katı Atıkların Miktar ve Özellikleri

Katı atıkların miktar ve bileşimi, ülkeden ülkeye ve hatta aynı ülkede kentten kente, yerel koşullara, mevsimlere ve tüketim alışkanlıklarına bağlı olarak değişiklik göstermektedir. Bu değişim insanların sosyo-ekonomik yapısı ile ilgili olmakla beraber, en çok gelir seviyesiyle tüketim ve kullanım alışkanlıklarına bağlıdır. Tüketim alışkanlıklarında meydana gelen değişiklikler sonucu katı atıkların yapısında oluşan değişimlerin sürekli olarak izlenmesi, ve bunun için de sürekli örnekleme yapılması gerekmektedir (Buenrostro, vd., 2001). Çizelge 2.1'de katı atık bileşiminin ülkelere göre değişimi verilmiştir.

Ülkemizde katı atık bileşimiyle ilgili genel bir çalışma yapılmamakla birlikte, özellikle büyük şehirlerde katı atıkların önemli bir sorun teşkil etmesi sebebiyle çeşitli yıllarda atık kompozisyonunun tesbiti için çalışmalar yapılmıştır. İstanbul'da muhtelif yıllarda yapılan atık karakterizasyon çalışmalarının sonuçları Çizelge 2.2'de verilmiştir.

Çizelge 2.1 Katı atık bileşiminin ülkelere göre değişimi (Lee, 1996)

Ülke	Kağıt	Organik	Cam	Plastik	Metal	Tekstil	Taş ve Tuğla	Diğer
A.B.D. ¹	37.6	29.2	6.6	9.3	8.3		----	
Almanya ²	20.8	28.3	10.4	7.7 ³	3.9	----	2.8	----
Avustralya	24	46	11	10	5	----	----	4
Avusturya	22.4	27.8	5.3	10.3	4.2	2.2	4.6	23.2
Danimarka ⁴	29	38	4	5	13	----	----	21
	34	30	6	6	8	----	----	16
Filipinler	10	33	3	9	4	----	----	42
Finlandiya	51	29	6	5	2	2	----	5
Fransa ²	30	25	12	6	5	4	----	18
Güney Afrika ⁵	33	31	12	7	7	----	0	9
	16	45	12	10	8	----	3	5
Hindistan	2.2	36	0.4	1	0.5	----	----	60
Hollanda ²	24.2	52.4	7.2	7.1	3.2	2.9	----	3.0
İngiltere ⁶	33.9	23.4	14.4	4.2	7.1	4.1	----	12.9
İsveç	35-45	25-35	6-8	8-10	2-4	2-4	----	6-9
İsviçre ⁷	20.8	33.0	8.7	13.4	5.9	----	----	9.6
İtalya	22.3	42.1	7.1 ⁸	7.2	3.0	----	----	18.3
Japonya	31-37	10-16	14-16	14-16	5.5-6.4	3.8	----	----
Kanada	38.9	33.9	6.5	4.9	6.2	3.6	1.8	4.4

¹ 1993 verilerine göre.² Sadece evsel katı atıklar.³ Tekstil atıkları dahil.⁴ Alttaki değerler sadece evsel katı atıkları göstermektedir.⁵ Üstteki değerler şehirlere, alttakiler ise kırsal bölgelere aittir.⁶ 1980 verilerine göre.⁷ 1983 verilerine göre.⁸ Cam ve inert maddeler.

Çizelge 2.2 İstanbul katı atıklarının özellikleri (%Yaş ağırlık olarak)

Parametre	Baştürk, (1979)	WHO/UNDP, (1981)	CH2M Hill, (1992)	Öztürk vd, (1997)	Y.T.Ü, (2003)
Kül	29	14.6	15	13.2	7.0
Organik madde	46.5	60.6	45	48	53.8
Kağıt	19	18.8	14.5	8.4	7.5
Plastik	3.5	3.1	9.5	11	14.4*
Cam	3.0	0.7	3.8	4.6	4.3
Tekstil	3	3.1	5.6	2.9	4.4
Metal	1.5	1.5	2.2	2.3	1.7
Diğerleri	1.5	6.9	4.4	6.3	
Çocuk bezi	-	-	-	3.2	6.9

*Poşet, plastik ve tetrapak toplamı olarak verilmiştir.

Kentsel katı atıkların en önemli fiziksel özellikleri yoğunluk, su muhtevası, alan kapasitesi, özgül ağırlık ve porozitedir. Çizelge 2.3’de kentsel katı atıkların fiziksel özellikleri verilmiştir (Tchobanoglous, vd., 1993).

Çizelge 2.3 Kentsel katı atıkların fiziksel özellikleri

Parametre	Aralık
Yoğunluk, kg/m ³	475 - 830
Hacimsel su muhtevası, %	15 - 50
Arazi kapasitesi, % ağırlık cinsinden	50 - 60 (Sıkıştırılmamış atık için)
Özgül ağırlık, t/m ³	1.7 – 2.5
Boşluk oranı, %	40 - 60

Kentsel katı atıkların kimyasal özellikleri, su muhtevası, uçucu katı madde , inorganik karbon içeriği, atığın kül muhtevası ve atığın kalorifik değeridir. Atıkların biyolojik özellikleri organik madde içeriği ile belirlenir. Kentsel katı atıkların organik bileşenleri, suda çözünebilen kısımları (şekerler, nişasta, amino asitler, uçucu organik asitler), hemiselüloz, lignin , selüloz, lignoselüloz ve proteinlerdir. Kentsel katı atıklar kuru ağırlık bazında , %30-50 selüloz, %10-15 lignin, %10-12 hemiselüloz, %10-15 yağlar ve organikler %5-10 civarında da proteinlerden oluşmakta ve metan potansiyelinin %90’ı selüloz ve hemiselülozun ayrışmasından ileri gelmektedir (Barlaz, 1989).

2.2 Katı Atık Bertaraf Yöntemleri

Katı atık yönetiminin amacı, kaynak israfını önlemek ve kaynak yaratmanın dışında eldeki mevcut kaynaklara göre sistemin daha iyi çalışmasını sağlamaktır. Bu nedenle atıkların bertarafı için yapılan çalışmaların çevreyi en az etkileyecek, çağdaş ve en az masrafla yapılması büyük önem taşımaktadır.

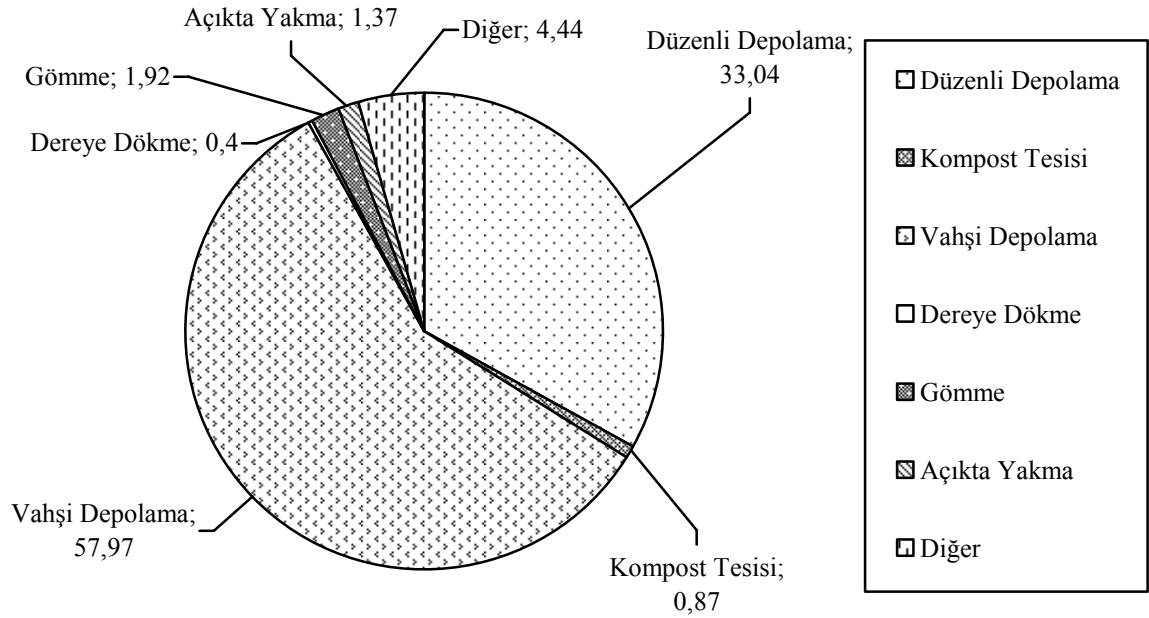
Atıkların bileşimindeki farklılıklara rağmen, biyolojik olarak ayrışabilen kısım (kağıt ve yiyecek atıkları) katı atıkları oluşturan en büyük bileşen durumundadır. Bu organik kısım, aerobik ve anaerobik mikroorganizmaların faaliyetleri sonucunda daha basit bileşenlere dönüştürülebilir. Ayrışma faaliyetlerinin daha etkili bir şekilde gerçekleşmesini sağlamak, çevre ve insan sağlığının ayrışma sonucu ortaya çıkan nihai ürünlerden mümkün olduğu kadar az etkilenmesini sağlamak ve ekonomik açıdan en uygun prosesi bulmak için çeşitli atık bertaraf yöntemleri geliştirilmiştir. Bu yöntemler arasında en yaygın olanları geri kazanma, yakma, kompostlaştırma ve düzenli depolama yöntemleridir. Bu tekniklerin seçiminde, katı atık kompozisyonu, yoğunluğu, nem oranı, karbon/azot oranı ve yakıt değeri, göz önünde bulundurulması gereken önemli özelliklerdir. Çizelge 2.4’de bazı ülkelerde atık bertarafında kullanılan yöntemler verilmiştir. Atık bertaraf yöntemlerinin ülkemizdeki uygulamalarının dağılımları ise Şekil 2.1’de verilmiştir. Buradan görüldüğü gibi, Türkiye’de yaygın olarak kullanılan yöntem vahşi depolama yöntemidir (% 57.97). Ancak yasal düzenlemelerin etkisiyle, katı atıkların önümüzdeki yıllarda gelişmiş ülkelerde kullanılan uygun yöntemlerle bertaraf edilmesi kaçınılmazdır.

Günümüzde uygulanmakta olan tüm atık bertaraf yöntemlerinde öncelikli gaye, atık miktarının azaltılması ve geri kazanılabilecek maddelerin tekrar ekonomiye kazandırılmasıdır. Geri dönüşüm; atıkların özelliklerinden faydalanarak içindeki bileşenlerin fiziksel, kimyasal ve biyokimyasal yöntemlerle başka ürünlere veya enerjiye dönüştürülmesidir. Tekrar kullanımın uygulanması durumunda ürünün kullanım süresi uzatılmış olur (Daskalopoulos, vd., 1997a). Bu sebeple, atık içerisindeki geri kazanılabilir madde (cam, plastik, kağıt, metal vb.) miktarı yeterli ise geri kazanım mutlaka yapılmalıdır.

Yakma, son yıllarda depolama alanlarının azlığı ve arazi fiyatlarının artması sebebiyle birçok ülke tarafından benimsenmiş ve uygulanmaktadır. Geri dönüşümü mümkün maddelerin ayrılmasından sonra, katı atık nem oranı ve kalorifik değerinin uygun olması halinde, gerekli hava kalitesi standartlarının sağlanması şartıyla bu yöntemin uygulanması ekonomik ve çevresel açıdan faydalı olmaktadır. Söz konusu yöntem uygulanmadan önce mutlak surette katı atıkların yakma işlemi için gerekli şartları sağlayıp sağlamadığı kontrol edilmelidir (Daskalopoulos, vd., 1997b).

Çizelge 2.4 Çeşitli ülkelerdeki katı atık yönetim teknolojilerinin dağılımı (Leao, vd., 2001)

Ülke	Katı atık bertaraf teknolojisinin kullanıldığı oran (%)			
	Düzenli depolama	Yakma	Kompostlaştırma	Geri Kazanma
Avustralya	82	2.5	-	15.5
Kanada	80	8	2	10
Fransa	45	42	10	3
Almanya	46	36	2	16
Yunanistan	100	-	-	-
İrlanda	97	-	-	3
İtalya	74	16	7	3
Hollanda	45	35	5	15
Portekiz	85	-	15	-
İspanya	64	6	17	13
İngiltere	88	6	-	6
A.B.D.	67	16	2	15



Şekil 2.1 Bertaraf yöntemine göre belediye katı atık yüzdeleri (D.İ.E., 2003)

Yakma işlemi, katı atıkların yüksek sıcaklıklarda yakılarak bertaraf edilmesini sağlamaktadır. Bu yöntemle atık hacmi önemli oranda azaltılmakla birlikte, nihai olarak depolanması gereken artıklar oluşmaktadır. Atıkların yanması sonucu açığa çıkan ısı enerjisinden faydalanılabilir. Yöntemin uygulanmasıyla ortaya çıkan en önemli problemlerden biri hava kirliliğidir. Yanma sonucu ortaya çıkan çok küçük partiküllerin ve toksik gazların (dioksin gibi) kontrol edilmesi gerekmektedir (Tchobanoglous, vd., 1993). Diğer önemli problemler arasında zemin drenajından kaynaklanan suyun bertarafı, oluşan külün yüksek konsantrasyonlarda ağır metal içermesi ve bu külün depo sahalarında bertaraf edilme zorunluluğu sayılabilir. Tüm bu problemlerin insan sağlığı üzerinde yol açabileceği tehlikelerden dolayı yakma yöntemi, günümüzde çok yaygın olarak kullanılmamaktadır.

Kompost, katı atık içerisindeki organik maddelerin biyokimyasal süreçten geçirilerek humusa benzer bir malzemeye dönüştürülmesidir. Katı ve sıvı atıklar içindeki organik maddeler çeşitli mikroorganizmalar vasıtasıyla daha basit bileşiklere, bilhassa CO₂ ve H₂O'ya dönüşür. Kompostlaştırma aerobik ve anaerobik olmak üzere iki yolla yapılabilir. Anaerobik süreçte dönüşüm esnasında yan ürün olarak biyogaz da elde edilmektedir. Atıkların uygun kısımları kompost yapılsa bile, yaklaşık %30'luk bir kısmının nihai olarak başka bir usulle uzaklaştırılması gerekmektedir (Daskalopoulos, vd., 1997b).

Görüldüğü gibi bütün atık bertaraf yöntemlerinin sonucunda, nihai olarak depolanması gereken bir kısım meydana gelmektedir. Bu sebeple, düzenli depolama yöntemi atıkların bertarafında tüm dünyada gerek ekonomik avantajları dolayısıyla ve gerekse atıkların stabilizasyona erişene kadar ayrışmasına imkan vermesi sebebiyle yaygın bir şekilde kullanılmaktadır.

Katı atıkların arazide depolanması, katı atık yönetiminde yaygın olarak kullanılan bir yöntemdir. Yapılan arkeolojik çalışmalardan elde edilen sonuçlar, depolama yönteminin yaklaşık 5000 yıldır kullanıldığını göstermektedir. Düzenli depolama yöntemi günümüzde de, yakma ve kompostlaştırma gibi alternatif atık bertaraf yöntemleriyle karşılaştırıldığında, ekonomik avantajları dolayısıyla en yaygın olarak kullanılan yöntemdir. Katı atık oluşumu ve bertarafı üzerine gelişmiş ülkelerde yapılan bir araştırmada, bu ülkelerde katı atıkların % 73'ünün düzenli depolama yöntemiyle bertaraf edildiği ortaya çıkmıştır (EPA, 1995; Leao, vd., 2001).

Depo sahalarına depolanan atıklar içerisindeki organik maddeler mikroorganizma faaliyetleri ile ayrışır. Klasik depo sahalarında ayrışma proseslerinin başlangıcında, aerobik bakteriler organik maddeleri organik asitlere ve diğer kimyasal bileşiklere dönüştürürler. Atıkların üzeri kapatıldıktan sonra, ortamda bulunan oksijen, bu mikroorganizmalar tarafından hızla tüketilir. Bundan sonra meydana gelen biyolojik ayrışma prosesleri anaerobik mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilir. Bu mikroorganizmaların faaliyetleri sonucu ortaya çıkan temel ürünler depo gazları, yüksek kirletici konsantrasyonlarına sahip sızıntı suları ve stabilize olmuş atıklardır. Anaerobik ayrışma çok yavaş bir süreçtir ve ayrışma hızı nem, sıcaklık ve pH gibi pek çok faktöre bağlı olarak değişmektedir. Klasik depolama alanlarında atıkların ayrışma proseslerinin tamamlanması çevresel faktörlere bağlı olarak 20-30 yıl boyunca devam etmektedir.

3. DÜZENLİ DEPO SAHALARINDA ATIKLARIN AYRIŞMASI

Düzenli depolama, yakma ve kompostlaştırma gibi diğer alternatif atık bertaraf teknolojilerine nazaran maliyet açısından avantajlı olup yaygın olarak kullanılmaktadır. Depolamada karşılaşılan problemler tamamen çözülemediği halde, düzenli depolama çevresel açıdan kabul edilebilir bir yöntem olarak benimsenmiştir.

Katı atık düzenli depo sahaları, atıkların sıkışması, iklim, su muhtevası gibi şartlarla kontrol edilen biyolojik, kimyasal ve fiziksel reaksiyonların meydana geldiği bir reaktör olarak düşünülebilir. Böyle bir reaktörde (Şekil 3.1) katı faz (atık), sıvı faz (sızıntı suyu), ve gaz fazı (biyogaz) olmak üzere 3 faz mevcuttur.



Şekil 3.1 Depo sahalarında madde dönüşümü

Düzenli depo sahalarında atığın ayrışması ve stabilize olması sırasında gerçekleşen proseslerin anlaşılabilmesi için, öncelikle atığın depolandıktan sonra maruz kaldığı parçalanma proseslerinin anlaşılması gerekmektedir. Bu prosesler eş zamanlı olarak gerçekleşmelerine ve birbirleriyle yakından ilişkili olmalarına rağmen, genel olarak kimyasal, biyolojik ve fiziksel prosesler olmak üzere 3 gruba ayrılırlar. Gaz, sızıntı suyu, artık madde ve biyolojik olarak stabil hale gelmiş nihai ürünler, bu üç prosesin gerçekleşmesiyle meydana gelir (Reinhart ve Al-Yousfi, 1996).

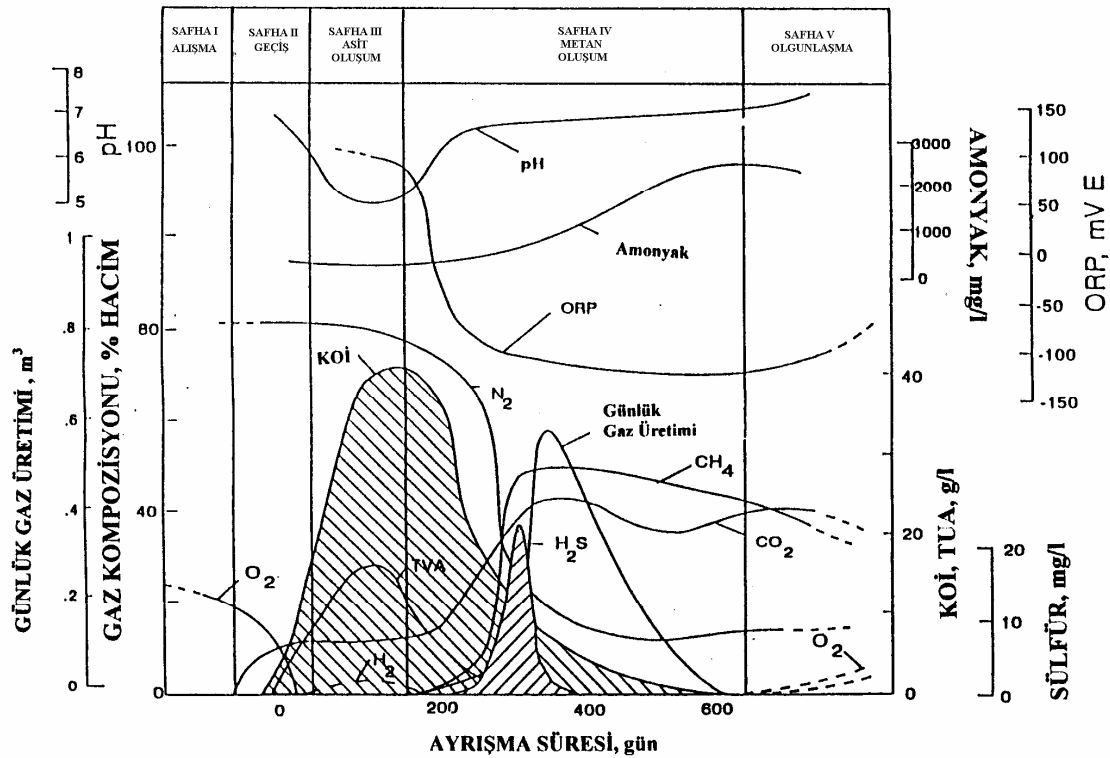
Depolanan atıklar, farklı nem muhtevasına sahip organik ve inorganik maddelerin çeşitli oranlardaki karışımlarından meydana gelir. Düzenli depo sahalarında atıkların ayrışması oldukça karmaşık bir prosestir. Fiziksel ayrışma, farklı materyallerin atıklardan ayrılması ve ayrışma sonunda atığın fiziksel özelliklerinde meydana gelen değişiklikler olarak tanımlanabilir. Kimyasal ayrışma, atık içerisindeki maddelerin sızıntı suyuyla çözünmesiyle gerçekleşir. Çökelme reaksiyonları, adsorpsiyon ve desorpsiyon reaksiyonları da kimyasal ayrışma sırasında meydana gelir. Biyolojik ayrışma ise, depo sahasında atıkların maruz kaldığı en önemli prosestir. Biyolojik ayrışma, pH ve redoks potansiyelleri gibi değişkenler üzerindeki etkisinden dolayı fiziksel ve kimyasal ayrışmayı da kontrol eden prosestir.

Katı atıklar, sadece organik maddelerden oluşmazlar ve depolanan atıkların en önemli özelliklerinden biri, bu atıkların heterojenliğidir. Katı atıkların yaklaşık olarak %75'i ayrışabilir organik maddelerden oluşmakta olup, bu organik kısım yiyecek ve bahçe atıkları gibi kolay ayrışabilen maddeler, kağıt ve tekstil gibi yavaş ayrışabilen maddeler ve plastik gibi zor ayrışabilen maddelerden oluşmaktadır (Gendebien vd., 1992).

3.1 Düzenli Depo Sahalarında Atıkların Anaerobik Ayrışması

Klasik depolama alanlarında, kendi hallerine bırakıldıklarında mikroorganizma faaliyetleri sonucunda oksijen tükenene kadar aerobik olarak ayrışan organik maddeler, daha sonra anaerobik olarak ayrışır ve önemli miktarda CO_2 ve CH_4 içeren bir gaz oluşur. Fermantasyon tamamlandığında, geriye sadece çok yavaş bir şekilde ayrışabilen artık bir madde kalır. Bu artık organik madde stabilize olmuştur. Optimum şartlar altında atık stabilizasyonu 10-20 yılda tamamlanır (Cooper, vd., 1992).

Katı atık depo sahalarında depolanan atıkların ayrışması beş safhada incelenebilir. Sızıntı suyu ve depo gazı özellikleri her safhada meydana gelen farklı mikrobiyolojik aktivitelerin sonucu olarak değişim göstermektedir. Sızıntı suyu ve depo gazı bileşenlerinin ayrışma safhalarındaki değişimi Şekil 3.2'de verilmiştir.



Şekil 3.2 Atıkların anaerobik ayrışma fazları

Katı atık düzenli depo sahalarında atıklar depolanıp üzeri örtüldükten hemen sonra, ortamda O_2 mevcut olduğundan, organik maddelerin ayrışması ilk etapta aerobik şartlar altında gerçekleşir. Bu aşamada basit şekerler hızla parçalanırken, lignin, tannin gibi doğal polimerlerin biyolojik ayrışması daha yavaş bir şekilde gerçekleşir. Bu safhada önemli miktarda kimyasal ara ürünlerle birlikte büyük çoğunluğu CO_2 ve amonyak (NH_3) olan ve içerisinde önemli miktarda su bulunan bir gaz karışımı oluşur. Atıklar depolandıktan hemen sonra ısı açığa çıkmaya başlar ve sıcaklık hızla artar. Daha sonra, atık içerisindeki O_2 hızla tükenir ve atıkların ayrışması anaerobik şartlar altında devam eder.

Nem muhtevası yeterli derecede yüksek ise ve ortamda yeterli miktarda mikroorganizma mevcut ise ortamdaki O_2 tükenir tükenmez anaerobik ayrışma safhası başlar. Katı haldeki organik karbon bir grup bakteri tarafından karbonun en kararlı iki hali olan CH_4 ve CO_2 'e dönüştürülür. Ancak, atık içerisindeki organik karbonun parçalanmasını sağlayan biyolojik prosesler daha karmaşıktır. Anaerobik mikrobiyal aktivite birbirini izleyen birkaç kademedir oluşur. Bunlar hidroliz, asit oluşumu, asetat oluşumu ve metan oluşumudur. Şekil 3.3'de anaerobik ayrışmayı gerçekleştiren bakteri grupları, substratlar ve ara ürünler arasındaki en önemli etkileşimler verilmiştir.

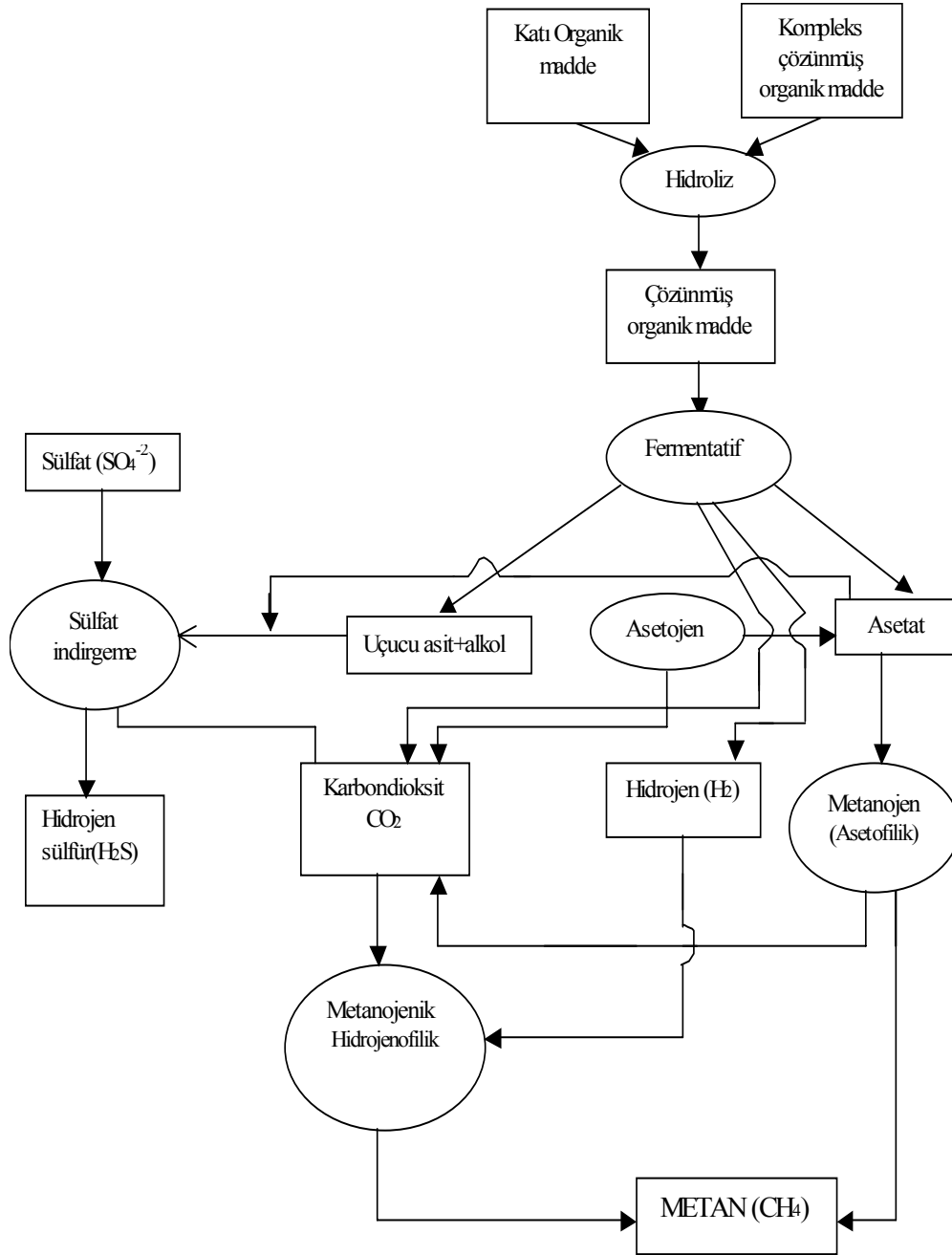
Birinci grup fermantatif bakteriler, kompleks besin maddelerinin hidrolizini gerçekleştirirler. Bunun sonucunda oluşan ürünler basit şekerler, aminoasitler ve yağ asitleri gibi farklı zincir uzunluklarına sahip (genellikle uzun zincirli) monomerlerdir. Bu monomerler daha sonra, aynı veya diğer bir grup fermantatif bakteri tarafından asetat, hidrojen, propiyonat, butirat, valerat, kaproat, laktat ve etanol gibi değişik ara ürünlere dönüştürülürler. Diğer bir grup bakteri ise son ara ürünleri asetat ve hidrojene dönüştürür. Azot ihtiva eden organik moleküller amonyum iyonlarına, sülfür içeren organik moleküller ise sülfite (HS^-) dönüştürülürler (Gendebien vd., 1992). Son olarak, metanojenler,



reaksiyonuna göre veya CO_2 'in H_2 ile indirgenmesi yolu ile;



CH_4 oluştururlar. Çizelge 3.1'de anaerobik ayrışma proseslerinde etkin olan bakteri grupları tarafından gerçekleştirilen en önemli reaksiyonlar verilmiştir. Atıkların depo sahalarında anaerobik ayrışma safhaları aşağıda kısaca özetlenmiştir.



Şekil 3.3 Anaerobik ayrışma sırasında gerçekleşen ayrışma safhaları, substratlar ve önemli bakteri grupları (Christensen ve Kjeldsen, 1989)

Çizelge 3.1 Anaerobik ayrışmayı gerçekleştiren dört grup bakteri tarafından gerçekleştirilen en önemli reaksiyonlar (Christensen ve Kjeldsen, 1989)

Fermentatif Prosesler	
$C_6H_{12}O_6 + 2 H_2O$	$2 CH_3COOH + H_2 + 2 CO_2$
$C_6H_{12}O_6$	$CH_3C_2H_4COOH + 2 H_2 + 2 CO_2$
$C_6H_{12}O_6$	$2 CH_3CH_2OH + 2 CO_2$
Asetojenik Prosesler	
$CH_3CH_2COOH + 2 H_2O$	$CH_3COOH + 3 H_2 + CO_2$
$CH_3C_2H_4COOH + 2 H_2O$	$2 CH_3COOH + 2 H_2$
$CH_3CH_2OH + H_2O$	$CH_3COOH + 2 H_2$
$C_6H_5COOH + 4 H_2O$	$CH_3COOH + H_2$
Metanojenik Prosesler	
$4 H_2 + CO_2$	$CH_4 + 2 H_2O$
CH_3COOH	$CH_4 + CO_2$
$HCOOH + 3 H_2$	$CH_4 + 2 H_2O$
$CH_3OH + H_2$	$CH_4 + H_2O$
Sülfat İndirgeme Prosesleri	
$4 H_2 + SO_4^{2-} + H^+$	$HS^- + 4 H_2O$
$CH_3COOH + SO_4^{2-}$	$CO_2 + HS^- + HCO_3^- + H_2O$
$CH_3C_2H_4COOH + SO_4^{2-} + H^+$	$4 CH_3COOH + HS^-$

HCOOH: formik asit, CH₃COOH: asetik asit, CH₃CH₂COOH: propiyonik asit, CH₃C₂H₄COOH: butirik asit, C₆H₁₂O₆: glükoz, CH₃OH: metanol, CH₃CH₂OH: etanol, C₆H₅COOH: benzoik asit, CH₄: metan, CO₂: karbon dioksit, H₂: hidrojen, SO₄²⁻: sülfat, HS⁻:hidrojen sülfid, HCO₃⁻: hidrojen karbonat, H⁺: proton, H₂O: su.

Hidroliz

Kompleks organik bileşiklerin, mikroorganizmalar tarafından parçalanmaya başlamadan önce çözünebilir forma dönüştürülmeleri gerektiğinden, hidroliz safhası anaerobik biyolojik ayrışma proseslerinde çok önemlidir. Organik maddelerin daha küçük, kolayca çözünebilir hale gelmesinden sonra, hidroliz prosesinin depo sahası gövdesinde sınırlayıcı proses olduğu söylenebilir (Christensen ve Kjeldsen, 1989). Hidroliz, fermantasyon bakterileri tarafından üretilen hücre dışı enzimlerden kaynaklanır. Fermantasyon bakterileri, anaerobik ve fakültatif anaerobik mikroorganizmalardan oluşan geniş bir bakteri grubundan oluşmaktadır.

Depo sahalarında atıkların anaerobik ayrışması sırasında gerçekleşen bu ilk fazda CH₄ oluşumu yoktur ve kompleks organik maddeler (selüloz, yağlar, proteinler ve karbonhidratlar)

daha basit organik bileşenlere dönüştürülürler. Hidroliz safhası, her ne kadar bir abiyotik ayrışma prosesi olarak düşünülebilirse de, daha çok bakteriyel faaliyetlerden ve biraz da kompleks organik maddelerin hidrolizini sağlayan enzimlerden etkilenir. Selüloz, bu enzimlere bir örnek olarak gösterilebilir. Bu enzim, depo sahasında glükoz bakımından en zengin bileşen olan selülozun hidrolizini gerçekleştirir. Gerek büyüklük ve gerekse yapı bakımından basit formdaki organik bileşikler enerji veya besi maddesi olarak kullanılmak üzere hücre duvarından geçebilir. Atık içerisindeki organik bileşenlerin bir kısmı bu safhada stabilize olur, ve organik atığın küçük bir kısmı bakteri hücrelerine dönüşür. Yapılarından ve içerdikleri hidroliz olamayan zincirlerden dolayı, organik maddelerin tamamı daha basit bileşiklere dönüştürülemeyebilir. Bu bileşenler biyolojik olarak ayrışamayan maddeler olarak adlandırılır, ve bunların atık içerisindeki miktarları atığın özelliklerine, depo sahasının işletme şartlarına, mevsimlere vb. nedenlere bağlı olarak önemli oranda değişiklik gösterir (Veeken, vd., 2000).

Asitojen-Asit Oluşumu

Bu safhada, hidroliz safhasında meydana gelen daha basit ara ürünlerin bir dizi reaksiyon sonucunda fermentasyonu söz konusudur. Fermentasyon ürünleri başta uçucu yağ asitleri (UYA) olmak üzere alkoller, CO_2 ve hidrojen (H_2)’den oluşmaktadır. Bu safhanın sonunda sızıntı suyunun KOİ ’si ve UYA’leri ortamda bulunabilir (Reinhart ve Al-Yousfi, 1996). Bu fermentasyon prosesleri metanojenik olmayan mikroorganizmalar için birincil enerji kaynağını oluşturmaktadırlar. Bu safhada da, organik maddenin büyük bir kısmının yapısı değişir ve sadece küçük bir kısmı stabilize olur ya da enerji kaynağı olarak tüketilir (Speece, 1996).

Asetojen-Asetat Oluşumu

Bu safhada metanojenik olmayan bakteriler, daha karmaşık bir yapıya sahip olan alkoller ve daha uzun zincirli organik asitleri (yağ asitleri) asetik asit, H_2 ve CO_2 ’e dönüştürürler. Çok miktarda H_2 üretildiğinden, ortamda H_2 tüketen bakterilerin de (sülfat indirgeyen bakteriler, metanojenler) bulunması gerekmektedir. Böylelikle, sistem içerisinde H_2 ’nin kısmi basıncı çok düşük değerlerde tutulmuş olur. Bu şartlar sağlanmadığı takdirde yağ asitleri ortamda birikmeye başlayacak ve pH değeri düşecek, ve bu safhadan sonra meydana gelecek olan CH_4 oluşum safhası inhibasyona uğramış olacaktır. Bu safhada çok aktif olan sülfat indirgeyen bakteriler metanojenlere çok benzerler. Bu bakteriler H_2 , asetik asit ve uzun zincirli uçucu yağ asitlerinin parçalanmasını sağlarlar (Christensen ve Kjeldsen, 1989).

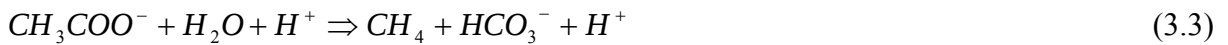
Metanojen-Metan Oluşumu

Metan oluşturan bakteriler tarafından gerçekleştirilen bu safha organik maddelerin anaerobik stabilizasyonunun son kademesidir. Metanojenler, hücre şekli ve yapısı bakımından çok az farklılık gösteren ve çok değişik türleri olan bir bakteri grubudur. Metanojenik bakteriler zorunlu anaerobiktirler ve çok düşük redoks potansiyeline sahiptirler. Metanojenler genel olarak 6 gruba ayrılmışlardır; *Methanobacterium*, *Methanosarcina*, *Methanococcus*, *Methanobrevibacter*, *Methanospirillum*, ve *Methanogenium*. Yaşadıkları ortamın sıcaklığına göre ise metanojenler 3 gruba ayrılabilir: termofilik grup 44 °C'nin üzerindeki sıcaklıklarda faaliyet gösterirler, mezofilik bakteriler 20-44 °C arasında faaliyet gösterirler, ve psikrofilik bakteriler ise 20 °C'nin altında faaliyetlerini sürdürürler. Ancak her üç grup bakterinin de faaliyetlerini gerçekleştirebilmesi için tamamen anaerobik bir ortam (çok düşük oranlarda O₂ de bu bakteriler için toksik olabilir) ve hemen hemen nötr pH değerleri, gerekli olan temel şartlardır (Öztürk, 1999).

Metan bakterileri, metabolizmaları için besi maddesi ve enerji kaynağı olarak çok sınırlı sayıda substrat kullanırlar. Bazı özel türler sadece bir veya iki organik bileşiği kullanabilirler. Karbon, oksijen, hidrojen, azot ve fosfor, mikroorganizmalar için temel besin kaynaklarını oluştururlar. Demir, nikel, kobalt, sülfür, kalsiyum ve diğer iz bileşikler gibi nutrientlere ise daha az miktarda gereksinim duyarlar. Evsel kaynaklı atıklar bu temel besi kaynaklarını yeterli miktarlarda ihtiva ederler. Ancak endüstriyel atıklar veya evsel ve endüstriyel atıkların karışımları, azot (N₂) ve/veya fosfor (P) bakımından fakir olduklarından biyolojik büyümeyi sınırlandırabilirler.

Metanojen bakteri türlerinin büyük çoğunluğu ihtiyaç duydukları enerjiyi iki temel reaksiyona dayanarak elde ettiklerinden, metanojenler fizyolojik olarak iki grupta toplanabilir (Pohland ve Kim, 2000).

Asetat kullanan metanojenler: Asetat, CH₄ bakterileri için en önemli substrattır ve CH₄'ın % 70'i bu sustrattan oluşur. Asetofilik bakteriler, aşağıdaki reaksiyona bağlı olarak, asetik asit (CH₃COOH) veya asetatı (CH₃COO⁻) direkt olarak CO₂ ve CH₄ gibi nihai ürünlere dönüştürürler;



H₂ kullanan metanojenler: Hidrojenofilik bakteriler, daha önceki safhalarda diğer bakteri grupları tarafından üretilen H₂'i kullanarak CO₂'i CH₄'a dönüştürürler. CH₄'ın % 25-30'luk kısmı bu reaksiyonlar sonucu üretilir.



Bu safhanın en belirgin özelliği sızıntı suyunun organik madde konsantrasyonunda ani bir azalma gözlenmesidir (Stegmann ve Spendlin, 1986). Biyogazın hacimce % 50-65'i metandır. Metanojenik aktivite sebebiyle uçucu yağ asiti ve H₂ konsantrasyonu düşüktür. Metan bakterileri zorunlu anaerobiktir ve nötr pH (6.6-7.3) değerlerinde faaliyetleri maksimuma ulaşır. Uçucu yağ asitleri ve diğer organik maddeler karbondioksit ve metana dönüştürülür. Uçucu yağ asitleri en düşük seviyelerindedir. Atıkların orijinine (kağıt, mutfak atıkları gibi) bağlı olarak gaz üretiminde salınımlar gözlenebilir.

Yukarıda açıklanan bu idealleştirilmiş çürüme safhaları homojen bir atık hacmi için geçerlidir. Gerçekte çürüme safhası; çöp yığınlarının yaşının ve kompozisyonun değişmesi sebebiyle daha kompleks bir şekilde gerçekleşmektedir. Birkaç gün mertebesinde süren ilk aerobik safhadan sonra diğer safhalar sırasıyla, ay, yıl ve on yıl mertebesinde sürebilir.

Depo sahalarının stabilizasyonu esnasında oluşması muhtemel reaksiyonların termodinamiği Çizelge 3.2'de verilmiştir (Pohland ve Kim, 1999).

3.1.1 Depo sahalarında anaerobik ayrışmayı etkileyen faktörler

Atık içerisinde meydana gelen fiziksel, kimyasal ve biyolojik prosesler sonucunda yüksek kirletici konsantrasyonlarına sahip sızıntı suyu ve depo gazı olarak adlandırılan bir gaz ortaya çıkmaktadır. Katı atıklardan oluşabilecek gaz miktarı atığın organik madde muhtevasına bağlıdır. Diğer taraftan, atık stabilizasyonu ve CH₄ oluşumu; oksijen, hidrojen, pH, alkalinite, nutrientler, inhibitörler, sıcaklık ve su muhtevası gibi abiyotik faktörler ile atık bertarafında kullanılan farklı tekniklerden oldukça fazla etkilenmektedir (Christensen ve Kjeldsen, 1989). Çizelge 3.3'de söz konusu faktörler ile ilgili yapılan çalışmalara yer verilmiştir (Yuen,1999). Bu faktörlerden bazıları aşağıda açıklanmıştır.

Çizelge 3.2 Katı atık depo sahalarında atık stabilizasyonu esnasında teşekkül eden redoks reaksiyonları (25 °C, 1atm, pH=7, 1 kg/mol)

	Yükseltgenme (elektron alıcı reaksiyonlar)	ΔG° (KJ)
Kaproat → Propiyanat	$\text{CH}_3(\text{CH}_2)_4\text{COO}^- + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COO}^- + \text{H}^+ + 2,5\text{H}_2$	+48,3
Kaproat → Asetat	$\text{CH}_3(\text{CH}_2)_4\text{COO}^- + 4\text{H}_2\text{O} \rightarrow 3\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + 3\text{H}_2$	+96,7
Kaproat → Bütirat+Asetat	$\text{CH}_3(\text{CH}_2)_4\text{COO}^- + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3(\text{CH}_2)_2\text{COO}^- + \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ + 2,5\text{H}_2$	+48,4
Propiyanat → Asetat	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COO}^- + 3\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + 3\text{H}_2$	+76,1
Bütirat → Asetat	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COO}^- + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$	+48,1
Etanol → Asetat	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$	+9,6
Laktat → Asetat	$\text{CH}_3\text{CH}(\text{OH})\text{COO}^- + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$	-4,2
Asetat → Metan	$\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{HCO}_3^- + \text{CH}_4$	-31,0
	İndirgenme (elektron verici reaksiyonlar)	
$\text{HCO}_3^- \rightarrow \text{Asetat}$	$\text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + 4\text{H}_2\text{O}$	-104,6
$\text{HCO}_3^- \rightarrow \text{Metan}$	$\text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 3\text{H}_2\text{O}$	-135,6
$\text{Sülfat} \rightarrow \text{Sülfid}$	$\text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+ + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{HS}^- + 4\text{H}_2\text{O}$	-151,9
	$\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+ \rightarrow 2\text{HCO}_3^- + \text{H}_2\text{S}$	-59,9
$\text{Nitrat} \rightarrow \text{Amonyak}$	$\text{NO}_3^- + 2\text{H}^+ + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{NH}_4^+ + 3\text{H}_2\text{O}$	-599,6
	$\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{NO}_3^- + \text{H}^+ + \text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{HCO}_3^- + \text{NH}_4^+$	-511,4
$\text{Nitrat} \rightarrow \text{Azot gazı}$	$2\text{NO}_3^- + 2\text{H}^+ + 5\text{H}_2 \rightarrow \text{N}_2 + 6\text{H}_2\text{O}$	-1120,5

3.1.1.1 Oksijen

Ortamda serbest oksijenin bulunmaması, anaerobik bakterilerin ayrışma proseslerini gerçekleştirmesi için gerekli ve zorunlu bir şarttır. Oksijen kimyasal olarak bağlı olsa bile anaerobik arıtma sürecini olumsuz yönde etkilemektedir. Bu yüzden NO_3^- , H_2O_2 , SO_4^{2-} , vb. maddeler bakteri yaşamını olumsuz yönde etkilemektedir. Metanojenik bakteriler, O_2 'e en duyarlı bakterilerdir. Oksijen depo sahalarında atık içerisine atmosferden difüzyon yolu ile girer. Ancak depo sahası yüzeyindeki aerobik bakteriler oksijeni tüketirler. Metanojenik bakterilerin spor oluşturan formu belirlenmemiş olmasına rağmen, metanojenik topluluklar ortama O_2 girişiyle tamamen yok olmazlar. Aerobik çamurun ve aerobik toprağın anaerobik inkübasyonu CH_4 oluşumuyla sonuçlanır (Christensen ve Kjeldsen, 1989).

Çizelge 3.3 Depo sahalarında ayrışmayı etkileyen faktörler

Etkileyen Faktör	Kriter/Yorum	Referans
Nem	Optimum nem içeriği :	%60 ve üzeri Pohland,1986 ; Rees,1980
Oksijen	Metan oluşumu için optimum redoks potansiyeli;	-200mV Farquar & Rovers,1973
		-300mV Christensen&Kjeldsen,1989
	(-100mV altında)	Pohland,1980
pH	Metan oluşumu için optimum pH ;	6-8 Ehrig,1983
		6,4-7,2 Farquar & Rovers,1973
Alkalinite	Metan oluşumu için optimum alkalinite; 2000 mg/L	Farquar & Rovers,1973
	Metan oluşumu için maksimum organik asit konsantrasyonu,300mg/L	Farquar & Rovers,1973
	Metan oluşumu için maksimum asetik asit/alkalinite oranı; 0,8	Ehrig,1983
Sıcaklık	Metan oluşumu için optimum sıcaklık;	40° Rees,1980
		41° Hartz et al.,1982
		45 34-38°C Matta-Alvarez et al.,1986
Hidrojen	Asetik asit oluşumu için hidrojenin kısmi basıncı;	< 10 ⁻⁶ atm. Barlaz et al.,1987
Nütrientler	Bölgesel heterojenlikler hariç çoğu depo sahasında yeterli miktarda nütrient mevcuttur.	Christensen&Kjeldsen,1989
Sülfat	Sülfat artışı metan oluşumunu engeller	Christensen&Kjeldsen,1989
İnhibitörler	İnhibisyon oluşturan katyon konsantrasyonları (ppm);	McCarty&McKinney,1961
	Sodyum	3500-5500
	Potasyum	2500-4500
	Kalsiyum	2500-4500
	Magnezyum	1000-1500
	Amonyum (toplam)	1500-3000
	Ağır metaller;	Ehrig,1983
	Depo sahalarında önemli bir etkisi yoktur.	
	Organik bileşikler;	Christensen&Kjeldsen,1989
	Önemli miktarlarda yalnızca engelleyici etkisi vardır	

3.1.1.2 Hidrojen

Hidrojen fermantatif ve asetojenik bakteriler tarafından üretilir ve üretilen H₂'in basıncı biyokimyasal dönüşümleri etkiler. Fermantasyon bakterileri, hidrojen basıncı düşük olduğunda H₂, CO₂ ve asetik asit üretirken, yüksek H₂ basınçlarında ise H₂ ve CO₂ üretirler. Etanol, butirik asit ve propiyonik asit gibi organik bileşikler H₂ basıncı çok yüksek değilse asetojenik bakteriler tarafından da oluşturulabilir. Propiyonik asitin oluşabilmesi için H₂ basıncının 9*10⁻⁵ atm.'in altında olması gerekmektedir. Yani H₂ basıncı yüksek ise propiyonik (ve bütirik) asit oluşacak fakat bu bileşikler daha fazla ayrışmayacaktır. Hidrojen, metanojenik ve sülfat indirgeyen

bakteriler tarafından tüketilir. 10^{-5} atm. den düşük basınçlar, H_2 ve CO_2 'den CH_4 oluşumu için uygundur (Christensen ve Kjeldsen, 1989).

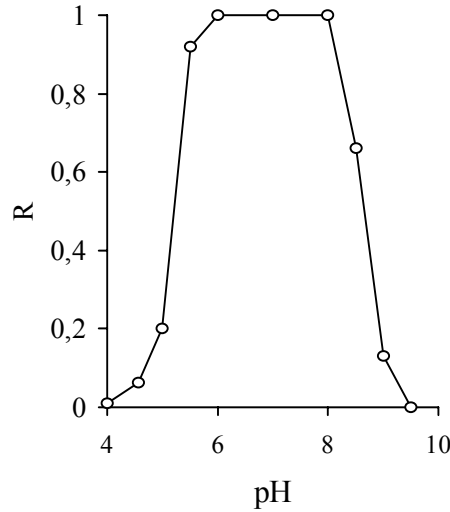
3.1.1.3 Amonyak

Anaerobik ayrışma ürünü olan amonyum; protein, üre ve aminoasit içeren organik maddelerin hidrolizi sonucu açığa çıkar ve sulu çözeltilerde ortamın pH'sına bağlı olarak iyonlaşmış (NH_4^+) veya iyonlaşmamış (NH_3) halde bulunabilir. Amonyumun inhibisyon etkisi pH'ın artmasıyla artan serbest amonyak miktarıyla oluşur. Amonyak, yüksek pH değerlerinde ($>7,4$) 1500-3000 mg/l konsantrasyonlarda bulunduğu takdirde inhibisyon etkisi yapabilir. Amonyum konsantrasyonu 3000 mg/L'yi geçtiğinde ortamın pH'sı ne olursa olsun sistemde metan üretimi durur (Pohland, vd. 1992).

3.1.1.4 pH ve alkalinite

Atıkların anaerobik ayrışması sırasında, bakteriyel faaliyetler için gerekli olan uygun pH değerlerinin sağlanması oldukça önemlidir. Çoğu bakteri türü hidrojen (H^+) ve hidroksit (OH^-) iyonlarına karşı oldukça hassastır. Depo ortamında aşırı organik asit üretiminden kaynaklanan düşük pH değerleri metan bakterilerinin faaliyetlerinin durmasına sebep olabilmektedir.

Metan bakterileri pH 6-8 aralığında faaliyet gösterirler. Optimum CH_4 oluşumu pH 7.0-7.2 aralığında görülmektedir. pH değerinin 6'nın altına düşmesi metan bakterileri üzerinde toksik etki gösterebilir. pH değerlerinin nötr olması durumunda atık ayrışma proseslerinin daha hızlı gerçekleştiği gözlenmiştir. Şekil 3.4'de farklı metanojen kültürlerinin karışımı için pH'a bağlı olarak CH_4 üretim oranları (R) verilmiştir (Christensen ve Kjeldsen, 1989).



Şekil 3.4 Anaerobik bir filtrede pH'nın rölatif metan oluşum hızı (R) üzerine etkisi

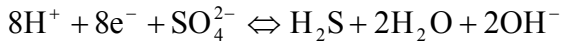
Anaerobik reaktörlerde organik yük çok arttığında yada sıcaklık düştüğünde asit üreten bakterilerin ürettiği uçucu yağ asitlerinin metan bakterileri tarafından tüketilme hızı yavaşlar ve akabinde pH düşmeye başlar. Eğer sistemin tamponlama kapasitesi yeterli değilse, pH mikroorganizmalar için istenmeyen seviyeye kadar düşer ve sonuçta metan üretimi azalır yada durabilir.

Alkalinite, sistemin anaerobik ayrışma için gerekli pH değerinin istenen seviyenin altına düşmesine yol açan uçucu ve diğer asitleri tamponlama kapasitesini gösterir. Düşük alkalinite değerlerinde ortamdaki asitler pH değerinin düşmesine sebep olarak biyolojik aktiviteyi durdurabilirken, yüksek alkalinite değerleri sistemi düzensiz pH değişimlerine karşı korur. Alkalinitenin düşük olması uçucu yağ asitlerinin birikmesine yol açar. Evsel atıksu çamurunun anaerob ayrışması için gerekli toplam alkalinite değeri 2000 mg/l CaCO_3 civarında olduğu belirlenmiştir (Speece, 1996).

3.1.1.5 Sülfat

Sülfat anaerobik şartlar altında elektron kabul eden bir maddedir. Hem sülfat indirgeyen bakteriler hem de metan bakterileri asetik asit ve hidrojeni enerji kaynağı olarak kullandığından bu iki bakteri türü arasında rekabetin doğmasına neden olur. Sülfat indirgeyen bakteriler elektronları metan bakterileri etrafından uzaklaştırarak kendilerine doğru çekerler. Böylece daha düşük metan üretimi gerçekleşirken yüksek miktarda H_2S oluşur. Meydana gelen H_2S metan bakterileri üzerinde olumsuz etki yapar. Sülfat konsantrasyonunun azalmasıyla metan oluşumu büyük oranda artar.

İnorganik yapıdaki SO_4^{2-} ve organik sülfür bileşiklerinin anaerobik ortamda sülfüre indirgenmesi anaerobik proseslerde inhibisyona sebep olabilmektedir. Toplam sülfürün ($\text{H}_2\text{S} + \text{HS}^- + \text{S}^{2-}$) inhibisyona sebep olduğu zararlı konsantrasyon 100 mg/L'dir. Özellikle $\text{pH} < 6.5$ ise sülfür inhibisyonu artmaktadır. Bu mikroorganizmalar sülfatları indirgerken birçok bileşiğin hidrojen kaybetmesine sebep olarak kendileri için lüzumlu enerjiyi buradan çıkarmaktadırlar. Atıksuda SO_4^{2-} ve SO_3^{2-} bulunması durumunda aşağıdaki biyokimyasal reaksiyonlar meydana gelir.



Burada; 96 gr SO_4^{2-} 64 gr KOİ'ye eşdeğerdir. 1.5 gr SO_4^{2-} indirgenmesi 1 gr KOİ'ye eşdeğerdir. Teorik olarak sülfatın tam indirgenmesi KOİ/ SO_4^{2-} oranının 0.67'yi geçtiği durumlarda oluşur. Tam sülfat indirgenmesinin sağlanabilmesi daha yüksek KOİ/ SO_4^{2-} oranlarını gerektirir ve bu oran 1-3 arasında olduğunda sülfat indirgenmesinin gerçekleştiği belirlenmiştir (Henry ve Prasad, 2000).

Sülfatın indirgenmesi sonucu oluşan H_2S , metan bakterileri için toksik olabilir. Pratikte KOİ/ SO_4^{2-} oranının 7-10'dan düşük değerlerinde önemli miktarda inhibisyon gerçekleşebilir (Vavilin vd., 1995). Nötr pH aralığında çözünmüş sülfürlerin yaklaşık %50'si uçucu haldedir. pH 6'da sülfürlerin büyük bölümü H_2S şeklindedir. Koku problemi olan anaerobik tesisler hafif bazik şartlarda işletilerek H_2S 'in çözünmesini sağlamak suretiyle bu sorun giderilebilir. Sülfür tek başına anaerobik prosesler için toksik olmasına rağmen, ağır metallere birlikte çözünmeyen tuzlar oluşturduğu için zararlı etki göstermez.

Metan oluşumunun sülfatla ilişkisi, sülfatın metanojenik bakteriler üzerindeki herhangi bir toksik etkisiyle bağdaştırılmamış, sadece substrat rekabetiyle ilişkilendirilmiştir. Metan bakterilerinin az olduğu kültürlerde sülfat, metan oluşumunu etkilemez, ancak eğer ortamda *Desulfovibrio* gibi sülfat indirgeyen gruplar varsa, sülfatın indirgenmesi çok fazla enerji gerektiren bir reaksiyon olduğundan bir sınırlandırma söz konusudur (Nastev, 1998).

3.1.1.6 Nütrientler

Anaerobik ayrışmanın optimum düzeyde gerçekleşebilmesi için gerekli olan çok sayıda organik ve inorganik madde bulunmaktadır. İndirgenecek organik karbon haricinde genellikle nutrient olarak adlandırılan azot ve fosforun yanı sıra sülfür, vitaminler ve bir takım iz elementlere (Fe, Ni, Mg, Ca, Na, Ba, Tu, Mo, Se, Co) ihtiyaç duyulmaktadır. Bu iz elementlerin ortamda düşük miktarlarda mevcut olması, anaerobik ayrışma prosesini

hızlandırırken, belirli eşik seviyelerin üzerinde inhibisyon etkisi göstermektedirler. Anaerobik arıtma sistemlerinde olumlu etkisi tesbit edilmiş mikronütrientler ve tavsiye edilen konsantrasyonları Çizelge 3.4’de verilmiştir.

Anaerobik sistemler için organik madde (KOİ olarak), azot ve fosfor arasındaki optimum oran 100:0,44:0,08’dir (Cossu, 1989). Bu oranda en düşük değere sahip olan fosfor anaerobik ayrışma prosesinde kısıtlayıcı besin maddesidir.

3.1.1.7 İnhibitörler

Katı atıklar içerisinde belirli konsantrasyonlarda, metanojenik bakteriler başta olmak üzere bakteri aktivitesini yavaşlatan maddeler bulunmaktadır, ancak toksik etki gösteren bu maddeler için sınır değerleri konusunda farklı değerler mevcuttur. Sınır değerlerle ilgili bu farklılığın sebebi, bu maddelerin inhibisyon etkisinin yalnızca konsantrasyona değil, pH, sıcaklık, diğer maddelerin konsantrasyonları gibi çevresel koşullara da bağlı olmasından kaynaklanmaktadır.

Önemli miktarlarda endüstriyel kimyasallar içeren katı atık düzenli depo sahalarında asetaldehit, akrilik asit, katekol, dietil amin, etil asetat, etil benzen, formaldehit, kloroform, nitrobenzen, fenol, propanol, vinil klorür gibi özel organik maddeler metan oluşumunu engelleyebilir. Sülfat, uçucu yağ asitleri, ağır metaller, kalsiyum, sodyum, potasyum, amonyak ve klorlu organik bileşenler yüksek konsantrasyonlarda bulundukları takdirde anaerobik ayrışma için toksik etki yapabilirler (Alkalay, vd., 1998).

3.1.1.8 Sıcaklık

Diğer bütün mikrobiyolojik proseslerde olduğu gibi anaerobik ayrışma da sıcaklıktan çok fazla etkilenmektedir. Metan bakterileri 40 °C civarında yaşayan bir mezofilik grup ve maksimum 70 °C civarında yaşayan termofilik bir gruptan oluşurlar.

Depo gövdesinin sıcaklığı yoğunluk, yüzey alanı, nem muhtevası gibi faktörlerden etkilenir. Anaerobik biyolojik ayrışmanın ilk safhasında 70 °C gibi yüksek sıcaklıklara ulaşılabilir. Anaerobik ayrışma safhası başladığında ise sıcaklık düşer ve 30-35 °C civarında sabit kalır. Bu sıcaklık değerleri mezofilik metan bakterileri için optimum sıcaklıklardır. Sıcaklığın yükselmesi, genellikle gaz üretiminin de arttığının bir göstergesi olarak kabul edilir. Hartz, vd., (1982), biyolojik ayrışma ile sıcaklık arasındaki ilişkiyi ampirik bir ifadeyle belirtmiş ve depo sahalarında metan oluşumu için optimum sıcaklığın 41 °C olduğunu belirlemiştir.

Buna göre;

$$\ln \frac{G_2}{G_1} = E_a \frac{T_2 - T_1}{RT_1 T_2} \quad (3.5)$$

olup, burada G_1 ve G_2 , T_1 ve T_2 sıcaklıklarındaki ($^{\circ}\text{K}$) gaz oluşumları; R , gaz sabiti ($1.987 \text{ cal}/^{\circ}\text{K}/\text{mol}$) ve E_a = aktivasyon enerjisini ($20 \text{ kcal}/\text{mol}$) ifade etmektedir. Bu ifadeye göre sıcaklık arttıkça biyolojik ayrışma da logaritmik olarak artacaktır.

Çizelge 3.4 Anaerobik arıtmadaki 10 önemli mikronütrientin minimum miktarları
(Asetat kullanım hızı = $30\text{-}60 \text{ kg asetat}/\text{m}^3\text{-gün}$, $\theta_c=5 \text{ gün}$, $T=35 \text{ }^{\circ}\text{C}$, $\text{pH}=6.8$) (Öztürk, 1999)

Mikronütrient	Minimum dozlar (mg/L reaktör-gün)	Reaktördeki çözünmüş mikronütrient konsantrasyonu (mg/L)
$\text{NH}_4\text{-N}$	100	70
$\text{PO}_4\text{-P}$	40	0.1
S	10	4.0
Ca	5	3
Mg	1	3
Fe	1	0.5
Ni	0.2	<0.01
Co	0.1	0.05
K	100	555
Zn	0.1	0.05

3.1.1.9 Nem/su muhtevası

Nem muhtevası, besi maddesi miktarıyla birlikte depo gazı oluşumunu kontrol eden en önemli faktördür. Şekil 3.5’de depo gazı oluşum hızıyla atığın nem muhtevası arasındaki ilişki gösterilmiştir.

Katı atıklar depo sahalarına ilk depolandıklarında % 30-40 arasında nem muhtevasına sahiptirler. Suyu doymun olmayan atıklardan daha çok H_2 üretilirken, suya doymun atıklar daha çok CH_4 ve CO_2 oluştururlar. Birim katı atık başına oluşan biyogaz üretimi ile nem oranı arasında logaritmik bir ilişki vardır. Depo sahasında metan üretiminin optimize edilebilmesi için atıkların suya doymun olması gerekir.

Steyer vd. (1999), nem oranının %20-70 arasında olması halinde günlük gaz üretiminin,

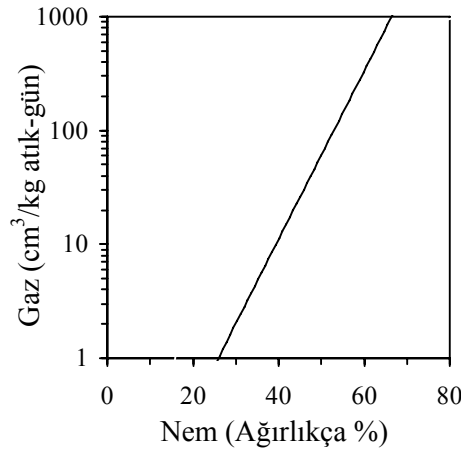
$$y = 0.024 \times e^{(0.15 \times \%H_2O)} \quad (3.6)$$

eşitliği ile tesbit edilebileceğini belirlemiştir. Burada,

y : cm³ biyogaz/kg katı atık-gün' dür.

3.1.1.10 Dane boyutu

Dane boyutlarının azalması gaz üretimini arttırmaktadır. Dane çapının küçültülmesi ile mikroorganizmaların organik maddeleri tüketmek için kullandığı yüzey alanı artmaktadır. Senior ve Balba, (1987) tarafından yapılan çalışmada partikül çapının 250 mm. den 10 mm. ye düşürülmesi ile gaz üretiminin 4.4 kat arttığı belirtilmiştir (Nastev, 1998).



Şekil 3.5 Depo gazı üretim hızı ile nem muhtevası arasındaki ilişki (Lisk, 1991)

3.1.1.11 Atık bileşenleri

Kentsel katı atıkların muhtevastaki organik bileşenler hızlı ayrışabilen, zor ayrışan ve ayrışamayan organikler olarak sınıflandırılabilirler. Şekerler, nişasta, yağlar ve proteinler hızlı ayrışabilen organik maddelerdir. Bu tür atıkların fazlalığı anaerobik ayrışmanın ilk safhasında organik asitlerin fazla oluşmasının etkisi ile ortamın pH'sını düşürerek depo sahasının doğal tamponlama kapasitesinin üzerine çıkarak metan oluşumunu geciktirebilir. Selülotik maddeler gibi daha kompleks bileşenlerin ayrışması oldukça yavaştır.

3.1.2 Katı atık düzenli depo sahalarında depo gazı oluşumu

Katı atık düzenli depo sahalarının tasarımı, sahalar büyük birer reaktör olarak düşünölmeye başladıktan sonra oldukça büyük bir gelişim göstermiştir. Klasik depo sahalarının tasarımı ve depolamada uygulanacak teknikler daha fazla gaz üretecek şekilde planlanmalıdır. Oluşan depo gazının içerisinde CH_4 'ın uzun yıllar boyunca var olduğunun tesbit edilmesi, bu gazın çevreye ve insan sağlığına zarar vermesi ve yüksek bir enerji kapasitesine sahip olması sebebiyle kontrol edilme gerekliliğini ortaya çıkarmıştır (Qin, vd., 2001).

Depo sahalarından oluşan gaz fazının bileşimi zamana bağılı olarak önemli değışiklikler gösterir ve atık içerisindeki organik maddelerin biyolojik ayrışması sırasında meydana gelen stabilizasyon proseslerinin bir fonksiyonudur. Biyolojik ayrışma safhasının karakteristik özellikleri CO_2 ve CH_4 oluşumudur. Başlangıçta, O_2 fraksiyonu aerobik mikroorganizmalar tarafından tamamen tüketilir ve CO_2 oluşmaya başlamasıyla birlikte azot (N_2) miktarı azalmaya başlar. Bunu takiben CH_4 miktarında artış görölmeye başlar. CH_4 ve CO_2 üretimini tarif eden iki parametre vardır. Bunlar oluşum potansiyeli ve oluşum hızıdır. Oluşum potansiyeli atığın biyolojik ayrışma için uygun olan organik kısmına bağılıdır. Gaz oluşum potansiyeli su muhtevası, yoğunluk, sıcaklık, pH vb. gibi çevresel faktörlerden oldukça fazla etkilenir (Nopharatana, vd., 1998).

Katı atıklar, depo sahalarında depolandıkları ilk anda gaz fazını atmosferik hava oluşturmaktadır. Daha sonra meydana gelen ayrışma prosesleriyle birlikte, başlangıçta gaz fazını oluşturan bileşenler ya tamamen tüketilir yada üretilen gazlarla yer değıştirir. Ayrıca, depo sahasına atmosferden difüzyon veya adveksiyon yoluyla giren bazı gazlar da vardır. Çizelge 3.5'de çöp yaşına bağılı olarak depo gazı bileşiminde meydana gelen değışimler verilmiştir.

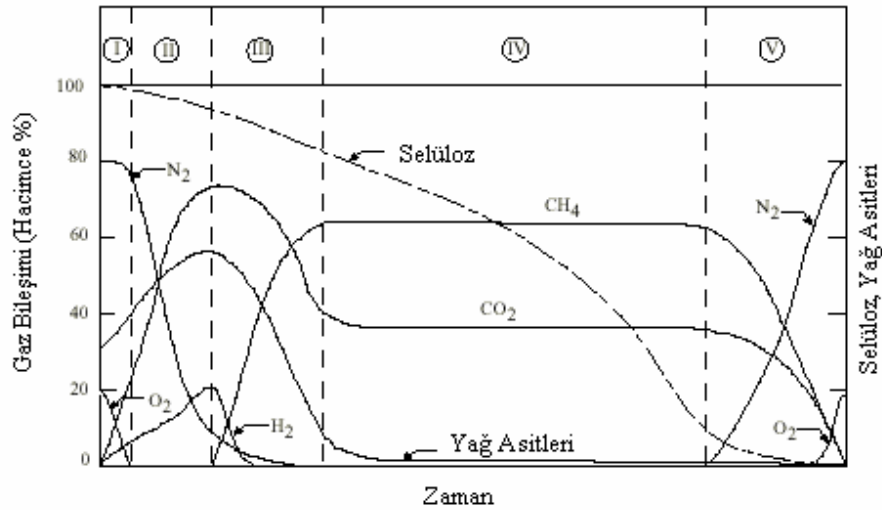
3.1.2.1 Depo gazı oluşum safhaları

Gaz bileşiminde zamanla meydana gelen değışimler 5 fazda sınıflandırılmıştır. Bunlar, aerobik safha, anaerobik metanojenik olmayan safha, anaerobik metanojenik kararsız safha, metanojenik kararlı safha ve aerobik şartlara geçiş fazı olarak sayılabilir (Reinhart, ve Grosh, 1997; Pohland ve Kim, 2000).

Çizelge 3.5 Depolama yaşı ve gaz konsantrasyonları arasındaki ilişki

Çöp Yaşı (ay)	Ortalama Hacimsel Oran (%)		
	N ₂	CO ₂	CH ₄
0-3	5,2	88	5
3-6	3,8	76	21
6-12	0,4	65	29
12-18	1,1	52	40
18-24	0,4	53	47
24-30	0,2	52	48
30-36	1,3	46	51
36-42	0,9	50	47
42-48	0,4	51	48

Şekil 3.6'da depo sahalarında meydana gelen ayrışma safhaları verilmiştir. Ancak, atıkların biyolojik ayrışması her zaman burada gösterildiği gibi sırayla gerçekleşmeyebilir. Bazı safhalar gerçekleşmezken bazıları da aynı anda meydana gelebilir. Ayrıca, çevresel şartlara bağlı olarak bir veya iki faz baskın hale gelebilir. Bunun yanında, atıkların heterojen yapısına bağlı olarak, aynı anda depo sahasının farklı bölgelerinde farklı prosesler de meydana gelebilir.



Şekil 3.6 Depo gazı bileşiminin zamanla değişimi (Nastev, 1998)

Anaerobik metanojenik olmayan faz

Depo ortamındaki oksijen tükendiğinde anaerobik safhanın ara ürünleri oluşmaya başlar. Fermantasyon ve asit üreten bakterilerin faaliyeti sonucu uçucu yağ asiti, CO₂ ve H₂ üretimi gerçekleşir. Depo sahasında oluşan biyogazın başlıca bileşeni CO₂ olup CH₄ ve H₂'nin oranı daha düşüktür. Bu safhada oluşan sızıntı suyu 10 g/l'den yüksek BOİ değerlerine sahip olabilir ve biyolojik olarak parçalanabilirliğin göstergesi olan BOİ/KOİ oranı da 0.7'den yüksek değerler alabilir. Sızıntı suyu asidik özelihtedir ve pH değeri 5-6 civarındadır. Sızıntı suyunun bu doğal agresif yapısı atık içerisindeki demir, mangan, çinko, kalsiyum ve magnezyum gibi inorganiklerin çözünerek yüksek konsantrasyonlarda sızıntı suyuna taşınmasına ve sızıntı suyunun iyonik gücünün artmasına sebep olur. Sızıntı suyunun istenmeyen bir kokusu vardır ve 500-2000 mg/L gibi yüksek konsantrasyonlarda NH₄⁺-N içerebilir. Amonyum, özellikle proteinli bileşiklerin fermantasyonu ve hidrolizi sonucu oluşur. Redoks potansiyeli düştükçe, sızıntı suyunun başlangıçtaki yüksek sülfat konsantrasyonu zamanla azalır. Üretilen sülfür, bu safhanın başlangıcında çözünmüş olan demir, mangan ve diğer ağır metalleri çöktürür. Kirlilik yükünün fazla olduğu durumlarda oksijen tükendiğinde ortam anoksik olur. Oksitlendiğinde en fazla enerji açığa çıkan bileşikler öncelikle kullanılmak üzere, anoksik şartlarda farklı elektron alıcıları kullanılabilir. Öncelikle NO₃⁻ kullanılır (denitrifikasyon), NO₃⁻ tüketildiğinde Fe⁺³ kullanılır (demir indirgenmesi). Fe⁺³ ortamda yok ise ya da tüketildiğinde SO₄²⁻ kullanılır (sülfat indirgenmesi). Son olarak sülfatın tamamı tüketildiğinde CO₂ elektron alıcısı olarak kullanılır ve metana indirgenir (Speece, 1996; Radehaus, 1998). Buradan, elektron alıcısına bağlı olarak bakteriyal popülasyonun değiştiği söylenebilir.

Anaerobik metanojenik kararsız faz

Metan bakterilerinin yavaşça gelişmesiyle birlikte ikinci anaerobik safha başlar. Biyogazın hidrojen ve karbondioksit bileşimi düşerken, metan bileşimi artar. Uçucu yağ asiti konsantrasyonu azalmaya başlar. Sülfat indirgenmesi sebebiyle SO₄²⁻ konsantrasyonu düşer. Uçucu yağ asiti kullanımı ile birlikte pH ve alkalinitedeki artış; kalsiyum, demir, mangan ve ağır metallerin çözünürlüğünü azaltır. Sülfür ağır metalleri çöktürür. Amonyum anaerobik şartlarda herhangi bir değişime uğramaz ve sızıntı suyuna karışır. Bu ilk üç safha 8-16 ay kadar bir sürede tamamlanır (Lisk, 1991).

Metanojenik kararlı faz

Bu fazda gaz üretimi ve bileşenleri hemen hemen sabit olup % 40-70 CH₄ ve % 30-60 CO₂'den oluşur. En yüksek CH₄ konsantrasyonun görülmesi sebebiyle bu safha oldukça önemlidir. Yapılan saha çalışmalarında CH₄'ın molar fraksiyonu % 50'nin altında ise ve aynı zamanda gaz içerisinde H₂ de mevcut ise CH₄ üretiminin yavaş gerçekleştiği gözlenmiştir. Bu fazda gaz bileşimi sabit olmakla birlikte, gaz oluşum hızı zamanla düşer. Ancak, yinede depo gazı basıncı atmosferik havanın atık kütlesi içerisine girmesini engelleyecek seviyelerdedir. Bu safha, gaz miktarının yavaş yavaş azalmasıyla ortalama 10-20 yılda tamamlanır (Gendebien, vd., 1992).

Aerobik şartlara geçiş fazı

Bu safhada ayrışma prosesleri ve depo gazı üretimi önemli oranda azalır. Başlangıçtaki atmosferik şartlar yeniden ortaya çıkar. Bugüne kadar hiçbir çalışma atığın ayrışmasının tamamlanmasına kadar devam etmemesine rağmen, eski sahalardan elde edilen verilere dayanarak mevcut organik karbon kullanıldıktan sonra metanojenik faaliyetin azaldığı ve CH₄ ve CO₂ konsantrasyonlarının hızla düştüğü söylenebilir. Sonuçta kalan artık madde ise biyolojik olarak inert haldedir (Reinhart ve Al-Yousfi, 1996).

3.1.2.2 Depo gazı bileşenleri ve özellikleri

Katı atık düzenli depo sahalarından oluşan gazların büyük çoğunluğunu CH₄ ve CO₂ oluştursa da, yapılan çalışmalarda gaz içerisinde 170 den fazla bileşiğin olduğu belirlenmiştir (Gendebien, vd., 1992). Çoğu eser miktarda olan bu gazlar, insan ve çevre sağlığı açısından önemli problemler ortaya çıkarabilir. Bu nedenle, depo gazlarının kontrol edilmesi ve eğer mümkünse değerlendirilmesi gerekmektedir.

Tipik depo gazı bileşenleri Çizelge 3.6'da, iz bileşenleri ve konsantrasyonları ise Çizelge 3.7'de verilmiştir (Gendebien, vd., 1992).

Düzenli depo sahalarının gerek tasarımı ve gerekse işletilmesi sırasında alınan tüm önlemlere ve çıkarılan tüm yönetmeliklere rağmen, depo sahalarının insan ve çevre sağlığı üzerindeki olumsuz etkileri tam olarak önlenememektedir. Depo gazlarının en önemli bileşenleri ve bunların sebep olduğu çevresel etkiler şu şekilde özetlenebilir;

Çizelge 3.6 Tipik depo gazı bileşenleri

Bileşen	Kimyasal Formül	% Hacim
Metan	CH ₄	47.4
Karbondioksit	CO ₂	47.0
Su buharı (25 °C’de)	-	3.0
Parafin hidrokarbonlar	-	0.1
Aromatik-siklik hidrokarbonlar	-	0.2
Hidrojen	H ₂	0.1
Hidrojen sülfür	H ₂ S	0.01
Karbon monoksit	CO	01
İz bileşenler	-	05

Metan (CH₄), renksiz ve kokusuz bir hidrokarbondur. Metan gazı depo gazının hacimce ortalama % 55’ini oluşturur. Yoğunluğu, depo sahasındaki sıcaklık aralıklarında 0.6-0.7 kg/m³ arasında değişir. Bu değerler atmosferik havanın yoğunluğunun hemen hemen yarısına eşit olduğundan, CH₄ rahatlıkla depo sahası sınırları dışına çıkabilir. Gaz toplama sistemiyle tutulmayan CH₄’ın büyük bir kısmı atmosfere yayılır. CH₄, % 5-15 arasında molar konsantrasyonlarda ve O₂’nin mevcut olduğu durumlarda patlayıcı bir gazdır. Havada %5 oranında CH₄ bulunması en düşük patlayıcılık sınırı (LEL) olarak adlandırılır. LEL seviyesine eşit veya daha yüksek konsantrasyonlar, binalar, kanallar veya depo sahasına yakın diğer yapılar için tehlikelidir. CH₄ konsantrasyonları bu kritik seviyeye ulaştığında, atık içerisindeki O₂ tamamen tükenmiş olduğundan depo sahalarında patlamaların meydana gelmesi gibi direkt bir tehlike söz konusu değildir. Ancak bazı durumlarda depo gövdesinde ve sahada yangınlar çıkabilir. CH₄’ın daha az ancak yine de önemli bir kısmı, sahanın yakınında toprak örtüsüne doğru hareket eder veya saha içerisindeki veya civardaki boşluklarda birikir. Ayrıca CH₄’ın global ısınmaya etkisi de göz önünde bulundurulmalıdır. CO₂ ve su buharından sonra infrared ışınlarını tutan üçüncü önemli gaz CH₄’dır. Her bir CH₄ molekülü, bir CO₂ molekülünün absorblayabileceği infrared fotonlarının 23 kat daha fazlasını absorblayabilir. Ancak, atmosferde 83 kat daha az miktarda CH₄ molekülü bulunduğundan, CH₄’ın sera etkisi CO₂’nin sebep olduğu sera etkisinin ¼’ü kadardır.

Çizelge 3.7 Depo gazı içerisindeki bazı iz bileşenler ve konsantrasyonları

Bileşen	Konsantrasyon (ppb)	Bileşen	Konsantrasyon (ppb)
Metanetiol	100-44000	Terpen	100-1000
Benzen	1800-32000	Dimetilsülfit	10-1600
Trikloroetan	250-13000	Trikloroflormetan	150-150000
Etilbenzen	1-6300	Klorotriflormetan	10-2300
Diklorometan	100-260000	Kloroetan	1000-104000
Vinil klorid	500-120000	Diklorobenzen	10-26000
Pentilbenzen	100-300	Klorotoluen	1-10
Diklofloretilen	100-12000	Naptalen	10-100
Sülfürdioksit	10-5000	Metilstiren	10-3100
Dikloroetan	100-35000	Perkloroetilen	100-62000
Trikloroetan	100-60000	Dimetilsülfit	100-15000
Tetrakloroetan	600-70000	Dikloroflormetan	800-24000
Toluen	20-500000	Diklorometan	60-260000
Propil benzen	1000-25000	Tetrakloroeten	15-70000
Bütil benzen	1000-25000	Klorobenzen	100-11000
Stiren	0,5-10	Ksilen	500-115000
Karbonditetraklorid	100-2100	Etilbenzen	100-61000
Sikloheksan	10-3200	Dietileter	1-6000

Öte yandan, depo sahalarından oluşan CH_4 'ın bir enerji kaynağı olarak kullanılması düşüncesi, son yıllarda ortaya çıkmıştır. CH_4 konsantrasyonu hacimce %35 olduğunda gazın bu amaçla kullanılması ekonomiktir. Doğal gazın ısı değeri $30,8 \text{ MJ/m}^3$ ($29,2 \text{ Btu/m}^3$) olduğu göz önüne alındığında, %50 CH_4 ihtiva eden depo gazının, ısı değeri $15,1 \text{ MJ/m}^3$ ($14,3 \text{ Btu/m}^3$) olan orta dereceli bir enerji kaynağı olduğu görülmektedir (Gendebien, vd., 1992).

Karbon dioksit (CO_2), atmosferde % 0.036 konsantrasyonunda mevcuttur. Depo sahalarındaki sıcaklıklarda yoğunluğu yaklaşık 1.8 kg/m^3 civarındadır. Bu değer atmosferik havanın yoğunluğunun 1.5, CH_4 'ın yoğunluğunun ise yaklaşık 2.8 katına eşittir. Bu sebeple, CO_2 depo sahasının alt kısımlarında hareket halindedir. Depo gazının diğer önemli bileşeni olan CO_2 patlayıcı veya zehirli olmamasına rağmen atmosferdeki CO_2 konsantrasyonları özellikle son yıllarda büyük ölçülerde artış gösterdiğinden önem kazanmış ve çevresel açıdan dikkate

alınmaya başlanmıştır. CO₂ konsantrasyonundaki bu dengesiz artış CO₂'in sera etkisinden dolayı global ısınmaya yol açabilecek seviyelerdedir. CO₂'in yol açtığı ikinci büyük tehlike asidik şartların oluşmasına yol açmasıdır. CO₂, suda çözünabilir özellikte olduğundan, su ile temas halindeki CO₂'in büyük bir kısmı sıvı faza geçecektir. Çözünmüş CO₂, bikarbonat (HCO₃⁻) iyonları ve/veya karbonik asit (H₂CO₃) oluşturarak sıvının pH'ını düşürür. Bunun sonucunda sızıntı suyunun sertliği ve mineral madde muhtevası artabilir.

3.2 Düzenli Depo Sahalarında Atıkların Aerobik Ayırışması

Tüm dünyada en yaygın olarak kullanılan atık bertaraf yöntemi olan klasik düzenli depolama yönteminde atıkların depo gövdesinde anaerobik olarak ayrışması gerçekleşmektedir. Bu atık bertaraf yönteminde ayrışmanın uzun yıllar sürdüğü, ayrışma sonucu oluşan sızıntı suyu ve depo gazlarının insan ve çevre sağlığı üzerinde büyük bir risk oluşturduğu yapılan çok sayıda çalışma ile tesbit edilmiştir. Klasik düzenli depolama yöntemlerinin bu dezavantajlarını bertaraf etme ve atık depolama alanlarında daha hızlı ve daha verimli bir ayrışmanın gerçekleşmesini sağlama düşüncesi, bir çözüm önerisi olarak depo gövdesinde aerobik ayrışmanın gerçekleşmesinin sağlanması fikrini ortaya çıkarmıştır (Purcell, 2000). Kompostlaştırma gibi aktif aerobik ayrışma prosesleri, katı atıkların organik kısmının aerobik şartlar altında ortamda yeterli miktarda oksijen ve nem muhtevası olması durumunda anaerobik ortamlardaki ayrışma süresinden çok daha kısa bir sürede ayrıştığını göstermiştir (Read, vd., 2001a).

Katı atık düzenli depo sahalarının havalandırılmasıyla atıkların aerobik ayrışmasının sağlanması ilk kez 1962 yılında California'da tam ölçekli bir sahada uygulanmıştır (Merz ve Stone, 1962). Ancak ortama verilen hava miktarının çok düşük olması sebebiyle sonuçlar başarılı bulunmamıştır. Başarısızlıkla sonuçlanan bu ilk denemeden sonra 1966 yılında Japonya'da düzenli depolama teknolojileri üzerine başlatılan bir araştırma ile depo gövdesine oksijen verilerek stabilizasyonun hızlandırılması düşüncesi tekrar gündeme gelmiştir. Ancak yöntem depo gövdesine verilmesi gereken hava miktarının yüksek olması sebebiyle ekonomik bulunmamış, daha sonra yapılan deneysel çalışmalarla yeni bir alternatif geliştirilerek havanın depo gövdesine sızıntı suyu toplama borularıyla dağıtılması sağlanmıştır. Havalandırmanın bu şekilde gerçekleştiği depo sahaları semi-aerobik olarak adlandırılmaktadır. Bu tip sistemlerde havanın depo gövdesinde dağılması dış ortam ile atık içerisindeki sıcaklık farkından kaynaklanan ısı adveksiyonu ile sağlanmaktadır (Hanashima, 1999).

Semi-aerobik depolama yönteminin ilk uygulaması 1975 yılında Japonya'nın Fukuoka kentinde gerçekleştirilmiştir. Elde edilen pozitif sonuçlar sonrasında, daha sonra sisteme adını verecek olan bu ilk uygulamanın (Fukuoka Yöntemi) tüm ülkede uygulanması tavsiye edilmiştir. Bu gelişmelerden sonra, özellikle 1990'lı yıllardan itibaren aerobik depolama yöntemi üzerine çeşitli çalışmalar yapılmıştır. Şekil 3.7'de semi-aerobik ve aerobik depo sahalarının şematik görünüşleri verilmiştir.

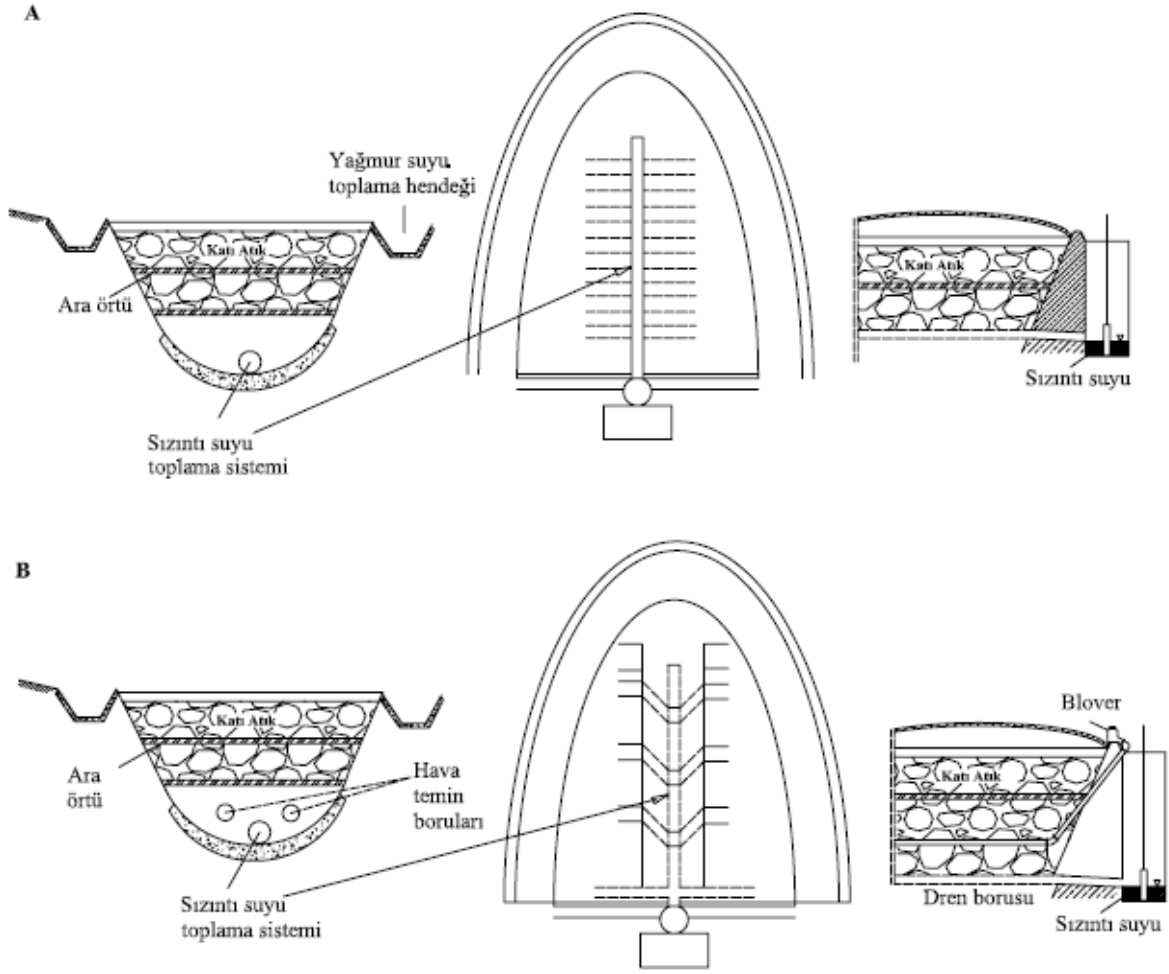
Katı atık depo sahalarında atıkların aerobik ayrışmasının avantajları şu şekilde özetlenebilir:

- Atıkların daha kısa sürede stabilizasyonunun sağlanması,
- Depo sahasında çökme miktarının artması,
- Depo gövdesinde suyun buharlaştırılması,
- Anaerobik şartlar altında ayrışamayan organik maddelerin parçalanması,
- Metan emisyonlarının azaltılması.

Stessel ve Murphy (1992), tarafından yürütülen laboratuvar çalışmalarının sonuçlarına göre, aerobik ortamlarda mevcut mikroorganizmalar, atıkların ayrışabilen kısmını CO₂ ve suya dönüştürmekte, artık madde olarak da humus benzeri bir ürün ortaya çıkmaktadır. Özellikle son yıllarda bazı Avrupa ve Asya ülkelerinde bu yaklaşım değerlendirilmekte ve aerobik depolama alanları teşkil edilmektedir (Read ve Hudgins, 2000; Hudgins, 2000).

Aerobik depolama yöntemi esas olarak hızlı ve yavaş ayrışabilen organik maddelerin kompostlaştırılması temeline dayanmaktadır. Kompostlaştırma işlemine maruz kalan ortamlar gaz değiş tokuşunu sağlar, kendi besin maddelerini temin eder, su üretir ve ortamda kendiliğinden mevcut çeşitli mikrobiyal toplulukların kullanılmasını sağlar (Leikam, vd., 1997). Tüm bu sonuçlara göre atık içerisindeki organik maddelerin oksijen kullanılarak ayrışması sonucu ortaya nisbeten zararsız nihai ürünler çıkması ilk izlenim olarak, depo sahası işletmecilerine ve sahiplerine oldukça cazip gelmektedir.

Atıkların ayrışma hızlarının artması sonucunda stabilizasyon hızları da artmaktadır. Stessel ve Murphy (1992) tarafından gerçekleştirilen laboratuvar ölçekli çalışmanın sonuçları katı atıkların sızıntı suyu geri devir uygulamasıyla birlikte aerobik ayrışması sonucu biyokütle oluşumunun da arttığını göstermiştir. Aerobik biyoreaktör depolama alanları, klasik depo sahalarının uzun süreli çevresel etkilerini azaltarak depo sahasının kapatıldıktan sonra uzun süreli kontrol edilme gerekliliğini de ortadan kaldırmaktadır.



Şekil 3.7 Aerobik depolama çeşitleri (A: Semi-aerobik, B: Aerobik)

Atıksu arıtma tesislerinden elde edilen veriler, aerobik arıtma işleminin atıksu içerisindeki organik madde konsantrasyonlarını azalttığını göstermektedir (Cossu, vd., 1997). Toluen, vinil klorür ve koku oluşumuna yol açan çok sayıda bileşiğin (amonyak gibi) aerobik arıtma yöntemi ile bertaraf edilebileceği bilinmektedir. Bu noktadan bakıldığında, içerisinde hava, su ve besi maddelerinin bulunduğu atık kütesinin bir arıtma yatağı olarak kullanılması sonucu sızıntı suyunun da aerobik arıtmayı sağladığı anlaşılmaktadır. Bu bileşiklerin konsantrasyonlarının azaltılması, sızıntı suyu arıtma ihtiyacını da azaltmaktadır (Heyer, vd., 1999). Atıkların aerobik ayrışmasının diğer bir faydası da, atık stabilizasyon hızının artması sonucu çökme miktarının da artması ve böylelikle depo sahasının kullanım ömrünün uzatılmasıdır (Hanashima, 1999).

Aerobik ayrışmanın esası, ortamdaki mikroorganizmaların, havadan aldıkları oksijeni organik bileşiklerin çeşitli elementleri ile birleştirerek yan ürünler ve yeni hücreler oluşmasını sağlamasına dayanmaktadır. Aerobik ortamda bulunan mikroorganizmalar, atık içerisindeki ayrışabilen maddelerin, anaerobik ayrışmanın aksine CH_4 yerine CO_2 ve suya dönüşmesini sağlamakta, artık madde olarak da stabilize olmuş humus benzeri bir madde kalmaktadır.

Atıkların aerobik ayrışması sırasında meydana gelen biyokimyasal ayrışma işlemi üç fazda gerçekleşmektedir.

1. Şeker, glikoz ve nişasta gibi kolay ayrışabilen organik maddeler kısa bir sürede parçalanırlar. Bu parçalanma sırasında yüksek miktarda ısı açığa çıkar.
2. Katı atık içerisinde hemiselüloz, lignin, yağlar, reçine, vs. gibi zor ayrışan bileşiklerin ayrışması nisbeten daha uzun sürede gerçekleşir ve bu ayrışma aerobik ayrışmanın ikinci kademesini oluşturur.
3. Aerobik ayrışma sonucu oluşan humus benzeri malzemenin (kompostun) değerlendirilmesi isteniyorsa, mineralizasyon işleminden kaçınılmalıdır.

Aerobik depolama işleminin etkili bir şekilde gerçekleşebilmesi için sıcaklık ve nem muhtevasının aerobik ayrışma için gerekli olan optimum değerlerde tutulması gerekmektedir. Bunun sağlanabilmesi için atık içerisinde hava akışı ve sızıntı suyu geri devrinin dengeli bir şekilde uygulanması gerekmektedir (Read, vd. 2001a).

Havalandırma sistemi blowerlardan veya kompresörler ile havalandırma için teşkil edilmiş borulardan meydana gelmektedir. Atık içerisinde dikey enjeksiyon kuyuları teşkil edilerek gerekli olan oksijenin buradan dağıtılması sağlanmaktadır. Sızıntı suyu toplama sistemi mevcut olan depo sahalarında havalandırma işlemi bu toplama boruları vasıtasıyla da gerçekleştirilebilmektedir. Sızıntı suyu toplama borularının kullanılarak depo gövdesinin havalandırılması ile ilgili yapılan bir çalışmada, havalandırma işlemi sırasında da sızıntı suyunun toplanabildiği belirtilmiştir (Read, vd., 2001a). Sızıntı suyu toplama sistemleri olmayan depo sahalarında ise yatay veya düşey havalandırma sistemleri oluşturulabilir.

Aerobik depo sahalarının anaerobik depo sahalarına göre avantajları ve sızıntı suyu geri devrinin etkileri aşağıdaki şekilde sıralanabilir;

- Sızıntı suyu kalitesinde anaerobik şartlara göre daha önemli ölçüde ve daha hızlı bir iyileşme söz konusudur. Anaerobik şartlarda ayrışmayan bazı kimyasallar aerobik şartlar

altında ayrışabilir. Böylece, aerobik depo sahalarında organik atıkların ve amonyağın daha yüksek oranlarda arıtılması sağlanmış olur. Bunun sonucunda sızıntı suyu arıtım maliyetinin azaltılması sağlanmış olmaktadır.

- CH_4 , aerobik ayrışmanın bir ürünü olmadığından aerobik depo sahalarında CH_4 emisyonlarının azaltılması sağlanmış olur. Aynı zamanda, anaerobik şartlar altında ortaya çıkan depo gazı içerisinde kokuya sebep olan diğer kimyasalların da bir çoğunun aerobik ayrışma sonucunda azaltılması sağlanmış olur.
- Atıkların aerobik ayrışması anaerobik ayrışmaya göre daha hızlı gerçekleşen bir prosestir. Stabilizasyon süresinin kısaltılması, kapatılmış depo sahasının daha kısa sürede başka maksatlarla kullanılmasına olanak sağlamaktadır.
- Depo sahasına hava verilmesi, depo gövdesinden nemin uzaklaştırılmasına yardımcı olur. Böylelikle sızıntı suyu oluşumu da azaltılmış olmaktadır.
- Anaerobik ayrışma sırasında depo gövdesine sızıntı suyunun geri devrettirilmesi, atıkların ayrışma hızlarını önemli ölçüde etkilemektedir. Anaerobik biyoreaktörlerde bakteriyel aktivite için önemli bir etken olan karıştırma işlemi sızıntı suyu geri devri ile gerçekleştirilebilmektedir. Böylece depo sahasının tabanından toplanan sızıntı suları atık gövdesinden tekrar geçirilerek substrat ve nutrientlerin dağılımı, alkalinite ilavesi, nem ilavesi gibi avantajlar sağlanmaktadır.

3.2.1 Aerobik ayrışmaya etki eden faktörler

Katı atıkların aerobik ayrışması üzerinde etkili olan su muhtevası, sıcaklık, havalandırma, karbon/azot oranı, pH ve mikroorganizmalar aşağıda kısaca açıklanmıştır.

3.2.1.1 Su muhtevası

Atık içerisindeki su ve hava birbiri ile ters orantılıdır. Su miktarının fazla olması halinde boşluklar su ile dolacağından ortamdaki hava döngüsü engellenmiş olur. Bütün biyolojik olaylarda olduğu gibi, aerobik düzenli depolama işleminde de ayrışmayı etkileyen en önemli faktörlerden biri ortamın su muhtevasıdır. Biyokimyasal ayrışmayı sağlayan mikroorganizmaların bileşiminin % 80'i sudur ve besinlerini suda çözünmüş olarak alırlar. Yapılan çalışmalarda su muhtevasının % 25-30'un altına düşmesi halinde ayrışmanın durduğu tesbit edilmiştir (Sesay, vd., 1998).

Katı atık depo sahası ortamında atıkların aerobik ayrışmasını sağlayacak oranda suyun mevcut olması gerekmektedir. Atık gövdesinde optimum aerobik ayrışmanın gerçekleşebilmesi için nem muhtevasının % 40-70 arasında olması gerekir. Depo sahasında oluşan sızıntı suyunun nem muhtevasını arttırmak için tekrar sahaya geri devrettirilmesi tercih edilir. Böylelikle sahada oluşan sızıntı suyu sürekli geri devrettirilerek sızıntı suyu miktar ve kalitesinde önemli bir iyileşme elde edilebilir (Read, vd., 2001b).

Çim kırıntılarının kompostlaştırılması üzerine yapılan bir çalışmada, CO₂ oluşumunun nem oranlarıyla değiştiği ve en yüksek seviyede karbon dönüşümünün gözlemlendiği nem seviyesinin % 50'de olduğu belirtilmiştir (Nakasaka vd., 1994). Benzer biçimde, Amerika'da bir kompostlaştırma tesisinde (Puyallup), tesise çim kırıntıları geldiğinde nem muhtevasının % 45-60 arasında sürdürüldüğü zaman havalanmayı kolaylaştırıcı herhangi bir gözenek materyali eklemeksizin başarılı bir şekilde kompost yapılabildiği, nem oranının % 55-60'ı aşması halinde ise, havanın iç kısımlara doğru ulaşmasını temin etmek için kütlenin gözenekli hale getirilmesi gerektiği belirtilmiştir (Goldstein, 1997). Aerobik ayrışma esnasında gerekli olan minimum su muhtevası %40 civarındadır. Su muhtevası %40'ın altına indiğinde fermentasyon hızı azalır, % 8-12 değerlerinde ise mikrobiyal aktivite tamamen durur.

Depo gövdesinde nem muhtevasının ayrışma sırasında direkt ölçümlerle sürekli izlenmesi gerekmektedir. Böylelikle istenen nem derecesini elde etmek için atık içerisine daha ne kadar sızıntı suyu ilave edilmesi gerektiği hesaplanabilir. Depo sahasındaki sızıntı suyu enjeksiyon kuyuları, ilave edilen suyun depo gövdesinde üniform bir şekilde dağılmasını sağlayacak şekilde tasarlanmalıdır.

3.2.1.2 Havalandırma

Depo sahalarında aerobik ayrışmanın gerçekleşebilmesi için ortamda mikroorganizma faaliyetleri için yeterli miktarda oksijen bulunması gerekmektedir. Ortamda yetersiz miktarda oksijen bulunması ayrışmanın anaerobik şartlarda gerçekleşmesine yol açmaktadır. Diğer taraftan, ortama gereğinden fazla hava verilmesi de atık sıcaklığını düşürmektedir. Bu gibi sakıncaların ortaya çıkmasını engellemek için ortama optimum miktarda hava vermek gereklidir. Aerobik mikroorganizmalar % 5 oksijene kadar faaliyetlerini devam ettirebilirler. Ancak optimum oksijen konsantrasyonunun % 10'dan daha büyük olması gerekmektedir (Tosun, 2003). Ortamda oksijen miktarının fazla olmasının proses üzerinde olumsuz bir etkisi olmamasına rağmen, aşırı hava işletme maliyetini arttırmaktadır.

Aerobik depo sahalarında ortama verilecek hava miktarının, çıkış gazında oksijen konsantrasyonunun % 2-10 arasında olmasını sağlayacak düzeyde olması gerekir. Keener ve Hansen (1997) ve Keener, vd., (1997) aerobik ayrışma için gerekli işletme şartlarını özetlediği çalışmasında atık gövdesine 0.35-0.97 L/dk/kg atık hava verilmesinin uygun olacağını belirtmişlerdir. Yapılan bir diğer çalışmada ise depo sahasına uygulanacak optimum hava miktarı 0.5 L/dk/kg atık olarak tesbit edilmiştir (Bernreuter ve Stessel, 2000).

Ortama verilen havanın atık içerisinde tüm bölgelere dağılmasını sağlamak gerekmektedir. Atıkların havalandırılması depo sahalarında aerobik ayrışmanın gerçekleşmesini sağlamak için gerekli oksijenin temin edilmesi ve depo gövdesinde sıcaklığın kontrol edilmesi maksatlarıyla kullanılabilir. Fazla hava ortama, sıcaklığın düşürülmesi gayesiyle verilir. Böylece, ortamda bulunması muhtemel anaerobik mikroorganizmaların da bertaraf edilmesi sağlanmış olur.

3.2.1.3 Sıcaklık

Katı atıkların aerobik ayrışması çeşitli mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilir. Bu mikroorganizmalar yaşadıkları sıcaklık derecesine göre 3 grupta toplanabilir. Aerobik ayrışmada mikroorganizmaların ortam sıcaklığına göre değişimi Çizelge 3.8’de verilmiştir. Ayrışma sırasında ortamda düşük ve yüksek sıcaklıkların uzun süre devam etmesi mikroorganizma faaliyetleri üzerinde olumsuz etki yapmaktadır.

Çizelge 3.8 Mikroorganizmaların ortamdaki sıcaklığa göre değişimi (Baştürk, 1994)

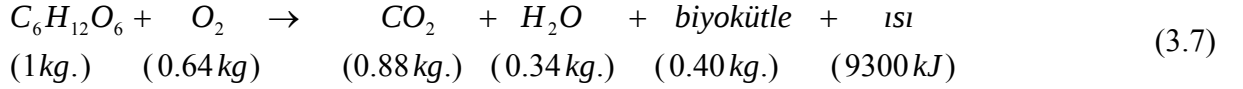
Mikroorganizma Türü	Minimum Sıcaklık (°C)	Optimum Sıcaklık (°C)	Maximum Sıcaklık (°C)
Psikrofil Mikroorganizmalar	5-10	10-15	15-20
Mezofil Mikroorganizmalar	10-15	20-35	40-45
Termofil Mikroorganizmalar	30-35	50-60	70-80

Aerobik ve anaerobik ayrışma prosesleri, enerji dengesi bakımından büyük farklılıklar gösterirler. Aerobik ayrışma ekzotermik bir prosestir ve yüksek miktarda ısı üretir. Bunun sonucunda atık içerisindeki sıcaklık yükselir. Bu nedenle, depo sahalarında atıkların aerobik ayrışması sonucu yüksek miktarda ısı açığa çıkmaktadır. Aerobik ayrışma sırasında elde edilen enerjinin % 59’u biyokütle içerisinde depolanırken (yeni bakteri hücreleri), % 41’i

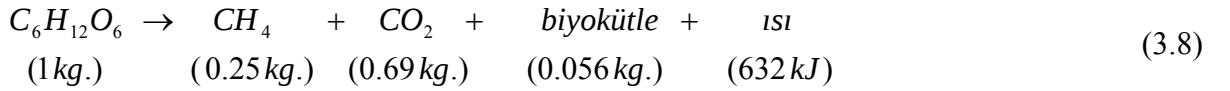
kullanılır. Anaerobik ayrışma sırasında oluşan enerjinin ise % 8'i biyokütle içerisinde % 89'luk kısmı da oluşan metan gazı içerisinde depolanırken, sadece % 3'lük kısmı kullanılır.

Glükozun biyolojik ayrışması sırasındaki kütle dengesi için (3.7) ve (3.8) eşitlikleri yazılabilir. Biyolojik ayrışma prosesleri sırasında meydana gelen enerji arasındaki farklılıklar bu eşitliklerden açıkça görülebilmektedir (Gendebien, vd., 1992).

Aerobik Ayrışma:



Anaerobik Ayrışma:



Mikroorganizmalar organik maddelerle beslenirken ısı açığa çıkarırlar. Ortamdaki ısının yükselmesi hem mikroorganizmaların aktivitesinin bir ölçüsü hem de patojen mikropları öldürme aracıdır. Patojen bakterilerin sadece çıkan ısıyla değil, metabolizma ürünü bileşikler dolayısıyla da öldükleri tespit edilmiştir. Her mikroorganizma kendisine uygun bir sıcaklıkta yaşayabilir. Kompostlaşan kütlede sıcaklık arttıkça ölen mikroorganizmaların yerini yeni duruma adapte olan türler alır. Bu da genelde daha hızlı bir ayrışmaya yol açar. Ne var ki, 55 °C'nin üzerindeki sıcaklıklarda kompostlaştırma verimi ve hızı önemli oranda düşer. Belirli bir süre devam eden sıcaklık, hastalığa yol açan mikropların ve virüslerin oluşmasını önleyerek, iyi kalitede bir kompost açığa çıkmasını sağlar.

Yüksek reaksiyon hızları için aşırı yüksek sıcaklıklar gerekli değildir. Eğer materyaldeki sıcaklık 75 veya 85 °C'ye yükselirse, yüksek sıcaklık yüzünden reaksiyon hızı muhtemelen azalacaktır. Sıcaklığı azaltmak için havalandırma oranını artırmak veya karıştırma işlemini daha sık yapmak gerekir.

Aerobik depo sahalarında sıcaklık kontrolü ayrışmanın tamamlandığının anlaşılabilmesi için önemli bir göstergedir. Depo gövdesinde sıcaklığın düşmesi ve çıkış gazında oksijen konsantrasyonunun artması ayrışma prosesinin tamamlandığının ve ayrışabilen maddelerin stabilize olduğunun bir göstergesidir. Bundan sonra depo sahasının daha fazla kontrol edilmesine gerek kalmamaktadır.

3.2.1.4 Karbon/Azot oranı

Mikroorganizmalar yüksek yapılı bitkiler gibi besi maddesi olarak karbon, azot, kükürt, fosfor, kalsiyum, magnezyum, potasyum gibi besi maddelerinden faydalanırlar. Azot dışındaki diğer bütün elementler evsel atıklarda yeteri kadar bulunduğundan aerobik ayrışmanın gerçekleşmesi için karbon/azot oranı büyük önem taşımaktadır.

Aerobik ayrışma için C/N oranının 35'den küçük olması istenmektedir. C/N oranının 20-78 arasında değiştirilerek gerçekleştirilen bir çalışmada optimum C/N oranının 30-35 olduğu tesbit edilmiştir.

Genellikle evsel katı atıklarda C/N oranı yüksek değerlerdedir (30-60 civarında). Katı ve sıvı artıkları teşkil eden maddelerin C/N oranları Çizelge 3.9'da verilmiştir. Hudgins (2000), aerobik depo sahalarında tercih edilen C/N oranlarının 20:1-50:1 arasında değiştiğini belirtmiştir.

3.2.1.5 pH

pH kontrolü, mikrobiyal faaliyetlerin atık stabilizasyonunun değerlendirilmesinde önemli bir parametredir. Başlangıçta CO₂ ve organik asitlerin oluşumu nedeniyle pH değeri yaklaşık 5-6 seviyesine düşerken, proses ilerledikçe 8.0-8.5 seviyesine kadar ulaşabilir. Bu durum çoğunlukla, CO₂ eliminasyonundan olduğu kadar proteinlerin ayrışmasından da ileri gelmektedir. Evsel katı atıklarda genellikle pH düzeltilmesine gerek olmamakla birlikte, gerekli hallerde kireç, sodyum bikarbonat, kostik, soda veya uygun seyreltik asit ilavesi ile pH ayarlaması yapılabilir. Ancak kireç ilavesi amonyak oluşumunu hızlandırmakta ve azotun azalmasına sebep olmaktadır.

Çizelge 3.9 Evsel katı ve sıvı atıkları oluşturan çeşitli organik maddelerin toplam N ve C/N değerleri

Organik Madde	N Miktarı % Katı Madde	C/N Oranı
Ham Çamur	3.5	15
Çürütülmüş Çamur	3.5	13
Aktif Çamur	5-6	6-8
Mutfak Artıkları	2.1	25
Hızar Talaşı	0.15	511
Karışık Evsel Katı Atık	1.15	40
Saman	0.3	128

3.2.1.6 Mikroorganizmalar

Katı atıkların aerobik ayrışması işlemi her bir mikrobiyal grup için ortamın sınırlı sürelerde uygun olduğu, zincirleme gerçekleşen dinamik bir prosestir. Reaksiyona hâkim olan organizmaların cinsi katı atık boyutuna, su muhtevasına, oksijen teminine, sıcaklığa ve indirgenme derecesine bağlıdır. Bakteriler çok değişik çevre şartlarında ve değişik sıcaklık ve nem durumlarında yaşayabilirler. Mantarlar 20-30 °C arasında daha kuvvetle çoğalır ve maddeleri indirgeyip vitamin, pigment, antibiyotik ve benzeri bileşikler sentez edilebilir. Aktinomisetler de 30-40 °C arasında daha iyi yaşarlar. Bunlar selüloz, yağ, fenol ve lignini indirgerler. Bakteri ve mantar yiyen protozoalar 40 °C üzerinde ölürler. Ayrışma sonucunda atık içerisinde sinekler, böcekler, küçük hayvancıklar ve benzerleri bulunabilir.

Aerobik ayrışmanın başlangıcında çoğunluğunu bakterilerin oluşturduğu mikroorganizmaların çoğalması sırasında ısı, CO₂ ve su buharı açığa çıkar. İlk aşamada mezofilik bakterilerle beraber aktinomisetler, maya ve diğer mantarlar yağları, proteinleri ve karbonhidratları ayrıştırırlar. Protozoa, bakteri ve mantarlarla beslenir. Sıcaklık 40-50 °C'ye ulaştığında başlangıçta mevcut olan organizmaların hemen hemen tamamı ölür ve bunların yerini 70 °C sıcaklığa kadar dayanabilen ve ısı üretebilen termofilik bakteriler alır. Termofilik bakteriler kendileri için mevcut besini tükettiklerinde ısı üretmeyi durdururlar ve atıklar soğumaya başlar. Soğuyan atıklarda, geriye kalan besinle beslenen, genellikle mantar ve aktinomisetlerden oluşan yeni bir grup organizma çoğalır (Tosun, 2003).

3.3 Düzenli Depo Sahalarında Sızıntı Suyu Oluşumu

Sızıntı suyu, depo sahasında depolanan atığın içerisindeki suyun ve yağmur sularının atık içerisinde süzülerek çözünmüş ve askıdaki maddeleri ekstrakte etmesi sonucu oluşur. Atık içerisindeki maddelerin bir kısmı suda çok çabuk çözünebilirken, biyolojik ayrışma sırasında diğer maddeler de çözünebilir forma dönüşürler. Bu maddelerin sızıntı suyu içerisindeki varlığı ve konsantrasyonları zamana bağlı olarak değişir. Eski depo sahalarından oluşan sızıntı suları genellikle daha az miktarlarda çözünmüş katı madde ihtiva ederler.

Oluşan sızıntı suyu miktarı sahaya özgü özellikler göstermesine rağmen genel olarak atık bileşimi (organik-inorganik, ayrışabilen-ayrışamayan, çözünebilen-çözünemeyen), depolama tekniği, depo sahasına dışarıdan giren suyun özellikleri (miktar ve bileşenler), örtü tabakasının permeabilitesi ve topografik özellikler, depo sahasının özellikleri (redox potansiyeli, pH,

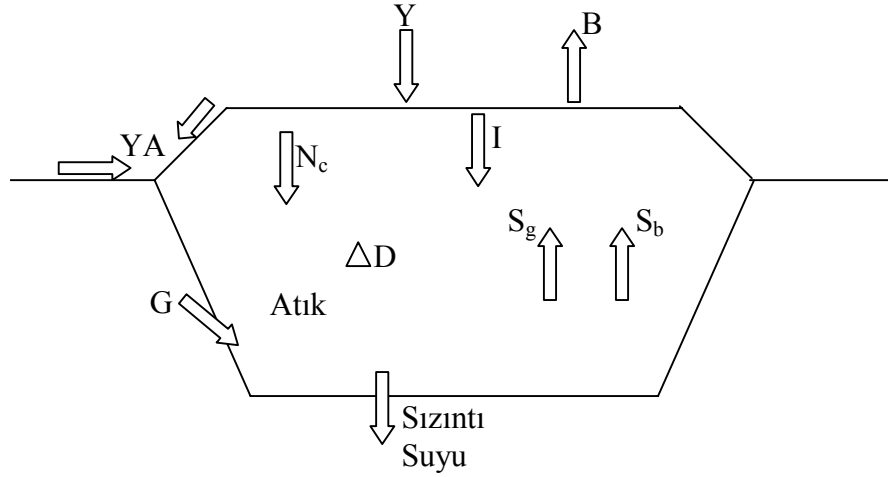
sıcaklık, nem ve depo yaşı) ve atık içerisindeki fiziko-kimyasal reaksiyonlarla yakından ilgilidir.

Atıklar ilk depolandıkları anda % 20-30 civarında nem içerirler (ıslak ağırlık). Depo sahasına yüzeysel veya yeraltı sularının girmesi veya yağışların infiltrasyonu sonucunda atığın nem muhtevası doygunluk değerine ulaşır. Doygunluk kapasitesi aşıldığında, su atık içerisinde süzölmeye başlar. Oluşan sızıntı suyu miktarının depo sahasına dışardan giren su miktarıyla orantılı olduğu söylenebilir (Yuen, vd., 1997b).

Depo sahalarında oluşacak sızıntı suyunun önceden tahmin edilmesi için basit su dengesi eşitliğinden faydalanılabilir. Bu eşitliğe göre, depo sahasına giren su miktarı çıkan su miktarına eşittir. Sızıntı suyu oluşumuna neden olan en önemli faktör, yağışların atık içerisine infiltrasyonudur (I). Infiltrasyon oranı depo sahasının yüzeysel şartlarına, üst örtü tabakasının mevcudiyetine ve eğer mevcutsa bu tabakanın permeabilitesine ve sahanın iklimsel şartlarına bağlı olarak değişmektedir. Yüzeysel akış ve buharlaşma miktarları, yağış miktarından çıkarıldığında infiltrasyon değeri hesaplanabilir ($I = Y - YA - B$). Sızıntı suyu oluşumuna sebep olan diğer kaynaklar akiferlerden kaynaklanan yeraltı suyu akışı (G) ve katı atık ve örtü malzemesinin mevcut su muhtevaları (N_c)'dır. Atığın nem muhtevası olarak depolama alanına giren suyun miktarı atık tipine ve depolamanın yapıldığı mevsime göre değişiklik göstermektedir. Depo sahasında depo gazı üretimi için bir miktar su tüketilirken (S_g) bir miktar da depo gazı içerisinde su buharı (S_b) olarak buharlaşır. Su dengesini ifade eden eşitlik

$$SS = I + YA + G + N_c - S_g - S_b \pm \Delta D \quad (3.9)$$

şeklindedir. Burada SS, oluşan sızıntı suyu miktarını ve ΔD ise sahanın su tutma kapasitesinde meydana gelen değişimi ifade eder. Katı atık düzenli depo sahaları için su dengesi Şekil 3.8'de verilmiştir.



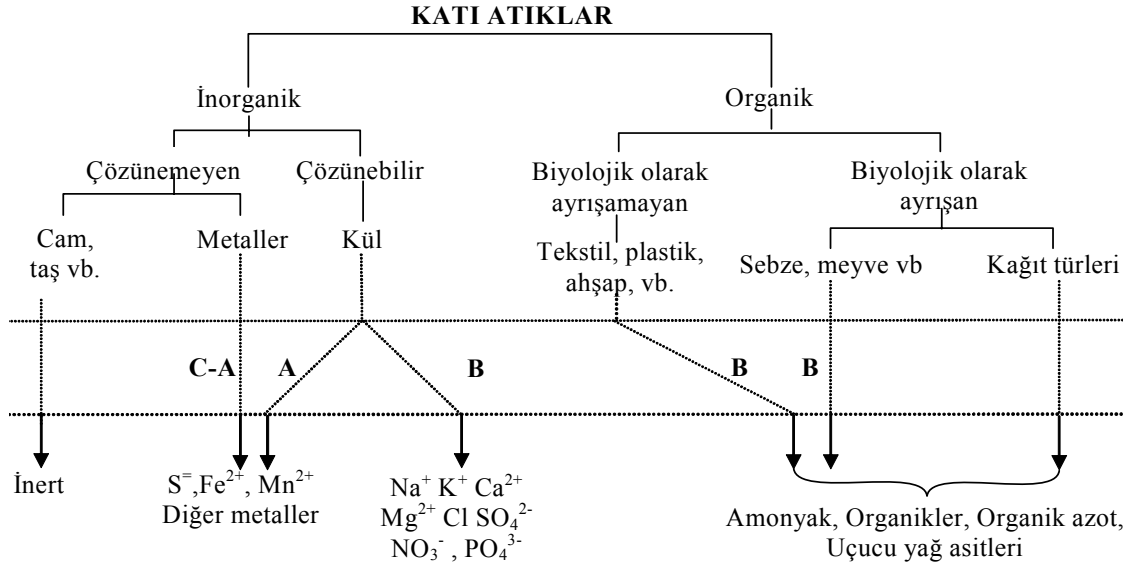
Şekil 3.8 Düzenli depo sahalarında sızıntı suyu oluşumu (Nastev, 1998)

(Y: Yağış; B: Buharlaşma; YA: Yüzeysel akış; I: İnfiltrasyon; N_c: Atığın ve örtü malzemesinin nem muhtevası; G: Yer altı suyu akışı; S_g: Depo gazı için harcanan su; S_b: Su buharı; D: Depolanan miktardaki değişim miktarı)

3.3.1 Sızıntı suyu özellikleri

Atıklar depo sahalarına depolandıktan sonra sızıntı suyunun kirletici bileşenleri depo sahasında yer alan çeşitli prosesler yardımıyla azalma eğilimindedir. Bu prosesler fiziksel, kimyasal yada biyolojik olabilir. Bu temel proseslerden olan fiziksel prosesler, absorpsiyon, filtrasyon, seyrelme ve dispersiyon işlemi ile, kimyasal prosesler, hidroliz, adsorbsiyon/desorbsiyon, asit-baz etkileşimi, oksidasyon, redüksiyon, çökme, iyon değişimi ve kompleks oluşumu ile, biyolojik prosesler ise, aerobik ve anaerobik biyolojik ayrışma ile tanımlanabilir. Katı atıkların fiziksel ayrışması su hareketinin yıkama ve seyreltme işlemleri dolayısıyla atık bileşenlerinin bozunmasından ileri gelmektedir. Atıklar alan kapasitesine ulaşana kadar konsantrasyon (difüzyon) ve basınç gradyanının bir sonucu olarak çözünmüş haldeki bileşenler depo gövdesinde bir akış meydana getirirler. Çöpün su muhtevası arttığında daha fazla miktarda çöp çözünmüş hale gelir.

Deponun uygun tasarımı ve işletilmesi sızıntı suyunun miktarını ve kuvvetliliğini önemli derecede azaltmakla beraber sızıntı suyu oluşumu tam olarak engellenemez. Sızıntı sularının kirletici parametrelerinin türlerinin ve konsantrasyonlarının artmasında etkili olan katı atık bileşenleri ile ayrışma safhaları Şekil 3.9'da gösterilmiştir.



Şekil 3.9 Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşum basamakları

Genç depo sahalarından sızan atıksuların muhteviyatındaki organik maddelerin önemli bir kısmı (%90) organik asitlerden kaynaklanır ve bu organik asitlerin de %90'a varan kısmı başlıca asetik, propiyonik ve bütirik asitlerden ileri gelir (Christensen ve Kjeldsen, 1989). Sızıntı suyu muhteviyatındaki organik asit konsantrasyonunun yüksek olması, kompleks organiklerin organik asitlere dönüşümünün birinci anaerobik ayrışma safhasında gerçekleştiğini gösterir. Düşük organik asit konsantrasyonu, biyolojik ayrışma hızının yavaş olduğunu yada sızıntı suyunun atıkların etkili bir şekilde stabilize olduğu ikinci anaerobik ayrışma safhasında olduğuna işaret eder.

Sızıntı suları aminoasitler, proteinler, karbonhidratlar, AOX (absorplanabilen organik halojenler), fenolik ve hidroksi aromatik bileşikler gibi bir çok spesifik bileşenleri de içerir (Berrueta vd, 1996). Organik atıkların hızlı bir şekilde ayrıştığı dönemde (2. safha) ortaya çıkan sızıntı suları; yüksek BOİ/KOİ oranı düşük pH ve yüksek ağır metal konsantrasyonu ile karakterize edilir. Jensen ve Christensen (1999), Danimarka'da 4 farklı depo sahasından alınan ham sızıntı sularını 1.2, 0.4 ve 0.001 µm gözenek çaplı filtre kağıtlarından süzmüş ve kolloidlerin önemli bir kısmının 0.001-0.4 µm arasında olduğunu ve kolloidal maddelerin başlıca bileşeninin TOC olduğunu vurgulamışlardır.

Sızıntı suyundaki kirletici parametrelerin konsantrasyonları günden güne önemli farklılıklar gösterebileceğinden, kirletici parametrelerin konsantrasyonlarının mutlak değerleri yerine

parametrelerin birbirlerine oranlarının değerlendirilmesi daha faydalıdır. KOİ/TOC, BOİ/TOC, $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ oranlarının değerlendirilmesi sızıntı suyunun içerdiği organik maddeler ve atıkların ayrışma süreci ile ilgili önemli ipuçları verebilir. $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ oranı ile Oksidasyon Redüksiyon Potansiyeli (ORP) ters orantılı olup, depo sahasında anaerobik ayrışmanın etkili olduğu safhada ORP en düşük seviyededir.

KOİ/TOC oranı organik maddelerin kompozisyonun değerlendirilmesinde kullanışlı bir parametredir. Deponun yaşı ilerledikçe KOİ/TOC oranı azalma eğilimindedir. Bu oran genç depo sahaları için 3.3 iken, yaşlı depo sahaları için 1.16'ya kadar düşebilir (Lisk, 1991). Bazı organik maddeler için KOİ/TOC oranı maksimum 4.0 olabilir ve karboksil grubu içeren organik maddeler için 1.3 gibi değerler alabilir. KOİ/TOC oranına benzer olarak BOİ/KOİ oranı da depo sahası yaşlandıkça azalır. Çözünmüş Organik Karbon/TOC oranındaki azalma BOİ yada uçucu yağ asiti olarak ölçülen organik maddelerin kompozisyonundaki değişimin bir göstergesidir. Bu organik maddeler genellikle mikrobiyal aktivite sonucu ortaya çıkan ayrışma ürünleridir ve depo sahası yaşlandıkça konsantrasyonları artar.

Sızıntı suyu bileşimi depo sahasındaki fermentasyon kademesine, atık bileşimine, depo sahasının işletme şekline ve depolanan atık türlerine (evsel, endüstriyel) bağlı olarak önemli değişiklikler göstermektedir. Çizelge 3.10'da sızıntı suyunda mevcut kirleticilerin konsantrasyonlarındaki değişim aralıkları verilmiştir (El-Fadel, M., 1991; Christensen, vd., 2001).

Sızıntı suyu bileşimi depo yaşına bağlı olarak da önemli değişiklikler göstermektedir. Bu nedenle, sızıntı suyunda herhangi bir kirletici için sabit bir konsantrasyon değerinden söz etmek mümkün değildir. Ancak genel olarak bütün kirletici konsantrasyonlarında zamana bağlı olarak bir azalma eğiliminden söz edilebilir.

Sızıntı suyundaki kirleticiler dört grup altında incelenebilir.

- Çözünmüş organik maddeler; KOİ, TOC, uçucu yağ asitleri (UYA), fulvik ve humik asitler.
- İnorganik makro bileşenler; kalsiyum (Ca^{2+}), magnezyum (Mg^{2+}), sodyum (Na^+), potasyum (K^+), amonyum (NH_4^+), demir (Fe^{2+}), mangan (Mn^{2+}), klorür (Cl^-), sülfat (SO_4^{2-}) ve hidrojen karbonat (HCO_3^-)
- Ağır metaller; bakır (Cu), çinko (Zn), kadmiyum (Cd), krom (Cr), kurşun (Pb) ve nikel (Ni)

- Evsel ve endüstriyel kimyasallardan kaynaklanan ve genellikle 1 mg/L'den daha düşük konsantrasyonlarda mevcut olan ksenobiyotik organik bileşikler (XOC). Bu bileşikler aromatik hidrokarbonlar, fenoller, klorlu alifatikler ve pestisitler gibi bileşikler ihtiva ederler.

Çizelge 3.10 Düzenli depo sahalarında oluşan sızıntı sularının özellikleri

Parametre	Konsantrasyon	Parametre	Konsantrasyon
Alkalinite (Toplam, CaCO ₃)	0-20850	İletkenlik (µS/cm)	2500-35000
Alüminyum	0.5-85.0	Kadmiyum	0.0001-1.16
Antimon	0-3.19	Kalay	0-0.16
Arsenik	0.01-70.2	Kalsiyum	10-7200
Azot	2-3320	Klorür	150-4500
(Toplam Kjeldahl)			
Azot (Amonyak)	0-2200	Kobalt	0.005-1.5
Azot (Nitrat)	0-9.8	KOİ	140-152000
Azot (Nitrit)	0-1.46	Krom	0-22.5
Azot (Organik)	14-2500	Kurşun	0-14.2
Bakır	0-10	Magnezyum	30-15000
Baryum	0-12.5	Mangan	3-5500
Berilyum	0-0.36	Nikel	0-13
BOİ ₅	20-57000	pH	1.5-9.5
BOİ ₅ /KOİ	0.02-0.80	Potasyum	50-3700
Bor	0.42-13	Selenyum	0-1.85
Bulanıklık	40-500	Sertlik (CaCO ₃ olarak)	0.1-225000
(Jackson Birimi)			
Cıva	0-3	Siyanür	0-6
Çinko	0-1000	Sodyum	70-7700
Demir	3-5500	Sülfat	8-7750
Fenol	0.17-6.6	Talyum	0-0.32
Florür	0.1-1.3	Toplam Askıda	2-140900
		Katı Madde (TSS)	
Fosfat	0.01-154	Toplam Çözünmüş	584-55000
		Katı Madde (TDS)	
Fosfor (Toplam)	0.1-23	Toplam katı madde	2000-60000
Gümüş	0-1.96	Toplam Organik	30-29000
		Karbon (TOC)	
Hidrojenkarbonat	610-7320	Toplam Uçucu	0-19000
		Asitler (HAc)	

3.4 Depo Sahalarının Çevresel Etkileri

Katı atık düzenli depolama sahaları, açık havada yakma, açık sahalarda depolama ve denize depolama gibi alternatif bertaraf yöntemlerinin çevre ve insan sağlığı üzerindeki olumsuz etkilerini ortadan kaldırma ihtiyacından dolayı geliştirilmiştir. Depo sahaları eski uygulamaların bazı dezavantajlarını ortadan kaldırmış olsa da, depo gazı ve sızıntı suyu oluşumu gibi yeni problemlerle karşılaşmıştır. Bu problemlerin sağlığa zararlarının yanısıra yangınlar ve patlamalar, bitki örtüsüne zararlar, istenmeyen kokular, sahada meydana gelen çökmeler, yeraltı suyu kirlenmesi, hava kirlenmesi ve global ısınma olarak gibi olumsuz etkileri de görülmektedir (El-Fadel, vd., 1997, Cossu, 1989).

3.4.1 Yangın ve patlama riski

Metan muhtevası bakımından zengin olan depo gazı, enerji kazanımı için elverişli olmasına rağmen, uçuculuğu, havayla birlikte patlayıcı özelliğe sahip olması gibi olumsuz etkilere sahiptir. Depo gazı çevreye difüzyon ve adveksiyon yolu ile yayılır. Depo gazının difüzyon ve adveksiyon yolu ile dağılımını, depo gazı oluşum miktarı ve gazın fiziksel özellikleri ile atığın permeabilitesi, depo gövdesinin sıcaklığı, nem muhtevası ve basınç değişimleri etkiler. Sahadan ayrılan gaz, depo sahasına yakın binalara ve yer altı tesislerine girer. Toprağın karakteristiklerine bağlı olarak depo gazı, depo sahasından çok uzaklara ulaşabilir (Gendebien, 1992). Depo gövdesine havanın girmesiyle metan ve oksijen karışımı belli bir değere ulaşarak yangın riskleri meydana gelebilir. Hava girişi, gaz toplama ve taşıma sistemlerinden aşırı şekilde hava çekilmesi sonucu ortaya çıkmaktadır (El-Fadel, vd., 1997).

3.4.2 Bitki örtüsüne etkisi

Depo sahaları kapatıldıktan sonra; park, golf sahası, kültürel alanlar ve bazen de ticari alanlar olarak kullanılırlar. Depo sahasında gaz kontrolünün olmadığı durumlarda, depo gazı konsantrasyon ve basınç farklılıklarına bağlı olarak yukarı doğru hareket ederek atmosfere ulaşabilir. Bu olaylar sırasında oksijen yer değiştirir ve bitki kökleri, yüksek konsantrasyonlarda metan ve karbondioksit maruz kalırlar. Direkt olarak metana maruz kalmak bitki büyümesini etkileyebilir. Ancak metanın oksidasyonu sırasında, topraktaki oksijenin azalması ve açığa çıkan ısının toprak sıcaklığını artırması bitkinin havasız kalmasına sebep olur. Depo gazı ve metanın oksidasyonundan açığa çıkan karbondioksit de yüksek konsantrasyonlarda (%30-45) bitkinin gelişimine zarar verebilir. Depo gazı içerisinde bulunan eser bileşikler bitki örtüsüne toksik etkiye bulunabilir. Amonyak, karbon monoksit ve

hidrojen sülfür gibi inorganik bileşiklerin bitkilere zarar verdiği bilinmektedir. Uçucu organik asitler, halo-organik bileşikler, hidrokarbonlar ve siklik hidrokarbonlar bitkiler için çok tehlikelidir. Etilenin, 10 ppm gibi düşük seviyelerde dahi bitki örtüsüne zarar verdiği yapılan çalışmalarda belirlenmiştir(El-Fadel, vd., 1997) .

3.4.3 Yeraltı suyu kirliliği

Yüksek konsantrasyonlarda karbon dioksit içeren depo gazları, bu gazın yüksek çözünürlüğe sahip olmasından dolayı yeraltı suyunu önemli derecede kirlletme potansiyeline sahiptir. Ayrıca depo gazındaki eser miktardaki toksik gazların da hava ve yeraltı suyu kaynaklarına ciddi zararlar verebileceği belirlenmiştir. Literatürde düzenli depo sahalarından uzak mesafelerdeki yeraltı sularında vinil klorid ve diğer uçucu hidrokarbonların belirlendiğine dair çalışmalar mevcuttur (Gendebien, vd., 1992).

Sızıntı suları depo sahasının tabanına veya geçirimsiz bir tabakaya ulaştığında, buralardan geçebileceği bir yol bulmaya çalışır. Böyle durumlarda ve sızıntı suyu toplama sistemlerinin mevcut olmadığı durumlarda, sızıntı suları depo sahasının tabanındaki akiferlerin kirlenmesine yol açar. Sızıntı suyunda olduğu gibi yüksek konsantrasyonlarda karbon dioksit içeren depo gazları da, bu gazın yüksek çözünürlüğe sahip olmasından dolayı yeraltı suyunu önemli derecede kirlletme potansiyeline sahiptir. Ayrıca depo gazındaki eser miktardaki toksik gazların da hava ve doymamış gözenekli ortamdaki hareketi ciddi zararlar verebilmektedir (El-Fadel, vd., 1997).

3.4.4 İstenmeyen kokular

Kokular, genellikle atmosfere yayılan depo gazı içerisinde, düşük konsantrasyonlarda kokuya yol açan bileşenlerin (esterler, hidrojen sülfid, organosülfürler, alkilbenzenler, limonen ve diğer hidrokarbonlar) bulunmasından kaynaklanmaktadır. Atık kompozisyonu, depo yaşı, ayrışma safhası, gaz oluşum hızı ve depo sahasındaki mikrobiyal popülasyonların yapısı gibi faktörlere bağlı olarak depo gazlarından kaynaklanan kokunun derecesi değişmektedir. Kokuya sebep olan eser miktardaki bileşenlerin çoğu toksik olabilir. Kokuların depo sahası sınırlarının dışına çıkması hava şartlarıyla (rüzgar, sıcaklık, basınç, humidite) yakından ilgilidir (El-Fadel, vd., 1997).

3.4.5 Global ısınma

Depo sahalarından çıkan metan ve karbondioksit emisyonları global ısınmaya veya sera etkisine katkıda bulunurlar. Metan moleküler ölçekte global ısınmaya karbon dioksitten 20-25 kat daha fazla etki yapmakta ve diğer gazlara nazaran atmosferde kalma süresi daha uzun olmaktadır (Gardner, vd.,1993). Karbondioksit ve su buharından sonra infrared ışınlarını tutan üçüncü önemli gaz metandır. Her bir metan molekülü, bir karbondioksit molekülünün absorblayabileceği infrared fotonlarının 23 kat daha fazlasını absorblayabilir. Ancak, atmosferde 83 kat daha az miktarda metan molekülü bulunduğundan, CH₄'ın sera etkisi CO₂'nin sebep olduğu sera etkisinin ¼'ü kadardır (Gardner, vd., 1993).

Atmosferdeki metan konsantrasyonlarının son yıllardaki artışı, global metan kaynaklarının karakterizasyon çalışmalarının daha kapsamlı yapılması zorunluluğunu ortaya çıkarmıştır. Atmosferik metan konsantrasyonlarının yılda ortalama % 1-2 oranında arttığı belirlenmiştir. Toplam global ısınmanın yaklaşık %18'ine metanın sebep olduğu belirlenmiştir. Bu değer yılda yaklaşık 500 milyon tona karşılık gelmekte ve bunun da 40-75 milyon tonu depo sahalarından kaynaklamaktadır (El-Fadel, vd., 1997). Kontrol sistemleri kullanılmadıkça, nüfus artışı ve şehirleşmenin artmasına bağlı olarak katı atık depo sahaları atmosferik metan konsantrasyonlarının önemli kaynakları arasında yerini koruyacaktır.

3.4.6 Hava kirliliği

Metan ve karbon dioksit, depo sahalarında oluşan gazların en büyük iki bileşeni olmasına rağmen, insan ve çevre sağlığına olumsuz etki yapabilecek eser miktarda bileşenler ihtiva ettiği değişik çalışmalarda ifade edilmiştir. Depo sahalarından çıkan uçucu organik bileşiklerin (VOC) emisyonları $4 \cdot 10^{-4}$ - $1 \cdot 10^{-3}$ kg/m²/gün arasında değişebilir (El-Fadel, vd., 1997). Depo gazında bu kimyasallar evsel katı atıklarla birlikte endüstriyel atıkların da depolanması veya kaçak depolama sonucu meydana gelmektedir. Eser gaz emisyonlarından kaynaklanan en önemli tehlikeler hava kirliliği ve halk sağlığı üzerine etkileridir. VOC emisyonlarının kanser riskini arttırdığı ve ozon tabakasına zarar verdiği bilinmektedir. Bunun yanında eser gazlar, metanojenlerin büyümesini inhibe ederek metan oluşumunu etkileyebilir. Ayrıca bu gazlar, gaz toplama sistemlerinde korozyona sebep olabilirler (Gendebien, vd., 1992).

4. DEPO SAHALARINDA STABİLİZASYONUN HIZLANDIRILMASI

Mevcut katı atık düzenli depolama alanlarının tasarım şekli, depo sahalarının dış ortamdan etkilenmesini önleyecek tedbirleri alarak depolamanın sürdürülmesi şeklindedir. Burada asıl maksat, depo gövdesine giren su miktarının minimize edilerek sızıntı suyu ve depo gazı oluşumu ile çevresel etkilerin en aza indirilmesidir. Ancak düzenli depolamanın yaygınlaşmasından sonra elde edilen tecrübelerle, zaman geçtikçe bu kapalı sistemlerin daha uzun süreli etkilere yol açtığı ve çok uzun yıllar boyunca depo sahasında sızıntı suyu ve gaz oluşumunun gözlemlendiği tesbit edilmiştir. Buna bağlı olarak 1980’li yılların sonlarında düzenli depolama alanlarında atık stabilizasyonunun hızlandırılması maksadıyla çeşitli alternatifler üzerinde durulmuş ve bu konuda tüm dünyada çok sayıda arazi ve laboratuvar ölçekli çalışma gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmalarda kullanılan yöntemler atıkların kontrolü ve sadece seçilen atıkların depolanması, atıkların parçalanması, atıkların sıkıştırılması, tampon ilavesi, arıtma çamuru ilavesi, enzim ilavesi ve sızıntı suyu geri devir işlemleridir. Yöntemler arasında sızıntı suyu geri devir uygulaması, üzerinde en çok durulan yöntemdir.

Katı atık düzenli depo sahalarında stabilizasyonun hızlandırılması gayesiyle son yıllarda çeşitli araştırmalara konu olan bir diğer yöntem ise aerobik depolama işlemidir. Mevcut depo sahalarına kolayca ve düşük maliyetle uygulanabilen bu sistem ile depo sahalarında meydana gelen anaerobik ayrışma kolaylıkla aerobik ayrışmaya dönüştürülebilir. Katı atıkların depo sahalarında aerobik ayrışması, ayrışma hızını önemli ölçüde arttırmakta, oluşan metan ve sızıntı suyu miktarlarını azaltmakta ve sahanın işletme ömrünü arttırmaktadır.

4.1 Depo Sahasına Giren Atıkların Kontrolü

Bu konuda yapılan araştırmaların sonuçları atıkların farklı bileşenlerinin nem, substratın ayrışabilirliği ve inhibitörlerin varlığı gibi özelliklerinden dolayı ayrışma prosesi üzerinde olumlu ve olumsuz etkilere sahip olabileceğini göstermiştir (Farquar, 1989, Yuen, 1999). Örneğin mutfak ve bahçe atıkları gibi kolay ayrışabilen organik maddelerin fazlalığından dolayı atıklar depolandıktan sonra yoğun bir şekilde oluşan organik asitler metan üretimini geciktirebilir. Ayrıca zor ayrışan sentetik organiklerin ayrışması da uzun sürer. İçeriğinde yüksek sülfat içeren atıkların (örneğin kül, hafriyat atıkları gibi) varlığı metan üretimi üzerinde olumsuz etkiye sahip olabilir (Yuen, 1999).

4.2 Atıkların Öğütülmesi

Bu işlem daha ziyade ilave depolama hacmi sağlamak için yaygın bir şekilde kullanılmasına rağmen, atıkların ayrışmasını hızlandırmak amacıyla da kullanılmaktadır. Atıkların öğütülmesinin faydaları, hacim azaltma ve karıştırma ile atığın homojenizasyonunu arttırmak, biyolojik ayrışma için atıkların özgül yüzeyini arttırmak ve atıkların nem dağılımını homojen hale getirmektir. Atıkların öğütülmesi, hidroliz ve asit üretimini destekleyeceğinden organik asitlerden dolayı meydana gelecek pH düşüşü anaerobik ortamın gelişmesini engelleyebilir. Bu olumsuz etki kontrol edilebilirse (pH'nın tamponlanması) hidroliz ve asit üretimi kademelerinin erken gelişmesi atıkların ayrışması üzerinde olumlu etkiler sağlayabilir (Yuen, 1999).

4.3 Atıkların Sıkıştırılması

Düzenli depo sahalarında depo sahasının optimum şekilde kullanımını sağlamak ve depolama kapasitesini artırmak maksadıyla atıklar sıkıştırılır. Atıkları sıkıştırmanın diğer bir avantajı da, ortamdaki serbest oksijen miktarının minimize edilerek depo sahalarında atıkların ayrışmasının ilk safhası olan aerobik ayrışma safhasının kısaltılmasıdır. Böylece anaerobik ayrışma safhasının daha erken başlaması sağlanmaktadır. Yüksek su muhtevasına sahip atıklar depolandığında, sıkıştırma sonucu, substrat ve bakterilerin teması ve nutrientlerin dağılımı sağlanır (Yuen, 1999).

4.4 Evsel Çamur İlavesi

Bir depo sahasında kentsel katı atıklarla evsel arıtma çamurlarının birlikte bertarafı, atıkların nem dağılımı, ayrışma için nutrient temini ve anaerobik mikroorganizmaların gelişimi üzerinde olumlu katkılar sağlayabilir. Depo sahalarına ilave edilen septik tank çamurları depo ortamında pH düşüşüne sebep olur ve depo sahasının doğal tamponlama kapasitesini aşabilir (Leuschner, 1989).

4.5 Enzim İlavesi

Hidroliz işlemi fermentatif bakteriler tarafından üretilen enzimler yardımıyla gerçekleştirildiği için, hidroliz prosesini doğal enzim aktivitesine müdahale etmek suretiyle hızlandırmak ve kontrol etmek, atıkların ayrışmasına katkı sağlayabilir. Lagervist ve Chen (1993) anaerobik ayrışmanın asit oluşumu ve metan oluşumu kademelerinde kentsel katı atıklara endüstriyel

selülotik enzim ilavesinin etkisini araştırmak için laboratuvar ölçekli reaktörler kullanmışlardır. Çalışmadan elde edilen sonuçlar enzim ilavesinin hem asit oluşumu hem de metan oluşumunu optimize ettiğini göstermiştir.

4.6 Tampon İlavesi

Henüz dengede olmayan bir katı atık depo ortamında organik asitlerin oluşumu metan üreten bakterilerin gelişimini engelleyebilir. Bu olumsuzluk depo sahasına tampon ilavesi ile giderilebilir. Depo sahasına tampon ilavesi genellikle ayrışma üzerine olumlu etki yapmaktadır. Tamponlayıcı madde olarak genellikle karbonat ve bikarbonat iyonlarını içeren kalsiyum karbonat, kalsiyum bikarbonat gibi maddelerin ilavesi yanında tamponlayıcı olarak kireç de ilave edilebilir (Yuen, 1999).

4.7 Sızıntı Suyu Geri Devri

Atık stabilizasyonunun hızlandırılması maksadıyla uygulanan yöntemler arasında üzerinde en çok durulan yöntem sızıntı suyu geri devir uygulamasıdır. Bunun başlıca nedeni, nem muhtevasının tüm biyolojik sistemlerde olduğu gibi anaerobik ayrışma proseslerinde de ayrışmayı etkileyen en önemli faktörlerden biri olduğunun bilinmesidir.

Sızıntı suyu geri devir işlemi, ortaya çıkan ve geri devrettirilen sızıntı suyunun tamamının kontrol edilebilmesi için etkili bir sızıntı suyu toplama sistemi olan sahalarda uygulanmalıdır. İyi tasarlanmış bir geri devir sisteminde suyun depo gövdesinde üniform bir şekilde dağılmasının sağlanması ve sahadan dışarı çıkan sızıntı suyu miktarının minimize edilmesi hedeflenmektedir.

Sızıntı suyu geri devir uygulamalarında optimum nem muhtevası sağlanarak aktif bir mikrobiyal ayrışmanın sağlanması, mikroorganizmaların, substratların ve nutrientlerin atık kütlesi içerisinde etkili bir şekilde taşınmasını sağlayacak su akışının temin edilmesi, depo gövdesinin bazı bölgelerinde yüksek konsantrasyonlarda bulunan inhibitörlerin seyreltilmesi hedeflenmektedir.

Sızıntı suyu geri devir uygulamasının avantajları aşağıdaki gibi sıralanabilir;

- Sızıntı suyu kirletici konsantrasyonlarının ve sızıntı suyu miktarının azaltılması, sızıntı suyu toplama ve arıtma maliyetinin azaltılması,
- Depo gazı oluşumunun hızlandırılması,
- Daha etkili bir ayrışmanın sonucu olarak atıkların daha fazla sıkışmasının sağlanması,

- Depo sahasında meydana gelecek çökmelerin daha hızlı gerçekleşmesi,
- Depolamanın tamamlanmasından sonraki izleme süresi ve izleme maliyetinin azaltılması.

4.7.1 Sızıntı suyu geri devri ile ilgili yapılan muhtelif çalışmalar

1970’li yılların başlarında çöp depo sahalarında atıkların daha hızlı ayrışmasının sağlanması ve depo gazı oluşumunun hızlandırılması gayesiyle sızıntı suyu geri devir uygulamaları araştırılmaya başlanmıştır. Bunun sonucu olarak son 20 yılda laboratuvar ve pilot ölçekte çok sayıda araştırma gerçekleştirilmiştir. Bu küçük ölçekli çalışmalardan elde edilen başarılı sonuçlardan sonra başta İngiltere, Almanya ve Amerika olmak üzere çok sayıda ülkede tam ölçekli depo sahalarında sızıntı suyu geri devir uygulaması için çalışmalar yapılmıştır. Bazı araştırmacılar tarafından yapılan çalışmalar aşağıda özetlenmiştir.

Pohland, (1975)

Kentsel katı atıkların ayrışması üzerinde sızıntı suyu geri devrinin etkisini belirlemek için gerçekleştirilen ilk temel araştırma 1975’de Pohland tarafından yapılmıştır. Georgia Teknoloji Enstitüsü’nde yapılan araştırmada, sızıntı sularının geri devir işlemini pH kontrolü, evsel atıksu çamuru ilavesi ve sadece geri devir işlemleriyle atık stabilizasyonunun hızlandırılmasının araştırılması planlanmıştır.

Laboratuvar testleri sonucunda, test hücrelerine sızıntı suyu geri devir işlemiyle daha aktif bir anaerobik sistem ortaya çıktığı ve bunun sonucu olarak kolay ayrışabilen organik maddelerin hızla ayrışmasının sağlandığı görülmüştür. pH kontrolünün yapıldığı hücrede metanojenik safhaya daha kısa sürede ulaşıldığı tesbit edilmiş, çamur ilavesinin yapıldığı hücrede ise, uçucu yağ asitlerinin oluşumunu hızlandıran bir ortam oluşmuş, fakat metan bakterilerinin faaliyeti için uygun ortam oluşmamıştır (Yuen, 1999).

Leckie vd., (1979)

Çalışmada ile sızıntı suyu geri devri ile sızıntı suyunun miktar ve bileşenlerindeki değişimin incelenmesi, nem muhtevasının artırılması (ön ilave ve akış yoluyla) ve çamur ilavesi ile mikrobiyal besleme etkilerinin araştırılması hedeflenmiştir. Elde edilen sonuçlar, atıklar depolandıktan hemen sonra nem muhtevası arazi kapasitesine getirildiğinde ayrışma prosesinin önemli oranda hızlandığını göstermiştir. Deneyde kullanılan ikinci test hücresinde sürekli geri devir uygulanması sonucu ayrışmanın ve çökme hızının arttığı, ayrıca sızıntı suyunda kirletici konsantrasyonlarının azaldığı tesbit edilmiştir. Ancak bu işletme şeklinin, aşırı miktarda sızıntı suyu oluşumuna yol açtığından dolayı, arazide uygulanabilir olmadığı

belirlenmiştir. Çamur ilavesi uygulanan diğer bir hücrede ise asit fermentasyonunun arttığı ve düşük pH dolayısıyla ortamın metan fazına ulaşmadığı tesbit edilmiştir (Yuen, 1999).

Tittlebaum, (1982)

Çalışmada sızıntı suyu geri devri ile pH kontrolü, atıkların parçalanması ve nutrient ilavesinin ayrışma hızına etkisi araştırılmış, pH nötr değerlerdeyken anaerobik ayrışmanın etkili bir şekilde gerçekleştiği tesbit edilmiş, ancak parçalama ve nutrient ilavesinin stabilizasyon hızı üzerinde önemli bir etkisi olmadığı belirlenmiştir (Yuen, 1999).

Hartz ve Ham (1983)

Çalışmanın esas gayesi atıkların nem muhtevasının arttırılmasının metan oluşumu üzerindeki etkisinin araştırılmasıdır. Nem muhtevasının % 10'un altında olması halinde metan oluşumunun çok yavaşladığı, arazi kapasitesinin ise % 40 civarında olduğu tesbit edilmiştir. Çalışmada metan oluşumunun incelenmesi tasarlandığından sızıntı suyu özellikleri ile ilgili herhangi bir bilgi verilmemiştir (Yuen, 1999).

Kinman vd, (1987)

Depo gazı oluşumunun hızlandırılması üzerine çeşitli faktörlerin araştırılması için 16 adet test hücresi kullanılmıştır. Atık stabilizasyonun hızlandırılması için reaktörlerde uygulanan teknikler infiltrasyon yoluyla nem muhtevasının arttırılması, sızıntı suyu geri devir uygulaması, tampon ilavesi (kalsiyum karbonat), nutrient ilavesi (amonyum fosfat), arıtma çamuru ilavesi ve sıcaklık kontrolüdür. Her bir reaktörde 380 kg katı atık depolanmıştır. Çalışmadan elde edilen en önemli sonuç sadece sızıntı suyu geri devir işleminin uygulandığı reaktörde ayrışmanın asit fazında yoğunlaştığı ve bu durumun metan fazını olumsuz etkilediğinin tesbit edilmesidir. Geri devir uygulamasıyla tampon ilavesi sonucunda pH'nın nötr değerlerde tutulması ile gaz oluşumunun hızlandığı ve sızıntı suyu kirletici konsantrasyonlarının hızla azaldığı tesbit edilmiştir (Kinman, vd., 1987).

Stegmann ve Spendlin, (1986 ve 1989)

Laboratuar ve arazi ölçekli test çalışmaları ile sızıntı suyu geri devir uygulamasının yanında diğer stabilizasyon hızlandırma teknikleri de araştırılmıştır. Çalışma kapsamında farklı oranlarda kompost ve arıtma çamuru ile karıştırılmış katı atıklar kullanılarak bir seri test gerçekleştirilmiştir. Sonuç olarak ön kompostlaştırmaya tabi tutulmuş atıklarla karıştırılan kentsel atıkların anaerobik ayrışması sonucu oluşan sızıntı sularında kirletici

konsantrasyonlarının önemli ölçüde azaldığı tesbit edilmiş, elde edilen diğer sonuçlar ise değerlendirmeye uygun bulunmamıştır. Çalışma sonucunda atıkların depo sahalarında anaerobik ayrışmasının hızlandırılması için ön kompostlaştırma işleminin uygulanmasında aşağıdaki işletme şartlarının kullanılmasının uygun olduğu belirlenmiştir (Stegman ve Spendlin, 1989).

- Depo sahasının tabanına sıkıştırılmamış bir atık tabakasının yerleştirilmesi ve atıkların havalandırılmasının sağlanması,
- Sızıntı suyunun BOİ konsantrasyonunun düşük seviyelere ulaşmasından sonra katı atıklar iyi derecede sıkıştırılarak ince tabakalar halinde depolanmalıdır.
- Nem muhtevasının artırılması maksadıyla sızıntı suyu kontrollü bir şekilde geri devrettirilmelidir.

Barber ve Maris, (1984 ve 1992)

1980’de başlatılan tam ölçekli geri devir uygulaması, İngiltere’nin Yorkshire kentindeki depo sahasında yürütülmüştür. Söz konusu çalışma için depo hücresinde öğütülmüş atıklar kullanılmıştır.

2 hektar alana sahip test hücresi iki bölgeye ayrılmış, birinci bölgeye geri devir yaptırılırken diğer bölge kontrol alanı olarak kullanılmıştır. Bu iki bölge hidrolik olarak izole edilmemiş ancak her iki bölgenin de suları ayrı ayrı toplanmıştır. Geri devir işlemi için spreyleme yöntemi seçilmiş, sızıntı suyu test hücresi yüzeyine belirli aralıklarla verilerek homojen olarak dağılması sağlanmıştır. Çalışmanın sonunda, sızıntı suyu miktarında buharlaşmanın etkisiyle azalma sağlanmış aynı zamanda geri devrin yapıldığı bölgelerde sızıntı suyu kirletici bileşenlerinden KOİ, NH₃ ve Cl⁻ konsantrasyonlarının seyrelme nedeniyle daha düşük olduğu tesbit edilmiştir. Buna rağmen, kirletici konsantrasyonlarındaki bu azalmanın yeterli olmadığı, geri devir işlemine ilaveten harici bir arıtmanın gerekliliği vurgulanmıştır (Yuen, 1999).

Pohland ve Al-Yousfi, (1994)

Yapılan çalışmada sızıntı suyu geri devrinin uygulandığı katı atı test hücrelerinde atıkların stabilizasyonu için gerekli olan sürenin klasik depolama yöntemine göre daha kısa olduğu, depo sahalarının kontrollü birer biyoreaktör şeklinde tasarlanması ve işletilmesi, sızıntı suyu ve depo gazı toplama ve arıtma sistemlerinin tasarlanması halinde daha etkili sonuçlar elde edilebileceği belirlenmiş, arazi ölçekli çalışmalardan elde edilen sonuçlar modelleme yoluyla desteklenerek daha sonraki veriler hakkında bilgiler elde edilmiştir (Pohland ve Al-Yousfi, 1994).

Townsend, vd., (1996)

Geri devrin atık stabilizasyonuna etkisinin tesbiti için Florida depo sahasında bir geri devir sistemi teşkil edilmiştir. Sızıntı suyu, depo gazı ve katı atık numuneleri 4 yıl boyunca analiz edilmiştir. Ayrıca geri devir uygulanan ve uygulanmayan bölgelerdeki çökmeler araştırılmıştır. Çalışma sonucunda sızıntı suyu özelliklerinin geri devirle çok fazla değişmediği tesbit edilmiştir. Atıkların biyokimyasal metan potansiyelleri ise geri devirli bölgede ayrışmanın daha hızlı gerçekleştiğini göstermiştir (Townsend, 1996).

Anex, (1996)

Çalışmada sızıntı suyu geri devir uygulamasıyla atıkların depo sahalarında optimum ayrışması kontrol edilmiştir. Depo sahasına ilave edilecek optimum sızıntı suyu miktarı bir model yardımıyla tesbit edilmiş, tam ölçekli bir depo sahasında geri devir uygulamasından elde edilen sonuçlar ile model sonuçlarının karşılaştırılması yapılmıştır (Anex, 1996).

Reinhart ve Al-Yousfi, (1996)

Yapılan çalışmada, sızıntı suyu geri devrinin atık stabilizasyonu, sızıntı suyu arıtım ve yönetimi, gaz oluşumu, depo sahasının atık depolama kapasitesi ve sahanın uzun süreli çevresel etkileri üzerindeki etkisi tam ölçekli depo sahalarında araştırılmıştır. Asit oluşumu, metan oluşumu ve olgunlaşma fazında klasik depo sahalarıyla geri devirli depo sahalarında sızıntı suyu özelliğindeki değişimler izlenmiştir. Elde edilen sonuçlar, bu depo sahaları için atık stabilizasyonunun birbirini izleyen ayrışma safhaları esnasında sızıntı suyu bileşenlerinin oldukça farklı olduğunu göstermiştir. Asit oluşumu safhasında sızıntı suyu geri devirli depo sahalarında suyun temas süresinin artmasından dolayı sızıntı suyu kirletici konsantrasyonlarının klasik depo sahalarından daha yüksek konsantrasyonlara ulaştığı belirlenmiştir. Ancak daha sonraki kademelerde sızıntı suyu geri devrinin biyolojik dönüşümü hızlandırmak suretiyle sızıntı suyu stabilizasyonunu hızlandırdığı görülmüştür. Ayrıca sızıntı suyu geri devri ile atık stabilizasyonunun hızlanması sonucu gaz üretimi önemli miktarlarda artırmış ve ilave edilen sızıntı suyunun biyoreaktör depo sahası içerisinde ayrışması da gaz oluşumunu artırmıştır. Stabilizasyonun hızlanması ile meydana gelen çökmelerin atık depolamak için ilave hacimler oluşturabileceği ve sızıntı sularının uzun süreli çevresel etkilerinin minimuma indirilebileceği tesbit edilmiştir (Reinhart ve Al-Yousfi, 1996).

Reinhart, (1996)

Sızıntı suyu geri devri ile gerçekleştirilen pilot ölçekli çalışma sonuçlarını özetleyen çalışmada sızıntı suyu geri devrinin, organik bileşenlerin stabilizasyonunu hızlandırdığı, gaz üretimini artırdığı, gaz ve sızıntı suyu özelliklerini iyileştirdiği vurgulanmış ancak bazı çalışmalarda ise sızıntı suyunun göllenmesi, yüksek amonyum konsantrasyonundan ileri gelen toksisite ve sızıntı suyunun dağılımı ile ilgili problemlerle karşılaşıldığı belirtilmiştir (Reinhart, 1996).

Pohland ve Kim, (1999)

Laboratuvar ölçekli simülatörlerde gerçekleştirilen bu çalışmada sızıntı suyu geri devir işlemi ile atıkların daha hızlı ayrışmasının sağlandığı ve sızıntı suyunun kısmi arıtımının sağlandığı belirlenmiştir. Sızıntı suyunun uçucu organik asit konsantrasyonunun asit safhası ve metonojenik faz üzerinde en etkili parametrelerden biri olduğu tesbit edilmiştir (Pohland ve Kim, 1999).

Yuen, (1999)

Avustralya'nın Melbourne kentinde gerçekleştirilen tam ölçekli bu geri devir uygulamasında atık stabilizasyonunun kontrolü için sızıntı suyu bileşenleri, depo gazı oluşumu ve bileşenleri, depo gövdesinin sıcaklığı ve yüzeysel çökmeler araştırılmıştır. Ayrıca sızıntı suyu geri devir sisteminin performansı ve depo sahalarında suyun hareketi incelenmiş, sızıntı suyu yönetim sisteminin oluşturulması amacıyla depo gövdesinde su dengesi oluşturulmuştur (Yuen, 1999).

Knox vd., (1999)

1999 yılında İngiltere'de yapılan bir çalışmada biri geri devirli diğeri geri devirsiz, evsel katı atıklarla doldurulmuş, 36×23×5 m. boyutlarında iki adet test hücresinde (Landfill 2000) CH₄/CO₂ oranı esas alınarak geri devrin atık stabilizasyonuna etkisi araştırılmıştır. 30 ay süren çalışma sonucunda geri devrin evsel katı atıkların ayrışmasını hızlandırdığı ve deney süresince geri devirli hücrede geri devirsiz hücreye nazaran CH₄/CO₂ oranının %30 daha büyük olduğu görülmüştür (Knox, vd., 1999).

Koliopoulos vd., (1999)

Çalışmada İngiltere ve Yunanistan'da bulunan üç adet depo sahasının uzun süreli etkili karşılaştırılmıştır. Çalışma ile depo sahalarında ayrışma proseslerinin depo gazı ve sızıntı suyu karakteristiklerine bağlı olarak analiz edilmesi ve modellenmesi hedeflenmiştir. Sonuçta her bir depo sahasında oluşan biyogaz ve sızıntı suyu özellikleri karşılaştırılmıştır. 1999'da İngiltere'de yapılan diğer bir çalışmada ise değişkenlerin; atık ön arıtımı, sızıntı suyu geri devri, inert maddeler olarak alındığı 28×30×5m boyutlarında dört adet hücreden geri devirli olan hücrede yüksek CH₄ konsantrasyonları ve azalan CO₂ emisyonları ile biyolojik ayrışmanın hızlandığı belirlenmiştir (Koliopoulos, vd., 1999).

O'Keefe ve Chynoweth, (2000)

Laboratuar ölçekli test hücrelerinde yapılan çalışmalarda faz ayrımı, sızıntı suyu geri devri ve havalandırmanın atık stabilizasyonuna etkisi araştırılmıştır. Faz ayrımında ayrışma hızının arttığı ve prosesin verimli bir şekilde çalıştığı tesbit edilmiştir. Sızıntı suyu geri devri ile inhibisyon etkisi bulunan fermentasyon ürünlerinin kontrolü ve asitlerin tamponlanması sağlanmıştır. Havalandırma işlemi de uygulanmış ancak yapılan çalışmadan uygun sonuçlar elde edilememiştir (O'Keefe ve Chynoweth, 2000).

Mehta, vd., (2002)

Çalışmada iki adet 8000 ton kapasiteli test hücresi kullanılarak sızıntı suyu geri devrinin atıkların ayrışma hızları üzerindeki etkisi araştırılmıştır. 3 yıl boyunca yapılan deneysel çalışmalarda geri devrin atıkların nem muhtevasını arttırdığı ancak bu artışın üniform olmadığı, yapılan biyokimyasal metan potansiyeli çalışmaları ile de atıkların ayrışmasının daha hızlı bir şekilde gerçekleştiği belirlenmiştir (Mehta, vd., 2002).

Youcai vd., (2002)

Şangay depo sahasında gerçekleştirilen bu çalışmada laboratuar ve arazi ölçekli depolama tesislerinde ayrışmanın kontrolü gerçekleştirilmiştir. Çalışma süresince sızıntı suyu özellikleri (pH, KOİ, BOİ ve NH₃-N), atık bileşimi (ayrışabilir organik madde ve uçucu katı madde) ve yüzeysel çökme parametreleri kontrol edilmiş, elde edilen sonuçlarla, laboratuar ölçekli çalışmaların arazi ölçekli çalışmalarla elde edilen sonuçlara uygunluk gösterdiği ve karşılaştırma yapılabilmesi bakımından bu ölçekte çalışmaların yapılmasının uygun olduğu tesbit edilmiştir (Youcai, vd., 2002).

Bilgili, (2002)

İstanbul'un Avrupa yakasında oluşan katı atıkların bertaraf edildiği Odayeri Katı Atık Düzenli Depolama Tesisinde gerçekleştirilen bu çalışmada teşkil edilen kontrollü test hücreleriyle, katı atık düzenli depo sahalarında meydana gelen ayrışma prosesleri ve nem muhtevasının artırılmasıyla bu proseslerde meydana gelen değişiklikler tesbit edilmiştir. çalışma kapsamında test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında pH, KOİ ve SO_4^{2-} analizleri gerçekleştirilmiştir. Depo gövdesinden alınan katı atık numunelerinin metan potansiyelleri tesbit edilerek ayrışma hızları incelenmiş, ayrıca depo gazı bileşiminin zamanla değişimi tesbit edilmiştir. Ayrıca yapılan laboratuvar çalışmalarıyla İstanbul'un Avrupa yakasında oluşan katı atıkların metan potansiyeli belirlenerek, geri devir uygulamasının metan potansiyeli ve dolayısıyla ayrışma hızı üzerine etkisi belirlenmiştir. Çalışmadan elde edilen sonuçlar, depo sahalarında anaerobik ayrışma proseslerinin nem muhtevasından oldukça fazla etkilendiğini ve sızıntı suyu geri devri ile gerek sızıntı suyu karakterinde ve gerekse atıkların ayrışma hızlarında önemli bir iyileşme olduğu tesbit edilmiştir (Bilgili, 2002).

Demir, vd., (2003)

Sızıntı suyu geri devrinin depo sahalarının fiziksel ve biyolojik özellikleri üzerindeki etkisinin incelendiği bu tam ölçekli çalışmada 14 aylık test çalışması süresince depo gazı miktarı ve metan muhtevası ile sahadaki topografik değişimler izlenmiştir. Elde edilen sonuçlar geri devir uygulaması ile depo gazı miktarının ve metan muhtevasının arttığını ve ayrışmanın daha kısa sürede gerçekleştiğini göstermiştir. Topografik ölçüm sonuçlarına göre geri devrin uygulandığı bölgede % 5-10 arasında daha fazla çökmenin meydana geldiği tesbit edilmiştir (Demir, vd., 2003).

Özkaya, (2004)

Çalışma için İstanbul Büyükşehir Belediyesi katı atık depo sahalarından birisi olan Odayeri Düzenli Depo Sahasının 2500 m²'lik alanında sızıntı suyu geri devirli (H2) ve geri devirsiz (H1) test hücreleri kurulmuştur. Sızıntı suyu geri devrinin atık stabilizasyonu üzerindeki etkisi 950 gün boyunca izlenmiştir. Sızıntı suyunun pH, Alkalinite, İletkenlik, KOİ, BOİ, $SO_4^{=}$, Cl^{-} , Ağır Metal değişimleri ile sızıntı suyu KOİ'sinin biyolojik olarak ayrışamayan çözünmüş kısmı belirlenmiştir. Hücrelerin 2m derinliğinden alınan numuneler üzerinde, Biyolojik Metan Potansiyeli (BMP) izlenerek atıkların ayrışma hızı tesbit edilmiştir. Hücrelerden oluşan depo gazının CH_4 , CO_2 , O_2 ve H_2S bileşenleri belirlenmiştir. Ayrıca hücrelerin gövdesindeki sıcaklık değişimleri izlenmiş ve yüzeysel çökme miktarının belirlenmesi amacıyla topografik

ölçümler de yapılmıştır.

Elde edilen sonuçlar, H₂ test hücresinde sızıntı suyu geri devir işlemiyle, anaerobik ortamın gelişmesi, depolama için ilave hacim kazandırılması, sızıntı suyu miktar ve kirletici bileşenlerinin azaltılması, substrat ve nutrientlerin dağılımı, alkalinite ilavesi ve atık stabilizasyonunun hızlandırılmasına bağlı olarak depo sahalarının uzun süreli etkilerinin minimuma indirilmesi gibi birçok avantaj sağlandığını göstermiştir (Özkaya, 2004).

4.8 Aerobik Depolama

Klasik katı atık depo sahalarında atıkların anaerobik ayrışmasının tamamlanması 20-30 yıl devam etmektedir. Bu ayrışma sonucu ortaya çıkan tehlikeler sızıntı suyu ve depo gazı oluşumundan kaynaklanmaktadır. Klasik depo sahalarında meydana bu uzun süreli ayrışma proseslerinin hızlandırılması ve kirletici emisyonlarının azaltılması maksadıyla, son yıllarda depo gövdesinin havalandırılarak atıkların aerobik ayrışmasının sağlanması düşüncesi ortaya atılmıştır. Depo gövdesinde atıkların aerobik proseslerle ayrışmasının sağlanması ile atık stabilizasyonun hızlandırılması, oluşacak metan gazı miktarının azaltılması, sızıntı suyundaki toksik organik maddelerin konsantrasyonlarının azaltılması ve oluşan sızıntı suyu miktarının azaltılarak arıtma maliyetinin düşürülmesi hedeflenmektedir. Depo sahalarında atıkların aerobik ayrışması için gerekli olan havanın temini doğal havalandırma ve basınçlı havalandırma olmak üzere iki yolla gerçekleştirilmektedir.

Semi-aerobik depo sahaları, atıkların aerobik ayrışmasının daha hızlı ve verimli olarak gerçekleşebileceği belirlendikten sonra havalandırma için enjeksiyon yoluyla ortama hava verilmesinin maliyetinin yüksek olması dolayısıyla geliştirilmiştir. Klasik depo sahalarında sızıntı suyu drenaj boruları 150-200 mm çapındadır. Shimaoka, vd., (2000), 1-2 hektarlık bir depolama alanı için 600 mm çapında sızıntı suyu toplama borusu kullanılarak ortamda aerobik ayrışma için gerekli oksijenin temin edilebileceğini belirtmişlerdir. Böylelikle havalandırma için gereken yüksek maliyet ile özel enjeksiyon borularının teşkilinden kaynaklanan maliyet büyük ölçüde minimize edilmiş olmaktadır.

Depo sahasında aerobik ortamın sağlanması için kullanılan ikinci yöntem ise havanın enjeksiyon yoluyla depo gövdesi içerisine basınçlı olarak verilmesi işlemidir. Atık içerisine oksijenin enjeksiyon yoluyla ortama hava verilmesi sonucu dağıtıldığı sitemlerde, sızıntı suyu toplama ve geri devir borularından ayrı olarak enjeksiyon kuyuları yer almaktadır. Enjeksiyon kuyularının teşkilinde havanın depo gövdesinde üniform olarak dağıtılabilmesi sağlanmalıdır.

Enjeksiyon boruları delikli ve düşük ağırlıklı borulardan (PVC gibi) teşkil edilmelidir. Ancak kullanılacak malzeme tipi sadece bununla sınırlı değildir. Metal boruların da kullanılması mümkündür. Boruların etrafı deliklerin tıkanmasını önlemek maksadıyla çakıl veya öğütülmüş plastik gibi bir malzeme ile doldurulmalıdır (Read, vd. 2001b).

4.8.1 Aerobik depolama ile ilgili yapılan muhtelif çalışmalar

Bu kısımda, katı atıkların aerobik depolama yönteminin dünyadaki uygulamalarından bazı örnekler verilmiştir.

Hudgins ve Harper, (1999)

Amerika’da iki farklı depo sahasında gerçekleştirilen çalışmada aerobik geri devirli ve anaerobik depo sahalarında ayrışmanın karşılaştırması yapılmıştır. Tam ölçekli çalışmada depo gazında uçucu organik bileşikler (VOC), CO₂, O₂ ve CH₄ ölçümleri yapılmış, ayrıca depo gövdesinin sıcaklığı ile sızıntı suyu miktarı ve pH, KOİ, BOİ, metal ve VOC konsantrasyonları tesbit edilmiştir. Çalışma sonucunda CH₄ oluşumunun % 50-90, oluşan sızıntı suyu miktarının % 50-86, ve VOC konsantrasyonlarının % 75-99 oranında azaltıldığı, sızıntı suyunda BOİ₅ konsantrasyonunun 3 ay içerisinde 1,100 ppm’den 300 ppm değerine düştüğü tesbit edilmiştir (Hudgins ve Harper, 1999).

Shimaoka, vd., (2000)

Çalışmada 485 mm iç çapa ve 5.0 m yüksekliğe sahip pilot tesisler kullanılarak semi-aerobik ve anaerobik depo sahalarının farkları araştırılmıştır. Ayrışma prosesleri arasındaki farklılıkların anlaşılabilmesi için öncelikle atık içerisindeki organik bileşikler için kütle dengesi oluşturulmuştur. Ayrıca, sızıntı suyu ve gaz miktar ve bileşimleri de tesbit edilerek her iki yöntemin atıkların ayrışması üzerindeki etkileri belirlenmiştir. Araştırma 4 yılda tamamlanmıştır. Semi-aerobik depo tipinde, BOİ’nin azalması yaklaşık 6 ayda tamlanmıştır. Bunun yanı sıra, meydana gelen nitrifikasyon ve denitrifikasyon prosesleri ile azotun da ayrışması sağlanmıştır. Anaerobik reaktörlerde ise azot giderimi gerçekleşmemiş ve diğer kirletici parametrelerin de çok daha yavaş bir şekilde gerçekleştiği tesbit edilmiştir (Shimaoka, vd., 2000).

Reinhart ve Townsend, (2000)

Çalışmada Florida eyaletinin kuzeyinde yer alan New River depo sahasında gerçekleştirilen biyoreaktör depolama yöntemlerinin araştırıldığı bir projeden elde edilen sonuçlar verilmiştir. Çalışmanın amacı aerobik ve anaerobik depo sahalarının tasarımı ve işletilmesinde optimum şartların belirlenmesidir. Bu maksatla her iki test hücresinde sızıntı suyu miktarı ve özellikleri, depo gazı bileşenleri, depo gövdesinden alınan katı atık numunelerinde nem, uçucu katı madde, selüloz ve lignin analizleri gerçekleştirilmiş, ayrıca depo gövdesinde meydana gelen çökmeler biyolojik stabilizasyonun bir göstergesi olması sebebiyle kontrol edilmiştir (Reinhart ve Townsend, 2000).

Read, vd., (2001b)

Amerika'nın Georgia eyaletindeki farklı iki depo sahasında gerçekleştirilen çalışmada 1.6 ve 1.0 hektarlık iki adet katı atık hücresi kullanılmıştır. Hücrelerdeki atık miktarları sırasıyla 45.2 ve 49.0 m³, depo gövdesine verilen hava miktarı ise 56.0 ve 100.0 m³/dk'dır. Sonuç olarak, katı atıkların depo sahalarında aerobik ayrışmasının güvenli ve başarılı bir uygulama olduğu belirtilmiştir. Gaz, sızıntı suyu ve katı atıklar üzerinde yapılan analizler, atık kütlesinin stabilizasyonunda aerobik sistemlerin etkili olduğunu göstermiştir. Bununla birlikte, aerobik depolama sisteminin, sızıntı suyu miktarı ve kirletici konsantrasyonlarını azaltması dolayısıyla bir sızıntı suyu arıtma sistemi olarak da faaliyet gösterdiği açıklanmıştır (Read, vd., 2001).

Boothe, vd., (2001)

Aerobik ayrışma prosesleri süresince atık içerisinde mikrobiyal ortamda meydana gelen değişiklikler (bakteri sayısı, türü ve substrat kullanımı) tam ölçekli bir aerobik depo sahasında tesbit edilmiştir. Depo gövdesinde havalandırmanın başlamasından 5 ay sonra sızıntı suyunda ve gövdeden alınan atık numunelerinde çok sayıda aerobik bakteri olduğu gözlenmiştir. Deney başlangıcından 9 ay sonra gövdeden alınan atık numunelerinde sadece iki adet gram pozitif bakteri türü tesbit edilmiştir. Bu durum atıkların stabilizasyonunu göstermektedir. Bu süre sonunda sızıntı suyunda ise sadece 8 tür mikroorganizmanın varlığı tesbit edilmiştir (Boothe, vd., 2001).

Das, vd., (2002)

Tam ölçekli bir sahada atıkların aerobik ayrışması sonucu oluşan kompost ürünün incelendiği çalışmada, aerobik ayrışmanın başlamasından 5 ve 14 ay sonra depo gövdesinin farklı derinliklerinden atık numuneleri alınmıştır. Havalandırmanın başlamasından 5 ay sonra alınan numunelerde stabilite indeksi 4.6-6.1 m derinlikten alınan numunelerde 1.42-2.14 mg/g/st, 6.1-7.6 m derinliklerden alınan numunelerde ise 0.15-0.67 mg/g/st olarak tesbit edilmiştir. Depolamadan 14 ay sonra alınan tüm numunelerde stabilite indeksi 0.39-0.55 mg/g/st arasında tesbit edilmiş ve atıkların stabil olduğu belirlenmiştir. Katı atıklarda yapılan ağır metal analizlerinde de metal konsantrasyonlarının çok düşük olduğu ve EPA tarafından belirlenmiş olan kompost kalite standartlarına uygun olduğu tesbit edilmiştir (Das, vd., 2002).

Themelis ve Kim, (2002)

Atıkların aerobik ayrışması üzerine gerçekleştirilen deneysel çalışmalara dayanarak aerobik depo sahalarında tercih edilen işletme parametreleri belirlenmiş ve bu bilgiler ışığında 3 m derinliğe sahip 1440 ton atığın depolandığı test hücresinde madde ve enerji dengesi araştırılmıştır. Çalışmada organik maddelerin aerobik ve anaerobik ayrışmasında temel farklar ortaya çıkarılmıştır. Anaerobik ayrışmada, ayrışan organik maddenin sahip olduğu kimyasal enerjinin büyük kısmı oluşan metan içerisinde depolanırken, aerobik ayrışmada bu enerji depo gövdesinde tutulduğundan hava-su akışı ile ortamdan uzaklaştırılması gerektiği tesbit edilmiştir (Themelis ve Kim, 2002).

Cossu ve Rossetti, (2003)

Laboratuar ve arazi ölçekli pilot tesislerde gerçekleştirilen bu çalışmada, atıkların farklı depolama yöntemleriyle bertarafı karşılaştırılmıştır. Depo sahalarının uzun süreli çevresel etkilerinin giderilmesi ve hızlı ayrışmanın sağlanması için, mekanik-biyolojik ön arıtma ile atıkların depolanması, doğal (semi-aerobik) ve basınçlı havalandırma ve suya batık olmak üzere 3 farklı yöntem kullanılmıştır. bunula birlikte geniş ölçekli lizimetrelerde bu üç yöntemin bileşiminden oluşan (PAF Model) bir kombinasyon uygulanmıştır. Çalışma süresince sızıntı suyunda KOİ, BOİ₅, amonyak, toplam azot, ağır metal konsantrasyonları ve pH değerleri ile gaz bileşenleri takib edilmiştir. 120 gün süren laboratuar testleri sonucunda PAF modelin uygulandığı tesiste amonyak ve BOİ₅ konsantrasyonlarının sırasıyla 6 ve 54 mg/L'ye düştüğü belirlenmiştir. Lizimetrede yapılan iki yıllık ölçüm sonuçlarına göre BOİ ve amonyak konsantrasyonlarının sırasıyla 30 ve 18 mg/L olarak tesbit edildiği ve pH'nın her zaman 7'nin üzerinde olduğu belirtilmiştir (Cossu ve Rossetti, 2003).

Krzystek, vd., (2003)

Katı atıkların aerobik depo sahalarında ayrışmasının simülasyonunun gerçekleştirildiği test çalışmalarında 15 dm³ etkin hacme sahip 4 adet reaktör (150 mm çap ve 850 mm yükseklik) kullanılmış ve elde edilen deneysel sonuçlar tartışılmıştır. Deneysel çalışmalardan elde edilen sonuçlar havalandırma ve sızıntı suyu geri devir uygulaması ile atık kütlesinin stabilizasyonunun çok daha kısa bir sürede gerçekleştiğini göstermiştir. Havalandırmanın başlamasından sadece 20 gün sonra amonyak azotu konsantrasyonunda % 70, kolay ayrışabilen organik madde konsantrasyonunda ise % 90 oranında azalma olduğu tesbit edilmiştir. Katı atıkların havalandırılması ile BOİ, amonyak ve uçucu yağ asidi konsantrasyonlarının çok kısa bir sürede önemli oranda azaldığı tesbit edilmiştir. Ayrıca katı atıkların metan potansiyelinin de hızla azaldığı belirlenmiştir (Krzystek, vd., 2003).

Komilis ve Ham, (2003)

1995-1999 yılları arasında yapılan bir çalışma ile katı atıkları oluşturan 7 farklı bileşiğin ve bunların karışımlarının hemen hemen optimum aerobik şartlarda ayrışması incelenmiştir. Çalışma sonucunda elde edilen bulgular şu şekilde özetlenebilir (Komilis ve Ham, 2003):

- Ligninin inhibisyon etkisi aerobik ayrışmada anaerobik ayrışmadan daha düşüktür. Lignin aerobik şartlarda kısmen ayrışabilirken anaerobik ayrışmaya dirençli bir maddedir.
- Aerobik ve anaerobik ortamlarda en fazla % 85 oranında uçucu katı madde giderimi gerçekleşebilmektedir
- Kullanılan substratların hemen hemen hepsinde toplam kuru kütle kaybının %50'si selüloz ve hemiselülozdan kaynaklanmaktadır. Katı atıklar içerisindeki substratların kuru kütle kaybının %22'si lignin/humus kayıplarından ileri gelmektedir.
- Hemiselüloz tüm substratlar içinde hemen hemen tamamen ayrışabilir. Selüloz giderimi % 53.9-91.1 arasında değişmektedir.
- Kompostlaştırma sırasında selüloz/lignin oranı azalmaktadır. 0.5'den daha düşük selüloz/lignin oranları kompostun oldunluğunu belirtmektedir.

Cossu, vd., (2003)

Katı atık depo sahalarından kaynaklanan uzun süreli emisyonların azaltılması için değişik şartlarda işletilen 6 adet laboratuvar ölçekli tesis tasarlanarak deneyler gerçekleştirilmiştir. Klasik anaerobik depolama ile birlikte mekanik-biyolojik ön arıtma, doğal (semi-aerobik) ve basınçlı havalandırma ve su ilavesi üzerinde durulan alternatiflerdir. Bu farklı alternatiflerin

kombinasyonları çalışma süresince denenmiş ve optimum ayrışmanın mekanik-biyolojik ön arıtma, semi-aerobik havalandırma ve su ilavesi yöntemlerinin birleşiminde (PAF Model) gerçekleştiği belirlenmiştir. Çalışma sonucunda elde edilen bulgular aşağıdaki şekilde özetlenebilir (Cossu, vd., 2003);

- En yüksek kirletici emisyonları klasik anaerobik depolamanın gerçekleştiği reaktörlerde (BOİ, KOİ, amonyak) tesbit edilmiştir.
- Mekanik-biyolojik ön arıtmaya tabi tutulmuş atıkların depolanadığı anaerobik reaktörlerde BOİ, KOİ ve amonyak giderimi klasik depolamayla karşılaştırıldığında daha yüksek oranda gerçekleşmiştir.
- Mekanik-biyolojik ön arıtmaya tabi tutulmuş atıkların depolandığı anaerobik reaktörlerde metan safhasına daha kısa sürede ulaşılmış ve toplam gaz oluşumu daha yüksek seviyelerde gerçekleşmiştir.
- Mekanik-biyolojik ön arıtmaya tabi tutulmuş atıkların ayrışmasının suya batık olarak gerçekleştiği reaktörde izlenen tüm parametlerde daha hızlı bir azalma tesbit edilmiştir.
- Atık kütlesinin gerek basınçlı ve gerekse doğal havalandırma ile havalandırılması sonucu organik madde ve azotun daha hızlı ve önemli oranda okside olduğu tesbit edilmiştir.
- Ön arıtma, semi-aerobik depolama ve suya batık işletmenin kombinasyonundan oluşan PAF model ile sızıntı suyunda KOİ, TKN ve amonyak konsatrasyonlarında hızlı ve etkin bir azalma gerçekleştiği belirlenmiştir. Bu şekilde ayrışmanın sağlandığı reaktörde 120 gün sonunda atıkların başlangıçtaki TOK miktarında %20 oranında azalma sağlanmıştır.

Ishigaki, vd., (2003)

Katı atıkların aerobik stabilizasyonu hakkında ayrıntılı bilgiler elde edebilmek için aerobik pilot ölçekli reaktörlerde gerçekleştirilen çalışmada, havalandırma yoluyla depo sahalarının aerobik biyoreaktörlere dönüştürülebileceği belirtilmiştir. Aerobik ayrışma ile çökme ve sızıntı suyu kirletici parametreleri ile depo gazı kalitesinde iyileşmeler olduğu tesbit edilmiştir. Ayrıca sızıntı suyunda gerçekleştirilen toksisite deneyleri ile aerobik depo sahalarının klasik depo sahalarından kaynaklanan riskleri azalttığı tesbit edilmiştir. Bununla birlikte, havalandırma ile birlikte nem muhtevasının da aerobik bakteriyel aktiviteyi etkileyen önemli bir faktör olduğu belirtilmiştir (Ishigaki, vd., 2003).

Smith, vd., (2000)

Çalışmada Amerika'daki (Atlanta, Georgia) bir depo sahasının 53500 m³'lük kısmı test hücresi olarak değerlendirilmiş ve anaerobik ayrışma prosesinin daha hızlı gerçekleşen aerobik ayrışmaya dönüştürülebilirliği araştırılmıştır. Aerobik ve anaerobik faaliyetin birincil göstergesi olarak CH₄ kullanılmıştır. Depo gazındaki CH₄ ve CO₂ miktarları başlangıçta %46 ve %54 seviyelerinde iken havalandırma ve sızıntı suyu geri devir uygulaması ile %10 ve %20 seviyelerine düşmüştür. Sızıntı suyu ve hava ilavesi ile depo gövdesindeki sıcaklıklar 71 °C'nin altında tutulmuştur. Ayrıca, ayrışabilen organik maddelerin hızla ayrışması sonucu 14 hafta sonunda test hücresinin bazı bölümlerinde 0.55 m lik çökmelerin meydana geldiği ve bu değer toplam atık yüksekliğinin %4'ünü oluşturduğu belirlenmiştir (Smith, vd., 2000).

Borglin, vd., (2004)

Katı atıkların aerobik ve anaerobik ayrışması sırasında depo gazı bileşimi, solunum hızları ve çökme miktarları arasındaki farkların belirlenmesi maksadıyla 200 L hacimli reaktörlere doldurulan taze katı atıkların ayrışması 400 gün boyunca izlenmiştir. Reaktörler havalandırılmalı ve geri devirli, anaerobik geri devirli ve anaerobik olmak üzere 3 işletme şartında işletilmiştir. Aerobik reaktörlerde gerçekleştirilen solunum testleri ile oksijen tüketim hızının 20 gün sonunda 1.3 mol/gün iken, 400 gün sonra 0.1 mol/gün değerine düştüğü tesbit edilmiştir. Test süresi boyunca aerobik reaktördeki çökme miktarı %35, anaerobik geri devirli reaktördeki çökme miktarı %21.7, klasik anaerobik reaktördeki çökme miktarı ise %7.5 olarak tesbit edilmiştir (Borglin, vd., 2004).

Bizukoje ve Ledakowicz (2003)

Katı atıkların organik kısmının bileşimini tesbit etmek maksadıyla elementel analizler uygulanmış ve organik maddenin elementel kompozisyonu C₅H_{8.5}O₄N_{0.2} olarak tesbit edilmiştir. Biyolojik ayrışma sonucunda karbon muhtevasında meydana gelen azalma 20 °C'de %20 iken, 37-42 °C'de bu değer %40 olarak tesbit edilmiştir. Bu değerler organik maddenin aerobik ayrışması için gerekli olan oksijen miktarlarıyla ilişkilendirilmiştir. Stokhiyometrik eşitliklere göre katı atıkların organik kısmının aerobik ayrışması için gerekli olan oksijen miktarı 96 saatlik deney süresince, 20 °C'de 1 mol atık için 0.92 mol iken, 42 °C'de bu değer 1 mol atık için 1.6 mol oksijen olarak hesaplanmıştır (Bizukoje ve Ledakowicz, 2003).

5. DENEYSEL YAKLAŞIM

Bu çalışmada katı atık düzenli depo sahalarında sızıntı suyu geri devir uygulamasının atıkların aerobik ve anaerobik ayrışma süreçlerine etkisi, pilot ölçekli reaktörlerde araştırılmıştır. Bu maksatla, sızıntı suyu geri devrinin sızıntı suyunun miktar ve bileşenleri, depo gazı bileşenleri ve atık stabilizasyonu üzerindeki etkisi tesbit edilmiştir. Özellikle depo sahalarında uzun süreli ayrışma proseslerinin gerek sızıntı suyu geri devir uygulaması ve gerekse aerobik depolama yöntemleri ile hızlandırılması, bu uygulamaların yüksek kirletici konsantrasyonlarına sahip sızıntı sularının miktar ve özellikleri üzerindeki etkisinin incelenmesi, depo gazı miktar ve bileşenlerinde meydana gelen değişimlerin belirlenmesi hedeflenmiştir. Sonuç olarak, düzenli depolama yönteminin geliştirilmesi ve daha verimli bir işletme ortaya koymak maksadıyla çalışmalardan elde edilen bulgular değerlendirilmiştir.

5.1 Aerobik ve Anaerobik Reaktörler

Düzenli depo sahalarında atıkların aerobik ve anaerobik ayrışma proseslerinin incelenmesi maksadıyla gerçekleştirilen laboratuvar ölçekli bu çalışmada, her biri 50 cm iç çap ve 200 cm yüksekliğe sahip olan 4 adet reaktör kullanılmıştır. Reaktörlere ait detaylar şematik olarak Şekil 5.1’de verilmiştir. Reaktörler aerobik (A-1 ve A-2) ve anaerobik (AN-1 ve AN-2) işletme şartlarında birer adedi sızıntı suyu geri devirli (A-1 ve AN-1) ve birer adedi kontrol (A-2 ve AN-2) maksatlı olarak işletilmiştir. Böylece aerobik ve anaerobik işletme şartlarında sızıntı suyu geri devrinin atık stabilizasyonuna etkisi araştırılmıştır.

Reaktörlerin yapımında 0.5 cm kalınlığında polipropilen malzeme kullanılmıştır. Bu malzemenin tercih edilmesinin nedeni, aerobik ayrışma sırasında ortaya çıkması muhtemel yüksek sıcaklıklara karşı dayanıklı olmasıdır. Reaktörlerin iç çapı 50 cm olarak tasarlanmış, bu tabakanın dışına işletme sırasında dışardan ısı alışverişini önlemek maksadıyla 60 cm çapında ikinci bir tabaka teşkil edilerek iki tabakanın arası ısı yalıtım malzemesi ile doldurulmuştur. Reaktör tabanında oluşan sızıntı sularının drenajını sağlamak için 2.5 cm çaplı delikli borular kullanılmıştır. Bu drenaj borusunun üzeri atıklar reaktörlere doldurulmadan önce 10-15 cm çakıl tabakasıyla örtülmüştür. Oluşan depo gazlarının toplanması maksadıyla 4 cm çapında ve 170 cm yüksekliğinde delikli borular kullanılmıştır. Sızıntı suyu geri devir uygulaması atık yüzeyinden yağmurlama metoduyla gerçekleştirilmiştir. Bu maksatla, reaktörlerin kapaklarına delikli borularla teşkil edilmiş birer T parçası yerleştirilmiştir. Havalandırılmalı reaktörlerde ortama yeterli hava verilebilmesi için kompresör kullanılmıştır. Havalandırma işlemi için aerobik reaktörlerin alt kısmından atık

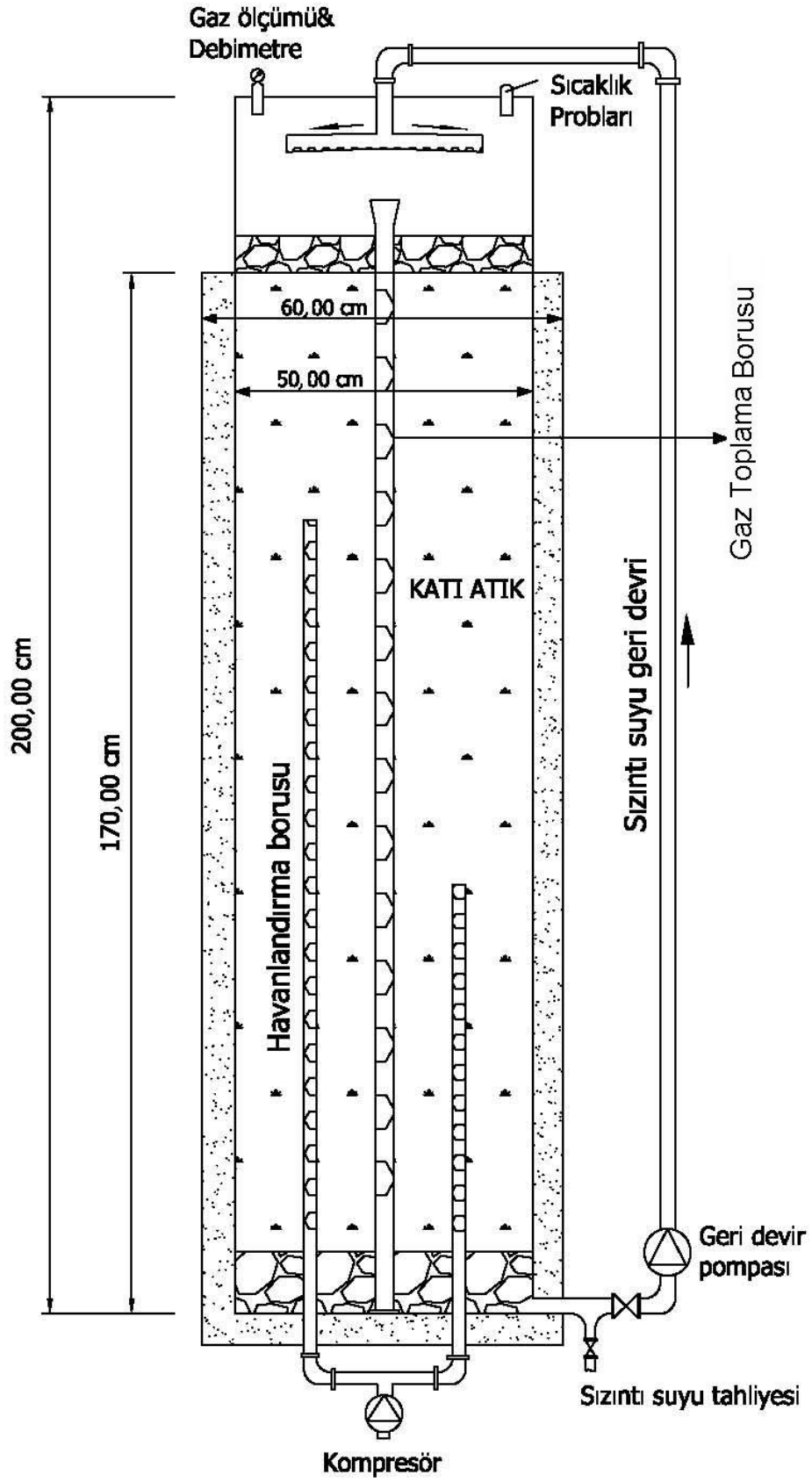
gövdesine 60 ve 120 cm yüksekliklere kadar uzanan 2.5 cm çaplı delikli borular yerleştirilmiştir. Reaktörler doldurulduktan sonra atık gövdesinde sıcaklık değişimlerinin izlenmesi için her bir reaktörün iki farklı noktasına (atık yüzeyinden 60 ve 120 cm derinlikte) sıcaklık probu yerleştirilmiştir. Reaktörlerin üst kapağında gaz çıkışı, sızıntı suyu geri devir borusu ve sıcaklık probu yerleştirilmesi için gerekli düzenekler hazırlanmıştır. Ayrıca, tabandan 1 m yükseklikte depo gövdesinden atık numunesi alınması maksadıyla bir numune alma noktası da teşkil edilmiştir. Aerobik ve anaerobik reaktörler ile reaktörlerin doldurma ve işletme aşamasına ait görüntüler EK-I de verilmiştir.

5.2 Reaktörlere Depolanan Atıkların Miktar ve Bileşenleri

Katı atıklar, bileşenleri bakımından çok büyük farklılıklar gösteren heterojen karışımlardır. Katı atık bileşenlerinde gözlenen büyük farklılıklara rağmen, atıkları oluşturan en büyük bileşenin organik maddeler olduğu söylenebilir. Atık bileşenleri katı atık depo sahalarında ayrışmayı etkileyen en önemli faktörlerden biri olup atık stabilizasyon hızı üzerinde de önemli etkileri vardır.

Bu çalışmada İstanbul'un Avrupa yakasını temsil eden katı atıklar kullanılmış olup Odayeri katı atık düzenli depolama sahasına 3 transfer istasyonundan gelen atıklar üzerinde madde grubu analizi gerçekleştirilmiştir. Baruthane, Halkalı ve Yenibosna transfer istasyonlarından gelen atıklardan karıştırılarak homojen hale getirilmiş 1 m³ lük kısım, 1 cm'lik elekten elenmiş ve her bir madde grubunun toplam atık kütlesi içerisindeki oranı yaş ve kuru ağırlık bazında belirlenmiştir. Bu analiz sonucunda reaktörlere doldurulan atık bileşenleri Çizelge 5.1'de verilmiştir. Çizelge 5.1'den organik (yemek atıkları, meyve sebze atıkları, vs.) atıkların önemli bir yüzde oluşturduğu görülmektedir. Reaktörlerin özellikleri ve teorik olarak depolanacak atık miktarları ile ilgili bilgiler Çizelge 5.2'de verilmiştir.

Reaktörlere yerleştirilen atık miktarları teorik hesaplamalarla tutarlılık içinde olup A-1, A-2, AN-1 ve AN-2 reaktörlerine depolanan atık miktarları sırasıyla 179, 174, 173 ve 175 kg'dır. Çalışma kapsamında aerobik reaktörlerde atık ayrışmasının izlenmesi için atıkların depolanmasından itibaren 250 gün boyunca, anaerobik reaktörlerde ise 470 günlük süre zarfında yapılan ölçümlere yer verilmiştir.



Şekil 5.1 Çalışmada kullanılan reaktörler ve ölçüm noktaları

Çizelge 5.1 Aerobik ve anaerobik reaktörlere depolanan atıkların ıslak ve kuru bazdaki bileşenleri

Atık Bileşeni	Yaş Ağırlık (%)	Kuru Ağırlık (%)
Organik madde	44	32
Kağıt	8	6
Cam	6	10
Metal	6	10
Plastik	5	8
Tekstil	5	5
Naylon	9	15
Kül	9	7
Çocuk bezi	8	7
TOPLAM	100	100

Çizelge 5.2 Reaktörlerin özellikleri ve teorik olarak depolanacak atık miktarları

Yükseklik (m)	2
Çap (m)	0.5
Çakıl tabakası yüksekliği (m)	0.1
Atık yüksekliği (m)	1.70
Toplam reaktör hacmi (m ³)	0,393
Etkin hacim (m ³)*	0,334
Sıkıştırılmamış atık yoğunluğu (kg/m ³)	500
Depolanacak atık miktarı (kg)	167

* Gaz toplama ve havalandırma borularından kaynaklanan kayıplar ihmal edilmiştir.

5.3 Havalandırma ve Sızıntı Suyu Geri devir Uygulaması

A-1 ve A-2 reaktörlerinde atıkların aerobik stabilizasyonunun gerçekleşmesi için gerekli olan hava basınçlı kompresörle temin edilmiştir. Havalandırma işlemi reaktörler işletmeye alındıktan sonra ortamda mevcut O₂'nin tükenmesi ile başlatılmış ve 250 gün sonra tamamlanmıştır. Bununla birlikte, aynı tarihte A-1 reaktöründe sızıntı suyu geri devir uygulaması da başlatılmıştır.

Anaerobik sızıntı suyu geri devirli reaktörde (AN-1) geri devir uygulamasının başlatılması, reaktörlerdeki O_2 'nin tükenerek CH_4 oluşumunun başlamasından sonra gerçekleştirilmiştir. Geri devir oranı, anaerobik ayrışmanın olumsuz yönde etkilenmesini önlemek maksadıyla başlangıçta düşük tutulmuş, metan oluşum safhasının başlamasıyla birlikte geri devrettirilen sızıntı suyu miktarı da arttırılmıştır.

5.4 Deneysel Çalışmalar

Tez kapsamında yapılan deneysel çalışmaları sızıntı suyu, katı atık ve depo gazı analizleri olmak üzere 3 ana başlık altında toplamak mümkündür. Bu analizlere ek olarak depo gövdesinde sıcaklık değişimleri de izlenmiştir. Çalışma süresince yapılan analizlere ait yöntem ve ölçüm sıklığı Çizelge 5.3'de verilmiştir.

5.4.1 Sızıntı suyu miktar ve bileşenleri

Katı atık reaktörlerinde oluşan sızıntı suyu miktarı, drenaj borularındaki vanaların açılması yoluyla manuel olarak ölçülmüştür. Ölçümler sızıntı suyu oluşum hızına bağlı olarak günlük, haftalık ve 15 günlük periyotlarla gerçekleştirilmiş ve analizler için gerekli olan numuneler bu esnada alınmıştır.

Sızıntı suyunun bileşenleri, reaktörlerin sızıntı suyu çıkışından numune alınarak APHA (1995)'de verilen yöntemlere göre gerçekleştirilmiştir.

Tez kapsamında; aerobik ve anaerobik reaktörlerde oluşan sızıntı sularının miktarı ile birlikte sızıntı suyunun pH, iletkenlik, toplam alkalinite, toplam çözünmüş katı madde, oksidasyon-redüksiyon potansiyeli, KOI , BOI , Cl^- , $SO_4^{=}$, TKN, NH_3 , NO_3^- parametreleri ve KOI fraksiyonlarının zamana bağlı olarak değişimi izlenmiştir. Ayrıca, ağır metaller (Cu, Zn, Cd, Cr, Ni, Pb) ve Fe, Ca, K, Na bileşenleri analiz edilmiştir.

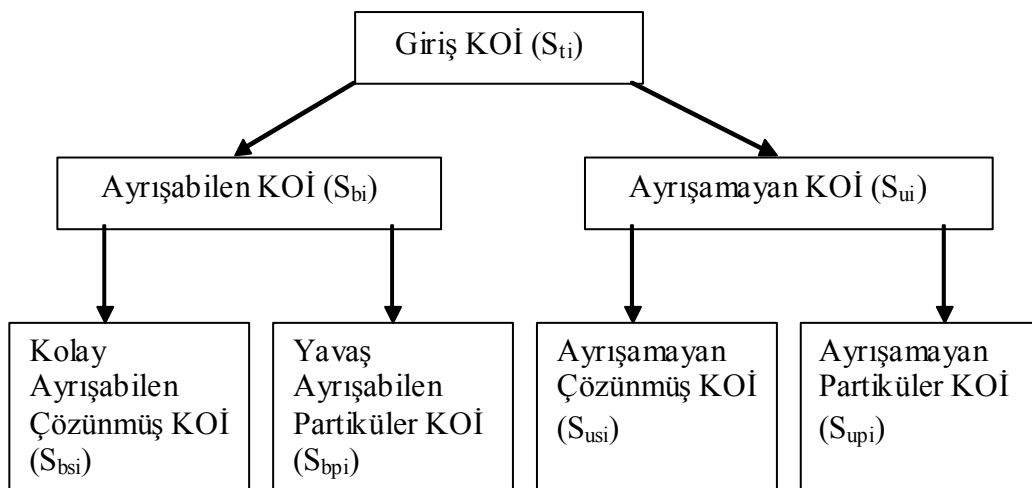
Çizelge 5.3 Sızıntı suyu, depo gazı ve katı atıklarda gerçekleştirilen analizler

Sızıntı Suyu Analizleri		
Parametre	Analiz yöntemi	Ölçüm sıklığı
pH	Jenway 3040 Ion Analyser	Haftalık
İletkenlik	AGB-1001 μ P Conductivity and Temperature meter	Haftalık
Oksidasyon-Redüksiyon Potansiyeli	WTW Oxi pH 315i/Set	Haftalık
Toplam Alkalinite	APHA (1995) 2320-B	Haftalık
Toplam Çözünmüş Katı Madde	AGB-1001 μ P Conductivity and Temperature meter	Haftalık
KOİ (Kimyasal Oksijen İhtiyacı)	APHA (1995) 5220-D	Haftalık
KOİ Fraksiyonları	Park, vd. (1997)	3 Aylık
BOİ (Biyolojik Oksijen İhtiyacı)	APHA (1995)-5210 B	Aylık
SO ₄ ⁼ (Sülfat)	APHA (1995) 4500-E	Haftalık
Cl ⁻ (Klorür)	APHA (1995) 4500-Cl ⁻	Haftalık
Toplam Kjeldahl Azotu	APHA (1995) 4500-N _{org} - B	Haftalık
NH ₃ -N	APHA (1995) 4500-NH ₃ - B	Haftalık
NO ₃ ⁻ -N	APHA (1995) 4500-NO ₃ ⁻ - E	Haftalık
Metaller(Fe, Ca, K, Na)	APHA-(1995) 3500 - B	
Ağır Metaller (Cu, Zn, Cd, Cr, Pb, Ni)	APHA-(1995) 3500 - B	Aylık
Katı Atık Analizleri		
pH	Methods of Soil Analysis	3 Aylık
Su muhtevası	Methods of Soil Analysis	3 Aylık
Toplam Organik Karbon	Methods of Soil Analysis	3 Aylık
TKN	Methods of Soil Analysis	3 Aylık
C/N	Methods of Soil Analysis	3 Aylık
Uçucu Katı Madde (UKM)	Methods of Soil Analysis	3 Aylık
Stabilite İndeksi	Iannotti, vd, (1993)	3 Aylık
Biyokimyasal Metan Potansiyeli	Owens ve Chynoweth, (1993)	3 Aylık
Depo gazı analizleri		
CH ₄ , CO ₂ , H ₂ S, O ₂	Landfill Gas Monitor	Haftalık veya 15 Günlük
Hücrelerin gövdesindeki sıcaklığın belirlenmesi		
Sıcaklık ölçümleri	Sıcaklık Probu	Günlük

5.4.1.1 Sızıntı suyunda KOİ fraksiyonlarının tesbiti

Katı atık depo sahalarından oluşan sızıntı suları, kirlilik derecesi yüksek ve heterojen yapıya sahip olan atıksulardır. Sızıntı suyunun bileşimi, depolanan atıkların kompozisyonu, mevsimsel şartlar, organik madde muhtevası, depo sahasının hidrojeolojik yapısı, işletme şartları ve depo yaşına bağlı olarak önemli değişiklikler göstermektedir. Katı atık depo sahalarından oluşan sızıntı suları genellikle yüksek konsantrasyonlarda kolay ayrışabilen ve ayrışamayan organik maddelerle inorganik iyonları ihtiva ederler (Reinhart, 1996).

Aerobik veya anaerobik biyoreaktör olarak işletilen katı atık depo sahalarında, organik atıkların ayrışması esnasında mikrobiyal aktivite sonucu ayrışma ürünleri, çözünmüş mikrobiyal ürünler ve partiküler inert organik maddeler oluşmaktadır. Oluşan kompleks yapıdaki bu suyun alıcı ortama deşarj edilmeden önce arıtımına ihtiyaç duyulmaktadır. Sızıntı suyu arıtımı için aerobik veya anaerobik biyolojik arıtma sistemleri yaygın bir şekilde kullanılmaktadır (Timur ve Öztürk, 1999; İnanç, vd. 2000). Gerek atıkların ayrışması esnasında oluşan kompleks yapıdaki sızıntı suyunun mevcut inert KOİ'si, gerekse bu suların arıtıldığı biyolojik sistemlerde mikrobiyal aktivite sonucu oluşan inert KOİ sebebiyle arıtma tesislerinin çıkış suyunun deşarj standartlarını sağlaması zorlaşmaktadır. Biyolojik sistemlerde inert bileşiklerin oluşumu ve miktarlarının azaltılması pek çok araştırmaya konu olmuştur (İnce, vd., 1998; Low ve Chase, 1999; Hasar ve Kınacı, 2004). Şekil 5.2'de Wentzel, vd. (1999) tarafından verilen KOİ alt bileşenleri verilmiştir.



Şekil 5.2 Atıksulardaki KOİ alt bileşenlerinin dağılımı

Bir atıksuya ait KOİ bileşenleri temelde biyolojik olarak ayrışabilen ve ayrışamayan fraksiyonlardan oluşmaktadır. Biyolojik olarak ayrışamayan (inert) KOİ çözünmüş ve partiküler inert KOİ olmak üzere iki bileşenden meydana gelir. Boero, vd. (1991), biyolojik proseslerden çıkan suların biyolojik olarak ayrışamayan çözünmüş KOİ'sinin çözünmüş mikrobiyal ürünlerden oluştuğunu ve bu ürünlerin substrat ayrışması esnasında ara ürün, son ürün ve içsel solunum sonucu ortaya çıktığını belirtmişlerdir. Bir başka çalışmada da bu ürünlerin biyokütle teşkili esnasında ve basit substratların mineralizasyonu sırasında biyokütle ayrışması sonucu çözünmüş organiklerin birikiminden kaynaklandığı belirtilmiştir (Noguera, vd. 1994).

Toplam KOİ değeri, biyolojik olarak parçalanma özelliklerine bağlı olarak, toplam biyolojik olarak ayrışabilen KOİ ve toplam inert KOİ fraksiyonları olmak üzere iki ana alt gruba ayrılabilir. Bu fraksiyonlar da kendi aralarında alt gruplara ayrılabilirler. İnert KOİ bileşeni, çözünmüş inert ve partiküler inert KOİ olmak üzere iki alt grupta incelenebilir. Ayrışabilen KOİ fraksiyonu ise, organik maddenin ayrışma hızına bağlı olarak hızlı ayrışabilen çözünmüş KOİ ve yavaş ayrışabilen partiküler KOİ olarak iki sınıfta incelenebilir. Kolay ayrışabilen çözünmüş KOİ mikroorganizmalar tarafından çok hızlı bir şekilde ayrıştırılır. Yavaş ayrışabilen partiküler KOİ'nin ise mikroorganizmalar tarafından metabolize edilmeden önce hücre dışı enzimler vasıtasıyla daha basit kimyasal birimlere ayrılması gerekmektedir.

KOİ Fraksiyonlarının Belirlenmesi

Biyolojik Olarak Ayrışabilen KOİ (S_{bi}):

Atıksuyun biyolojik olarak ayrışabilen KOİ fraksiyonu, toplam biyolojik oksijen ihtiyacı ($T_bOİ$) metoduna göre belirlenebilir. $T_bOİ$ yakalaşımı, partiküler organik maddelerin biyolojik oksidasyon prosesi tamamlandığında hidrolize oldukları kabulüne dayanır. Farklı özelliklere sahip evsel atıksularda yapılan deneylerde bu sonuç doğrulanmıştır. Bu nedenle $T_bOİ$, biyolojik olarak ayrışabilen KOİ'ye ($S_{bsi} + S_{bpi}$) eşit kabul edilmektedir (Park, vd. 1997).

$T_bOİ$ 'nin belirlenmesi maksadıyla izlenen prosedür aşağıdaki gibidir:

1. KOİ değeri 1000 mg/L ye seyreltilmiş 1 L sızıntı suyu numunesi alınır.
2. Sızıntı suyunun başlangıç toplam KOİ değeri ile çözünmüş KOİ konsantrasyonları belirlenir. Çözünmüş KOİ 0,45 µm filtre kağıdından süzildükten sonra ölçülen KOİ değeridir. Sızıntı suyunda partiküler KOİ değeri, toplam KOİ ile çözünmüş KOİ arasındaki farktan hesaplanabilir.

3. KOİ'si 1000 mg/L'ye seyreltilmiş sızıntı suyu numunesi ile sızıntı suyuna alıştırılmış aktif çamur numunesi karıştırılarak, karışımın çözünmüş oksijen konsantrasyonu 2-4 mg/L arasında olacak şekilde 24 saat boyunca havalandırılır. Bu süre zarfında belirli periyotlarla karışımdan numuneler alınarak ham ve çözünmüş KOİ değerleri tesbit edilir.
4. Karışımın ilk KOİ'si ile çözünmüş KOİ konsantrasyonları belirlenir. Karışımın partiküler KOİ değeri, karışımın ilk KOİ değerinden çözünmüş KOİ değerinin çıkarılması ile elde edilen değerdir.

Bu sonuçlardan sonra $T_bOİ$ değeri, giriş substrat KOİ ile nihai substrat KOİ konsantrasyonları arasındaki farktan hesaplanır. Giriş substrat KOİ konsantrasyonu, karışımın ilk KOİ'si ile başlangıçtaki biyokütle KOİ'si arasındaki farktan hesaplanır. Başlangıçtaki biyokütle KOİ'si ise, karışımın başlangıçtaki partiküler KOİ'si ile ham atıksuyun partiküler KOİ'si arasındaki farktan tesbit edilir.

$$T_bOİ = S_{bi} = \text{Giriş Substrat KOİ} - \text{Nihai Substrat KOİ} \quad 5.1$$

$$\text{Giriş Substrat KOİ} = \text{Karışımın İlk KOİ} - \text{Giriş Biyokütle KOİ} \quad 5.2$$

$$\text{Giriş Biyokütle KOİ} = \text{Karışımın Partiküler KOİ} - \text{Atıksuyun Partiküler KOİ} \quad 5.3$$

Sızıntı suyu numunesi reaktöre aktif çamur ilavesi ile seyreltiğinden, gerçek $T_bOİ$ değeri, hesaplanan değerle seyreltme faktörüyle çarpılmasıyla elde edilir. Elde edilen sonuçlarla sızıntı suyunun KOİ bileşeni, toplam ayrışabilen KOİ ve toplam inert KOİ olmak üzere iki ana alt gruba ayrılmış olur.

Çözünmüş Kolay Ayrışabilen (S_{bsi}) ve Çözünmüş Ayrışamayan KOİ (S_{usi})'nin Belirlenmesi

Mamais vd. (1993) tarafından çözünmüş kolay ayrışabilen KOİ (S_{bsi}) ile çözünmüş ayrışamayan KOİ (S_{usi})'nin belirlenmesi için hızlı bir fiziksel-kimyasal metod geliştirilmiştir. Bu KOİ bileşenlerinin tesbiti için flokülasyon, çöktürme ve filtrasyon proseslerinden faydalanılmaktadır. Flokülasyon ve çöktürme ile normalde 0.45 µm membran filtreden geçen kolloidal maddeler giderilmiş olur.

Böylece;

$$S_{bsi} = \text{Toplam Çözünmüş KOİ} - \text{Çözünmüş Ayrışamayan KOİ} (S_{usi}) \quad 5.4$$

Ham atıksuyun toplam çözünmüş KOİ konsantrasyonu pH=10.5 değerinde çinkosülfat ile floklaşmanın sağlanması, 0.45 µm filtreden süzülmesi ve süzüntünün KOİ konsantrasyonunun

belirlenmesi ile tesbit edilir. Ayırışamayan çözünmüş KOİ konsantrasyonu, aynı işlemin çıkış suyuna uygulanması ile tesbit edilir. Çözünmüş ayırışamayan KOİ değerinin toplam çözünmüş KOİ'den çıkarılması ile kolay ayırışabilen çözünmüş KOİ konsantrasyonu tesbit edilmiş olur.

Bu çalışmada kullanılan flokülasyon metodu aşağıdaki gibi özetlenebilir;

1. 100 ml atıksu numunesine 1 ml 100 g/l çinkosülfat çözeltisi ilave edilerek magnetik karıştırıcı ile 1 dakika karıştırılır.
2. 6 M NaOH kullanılarak karışımın pH değeri yaklaşık 10.5 olacak şekilde ayarlanır,
3. Karışım birkaç dakika çökmeye bırakılır,
4. Duru fazdan 20-30 ml numune alınarak 0.45 µm filtreden süzülür ve süzüntünün KOİ konsantrasyonu tayin edilir.

Sızıntı suyunda KOİ'nin bu alt bileşenlerinin tayininden sonra yavaş ayırışabilen partiküler KOİ ile ayırışamayan partiküler KOİ konsantrasyonları da kolaylıkla tayin edilebilir.

Yavaş Ayırışabilen Partiküler KOİ (S_{bpi}) ve Ayırışamayan Partiküler KOİ (S_{upi})

Girişteki ayırışabilen KOİ (S_{bi}) ve çözünmüş kolay ayırışabilen KOİ (S_{bsi}) değerlerinden partiküler yavaş ayırışabilen KOİ hesaplanabilir:

$$S_{bi} = S_{bsi} + S_{bpi} \quad 5.5$$

Son olarak ayırışamayan partiküler KOİ S_{upi} değeri de;

$$S_{upi} = \text{Toplam KOİ } (S_{ti}) - \text{Ayırışabilen KOİ } (S_{bi}) - \text{Çözünmüş İnert KOİ } (S_{usi}) \quad 5.6$$

denkleminde hesaplanabilir.

5.4.1.2 Sızıntı suyunun biyolojik olarak ayırışamayan KOİ fraksiyonlarının modelleme yöntemi

Aerobik ve anaerobik reaktörlerde oluşan sızıntı suyu KOİ'sinin biyolojik olarak ayırışamayan çözünmüş (S_{usi}) ve partiküler (S_{upi}) kısımları bakteriyel büyüme ve metabolik ürünler arasındaki ilişki temel alınarak oluşturulmuş bir model olan "Gompertz Eşitliği" kullanılarak modellenmiştir (Zwietering, vd., 1990). Bu çalışmada bakteriyel büyüme için kullanılan eşitlik, biyolojik olarak ayırışamayan çözünmüş ve partiküler KOİ fraksiyonlarının, sızıntı suyunun toplam KOİ'sine (S_{ti}) oranının zamanla değişimi ele alınarak modifiye edilmiştir. Bu eşitlik,

$$A = A_0 + A_{\max} \cdot \exp \left[- \exp \left(\frac{m \cdot \exp(1)}{A_{\max}} \cdot (L - t) + 1 \right) \right] \quad 5.7$$

şeklinde olup, A , $A_{\max}$, m ve L değerlerinin grafik üzerinde gösterimi Şekil 5.3’de verilmiştir.

Burada;

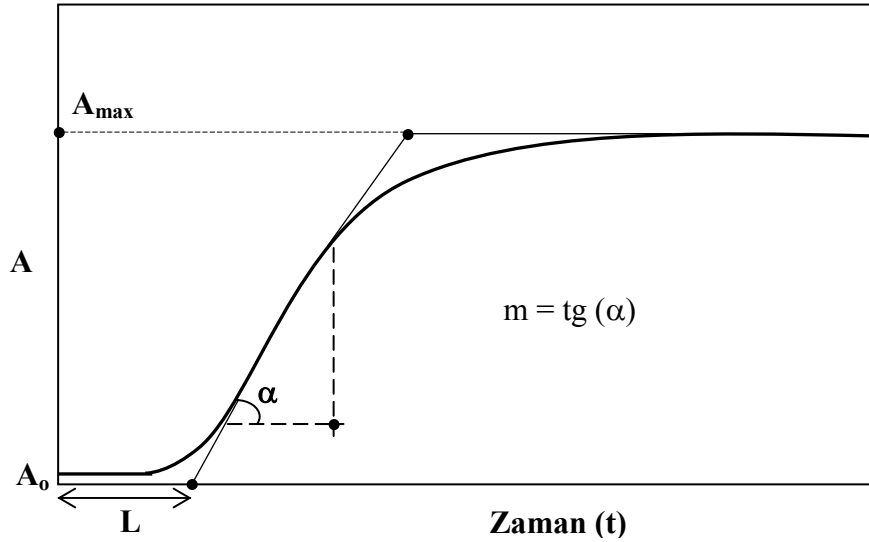
A_0 : Başlangıç ($S_{\text{usi}}/S_{\text{ti}}$ ve $S_{\text{upi}}/S_{\text{ti}}$) oranı

A : ($S_{\text{usi}}/S_{\text{ti}}$ ve $S_{\text{upi}}/S_{\text{ti}}$) oranını,

$A_{\max}$: Maksimum ($S_{\text{usi}}/S_{\text{ti}}$ ve $S_{\text{upi}}/S_{\text{ti}}$) oranını,

m : Eğim

L : ($S_{\text{usi}}/S_{\text{ti}}$ ve $S_{\text{upi}}/S_{\text{ti}}$) oranlarının artmaya başladığı zamana kadar geçen süreyi göstermektedir.



Şekil 5.3 Gompertz eşitliğindeki parametreler

5.4.1.3 Ağır metal analizleri

Aerobik ve anaerobik reaktörlerde oluşan sızıntı sularının ağır metal muhtevalarını belirlemek için öncelikle bu metallerin tamamen çözeltiye geçirilmesi işlemi gerçekleştirilmiştir. Bu maksatla ETHOS-1600 marka mikrodalga fırın kullanılmıştır. Sızıntı suyu numunelerinden 5 ml alınarak teflondan yapılmış basınca dayanıklı özel kaplara konmuş ve üzerine 6 ml % 65’lik HNO_3 , 3 ml % 35’lik HCl ve 0.25 ml %30’luk H_2O_2 ilave edilerek mikrodalga fırında parçalama işlemi gerçekleştirilmiştir. Parçalama işlemi tamamlandıktan sonra numune hacmi 100 ml’ye tamamlanmış ve ağır metal analizleri Perkin-Elmer marka Simaa-6000 model atomik absorpsiyon spektrofotometresiyle gerçekleştirilmiştir.

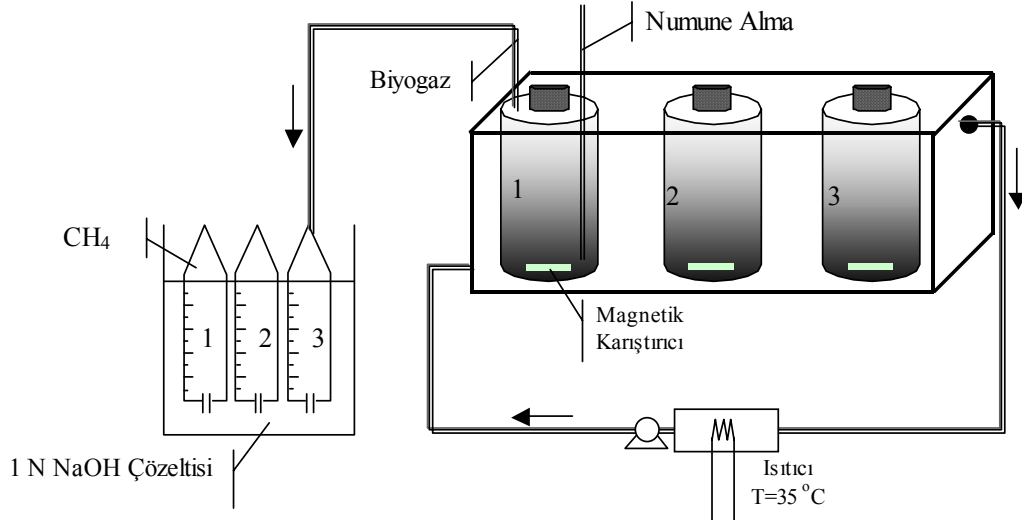
5.4.2 Katı atık analizleri

5.4.2.1 Biyolojik metan potansiyeli'nin (BMP) belirlenmesi

BMP testi, katı atıkların CH_4 'a dönüşüm oranlarının belirlenmesinde kullanılan hızlı ve ekonomik bir yöntemdir (Gunaseelan, 1997). Anaerobik ayrışma proseslerinde oluşan CH_4 miktarı genellikle giderilen KOİ 'nin bir fonksiyonu olarak ifade edilmektedir. Yapılan çalışmalarda farklı atık türleri için CH_4 potansiyelleri belirlenmiştir (Owen, vd., 1979; Owens ve Chynoweth, 1993; Lin, vd., 1999; Mehta, 2000). BMP testi, ilk defa Owen, vd. (1979) tarafından uygulanmış ve Owens, vd. (1993) tarafından geliştirilmiştir. Lin, vd., (1999) tarafından yapılan çalışmada, BMP testi kimyasal ön arıtmaya tabi tutulmuş çamura uygulanmış ve giderilen 1 g KOİ başına oluşabilecek CH_4 miktarı 349 mL (1 atm. basınç ve 35 °C sıcaklıkta) olarak belirlenmiştir. Mehta, (2000) tarafından yapılan bir diğer çalışmada ise, BMP testi ile depo gövdesinin farklı derinliklerinden alınan atık numunelerinin ayrışma oranları belirlenmiştir.

BMP testi için atıkların organik kısmı 103 °C'de 24 saat kurutulduktan sonra öğütülerek 2 mm lik elekten elenmiş, daha sonra 10 g (kuru ağırlık) ağırlığındaki numuneler 0.1 N NaOH çözeltisi içerisinde 120 °C sıcaklık ve 1 atm. basınç altında 2 saat süreyle ön hidroliz işlemine tabi tutulmuştur (Marticorena, vd., 1993). Ön hidroliz işlemi tamamlandıktan sonra numunelere 20 ml mineral çözelti (Öztürk, 1993) ve 30 ml anaerobik çamur (aşı) ilave edilmiştir. Numuneler 500 ml lik serum şişeleri içerisinde 35 °C'de magnetik karıştırıcılarla karıştırılarak inkübe edilmiştir. Oluşan biyogaz içerisindeki CO_2 , 1 N NaOH çözeltisinde tutularak CH_4 miktarı ölçülmüştür. Deney düzeneği Şekil 5.4'de verilmiştir. Deney süresince gaz fazında CH_4 ve sıvı fazda KOİ değerleri ölçülmüştür. Gaz oluşumu tamamlandıktan sonra (yaklaşık 30 gün), birim kuru ağırlık başına giderilen KOİ 'ye karşılık oluşan CH_4 miktarları belirlenmiştir.

Anaerobik reaktörlere depolama yapılmadan önce ve depolamadan sonra 100 günlük aralıklarla gövdeden alınan katı atık numuneleri üzerinde bu deneyler tekrarlanmış, böylece AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde ayrışma oranları belirlenmiştir.



Şekil 5.4 BMP testi için hazırlanan deneysel düzenek

5.4.2.2 Stabilité indeksi (SI)'nin belirlenmesi

Aerobik reaktörlerde ayrışma sonucunda ortaya çıkan ürünün stabilitesinin belirlenmesi için, Iannotti, vd., (1993) tarafından kompost ürününün kalitesinin kontrolü için geliştirilen yöntem kullanılmıştır. Bu yöntemle göre, katı atık numunesi veya kompost partikül çapı (< 10 mm) ve nem muhtevası (% 35) bakımından standardize edilmiş ve 37°C 'de 16 saat inkübe edilerek mikroorganizmaların aktifleştirilmesi sağlanmıştır. İnkübasyondan sonra UKM miktarı yaklaşık 2 g olacak şekilde 3-10 g yaş numune alınarak 1 L saf su içerisine karıştırılarak kapalı bir kap içerisinde su banyosu yardımıyla sabit sıcaklıkta (37°C) 1 saat süreyle havalandırılmıştır. Havalandırma 1 saat sonunda sona erdirilmiş ve kap içerisindeki oksijen konsantrasyonunun değişimi 1 saat boyunca 5 dakikada bir ölçülerek kaydedilmiştir. Oksijen konsantrasyonunda meydana gelen değişim $\text{mg O}_2/\text{g UKM/saat}$ cinsinden bir tüketim hızı hesaplanmasında kullanılmıştır. Hesaplanan bu tüketim hızı mikroorganizmaların substrat kullanımıyla ilişkilidir. Ham katı atıkta SI'nin belirlenmesi uygun olmadığından aerobik reaktörlere depolama yapıldıktan sonra, reaktör gövdesinden 100 gün aralıklarla alınan katı atık numunelerinde SI analizi gerçekleştirilmiştir.

5.4.3 Gaz analizleri

Aerobik ve anaerobik reaktörlerin çıkış gazında CH_4 , CO_2 , O_2 ve H_2S analizleri gerçekleştirilmiştir. Depo gazı ölçümleri için Gas Data Limited tarafından imal edilmiş "Landfill Monitoring System Version 4.17 model" analiz cihazı kullanılmıştır. Infrared CH_4 ve CO_2 dedektörlerine sahip olan cihaz, diğer gazlar ve sıcaklık ve basınç gibi diğer çevresel

faktörlerin de belirlenebileceği şekilde tasarlanarak üretici firma tarafından kalibre edilmiştir (Gas Data Limited, 2000).

5.4.4 Depo gövdesinde atık sıcaklığının değişimi

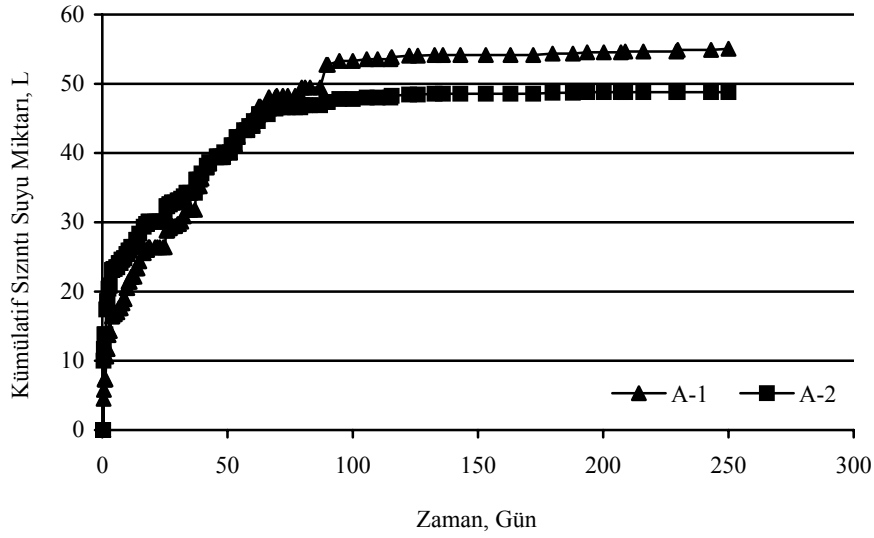
Atık sıcaklığının değişiminin incelenmesi maksadıyla her bir reaktörün 60 ve 120 cm atık derinliğine yerleştirilen dijital termometreler vasıtasıyla depo yaşına bağlı olarak gövdedeki sıcaklık değişimleri izlenmiştir.

6. DENEY SONUÇLARI VE DEĞERLENDİRMELER

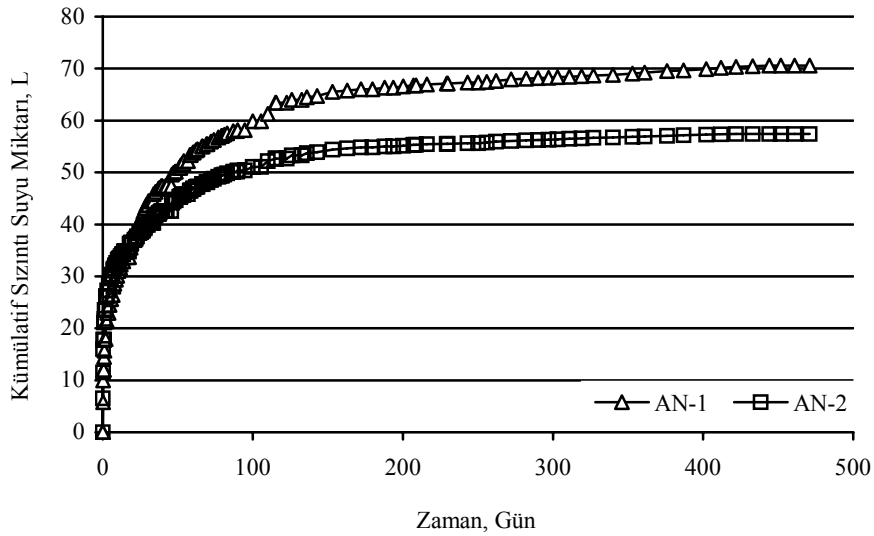
6.1 Oluşan ve Geri devrettirilen Sızıntı Suyu Miktarları

Katı atık depo sahalarında sızıntı suyu geri devir işleminin atıkların ayrışması üzerine etkisinin belirlenmesi maksadıyla yapılan çalışmalar genelde, anaerobik ayrışma üzerine yoğunlaşmıştır. Birçok araştırmacı sızıntı suyu geri devrinin atık stabilizasyonu ve sızıntı suyu oluşum hızı üzerindeki etkileri ile ilgili çalışmalar yapmışlardır (Chugh, vd., 1998 , Pohland ve Al-Yousfi, 1994; Demir, vd. 2001). Al-Yousfi ve Pohland (1994), tarafından yapılan laboratuvar ölçekli çalışmada oluşan sızıntı suyu %25–100 oranlarında geri devrettirilmiş, geri devir oranı yükseldikçe depo gazının metan miktarının arttığı tesbit edilmiştir. Ancak yüksek su muhtevasının anaerobik ortamın gelişmesi üzerinde olumsuz etkilerinin olduğu ve bu şartlarda anaerob bakterilerin alışma fazının uzun sürdüğü, sızıntı suyu geri devri ile mikrobiyal popülasyonun ortama daha iyi uyum sağladığı ve bu yüzden stabilizasyon süresinin kısaldığı sonucuna varmışlardır. Bir başka çalışmada, atık hacminin %2-30'u oranlarında geri devrettirilen sızıntı suyunun atık stabilizasyonu üzerindeki etkisi incelenmiş ve benzer sonuçlar elde edilmiştir (Chugh, vd., 1998). Demir, vd., (2001) tarafından yapılan arazi ölçekli çalışmada da benzer sonuçlar elde edilmiş ve sızıntı suyu geri devir uygulamasıyla oluşan sızıntı suyu miktarında önemli miktarda azalma olduğu, atıkların ayrışma hızlarının ise arttığı tesbit edilmiştir.

Bu çalışmada iki adedi kontrol (A-2 ve AN-2) ve iki adedi sızıntı suyu geri devirli (A-1 ve AN-1) olan 4 adet katı atık reaktöründe sızıntı suyu geri devrinin atıkların aerobik ve anaerobik stabilizasyonu üzerindeki etkisi incelenmiştir. Çalışma süresince reaktörlerin tabanında teşkil edilmiş olan sızıntı suyu toplama boruları vasıtası ile, oluşan sızıntı suyu miktarları ölçülmüştür. Şekil 6.1 ve Şekil 6.2’de aerobik ve anaerobik reaktörlerde oluşan kümülatif sızıntı suyu miktarları verilmiştir. Aerobik ve anaerobik reaktörlerde oluşan günlük sızıntı suyu miktarları ise Şekil 6.3 ve Şekil 6.4’de verilmiştir.

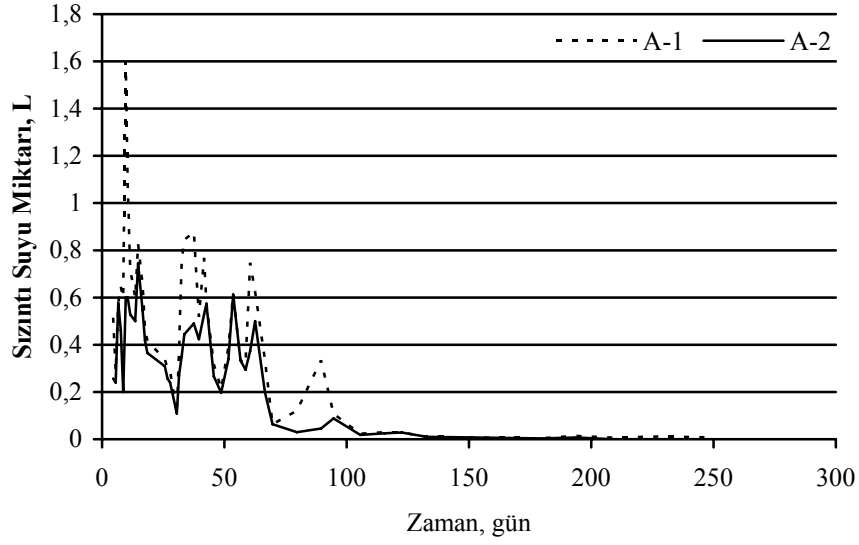


Şekil 6.1 Aerobik reaktörlerde kümülatif sızıntı suyu miktarları

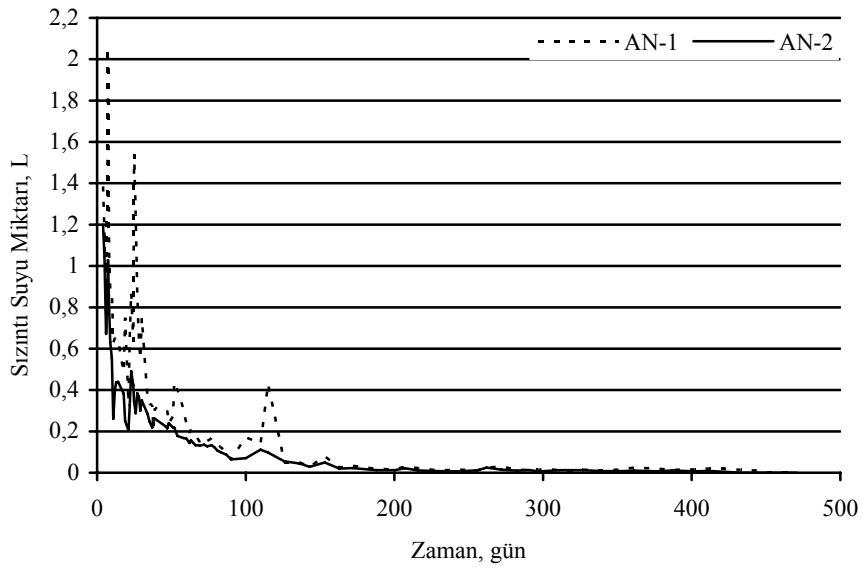


Şekil 6.2 Anaerobik reaktörlerde kümülatif sızıntı suyu miktarları

A-1 ve A-2 reaktörlerinde 250 günlük işletme süresince oluşan toplam sızıntı suyu miktarları 55.1 ve 48.8 L; AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde 470 günlük işletme sonunda oluşan sızıntı suyu miktarları ise 70.6 ve 57.4 L olarak tesbit edilmiştir. Şekil 6.3 ve Şekil 6.4'de görüldüğü gibi sızıntı suyu geri devrinin uygulandığı A-1 ve AN-1 reaktörlerinde günlük sızıntı suyu oluşumu, geri devirsiz reaktörlerle karşılaştırıldığında önemli bir fark göstermemekle birlikte, sızıntı suyu miktarlarında salınımlar olduğu görülmektedir. Ayrıca, aerobik reaktörlerde depolamadan 100 gün sonra, anaerobik reaktörlerde ise 200 gün sonra oluşan sızıntı suyu miktarlarında geri devirli ve geri devirsiz reaktörler arasında önemli farklılıklar olmadığı ve sızıntı suyu oluşumunun önemli oranda azaldığı tesbit edilmiştir.



Şekil 6.3 Aerobik reaktörlerde oluşan günlük sızıntı suyu miktarları



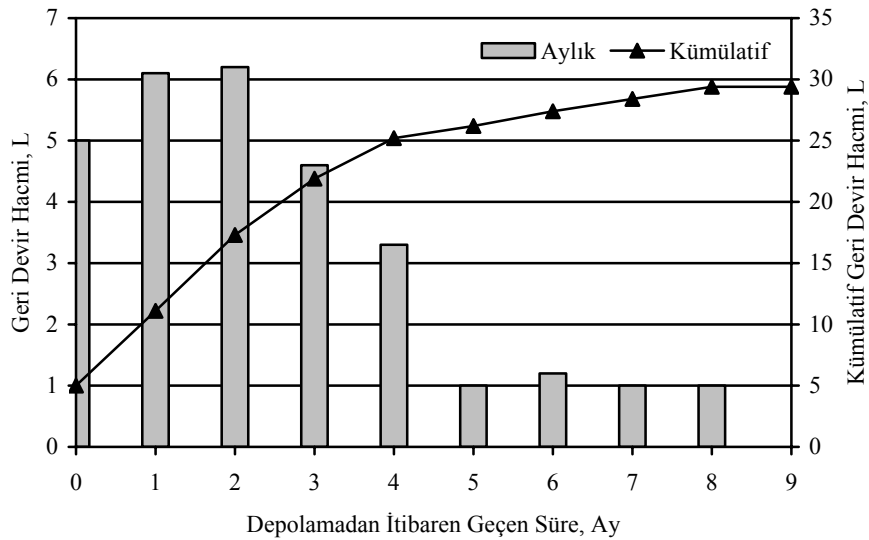
Şekil 6.4 Anaerobik reaktörlerde oluşan günlük sızıntı suyu miktarları

Düzenli depolama alanlarında uygulanacak olan geri devir oranları atık özellikleri ve iklimsel faktörlere bağlı olarak önemli değişiklikler göstermektedir. Katı atık depo sahalarında atıkların aerobik ve anaerobik ayrışması üzerine sızıntı suyu geri devir uygulamasının etkisini belirlemek amacıyla yapılan çalışmalarda geri devrettirilen sızıntı suyu miktarları oldukça geniş bir aralıkta değişmektedir. Kim ve Yang (2002) tarafından gerçekleştirilen çalışmada, 0.004 m^3 hacimli aerobik ve anaerobik reaktörler için 31.7 ile 126.8 mL/gün (7.9-31.7 L/gün- m^3 atık) arasında değişen miktarlarda sızıntı suyu, geri devir yoluyla atık gövdesine geri

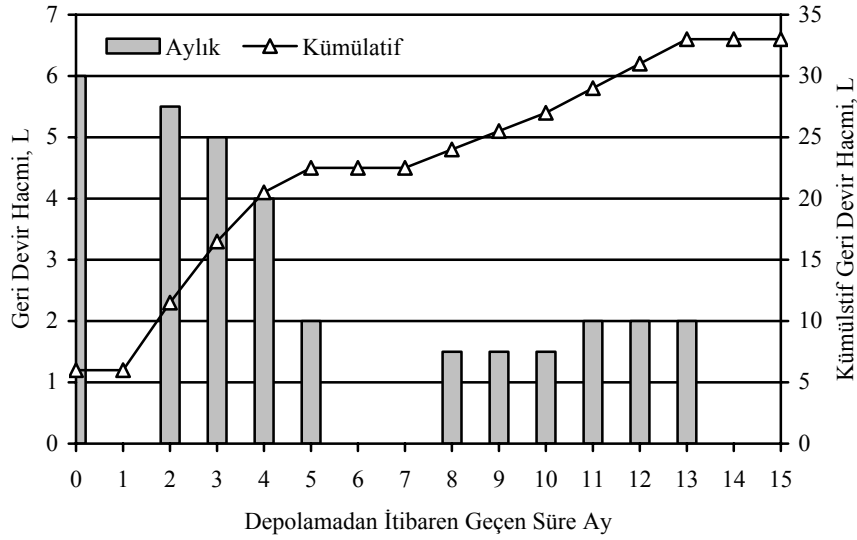
verilmiştir. Borglin, vd., (2004) 0.2 m^3 hacimli aerobik ve anaerobik reaktörlere 20 mL/dk (144 L/gün-m^3 atık) oranında sızıntı suyu geri devrettirmişlerdir. Cossu, vd. (2003) tarafından yapılan kolon çalışmasında ise, 0.025 m^3 hacimli aerobik ve anaerobik reaktörlerde uygulanan geri devir oranı 0.175 L/gün (7 L/gün-m^3 atık)'dır. Read, vd. (2001), arazi ölçeğe yaptıkları çalışmada 45.2 ve 49 m^3 atık depolanmış sahalarda 13.6 ve 25.2 L/gün (0.3 ve 0.51 L/gün-m^3 atık) oranında sızıntı suyunu saha üzerine geri devrettirmişlerdir. Morris, vd., (2003) tarafından gerçekleştirilen arazi ölçekli çalışmada 16000 m^3 hacimli test hücrelerine 6 yıl boyunca toplam 1920 m^3 (0.055 L/gün-m^3 atık) sızıntı suyu geri devrettirilmiştir.

A-1 reaktöründe geri devrettirilen sızıntı suyu miktarı, hacimce oluşan sızıntı suyunun % 53.4'ünü (29.4 L) oluştururken, AN-1 reaktöründe bu oran % 46.7 (33 L) olarak gerçekleşmiştir. A-1 ve AN-1 reaktörlerinde geri devir periyodu ve geri devrettirilen sızıntı suyu miktarları Şekil 6.5 ve Şekil 6.6'da verilmiştir.

Bu çalışmada, reaktörlere geri devrettirilen sızıntı suyu miktarının sabit olduğu kabulüyle A-1 reaktöründe geri devir oranı ($29,4 \text{ L} / 250 \text{ gün} / 0,334 \text{ m}^3$ atık) $0,35 \text{ L} / \text{gün-m}^3$ atık, AN-1 reaktöründe ise ($33 \text{ L} / 470 \text{ gün} / 0,334 \text{ m}^3$ atık) $0,21 \text{ L} / \text{gün-m}^3$ atık olarak gerçekleşmiştir.



Şekil 6.5 A-1 reaktöründe geri devrettirilen sızıntı suyu miktarı



Şekil 6.6 AN-1 reaktöründe geri devrettirilen sızıntı suyu miktarı

Deşarj edilen sızıntı suyu miktarları A-1 reaktöründe $55.1 - 29.4 = 25.7$ L, AN-1 reaktöründe ise $70.6 - 33 = 37.6$ L'dir. Buna göre, A-1 reaktöründe deşarj edilen sızıntı suyu miktarında A-2 reaktörü ile karşılaştırıldığında $1 - (25.7/48.8) \times 100 = \% 47.3$ (v); klasik anaerobik depolama ile (AN-2) karşılaştırıldığında $1 - (25.7/57.4) \times 100 = \% 55.2$ (v); anaerobik geri devirli reaktörle (AN-1) karşılaştırıldığında ise $1 - (25.7/37.6) \times 100 = \% 31.7$ 'lik (v) bir azalma görülmektedir. AN-1 reaktöründe ise deşarj edilen sızıntı suyu miktarı AN-2 reaktörüne göre $1 - (37.6/57.4) \times 100 = \% 34.5$ (v); A-2 reaktörüne göre ise $1 - (37.6/48.8) \times 100 = \% 22.9$ (v) azalma göstermiştir. A-1 reaktöründe sızıntı suyu miktarındaki bu azalma, atık gövdesindeki yüksek sıcaklıkların sebep olduğu buharlaşma etkisinden ve reaktöre verilen havanın atıkları kurutmasından kaynaklanmaktadır.

Katı atık düzenli depo sahalarının işletilmesi ve yönetiminde, sızıntı suyu arıtımı en önemli sorunlardan bir tanesini oluşturmaktadır. Sızıntı suyu arıtma teknikleri genellikle çok karmaşık ve oldukça yüksek maliyetli olduğundan, tüm dünyada depo sahalarında oluşan sızıntı suyu miktarlarının azaltılması ve sahada arıtılmasına yönelik araştırmalar yapılmaktadır. Sızıntı suyunun atık gövdesine geri devrettirilmesi ile her iki işletme şartında da (aerobik ve anaerobik) deşarj edilen sızıntı suyu miktarı bakımından önemli farklılıklar görülmektedir. Buna göre geri devir uygulaması ile katı atık depo sahalarında depolama süresince ve depolamanın tamamlanmasından sonra uzun yıllar boyunca oluşan ve düzenli olarak toplanması ve arıtılması gereken sızıntı suyu miktarının önemli bir oranda azaldığı, böylelikle gerekli olan toplama ve arıtma maliyetinde de önemli bir azalma meydana geleceği tesbit edilmiştir.

6.2 Aerobik Reaktörlere Verilen Hava Miktarı

A-1 ve A-2 reaktörlerinde katı atıkların aerobik ayrışmasını sağlamak için gerekli olan hava kompresör vasıtasıyla temin edilerek, reaktörlerin tabanından atık gövdesine uzanan her biri 60 ve 120 cm uzunluğundaki iki adet delikli borudan geçerek yukarı doğru bir havalandırma sağlanmıştır. Havalandırma için kullanılan kompresör bir zaman ayarlayıcıya bağlanarak kesikli bir şekilde havalandırma sağlanmıştır.

Çalışma süresince aerobik reaktörlerde çıkış gazında CO_2 , CH_4 ve O_2 gazları ölçülerek verilen havanın yeterli olup olmadığı kontrol edilmiştir. Literatürde hava miktarları ile ilgili çok değişik veriler olmasına rağmen genel kanı, çıkış CO_2 miktarının % 15 değerini aşmayacak miktarda havanın yeterli olduğu yönündedir (Binner, vd., 2003). Aerobik reaktörlerde yapılan ölçümlerde çıkış gazında O_2 içeriği %8'in altına düştüğünde CH_4 üretiminin başladığı gözlenmiştir. Bu sebeple, hem anaerobik ortamın oluşmasını önlemek hem de CO_2 için literatürde belirlenen değeri sağlamak için çıkış gazında O_2 muhtevası % 8–14 arasında tutulmuştur.

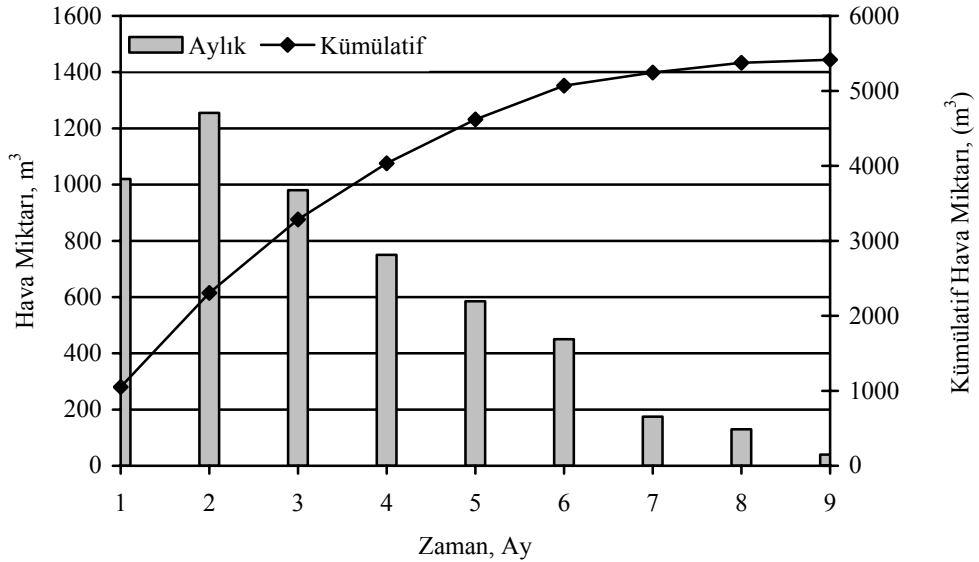
Atıkların depo sahalarında aerobik ayrışması ile ilgili yapılan çok fazla çalışma olmamakla birlikte, yapılan çalışmalarda sızıntı suyu geri devir miktarı gibi birim atık başına verilen hava miktarlarında da büyük farklılıklar mevcuttur. Çizelge 6.1'de aerobik depolama ile ilgili yapılan çalışmalarda uygulanan hava miktarları verilmiştir.

Çizelge 6.1 Aerobik depolama ile ilgili yapılan çalışmalarda uygulanan hava miktarları

Çalışma	Uygulanan Hava Miktarı
Kim ve Yang (2002)	0,003 L/dk-kg atık
Ishigaki, vd. (2003)	0,8 L/dk-kg atık
Smith, vd. (2000)	0,0002 L/dk-kg atık
Borglin, vd. (2004)	0,04 L/dk-kg atık
Cossu, vd. (2003)	0,17 L/dk-kg atık
Keener, vd. (1997)	0,35 – 0,97 L/dk-kg atık
Bernreuter ve Stessel (2000)	0,5 L/dk-kg atık

Ayrışmanın başladığı ilk günlerde O_2 ihtiyacı çok yüksek olduğundan başlangıçta verilen hava miktarı oldukça yüksek iken, çıkış gazında yapılan ölçümlere bağlı olarak hava miktarı zamanla azaltılmıştır. Havalandırma periyodu ve aylık olarak reaktörlere verilen kümülatif hava miktarları Şekil 6.7’de verilmiştir. Havalandırma sırasında aerobik reaktörlere fazla hava verilmesi atıkların daha fazla kurutulmasına ve depo gövdesinde sıcaklığın düşmesine sebep olacağından havalandırma işlemi kesikli bir şekilde gerçekleştirilmiştir.

Bu çalışmada A-1 ve A-2 reaktörlerine verilen hava miktarı eşit olup, çalışma süresince (250 gün) her bir reaktöre toplam 5400 m^3 hava verilmiştir. Bu miktarın bütün çalışma süresince eşit olarak uygulandığı kabul edildiğinde, A-1 ve A-2 reaktörlerine uygulanan hava miktarı 0.084 ve 0.086 L/dk-k g atık olarak hesaplanmıştır. Bu değer literatürde uygulanan hava miktarları ile uygunluk içerisinde.



Şekil 6.7 Aerobik reaktörlerde havalandırma periyodu

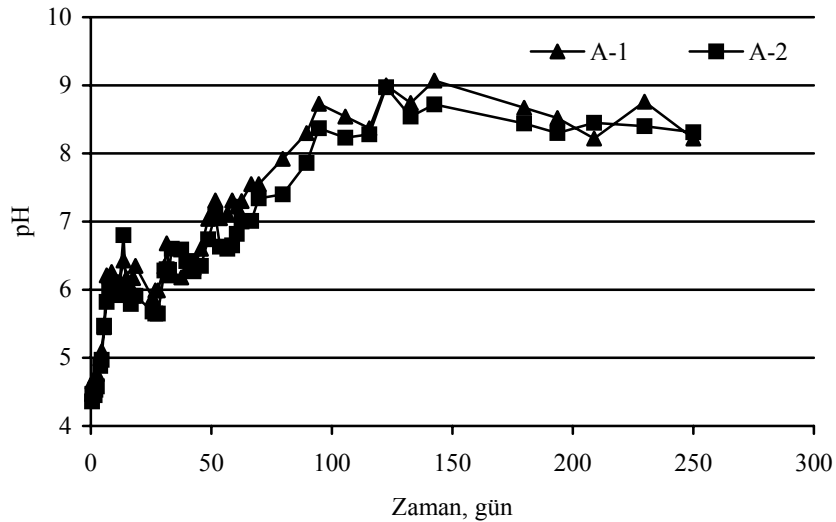
6.3 Sızıntı Suyu Bileşenleri

Aerobik ve anaerobik reaktörlerde sızıntı suyu özelliklerinin geri devir uygulaması ile değişiminin izlenmesi amacıyla, reaktörlerden alınan sızıntı suyu numunelerinde pH, İletkenlik, Toplam Alkalinite, Toplam Çözülmüş Katı Madde, Oksidasyon-Redüksiyon Potansiyeli, $KOİ$, $BOİ$, Cl^- , SO_4^{2-} , TKN, NH_3 , NO_3^- , parametreleri ile $KOİ$ fraksiyonlarının zamana bağlı olarak değişimi izlenmiştir. Ayrıca, ağır metaller (Cu, Zn, Cd, Cr, Pb, Ni) ve Fe, Ca, K, Na bileşenleri analiz edilmiştir. Bu analizlerden elde edilen sonuçlar aşağıda değerlendirilmiştir.

6.3.1 pH

Her mikroorganizma grubunun faaliyetlerini sürdürebileceği optimum bir pH aralığı olmakla birlikte, genel olarak bakteriler için optimum pH aralığının 6-8 arasında olduğu söylenebilir. Nakasaki, vd. (1993) tarafından, protein ve glikoz kullanılarak kompost prosesindeki aktif organizmaların pH'a duyarlılığını tesbit etmek maksadıyla yapılan çalışmada optimum pH aralığının 7-8 olduğu ve glikozun 6-9 arasındaki pH değerlerinde daha hızlı ayrıştığı belirlenmiştir. Demir, vd. (1997) tarafından yapılan anason atıklarının kompostlaştırılması çalışmasında, pH'nın başlangıç aşamasında arttığı ve stabilizasyon sonrasında 8.5 değerlerine ulaştığı belirlenmiştir.

A-1 ve A-2 reaktörlerinde oluşan sızıntı sularında pH'nın zamanla değişimi Şekil 6.8'de verilmiştir. Atıkların reaktörlere depolandığı ilk günlerde her iki reaktörde de oluşan sızıntı suyunda pH değerleri organik asitlerin oluşumu sebebiyle 4.5-6 arasında değişmektedir. A-1 reaktöründe depolamadan yaklaşık 50 gün sonra sızıntı suyunun pH değeri 7 seviyesine ulaşırken, A-2 reaktöründe bu değere yaklaşık 70 gün sonra ulaşılmıştır. Bu aşamadan sonra her iki reaktörde de pH artmaya devam ederek 9 seviyesine kadar yükselmiştir. Depolamadan yaklaşık 150 gün sonra her iki reaktörde de pH değeri önemli miktarda değişmeyip 8.5 civarında olduğu tesbit edilmiştir.

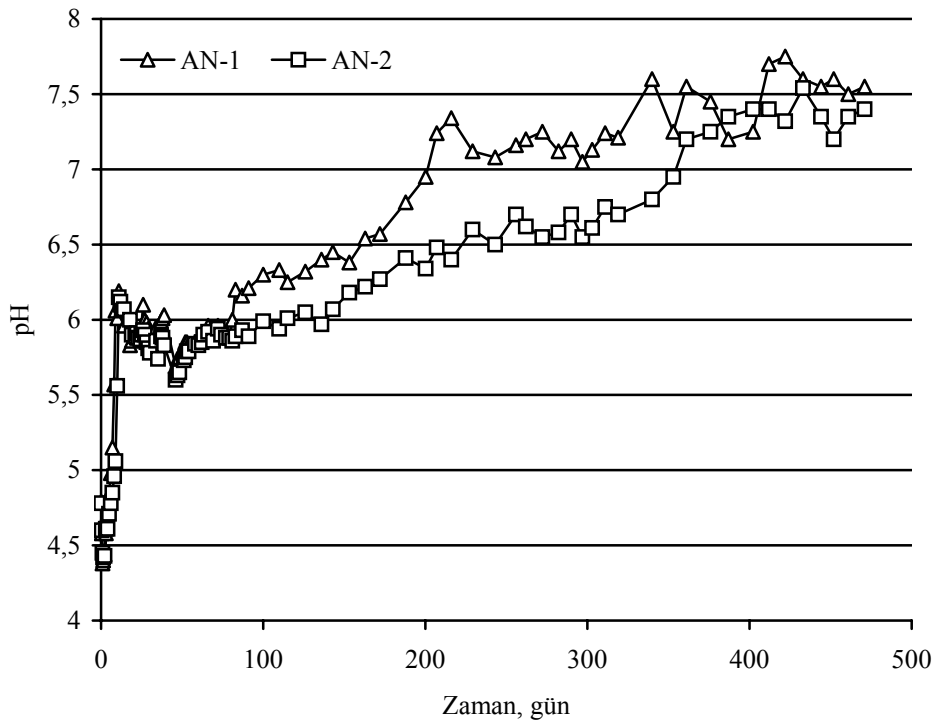


Şekil 6.8 Aerobik reaktörlerde pH'nın değişimi

Depo sahalarında sızıntı suyunun pH değeri, atıkların ayrışma kademeleri ile ilgili ipuçları vermektedir. Mikrobiyal aktivitenin asidik safhadan metanojenik safhaya doğru ilerlemesi ile sızıntı suyunun pH değerinin de 4.5-7 arasında değişen değerlerden 7-8.2 arasında değişen

metanojenik değere ulaşması beklenir (Krug ve Ham, 1997). Şekil 6.9'da anaerobik reaktörlerde pH parametresinin zamanla değişimi verilmiştir.

Çalışma süresince yapılan ölçümlerde anaerobik reaktörlerde pH değeri 4.5-7.7 arasında bir değişim göstermiştir. Sızıntı suyunda yapılan pH ölçümleri ile katı atıkların ayrışma safhaları hakkında fikir sahibi olmak mümkündür. Buna göre, pH'nın asidik değerlerde olduğu yaklaşık 3 aylık süreden sonra pH'daki artışa bakılarak metan safhasına geçişin gerçekleşmeye başladığı söylenebilir. AN-1 reaktöründe anaerobik ayrışma için optimum pH değeri olan 7 seviyesine depolamadan yaklaşık 200 gün sonra, AN-2 reaktöründe ise yaklaşık 350 gün sonra ulaşılmıştır. Geri devirli AN-1 reaktöründe nötr pH değerlerine daha kısa sürede ulaşılması, bu reaktörde geri devir uygulaması ile atık stabilizasyonunun hızlandığını ve daha kısa sürede metan fazına geçildiğini göstermektedir.



Şekil 6.9 Anaerobik reaktörlerde pH'nın değişimi

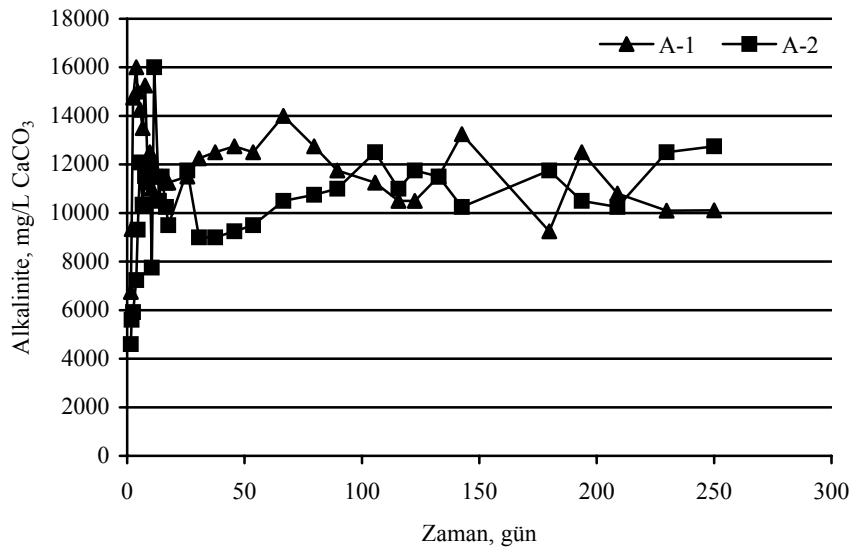
A-1 ve A-2 reaktörlerinde pH'nın nötr değere ulaştığı 50-70 gün sonunda anaerobik reaktörlerde pH değeri 5.5-6 arasında ölçülmüştür. Aerobik reaktörlerde ayrışmanın tamamlandığı 250 gün sonunda ise A-1 ve A-2 reaktörlerindeki pH değerleri sırasıyla 8.2 ve 8.3 iken, aynı süre sonunda AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde oluşan sızıntı suyunun pH değerleri sırasıyla 7.2 ve 6.7 olarak tesbit edilmiştir. Aerobik ve anaerobik reaktörlerde pH değerleri karşılaştırıldığında, aerobik ayrışmanın hemen hemen tamamlandığı sürede, anaerobik geri

devirli reaktörde metan safhasına henüz ulaşıldığı, geri devirsiz reaktörde ise henüz bu safhaya ulaşılmadığı görülmektedir. Buna göre, katı atıkların aerobik ayrışmasının klasik anaerobik ayrışmaya göre çok daha hızlı bir şekilde gerçekleştiği söylenebilir.

6.3.2 Alkalinite

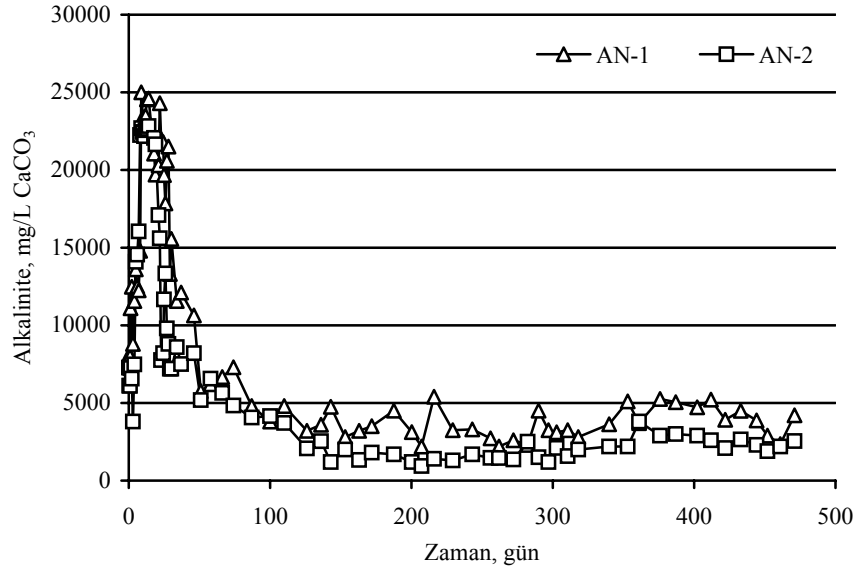
Biyolojik sistemlerde alkalinite, ayrışma için gerekli pH değerinin istenen seviyenin altına düşmesine yol açan uçucu ve diğer asitlerin tamponlanma kapasitesini göstermektedir. Evsel katı atıklar içerisinde yer alan kolay ayrışabilen organik maddelerin (meyve ve sebze artıkları gibi) depolandıktan sonra hızlı bir şekilde ayrışması uçucu yağ asidi birikimine sebep olabileceği için ortamda yeterli alkalinitenin bulunması, pH'nın tamponlanması açısından önemlidir. Düşük alkalinite değerlerinde ortamdaki asitler pH değerinin düşmesine sebep olarak biyolojik aktivitenin yavaşlamasına veya tamamen durmasına yol açabilirken, yüksek alkalinite değerleri sistemi düzensiz pH değişimlerine karşı tamponlar.

Şekil 6.10'da aerobik reaktörlerde, Şekil 6.11'de ise anaerobik reaktörlerde oluşan sızıntı suyunda alkalinitenin zamanla değişimi verilmiştir.



Şekil 6.10 Aerobik reaktörlerde alkalinitenin değişimi

A-1 ve A-2 reaktörlerinde sızıntı suyunun alkalinitesi başlangıçta 4000-5000 mg/L CaCO₃ değerlerinde iken depolamadan kısa bir süre sonra yaklaşık 15000 mg/L CaCO₃ değerlerine ulaşmış, 50 günden sonra 10000-12000 mg/L CaCO₃ arasında bir değişim göstermiştir. A-1 reaktöründe alkalinite genel olarak A-2 reaktörüne göre daha yüksek değerlerde olsa da, alkalinite parametresinin her iki reaktörde gerek eğilimi, gerekse değerleri arasında önemli bir fark gözlenmemiştir.



Şekil 6.11 Anaerobik reaktörlerde alkalinitenin değişimi

Anaerobik reaktörlerde de, başlangıçta oluşan sızıntı sularının alkalinitesi 20000-25000 mg/L CaCO_3 gibi yüksek değerlerde iken, zamanla 3000-5000 mg/L CaCO_3 seviyelerine düşmüştür. Anaerobik sistemlerde optimum metan oluşumu için gerekli toplam alkalinite değeri 2000–3500 mg/L CaCO_3 'tır (Öztürk, 1999). Buna göre, atıkların anaerobik ayrışması için gerekli olan toplam alkalinitenin her iki reaktörde de depolamadan sonraki her aşamada mevcut olduğu görülmektedir. Yüksek alkaliniteye sahip sızıntı sularının AN-1 reaktörüne geri devrettirilmesi ile atık gövdesinin asitleri tamponlama kapasitesinin düşük olduğu bölgelerine alkalinite ilave edilmesi sağlanmıştır.

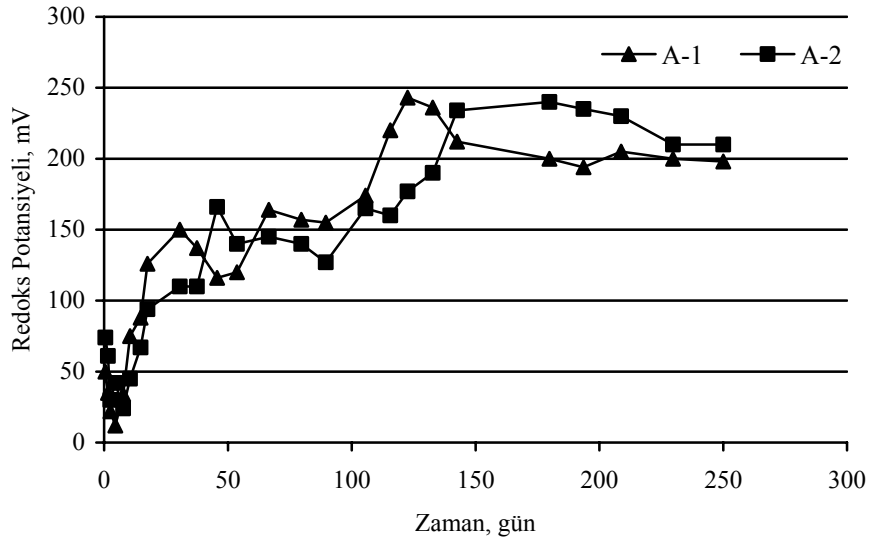
Alkalinitenin temel bileşenleri bikarbonat (HCO_3^-), karbonat (CO_3^{2-}) ve hidroksil (OH^-) dir. Bu bileşenler mineral kaynaklı olabileceği gibi, organik maddelerin mikrobiyal ayrışmasının bir ürünü olan CO_2 'ten de kaynaklanabilir. Alkalinitenin stabil hale geldiği değerlerin aerobik reaktörlerde daha yüksek olmasının bir sonucu olarak, A-1 ve A-2 reaktörlerinde oluşan sızıntı sularının pH değerleri de 8,5 gibi yüksek seviyelerdedir.

6.3.3 Oksidasyon-redüksiyon potansiyeli (ORP)

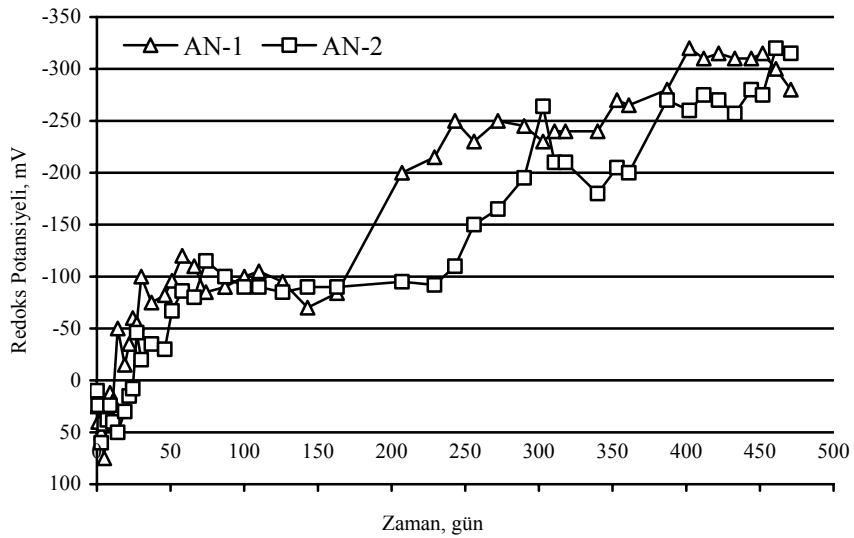
Katı atık düzenli depo sahalarında redoks potansiyeli, atıkların ayrışma mekanizmalarının belirlenmesinde kullanılır. Genel olarak, aerobik ayrışma sırasında ortaya çıkan yüksek redoks potansiyeli atıkların daha hızlı ayrışmasını sağlarken, anaerobik ayrışma prosesleri ise düşük redoks potansiyellerinde gerçekleşir (Sharer, 2001).

ORP ölçümleri hangi bileşenin elektron kabul edici olduğunun belirlenmesi için yapılır. Christensen ve Kjeldsen (1989) ve Pohland (1980) tarafından yapılan çalışmalarda metan oluşumu için optimum ORP'nin genel olarak -100 ile -300 mV arasında değişen değerlerde olduğu belirlenmiştir.

Bu çalışmada ORP'nin aerobik reaktörlerde zamanla değişimi Şekil 6.12'de, anaerobik reaktörlerdeki değişimi ise Şekil 6.13'de verilmiştir.



Şekil 6.12 Aerobik reaktörlerde redoks potansiyelinin değişimi

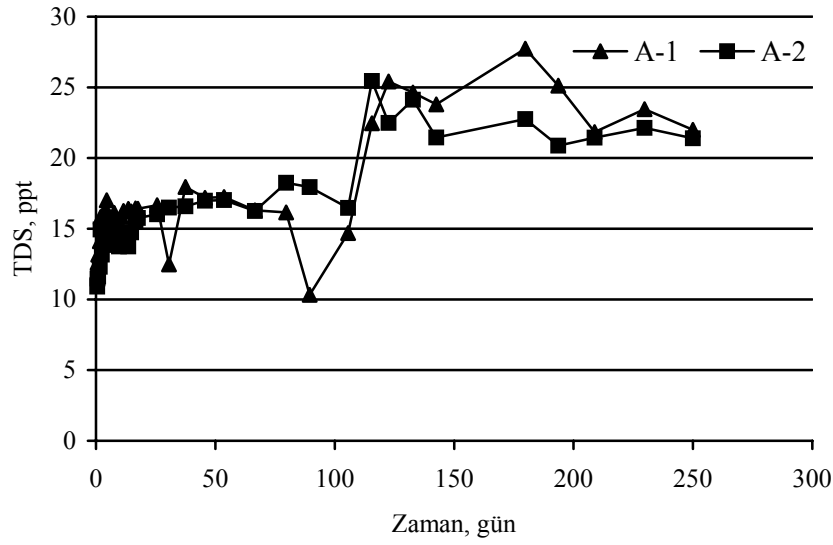


Şekil 6.13 Anaerobik reaktörlerde redoks potansiyelinin değişimi

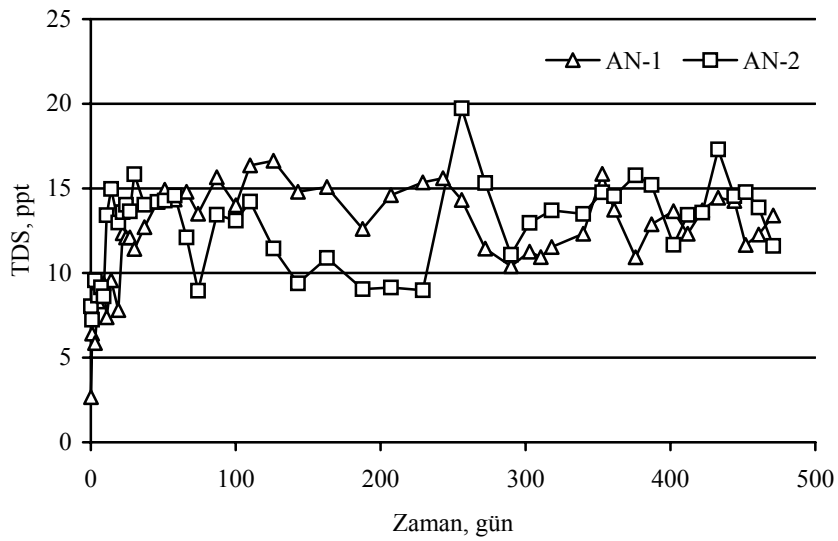
6.3.4 Toplam çözünmüş katı madde ve iletkenlik

Çözülmüş maddeler suyun katı, sıvı ve gaz fazları üzerindeki çözücü etkisi sonucunda ortaya çıkmaktadır. Ortamda çözülmüş iyonların çokluğuyla ilgili olan TDS parametresi, sodyum, kalsiyum, potasyum, klorür, sülfat ve bikarbonat gibi iyonların miktarlarının belirlenmesi ile tesbit edilebilir.

Şekil 6.14'de aerobik, Şekil 6.15'de ise anaerobik reaktörlerde TDS konsantrasyonlarının zamanla değişimi verilmiştir.



Şekil 6.14 Aerobik reaktörlerde toplam çözünmüş katı madde (TDS)



Şekil 6.15 Anaerobik reaktörlerde toplam çözünmüş katı madde (TDS)

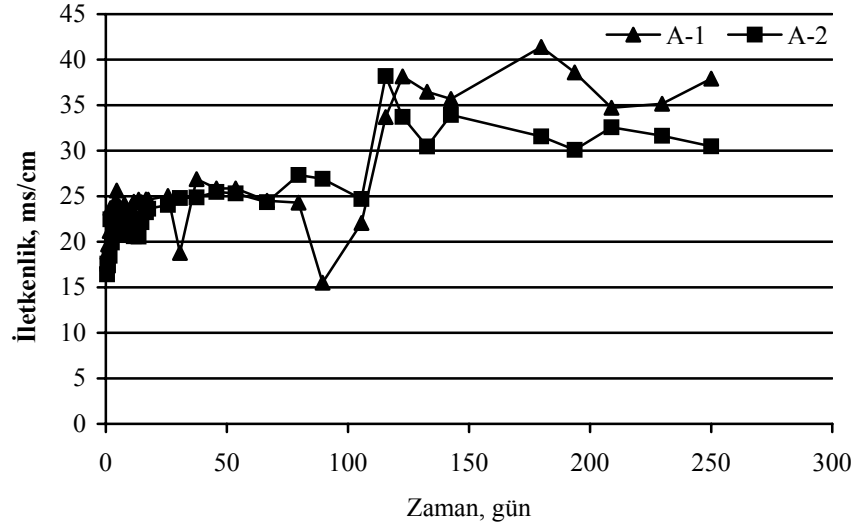
Kylefors ve Lagerkvist (1997) tarafından gerçekleştirilen istatistiksel bir çalışmada asidojenik fazdan metanojenik faza geçiş sırasında sızıntı suyunun toplam katı madde konsantrasyonlarının azalacağı belirtilmiştir. Yuen (1999), yaptığı arazi ölçekli çalışmada toplam katı madde konsantrasyonları için aynı sonucu elde etmiş, ancak çözünmüş katı madde konsantrasyonlarının ise daha az değişken olduğunu gözlemlemiştir.

Şekil 6.15’de anaerobik reaktörlerde ayrışmanın başladığı ilk günlerin dışında TDS konsantrasyonlarının 10–15 ppt arasında değiştiği görülmektedir. AN-1 reaktöründe sızıntı suyu geri devrinin etkisiyle 250 güne kadar bu reaktörde TDS konsantrasyonlarının daha yüksek seviyelerde olduğu gözlenmiştir.

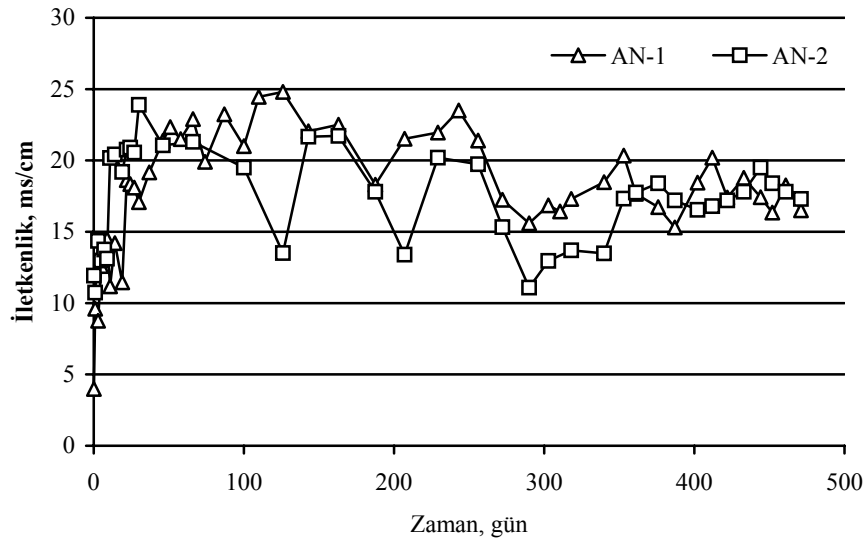
A-1 ve A-2 reaktörlerinde TDS konsantrasyonları ayrışmanın her aşamasında anaerobik reaktörlerinden daha yüksek seviyelerde gerçekleşmiştir. A-1 reaktöründe depolamadan 100 gün sonra 20-25 ppt deperlerine ulaşan TDS, 250 güne kadar bu seviyede kalmıştır. A-1 reaktöründe geri devrin etkisiyle çözünmüş katı madde miktarının A-2 reaktörüne göre bir miktar daha yüksek olduğu belirlenmiştir. Aerobik reaktörlerde TDS’nin daha yüksek olması, bölüm 6.3.2’de verilen alkalinite ile ileriki bölümlerde açıklanacak olan klorür, sodyum ve potasyum gibi iyonların çözünmesi sonucu sızıntı suyundaki konsantrasyonlarının yüksek olması ile ilişkilidir.

Suyun elektrik iletkenliği, iyonik gücünün bir fonksiyonudur. Çözünmüş katı madde konsantrasyonlarının belirlenmesi için suyun elektrik iletkenliği ölçülerek yaklaşık bir tahminde bulunulabilir. Sadece iyonize olan maddeler iletkenliğe katkıda bulunurken, iyonize olmadan çözünen bileşikler ve organik moleküller ölçülmediğinden iletkenlik ile TDS birebir eşit değildir.

Aerobik ve anaerobik reaktörlerde oluşan sızıntı sularında iletkenlik parametresinin zamanla değişimi Şekil 6.16 ve Şekil 6.17’de verilmiştir. İletkenlik parametresinin zamanla değişimi, gerek aerobik gerekse anaerobik şartlarda TDS ile aynı eğilimi göstermektedir.



Şekil 6.16 Aerobik reaktörlerde iletkenlik



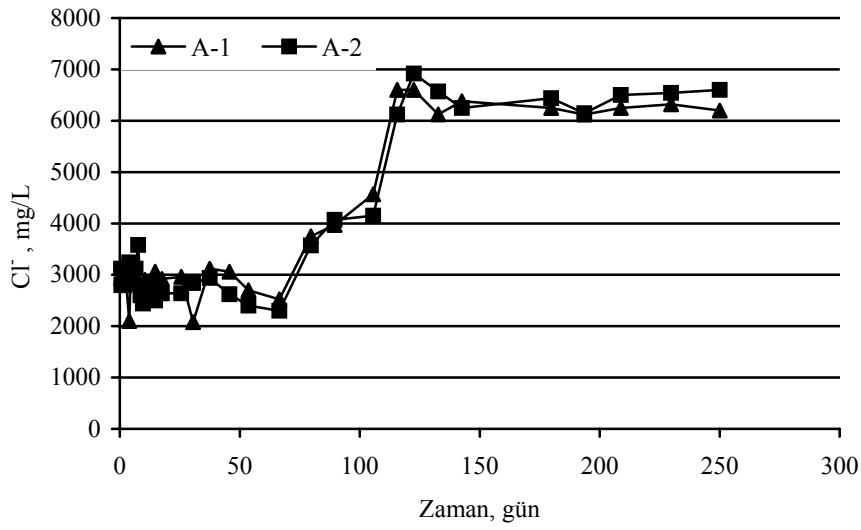
Şekil 6.17 Anaerobik reaktörlerde iletkenlik

6.3.5 Klorür

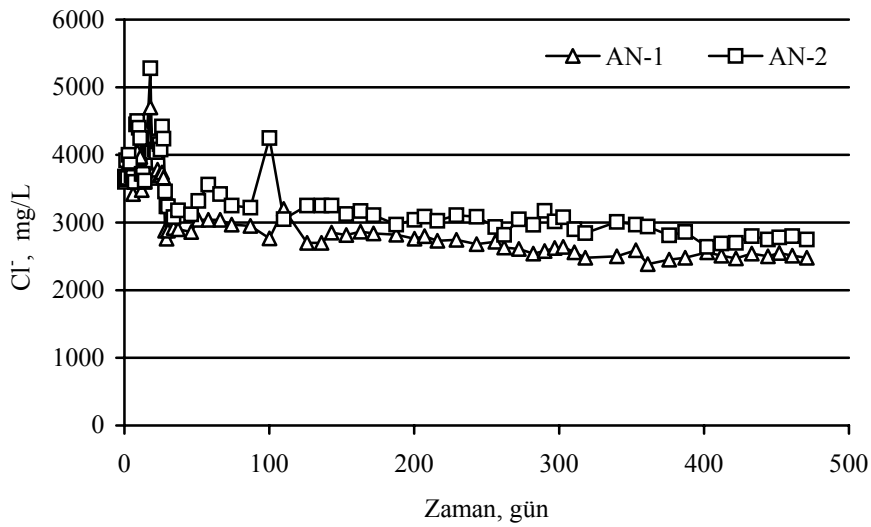
Klorür biyolojik ayrışmaya karşı dirençli bir madde olduğundan, klasik anaerobik depo sahalarında genellikle sızıntı suyunda seyrelme olup olmadığını belirlemek maksadıyla kullanılırken, aerobik ayrışmada ise CO_2 ve H_2O ile birlikte ayrışmanın temel ürünleri arasında yer almaktadır (US EPA, 2004). Ehrig ve Scheelhaase (1993), klasik depo sahalarında asidojenik ve metanojenik fazlar arasında Cl^- konsantrasyonları bakımından bir fark olmadığını tesbit etmişlerdir. Andreottola ve Cannas (1992) da benzer bir şekilde sızıntı

suyunun geri devrettirilmediği depo sahalarında Cl^- konsantrasyonlarının depo yaşına bağlı olarak infiltrasyon sonucu çok yavaş bir şekilde azaldığını bildirmişlerdir.

Aerobik ve anaerobik reaktörlerde oluşan sızıntı sularında Cl^- konsantrasyonlarının değişimi Şekil 6.18 ve Şekil 6.19’da verilmiştir. Klorür konsantrasyonlarındaki değişimler Şekil 6.16 ve Şekil 6.17’de verilen iletkenlik parametresi ile karşılaştırıldığında, tüm reaktörlerde bu iki parametre arasında yakın bir ilişki olduğu görülmektedir. Bu durum klorürün, iletkenlik ölçümlerinde önemli bir etkisi olduğunu göstermektedir.



Şekil 6.18 Aerobik reaktörlerde Cl^- konsantrasyonlarının değişimi



Şekil 6.19 Anaerobik reaktörlerde Cl^- konsantrasyonlarının değişimi

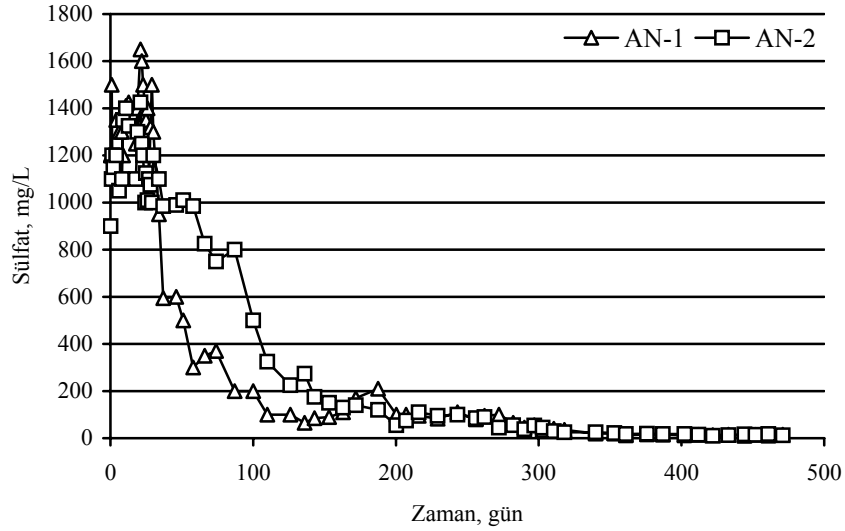
A-1 ve A-2 reaktörlerinde başlangıçta 3000 mg/L seviyelerinde seyreden Cl^- konsantrasyonları depolamadan yaklaşık 70 gün sonra aerobik ayrışmanın etkisiyle yükselmeye başlamış, yaklaşık 100 gün sonra ise 6000–7000 mg/L seviyesinde sabitlenmiştir. pH'daki artışla birlikte, sızıntı suyunda klorürün çözünürlüğü de artmış ve bu artış Cl^- konsantrasyonlarının artmasına sebep olmuştur. Cl^- konsantrasyonlarındaki artışla aerobik reaktörlerdeki diğer parametrelerde (pH, alkalinite, TDS, İletkenlik) gözlenen artışların aynı zaman aralıklarında gerçekleşmesi sonuçların güvenilirliğini göstermektedir.

Anaerobik reaktörlerde literatürdeki verilere benzer şekilde klorür konsantrasyonlarında ayrışma süresince önemli bir değişiklik gözlenmemiş, başlangıçta 4000 mg/L civarında iken AN-1 reaktöründe depolamadan yaklaşık 30 gün sonra, AN-2 reaktöründe ise yaklaşık 180 gün sonra 2500-3000 mg/L konsantrasyonlarında bir değişim tesbit edilmiştir. AN-1 reaktöründe geri devrin etkisiyle seyrelme sonucu klorür konsantrasyonlarının biraz daha düşük olduğu belirlenmiştir.

6.3.6 Sülfat (SO_4^{2-})

Sülfür bileşikleri katı atık ve sızıntı suyunda çözünebilir sülfat ve çökelebilen sülfid formlarında bulunurlar. Sülfid bileşikleri, anaerobik ayrışma sırasında, sülfat ve diğer sülfat ihtiva eden inorganik bileşiklerin ayrışması ve ayrıca proteinlerin parçalanması sonucu ortaya çıkarlar. Ehrig ve Scheelhaase (1993) anaerobik sistemlerde asit safhasından metan oluşum safhasına geçişte sülfat konsantrasyonlarının azaldığını belirtmişlerdir. Bu azalmanın sebebi sülfatın sülfide indirgenmesi olarak açıklanmıştır.

Bu çalışmada, aerobik reaktörlerde oluşan sızıntı sularında ilk 15 gün dışında sülfat konsantrasyonları, sülfatın hızla çözünmesi dolayısıyla 10-20 mg/L değerlerinde tesbit edildiğinden, sonuçlar burada gösterilmemiştir. Anaerobik reaktörlerde sülfat konsantrasyonlarının değişimi Şekil 6.20'de verilmiştir.



Şekil 6.20 Anaerobik reaktörlerde sülfat konsantrasyonlarının değişimi

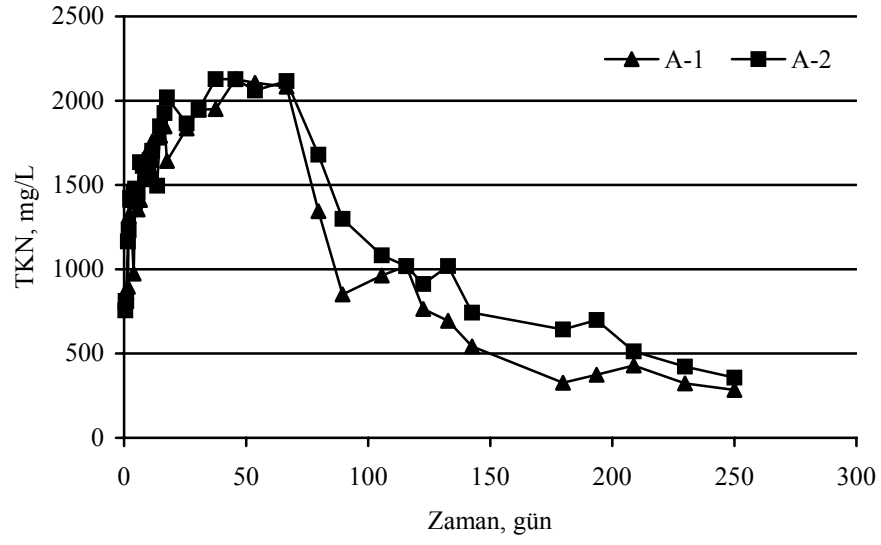
Anaerobik reaktörlere atık depolama işleminin tamamlandığı ilk günlerde sızıntı suyunda sülfat konsantrasyonları 1000 mg/L seviyelerinde iken, 30 gün sonunda maksimum değerlere ulaşarak AN-1 reaktöründe 1600 mg/L, AN-2 reaktöründe ise 1400 mg/L seviyesinde ölçülmüştür. Bu aşamadan sonra her iki reaktörde de sülfat konsantrasyonlarında hızlı bir azalma başlamıştır. AN-1 reaktöründe geri devrin etkisiyle bu azalmanın daha hızlı bir şekilde gerçekleştiği Şekil 6.20’de açıkça görülmektedir.

6.3.7 Toplam Kjeldahl azotu (TKN) ve amonyak azotu (NH₃-N)

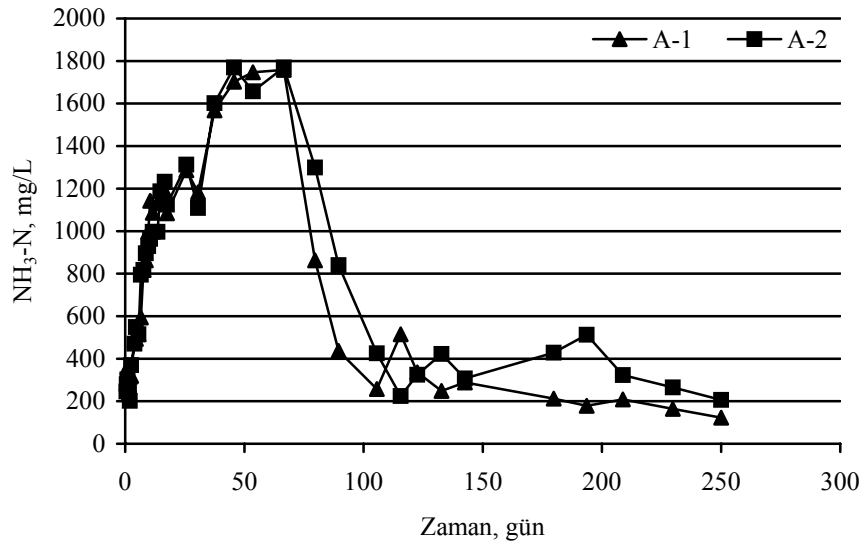
Amonyak, depo sahalarında genellikle proteinlerin ve aminoasitlerin ayrışması sonucu ortaya çıkar. Atıkların ayrışması sırasında sızıntı suyunda ortaya çıkan azotun büyük bir kısmını amonyak azotu oluşturmaktadır. Yapılan çalışmalarda amonyak konsantrasyonlarının sızıntı suyunda 500-1000 mg/L arasında değiştiği ve bu konsantrasyonlarda zamanla önemli bir değişimin meydana gelmediği belirlenmiştir (Kjeldsen, vd, 2002). Bu nedenle bazı araştırmacılar amonyağı, sızıntı suyunun en önemli bileşeni olarak göstermişlerdir (Kruempelbeck ve Ehrig, 1999; Christensen, vd, 1998). Kruempelbeck ve Ehrig (1999) tarafından yapılan çalışmada, Almanya’da bulunan 50 depo sahasında, sahaların kapatılmasından yaklaşık 30 yıl sonra dahi amonyak konsantrasyonlarında önemli bir azalma meydana gelmediği tesbit edilmiştir.

Aerobik reaktörlerde oluşan sızıntı suyunda TKN ve NH₃-N konsantrasyonlarının depo yaşına bağlı olarak değişimi Şekil 6.21 ve Şekil 6.22’de, anaerobik reaktörlerde oluşan sızıntı

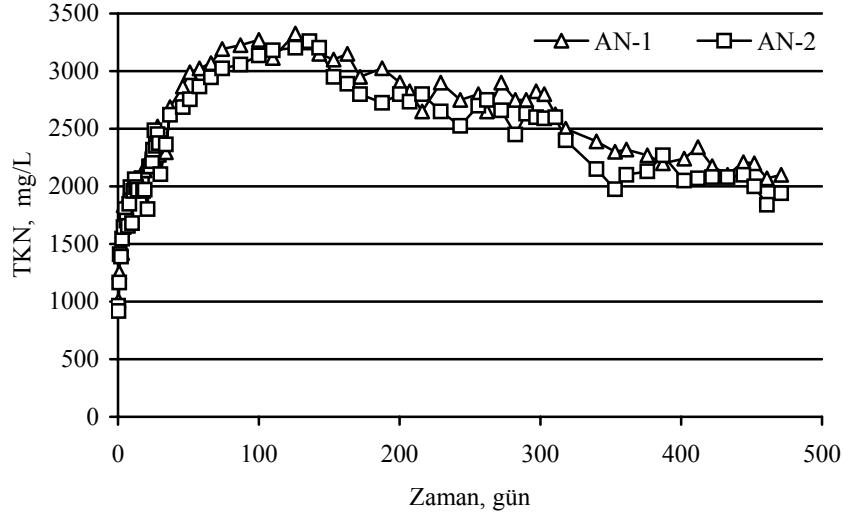
suyunda TKN ve $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonlarının değişimi ise şekil 6.23 ve şekil 6.24’de verilmiştir.



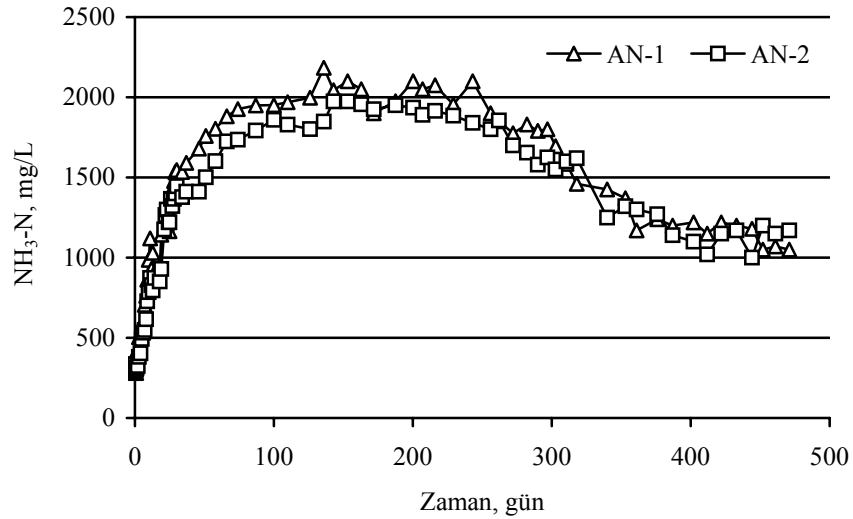
şekil 6.21 Aerobik reaktörlerde TKN konsantrasyonlarının değişimi



şekil 6.22 Aerobik reaktörlerde $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonlarının değişimi



Şekil 6.23 Anaerobik reaktörlerde TKN konsantrasyonlarının değişimi



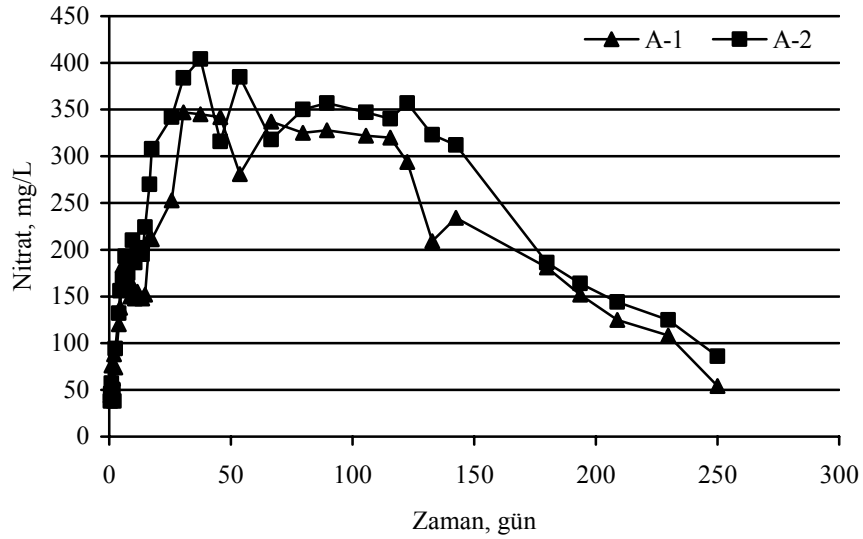
Şekil 6.24 Anaerobik reaktörlerde NH₃-N konsantrasyonlarının değişimi

Çalışma süresince aerobik ve anaerobik reaktörlerde belirlenen maksimum amonyak konsantrasyonları yaklaşık olarak sırasıyla 1800 ve 2200 mg/L civarındadır. Aerobik reaktörlerde amonyak konsantrasyonlarının anaerobik reaktörlerden daha düşük olduğu tesbit edilmiştir. Çalışma sonunda aerobik ve anaerobik reaktörlerde ölçülen nihai amonyak konsantrasyonları A-1, A-2, AN-1 ve AN-2 reaktörleri için sırasıyla 123, 206, 1050 ve 1170 mg/L olarak tesbit edilmiştir. Amonyagın metanojenik şartlar altında giderimi mümkün olmadığından, atıkların anaerobik depo sahalarında 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.

$\text{NH}_3\text{-N}$, anorganik azot bileşiklerinin en fazla redüklenmiş halidir. Aerobik şartlarda *Nitrosomonas* grubu bakterilerin etkisiyle amonyak nitrite oksitlenir ve oluşan nitrit *Nitrobakter* grubu bakterilerin etkisiyle, çok daha hızlı bir reaksiyonla nitrata okside edilir. Aerobik reaktörlerde $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonlarının ve buna bağlı olarak $\text{NH}_3\text{-N}$ ile organik azotun toplamından oluşan TKN konsantrasyonlarının azalmasının sebebi, nitrifikasyon prosesidir.

A-1 ve A-2 reaktörlerinde NO_3^- konsantrasyonlarının zamanla değişimi Şekil 6.25’de verilmiştir.



Şekil 6.25 A-1 ve A-2 reaktörlerinde nitrat konsantrasyonlarının zamanla değişimi

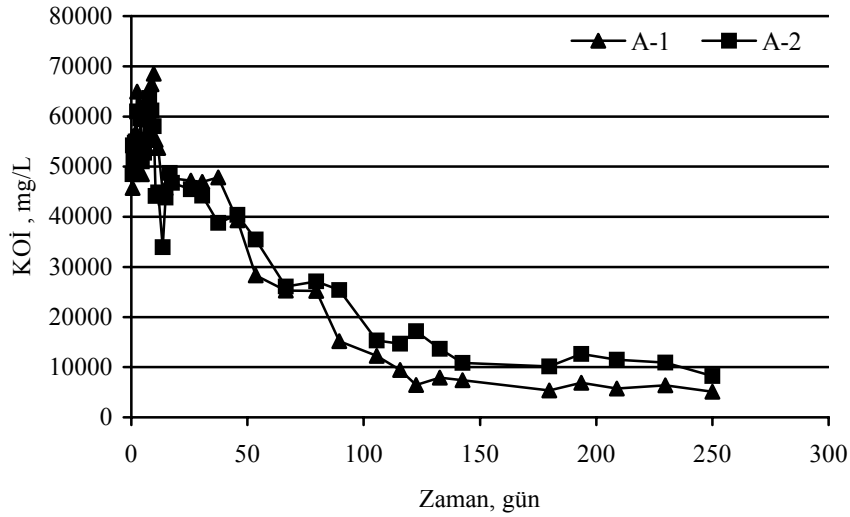
A-1 ve A-2 reaktörlerinde oluşan sızıntı sularında başlangıçta 50 mg/L seviyelerindeki NO_3^- konsantrasyonları 30 gün sonunda maksimum değerlerine ulaşmıştır. Bu süre sonunda A-1 ve A-2 reaktörlerinde ölçülen değerler yaklaşık 350 ve 400 mg/L olarak tesbit edilmiştir. Bundan sonra NO_3^- konsantrasyonları zamanla azalmaya başlamış ve 250 gün sonunda A-1 reaktöründe 55, A-2 reaktöründe ise 85 mg/L olarak tesbit edilmiştir. Nitrat konsantrasyonlarındaki azalma, kesikli olarak uygulanan havalandırma işlemi sırasında reaktörlerin bazı bölümlerde meydana gelen kısmi denitrifikasyondan kaynaklanmaktadır.

6.3.8 Sızıntı suyunun organik içeriği

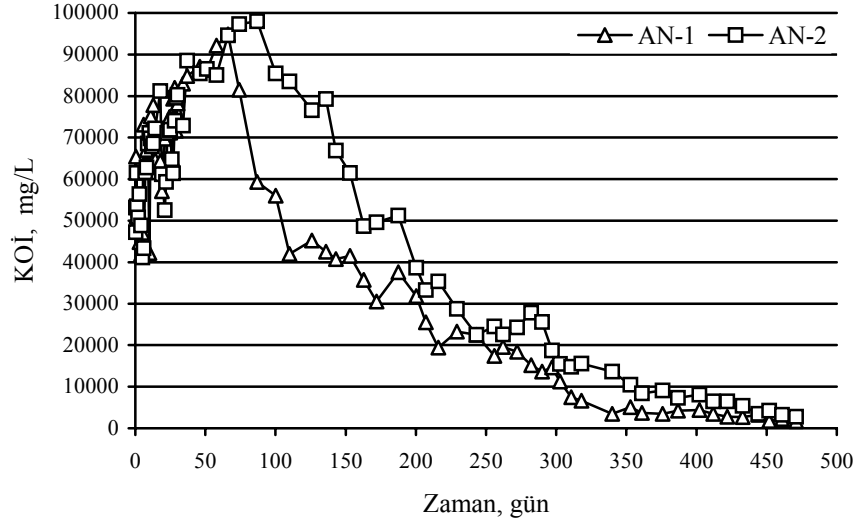
Biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), bir numunedeki organik maddenin biyolojik olarak ayrışabilirliğini temsil etmektedir. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ise, organik madde muhtevasının oksijen eşdeğerinin bir ölçüsüdür. Depo sahalarında yapılan çalışmalarda, atıkların ayrışmasının ilk safhalarında sızıntı suyunun organik madde muhtevasının oldukça yüksek olduğu belirlenmiştir. Genç depo sahalarında oluşan sızıntı sularının muhteviyatındaki organik maddelerin önemli bir kısmı (%90) organik asitlerden kaynaklanmakta ve bu organik asitlerin de %90'a varan kısmı asetik, propiyonik ve bütirik asitlerden ileri gelmektedir. Ayrışmanın ilerleyen safhalarında kolay ayrışabilen organik asitlerin ayrışması sonucunda KOİ ve BOİ konsantrasyonlarında da bir azalma meydana gelmektedir.

Bu çalışmada aerobik ve anaerobik reaktörlerde oluşan sızıntı sularında organik maddenin zamanla değişiminin ölçüsünü veren KOİ ve BOİ bileşenlerinin yanında, biyolojik olarak ayrışamayan KOİ fraksiyonlarının zamana bağlı olarak değişimi izlenmiştir.

Şekil 6.26 ve Şekil 6.27'de aerobik ve anaerobik reaktörlerde KOİ konsantrasyonlarının zamanla değişimi verilmiştir.



Şekil 6.26 Aerobik reaktörlerde KOİ konsantrasyonlarının değişimi



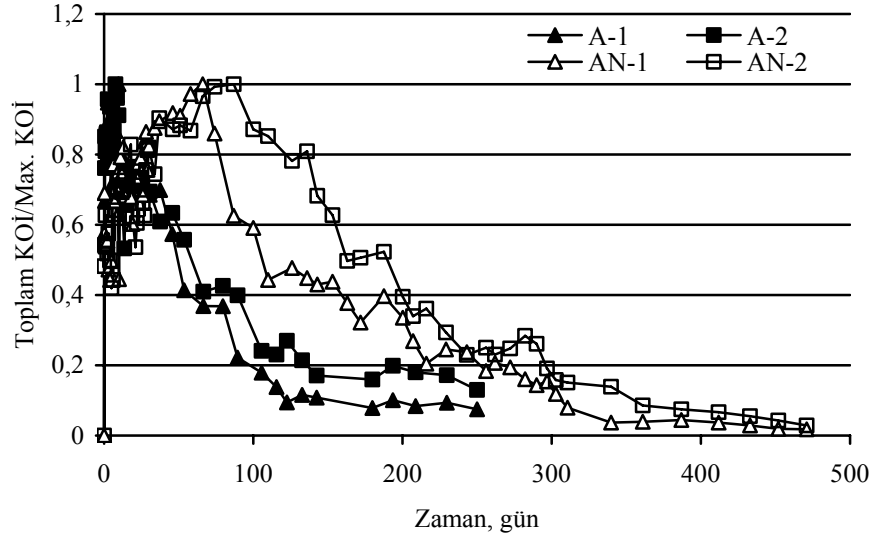
Şekil 6.27 Anaerobik reaktörlerde KOİ konsantrasyonlarının değişimi

Aerobik reaktörlerde atıklar depolandıktan sonraki ilk 15 gün KOİ değeri yükselerek 70000 mg/L seviyelerine kadar çıkmıştır. Depolamanın ilk 50 gününde KOİ 40000-70000 mg/L seviyelerinde ölçülmüştür. Bundan sonra hızla azalarak A-1 reaktöründe 120 gün sonunda 8000 mg/L değerine, A-2 reaktöründe ise 15000 mg/L seviyesine düşmüştür. Bu aşamadan sonra geçen sürede her iki reaktörde de KOİ konsantrasyonlarında çok yavaş bir azalma meydana gelmiş, 250 gün sonunda A-1 reaktöründe 5000 mg/L, A-2 reaktöründe ise 8000 mg/L olarak belirlenmiştir.

AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde maksimum KOİ konsantrasyonlarına sırasıyla depolamadan 65 ve 85 gün sonra ulaşılmıştır. Depolamanın ilk safhasında sızıntı suyu muhteviyatındaki organik kirletici konsantrasyonlarının yüksek olması, ayrışmanın kompleks organiklerin suda iyi çözünen organik asitlere dönüştüğü birinci anaerobik ayrışma safhasında (asit safhası) olduğunu göstermektedir. Bundan sonra KOİ konsantrasyonlarında hızlı bir azalma başlamış ve 300 gün sonunda AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde sırasıyla 11000 ve 15000 mg/L seviyelerine düşmüştür. Anaerobik reaktörlerde KOİ konsantrasyonlarının azalmaya başlaması, burada ayrışmanın metan fazına geçmeye başladığını göstermektedir. 470 gün sonunda yapılan son ölçümlerde KOİ konsantrasyonları 1700 ve 3800 mg/L olarak ölçülmüştür. 300-470 günler arasında AN-1 ve AN-2 reaktörlerindeki ortalama konsantrasyonlar sırasıyla 4200 ve 8500 mg/L olarak hesaplanmıştır. Nihai KOİ konsantrasyonlarına bakıldığında, sızıntı suyu geri devrinin klasik depo sahalarında ayrışmayı hızlandırdığı açıkça görülebilmektedir.

Şekil 6.26 ve Şekil 6.27’de aerobik ve anaerobik reaktörlerde KOİ konsantrasyonlarının zamana bağlı olarak değişimi arasında büyük farklılıklar olduğu görülmektedir. Anaerobik ayrışma ile karşılaştırıldığında çok daha hızlı gerçekleşen aerobik ayrışma dolayısıyla, sızıntı suyu KOİ değeri hızlı bir şekilde düşmüştür. AN-1 reaktöründe 120 gün sonunda KOİ konsantrasyonu 40000 mg/L, AN-2 reaktöründe ise 80000 mg/L gibi değerlerde iken, aynı süre sonunda A-1 reaktöründe KOİ konsantrasyonu 8000 mg/L, A-2 reaktöründe ise 15000 mg/L olarak tesbit edilmiştir. Aerobik reaktörlerde ayrışmanın tamamlandığı 250 gün sonunda A-1 ve A-2 reaktörlerinde KOİ konsantrasyonları sırasıyla 5000 ve 8000 mg/L iken, AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde 19500 ve 24500 mg/L olarak tesbit edilmiştir. Buradan da görüldüğü gibi, katı atıkların aerobik ayrışması anaerobik ayrışmaya göre daha hızlı gerçekleşmekte ve aerobik depolama ile atık stabilizasyon süresi önemli ölçüde azaltılmaktadır. Anaerobik reaktörlerde depolamadan 470 gün sonra ölçülen KOİ değerleri, aerobik reaktörlerde ölçülen nihai değerlerden daha düşük tesbit edilmiştir. Ancak aerobik reaktörlerde de sızıntı suyu oluşumunun devam etmesi halinde bu süre sonunda KOİ konsantrasyonlarının daha da azalacağı beklenmektedir.

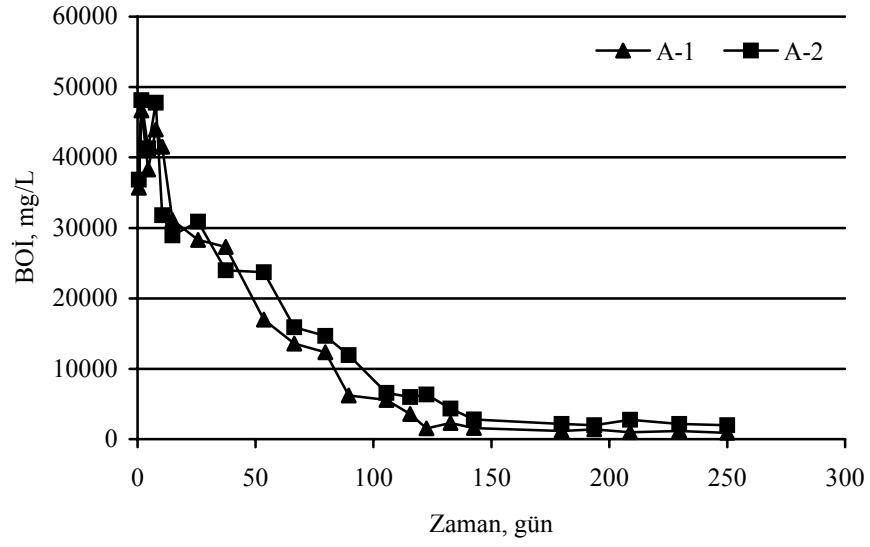
Şekil 6.28’de aerobik ve anaerobik reaktörlerde ölçülen KOİ değerlerinin her bir reaktörde tesbit edilen maksimum KOİ’ye oranı verilmiştir. Burada görüldüğü gibi, KOİ gideriminin en hızlı gerçekleştiği reaktör A-1 reaktörüdür. 250 gün sonunda A-1 reaktöründe KOİ giderimi % 93 olarak tesbit edilmiştir. Aynı süre sonunda A-2, AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde KOİ giderimleri sırasıyla % 87, 82 ve 75 olarak gerçekleşmiştir. Anaerobik reaktörlerde ilerleyen günlerde daha düşük KOİ konsantrasyonları elde edilmiş olsa da, 250 gün sonunda aerobik reaktörlerde sızıntı suyunun tamamen tükenmiş olması daha önemli bir avantaj olarak değerlendirilebilir. Sızıntı suyu geri devir uygulamasının katı atıkların gerek aerobik, gerekse anaerobik şartlarda ayrışması üzerine olumlu bir etki gösterdiği Şekil 6.28’den açıkça görülebilmektedir.



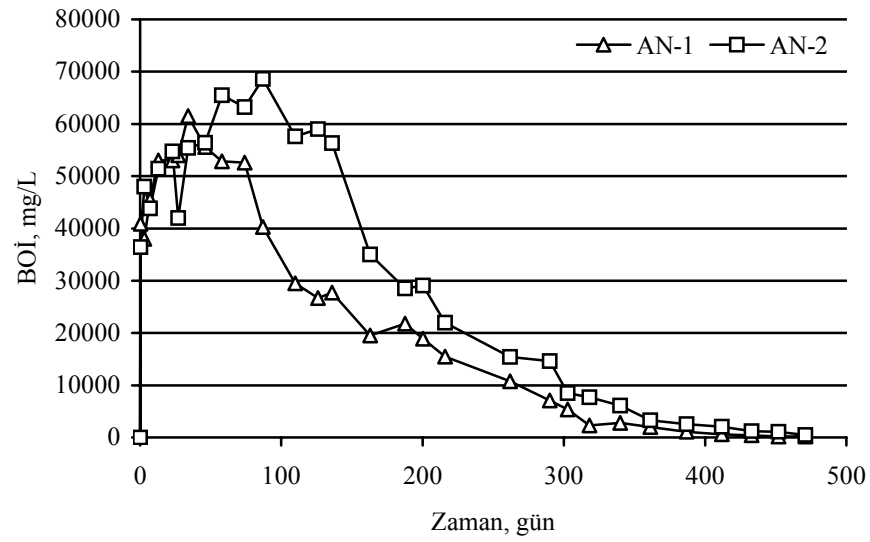
Şekil 6.28 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde KOİ/maksimum KOİ oranları

Aerobik ve anaerobik reaktörlerde oluşan sızıntı sularında BOİ konsantrasyonlarının zamanla değişimi Şekil 6.29 ve Şekil 6.30'da verilmiştir. Aerobik reaktörlerde BOİ konsantrasyonları depolamadan 10 gün sonra maksimum değerlere ulaşarak A-1 ve A-2 reaktörleri için 44000 ve 48000 mg/L olarak tesbit edilmiştir. Anaerobik reaktörlerde ise maksimum BOİ konsantrasyonları AN-1 reaktöründe 35 gün sonra (61000 mg/L) AN-2 reaktöründe ise 85 gün sonra (68600 mg/L) ölçülmüştür. Depolamadan 120 gün sonra reaktörlerdeki BOİ konsantrasyonları A-1, A-2, AN-1 ve AN-2 reaktörleri için sırasıyla 1550, 6350, 26700 ve 59000 mg/L olarak ölçülmüştür. 250 gün sonunda ise aerobik reaktörlerde yapılan son ölçümlerde A-1 ve A-2 reaktörlerinde 900 ve 1900 mg/L BOİ konsantrasyonları tesbit edilmiştir. Aynı süre sonunda AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde BOİ konsantrasyonları sırasıyla 10800 ve 15400 mg/L olarak tesbit edilmiştir. AN-1 ve AN-2 reaktörlerindeki BOİ konsantrasyonları depolamadan sırasıyla 353 ve 422 gün sonra 2000 mg/L nin altında ölçülmüştür. Buradan da aerobik reaktörlerde atıkların ayrışmasının anaerobik reaktörlere göre daha hızlı bir şekilde gerçekleştiği anlaşılmaktadır.

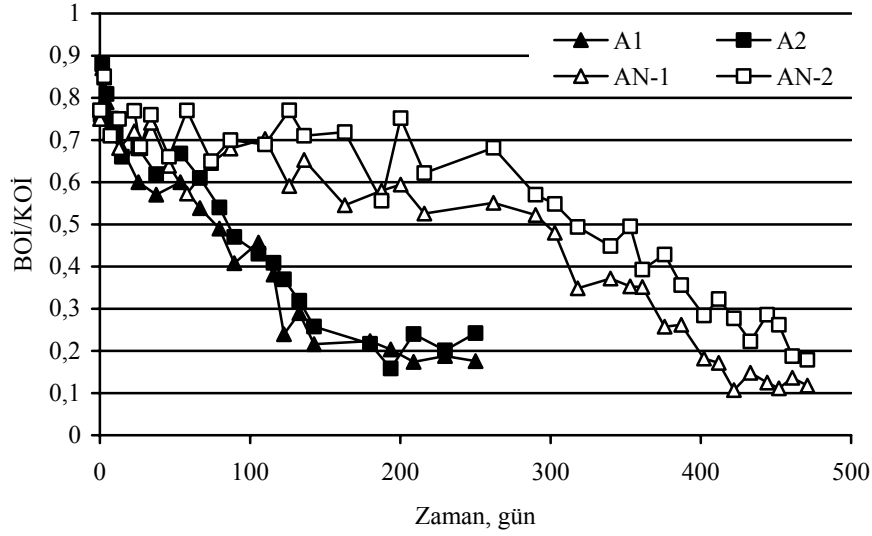
BOİ/KOİ oranı atıkların stabilizasyonun bir göstergesi olarak kullanılabilir ve bu oran ne kadar düşükse atıkların da o derece stabil olduğu söylenebilir (Reinhart ve Townsend, 1998). Şekil 6.31'de aerobik ve anaerobik reaktörlerde BOİ/KOİ oranının zamanla değişimi verilmiştir.



Şekil 6.29 Aerobik reaktörlerde BOİ konsantrasyonlarının değişimi



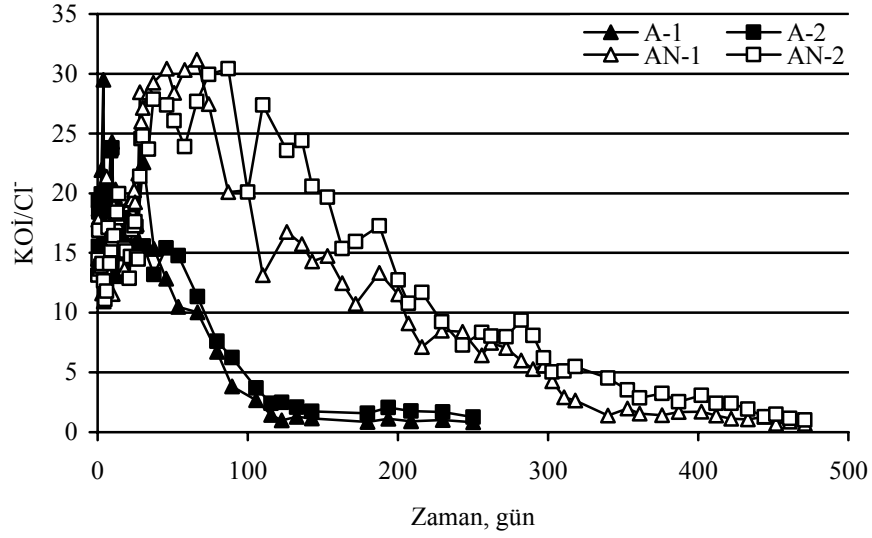
Şekil 6.30 Anaerobik reaktörlerde BOİ konsantrasyonlarının değişimi



Şekil 6.31 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde BOİ/KOİ oranının zamanla değişimi

Şekil 6.31’de görüldüğü gibi, başlangıçta tüm reaktörlerde BOİ/KOİ oranı 0,80 civarında iken 120 gün sonra A-1 ve A-2 reaktörlerinde 0,24 ve 0,38; AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde ise 0,59 ve 0,77 olarak tesbit edilmiştir. Depolamadan 250 gün sonra aerobik reaktörlerde bu oran 0,20 civarında iken AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde 0,55 ve 0,68 seviyelerinde belirlenmiştir. Anaerobik reaktörlerde depolamadan 470 gün sonra yapılan ölçümlerde BOİ/KOİ oranının 0,12 ve 0,18 olduğu tesbit edilmiştir. Buradan da organik maddenin aerobik ayrışmasının çok daha hızlı bir şekilde gerçekleştiği, sızıntı suyu geri devir uygulamasının katı atıkların anaerobik ayrışmasını hızlandırdığı tesbit edilmiştir. Cossu ve Rossetti (2003), sızıntı suyunda belirlenen bu yüksek KOİ ve düşük BOİ konsantrasyonlarının biyolojik ayrışmaya karşı dirençli olan humik madde konsantrasyonlarının yüksek olmasıyla ilişkilendirmişlerdir.

Katı atık depo sahalarında sızıntı suyunda KOİ gideriminin biyolojik faaliyetle gerçekleşip gerçekleşmediğinin anlaşılması için göz önünde bulundurulacak bir diğer parametre klorürün biyolojik ayrışmaya dirençli olması ve sızıntı suyunda seyrelme indikatörü olarak kullanılması sebebiyle KOİ/Cl⁻ oranıdır. Bu oranın zamanla azalması sızıntı suyunda KOİ gideriminin biyolojik aktivite sonucu meydana geldiğinin bir göstergesidir. Şekil 6.32’de aerobik ve anaerobik reaktörlerde oluşan sızıntı sularında KOİ/Cl⁻ konsantrasyonlarının zamanla değişimi verilmiştir. Burada, KOİ’nin biyolojik olarak giderildiği ve sızıntı suyu geri devirli reaktörlerde geri devirsiz reaktörlere göre biyolojik ayrışmanın daha hızlı gerçekleştiği açıkça görülmektedir.



Şekil 6.32 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde KOI/CI^- konsantrasyonlarının zamanla değişimi

Aerobik ve anaerobik reaktörlerde oluşan sızıntı sularının özelliklerinin zamanla değişiminin daha iyi anlaşılabilmesi ve her iki işletme şartı için sızıntı suyu özelliklerinde meydana gelen değişimlerin daha net bir şekilde görülebilmesi için tüm reaktörlerde aerobik ayrışmanın tamamlandığı 250 gün sonunda ölçülen değerler Çizelge 6.2’de verilmiştir. Burada, aerobik reaktörlerde anaerobik reaktörlere göre ayrışmanın daha hızlı bir şekilde gerçekleştiği, kirleticilerin daha hızlı ve daha etkin bir şekilde giderildiği, özellikle amonyağın ve organik madde muhtevasının bir göstergesi olan KOI ve BOI ’nin sahada arıtımının sağlandığı görülmektedir.

Çizelge 6.2 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde 250 gün sonunda tesbit edilen sızıntı suyu bileşenleri

Parametre	A-1	A-2	AN-1	AN-2
pH	8.2	8.3	7.2	6.7
Alkalinite, mg/L CaCO ₃	10110	12750	2725	1460
ORP, mV	198	210	-230	-150
TDS, ppt	22	21.4	14.3	19.7
İletkenlik, ms/cm	37.9	30.5	21.4	20.2
Klorür, mg/L	6200	6600	2700	2900
Sülfat, mg/L	<20	<20	80	85
TKN, mg/L	285	360	2800	2700
NH ₃ -N, mg/L	123	206	1900	1800
KOİ, mg/L	5000	8000	17400	24500
Toplam KOİ / Maksimum KOİ	0.07	0.13	0.18	0.25
BOİ, mg/L	900	2000	10800	15400
BOİ/KOİ	0.18	0.24	0.55	0.68
KOİ/Klorür	0.83	1.25	6.41	8.35

6.3.9 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde kirletici azalma hızları

Çalışmanın bu bölümünde aerobik (A-1, A-2) ve anaerobik (AN-1, AN-2) geri devirli ve geri devirsiz reaktörlerden oluşan sızıntı suyunun önemli bileşenlerinden olan KOİ, BOİ, TKN, NH₃ ve SO₄⁻² konsantrasyonlarının maksimum değerlerine ulaştıktan sonra azalma hızları belirlenmiştir. Bu kirleticilerin konsantrasyonlarının azalma hızlarının belirlenmesi özellikle katı atık düzenli depolama alanları kapatıldıktan sonra bu sahaların uzun süreli çevresel etkilerinin izlenmesi açısından önemlidir. Kirleticilerin maksimum değere ulaştıktan sonra 1. mertebe kinetiğine göre azaldığı düşünülerek azalma katsayıları (k) tespit edilmiştir. Birinci mertebe kinetiği;

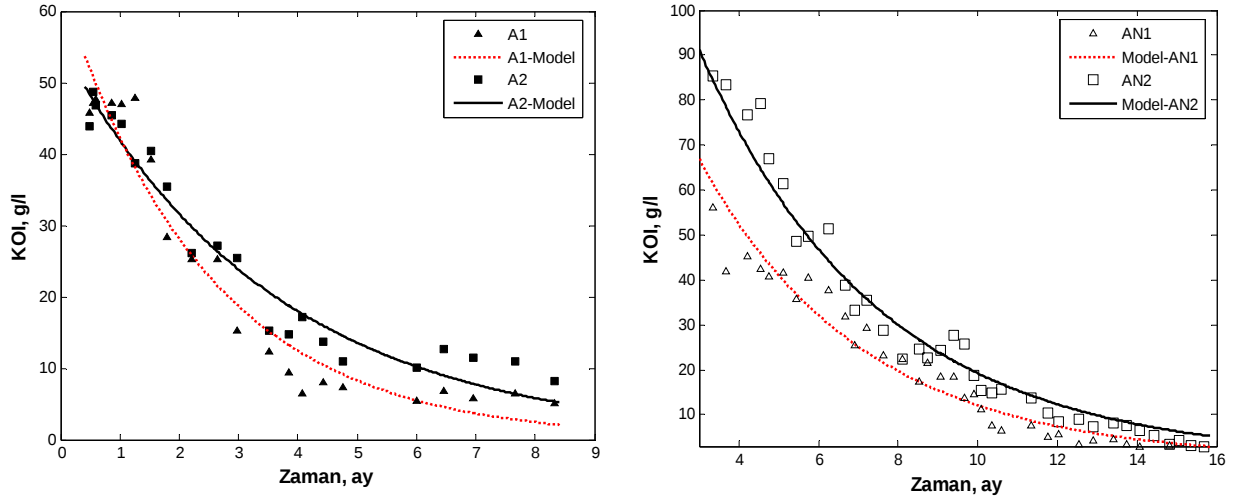
$$\frac{C}{C_0} = \exp(-k \times t) \quad 6.1$$

şeklinde ifade edilebilir.

Burada,

C : t anındaki konsantrasyonu, C_0 : $t=0$ anındaki maksimum konsantrasyonu, k : 1. mertebe kinetik katsayısını, t : zamanı göstermektedir.

Aerobik (A-1, A-2) ve anaerobik (AN-1, AN-2) reaktörlerden oluşan sızıntı suyunun KOİ değerlerinin maksimum değere ulaştıktan sonra 1. mertebe kinetiğine göre değişimi Şekil 6.33’de verilmiştir.



Şekil 6.33 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde KOİ değişim kinetiği

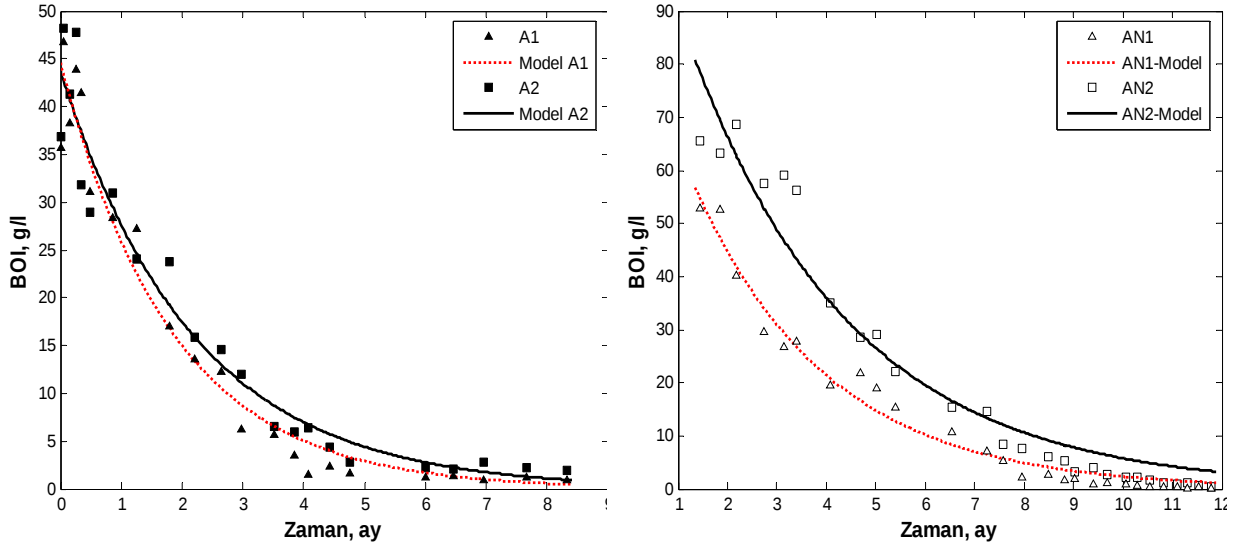
Şekil 6.33’de verilen deney sonuçlarını gösteren noktalara eğri uydurma işlemi MATLAB 7.0® bilgisayar programının “Curve Fitting Toolbox” menüsü kullanılarak yapılmış ve elde edilen sonuçlar Çizelge 6.3’de verilmiştir.

Aerobik reaktörlerde oluşan sızıntı suyunun KOİ indirgenmesinde elde edilen birinci mertebe hız katsayıları A-1 ve A-2 reaktörleri için sırasıyla 4.896 ve 3.384 yıl⁻¹ olarak tesbit edilmiştir. Bu değerler AN-1 ve AN-2 reaktörleri için tesbit edilen 2.923 ve 2.664 yıl⁻¹ değerleri ile mukayese edildiğinde aerobik reaktörlerde daha hızlı azalmanın gerçekleştiği görülmektedir. İlave olarak, aerobik geri devirli ve geri devirsiz reaktörlerde tesbit edilen 4.896 ve 3.384 yıl⁻¹ değerleri karşılaştırıldığında, sızıntı suyu geri devir işleminin de kirletici parametreleri azaltma yönünde olumlu etkilerinin olduğu sonucuna varılmıştır. Benzer şekilde AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde elde edilen 2.923 ve 2.664 yıl⁻¹ değerlerindeki birinci mertebe hız katsayıları, sızıntı suyu geri devrinin anaerobik ayrışma hızını da arttırdığını göstermektedir.

Çizelge 6.3 KOİ parametresinin değişimini veren model parametreleri

Parametre	Aerobik KOİ		Anaerobik KOİ	
	A-1	A-2	AN-1	AN-2
$k, \text{yıl}^{-1}$	4.896	3.384	2.923	2.664
İstatistiksel parametreler				
SSE	388.0	384.0	798.4	774.3
R-square	0.9543	0.9229	0.9523	0.9738
RMSE	4.200	4.178	8.075	4.998

Aerobik ve anaerobik reaktörlerden oluşan sızıntı suyunun BOİ değerlerinin maksimum değere ulaştıktan sonra 1. mertebe kinetiğine göre değişimi Şekil 6.34’de verilmiştir. Bu parametrenin zamana bağlı olarak değişiminin de KOİ parametresindeki değişime benzediği, ancak azalma hızının daha yüksek olduğu tesbit edilmiştir. A-1 ve A-2 reaktörlerde oluşan sızıntı suyundaki BOİ konsantrasyonları 250 gün sonunda 0.9 ve 1.9 g/L değerlerinde iken, aynı süre sonunda anaerobik reaktörlerde BOİ konsantrasyonu 10.8 ve 15.4 g/L olduğu ve buna göre aerobik reaktörlerde BOİ’nin daha hızlı azaldığı tesbit edilmiştir. BOİ azalma hızları için elde edilen birinci mertebe kinetik katsayıları Çizelge 6.4’de verilmiştir. Burada görüldüğü gibi A-1, A-2, AN-1 ve AN-2 reaktörleri için elde edilen birinci mertebe kinetik katsayıları sırasıyla 6.638, 5.500, 4.421 ve 3.658 yıl^{-1} olarak tesbit edilmiştir. Ayrıca, aerobik geri devirli ve geri devirsiz reaktörlerde oluşan sızıntı suyunun BOİ konsantrasyonları için tesbit edilen birinci mertebe hız katsayıları olan 6.638 ve 5.500 değerleri, ve anaerobik geri devirli ve geri devirsiz reaktörlerde BOİ için tesbit edilen birinci mertebe hız katsayıları olan 4.421 ve 3.658 yıl^{-1} değerleri kendi aralarında karşılaştırıldığında, sızıntı suyu geri devir işleminin sızıntı suyu BOİ’sinin azalma hızı üzerinde atık stabilizasyonunun hızlanmasına bağlı olarak olumlu etkilerinin olduğu sonucuna varılmıştır.



Şekil 6.34 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde BOİ değişim kinetiği

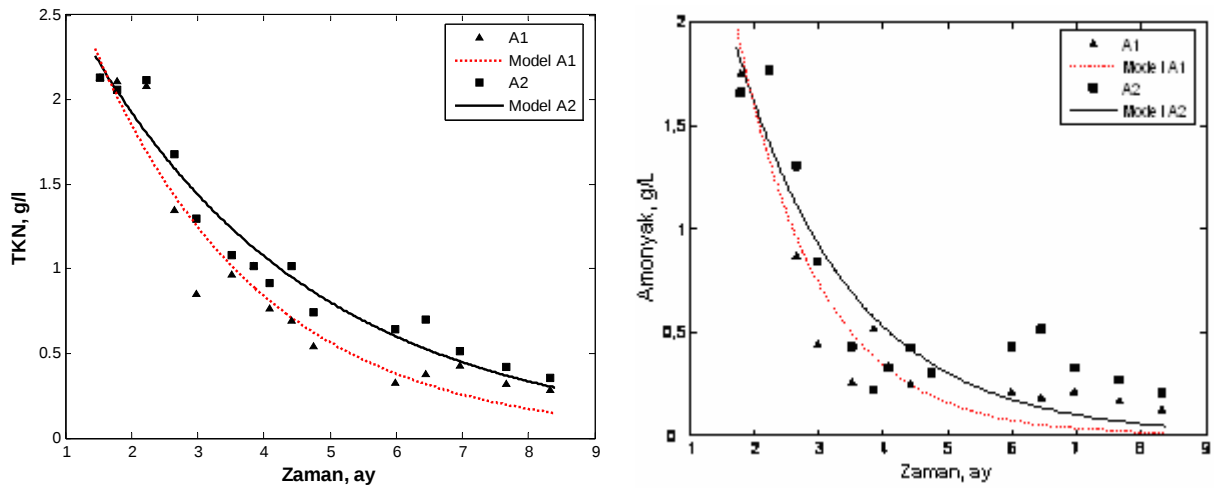
Çizelge 6.4 BOİ parametresinin değişimini veren model parametreleri

Parametre	Aerobik BOİ		Anaerobik BOİ	
	A-1	A-2	AN-1	AN-2
$k, \text{yıl}^{-1}$	6.638	5.500	4.421	3.658
İstatistiksel parametreler				
SSE	201.8	259.1	157.1	758.5
R-square	0.9655	0.9517	0.9771	0.9504
RMSE	3.176	3.599	2.506	5.508

Aerobik depolamanın atık stabilizasyonunun hızlanmasının yanında bir diğer önemli avantajı da depo gövdesinde nitrifikasyon ve denitrifikasyon proseslerinin gerçekleşmesidir. Bu proseslerin gerçekleşmesi ile aerobik reaktörlerden oluşan sızıntı suyunun azot konsantrasyonlarında önemli ölçüde azalma gerçekleşir. Aerobik depolama işlemi ile klasik anaerobik depo sahalarından oluşan sızıntı sularının azot parametresi açısından uzun süreli çevresel etkileri kontrol altına alınmaktadır. Anaerobik depo sahalarında saha kapatıldıktan yıllar sonra bile azot konsantrasyonları yüksek seviyelerde olmakta ve depolama sürecinde oluşan suyun bu bileşeninin azalma hızı oldukça yavaş gerçekleşmektedir. Azot konsantrasyonları yüksek olan bu suların yüzey ve yeraltı sularını kirletme riski uzun yıllar sürebilmektedir. Bunun yanında NH_4^+ iyonu bazı inorganik iyonlarla kompleks oluşturarak (örneğin Mg ve fosfat gibi) inorganik çökelmelere sebep olabilmekte ve sızıntı suyu drenaj

borularının kısa sürede tıkanmasına sebep olmaktadır. Gerek azotun uzun süreli çevresel etkisini minimuma indirmek, gerekse işletme sırasında meydana gelebilecek sorunları ortadan kaldırmak açısından aerobik depolama işleminin ilerleyen yıllarda atık bertarafı için uygulanması daha uygun olacaktır.

Aerobik reaktörlerde oluşan sızıntı suyunun TKN ve NH_3 parametrelerinin maksimum değere ulaştıktan sonra birinci mertebe kinetiğine göre değişimi Şekil 6.35’de verilmiştir. Anaerobik reaktörlerde bu parametreler azalma eğilimine henüz girdiği ve minimum değere ulaşmadığı için azalma hızları tesbit edilmemiştir. Aerobik reaktörler için tespit edilen birinci mertebe kinetik katsayıları Çizelge 6.5’de verilmiştir. Burada görüldüğü gibi, A-1 ve A-2 reaktörlerinde $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonlarının birinci mertebe kinetik katsayıları 9.274 ve 5.904 yıl^{-1} olarak tesbit edilmiştir. TKN konsantrasyonlarının birinci mertebe kinetik katsayıları ise sırasıyla 4.752 ve 3.499 yıl^{-1} olarak belirlenmiştir.



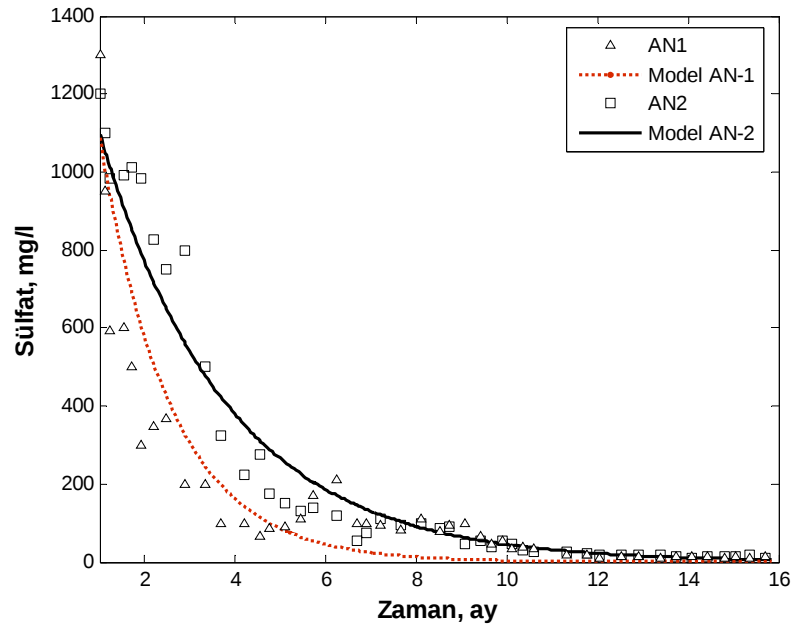
Şekil 6.35 Aerobik reaktörlerde TKN ve NH_3 değişim kinetiği

Çizelge 6.5 NH_3 ve TKN parametrelerinin değişimini veren model parametreleri

Parametre	Aerobik NH_3		Aerobik TKN	
	A-1	A-2	A-1	A-2
$k, \text{yıl}^{-1}$	9.274	5.904	4.752	3.499
İstatistiksel parametreler				
SSE	0.474	0.7294	0.4349	0.2455
R-square	0.8811	0.8057	0.9307	0.9536
RMSE	0.1988	0.2465	0.1829	0.1374

Sülfatın suda çok iyi çözünen bir madde olması aerobik reaktörlerde bu maddenin hızlı bir şekilde çözünerek depolamadan sonraki 15 gün içinde 10-20 mg/L değerlerinde tesbit edilmesine sebep olmuştur.

Anaerobik (AN-1, AN-2) reaktörlerden oluşan sızıntı suyunun sülfat konsantrasyonlarının maksimum değere ulaştıktan sonra birinci mertebe kinetiğine göre değişimi ve deney sonuçları Şekil 6.36’da, bu değerlere göre tesbit edilen birinci mertebe kinetik katsayıları ise Çizelge 6.6’da verilmiştir. Buna göre, AN-1 ve AN-2 reaktörleri için tesbit edilen birinci mertebe kinetik katsayıları sırasıyla 7.632 ve 4.279 yıl⁻¹ olarak belirlenmiştir.



Şekil 6.36 Anaerobik reaktörlerde sülfat değişim kinetiği

Çizelge 6.6 Sülfat konsantrasyonlarının değişimini veren model parametreleri

Parametre	Anaerobik Sülfat	
	AN-1	AN-2
k, yıl ⁻¹	7.632	4.279
İstatistiksel parametreler		
SSE	1394	3913
R-square	0.9264	0.9748
RMSE	156.4	82.5

6.3.10 Sızıntı suyunda KOİ fraksiyonları

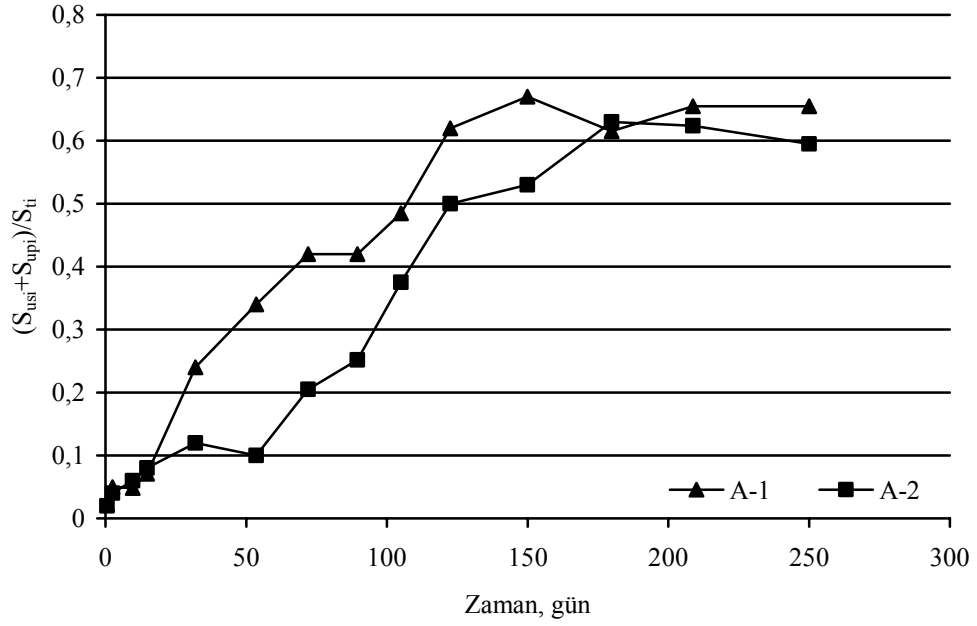
Yapılan çalışmalar sonucunda, biyolojik arıtma sistemlerinde substratın biyolojik ayrışması sonucunda, zor ayrışan (inert) ürünlerin oluştuğu saptanmış ve biyolojik arıtma tesislerinde, atıksudaki organik maddenin biyolojik ayrışmasının farklı mekanizma ve hızlarda meydana geldiği deneysel olarak tespit edilmiştir.

Katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı suları gibi kuvvetli atıksuların arıtımında gerek ham atıksuda bulunan gerekse biyolojik arıtım sırasında oluşan ve konvansiyonel arıtma yöntemleri ile arıtımı mümkün olmayan inert organik maddeler, deşarj standartlarına ulaşılmasını engelleyebilmektedir. Dolayısı ile arıtma tesislerinin değerlendirilmesinde KOİ'nin bileşenlerinin belirlenmesi yararlıdır. KOİ'nin bileşenlerine ayrılmasındaki maksat, inert ve biyolojik olarak parçalanabilen KOİ'nin belirlenmesidir. Biyolojik olarak parçalanan KOİ'nin de kolay parçalanan ve zor parçalanan bileşenleri belirlenmelidir. İnert KOİ de çözünmüş inert ve partiküler inert olmak üzere bileşenlere ayrılır.

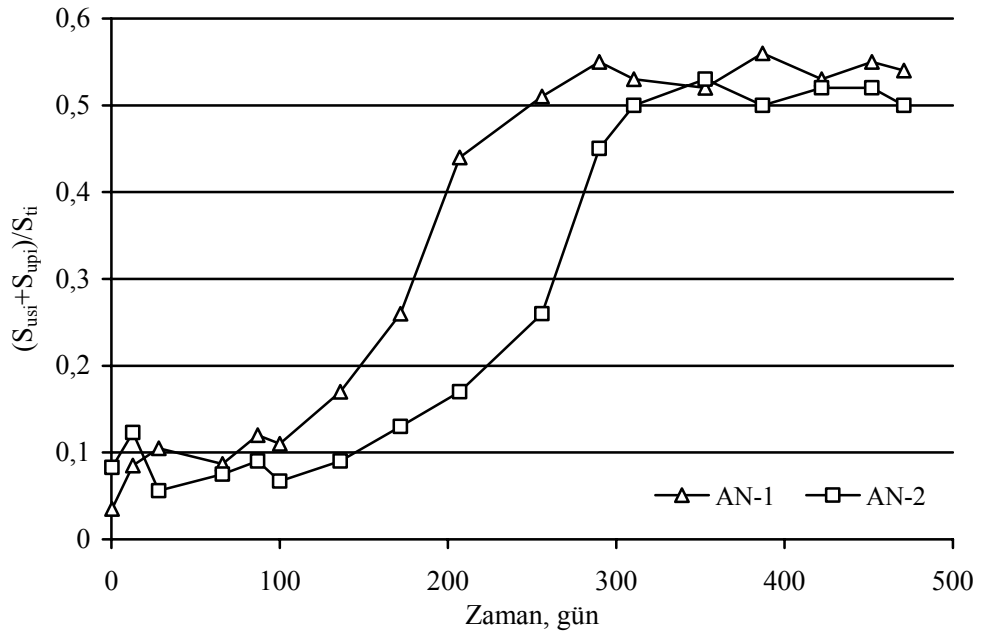
Sızıntı suyu özellikleri zamanla önemli ölçüde değiştiğinden genç ve yaşlı depo sahalarında oluşan sızıntı sularının özellikleri birbirinden oldukça farklıdır. Calace, vd. (2001) tarafından yapılan çalışmada, genç depo sahalarında oluşan sızıntı sularının yaklaşık %70'i düşük moleküler ağırlığa sahip maddelerden oluşurken, yaşlı depo sahalarında oluşan sızıntı sularında bu oranın %28 olduğu tesbit edilmiştir. Buna göre, sızıntı suyunda başlangıçta oldukça yüksek olan kolay ayrışabilen organik madde konsantrasyonlarının zamanla azaldığı ve daha yüksek moleküler ağırlığa sahip ve daha zor ayrışabilen maddelerin konsantrasyonlarının arttığı söylenebilir.

Bu çalışma ile aerobik ve anaerobik katı atık reaktörlerinde sızıntı suyunun ayrışabilen ve ayrışamayan KOİ bileşenleri belirlenmiştir. Deneysel çalışmalardan elde edilen sonuçlar ışığında aerobik ve anaerobik reaktörlerde oluşan sızıntı sularında toplam inert KOİ $(S_{usi}+S_{upi})/Toplam\ KOİ\ (S_{ti})$ oranları belirlenmiş ve sonuçlar Şekil 6.37 ve Şekil 6.38'de verilmiştir. Tüm reaktörlerde oluşan sızıntı sularında inert KOİ oranı başlangıçta çok düşük seviyelerdedir. Zamanla inert KOİ'de meydana gelen artışlar, organik maddenin ayrışma hızına ve ayrışma prosesine bağlı olarak değişiklik göstermektedir. A-1 reaktöründe depolamadan yaklaşık 20 gün sonra inert KOİ konsantrasyonu artmaya başlamış ve 120 gün sonunda $(S_{usi}+S_{upi})/(S_{ti})$ oranı %60 seviyesine ulaşarak bundan sonra önemli bir değişiklik olmamıştır. A-2 reaktöründe de benzer şekilde $(S_{usi}+S_{upi})/(S_{ti})$ yaklaşık 70 gün boyunca %10 civarında iken daha sonra artmaya başlamış ve 200 gün sonunda %60 değerlerine ulaşarak

daha sonra değişmemiştir. AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde de aerobik reaktörlerdekine benzer bir değişim görülmüştür. Ancak burada $(S_{usi}+S_{upi})/(S_{ti})$ oranının artmaya başlaması AN-1 reaktöründe depolamadan yaklaşık 100 gün sonra, AN-2 reaktöründe ise 150 gün sonra gerçekleşmiştir. $(S_{usi}+S_{upi})/(S_{ti})$ oranının stabil hale geldiği oranlar bu reaktörlerde %50 seviyesinde gerçekleşmiştir.



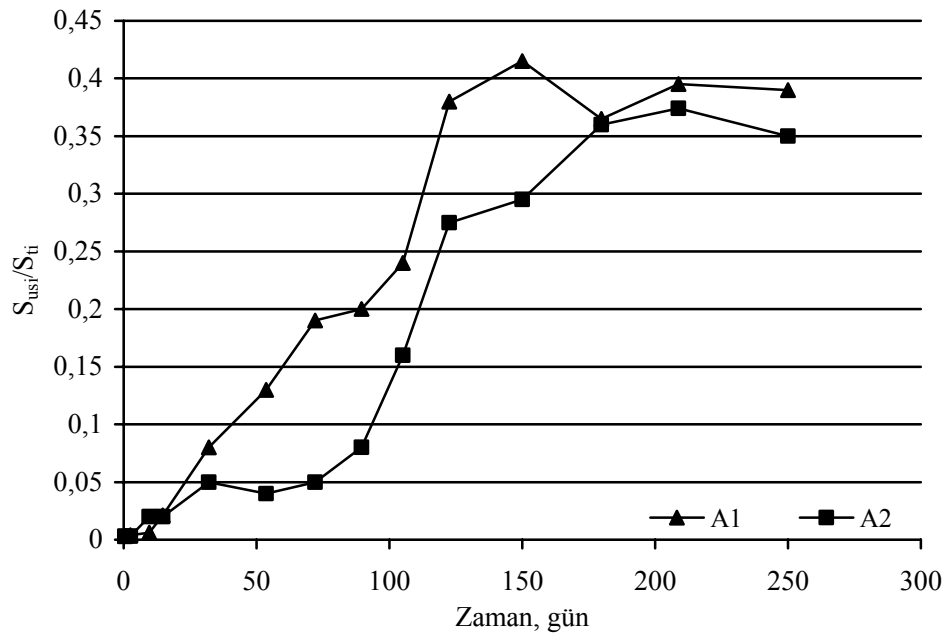
Şekil 6.37 Aerobik reaktörlerde $(S_{usi}+S_{upi})/S_{ti}$ oranının zamanla değişimi



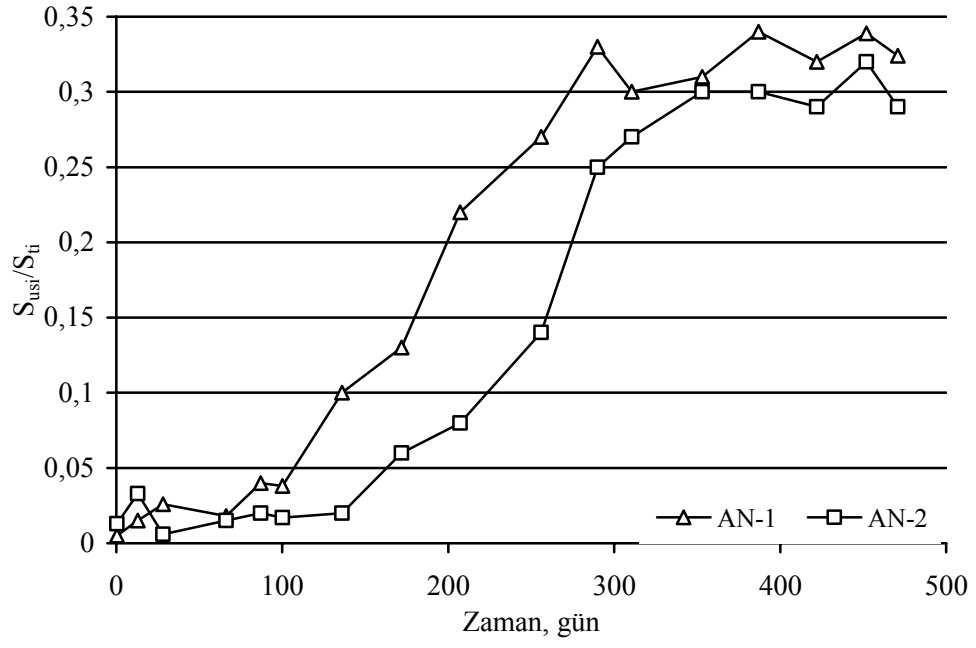
Şekil 6.38 Anaerobik reaktörlerde $(S_{usi}+S_{upi})/S_{ti}$ oranının zamanla değişimi

Aynı şekilde, KOİ'nin çözülmüş ve partiküler inert fraksiyonlarının toplam KOİ'ye oranında da zamanla artışlar meydana gelmiştir. Çözülmüş inert KOİ'nin toplam KOİ'ye oranını gösteren S_{usi}/S_{ti} nin aerobik ve anaerobik reaktörlerdeki değişimi Şekil 6.39 ve Şekil 6.40'da verilmiştir. Burada görüldüğü gibi nihai durumda aerobik reaktörlerde S_{usi}/S_{ti} oranı %40 değerlerinde, anaerobik reaktörlerde ise %30 değerlerinde gerçekleşmiştir.

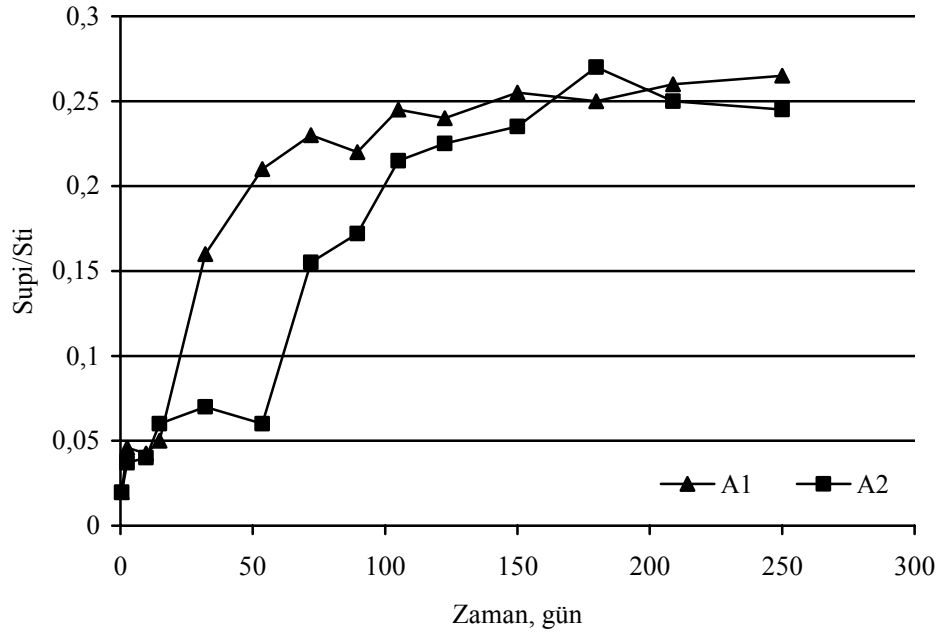
Partiküler inert KOİ'nin toplam KOİ'ye oranını gösteren S_{upi}/S_{ti} nin zamanla değişimi sonucunda nihai durumlarda ortaya çıkan oranlar aerobik ve anaerobik reaktörlerde aynı oranlarda gerçekleşmiş ve tüm reaktörlerde %25 değerlerinde tesbit edilmiştir (Şekil 6.41 ve Şekil 6.42). Aerobik ayrışma sırasında daha fazla çözülmüş mikrobiyal ürün ortaya çıkmasından dolayı, S_{usi}/S_{ti} oranı aerobik reaktörlerde daha yüksek değerlerde olduğundan, S_{upi}/S_{ti} oranı tüm reaktörlerde aynı seviyede olmasına rağmen, $(S_{usi}+S_{upi})/(S_{ti})$ oranı da aerobik reaktörlerde daha yüksek değerlerde tesbit edilmiştir.



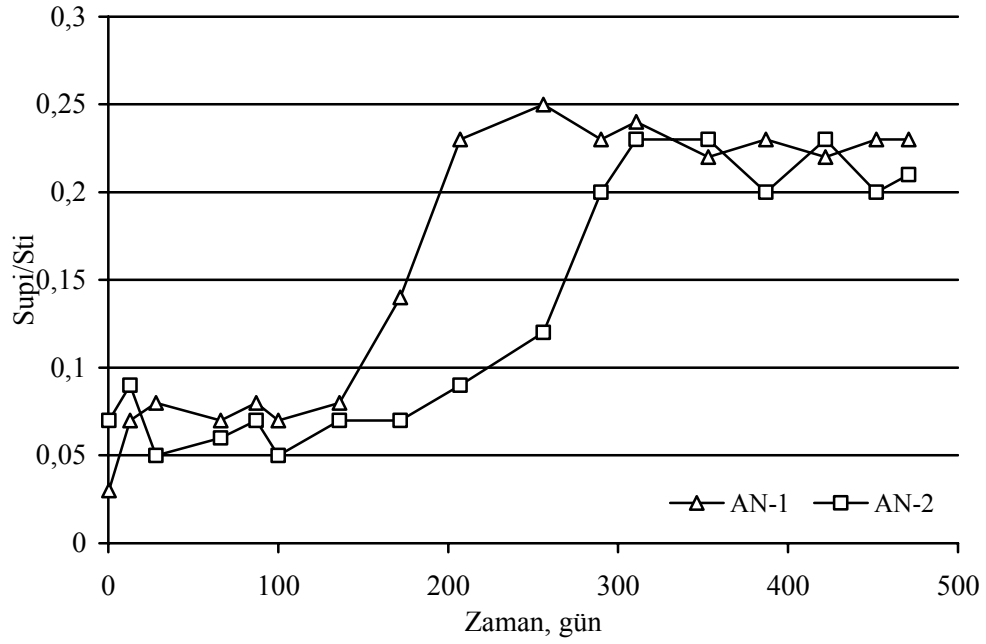
Şekil 6.39 Aerobik reaktörlerde S_{usi}/S_{ti} oranının zamanla değişimi



Şekil 6.40 Anaerobik reaktörlerde S_{usi}/S_{ti} oranının zamanla değişimi



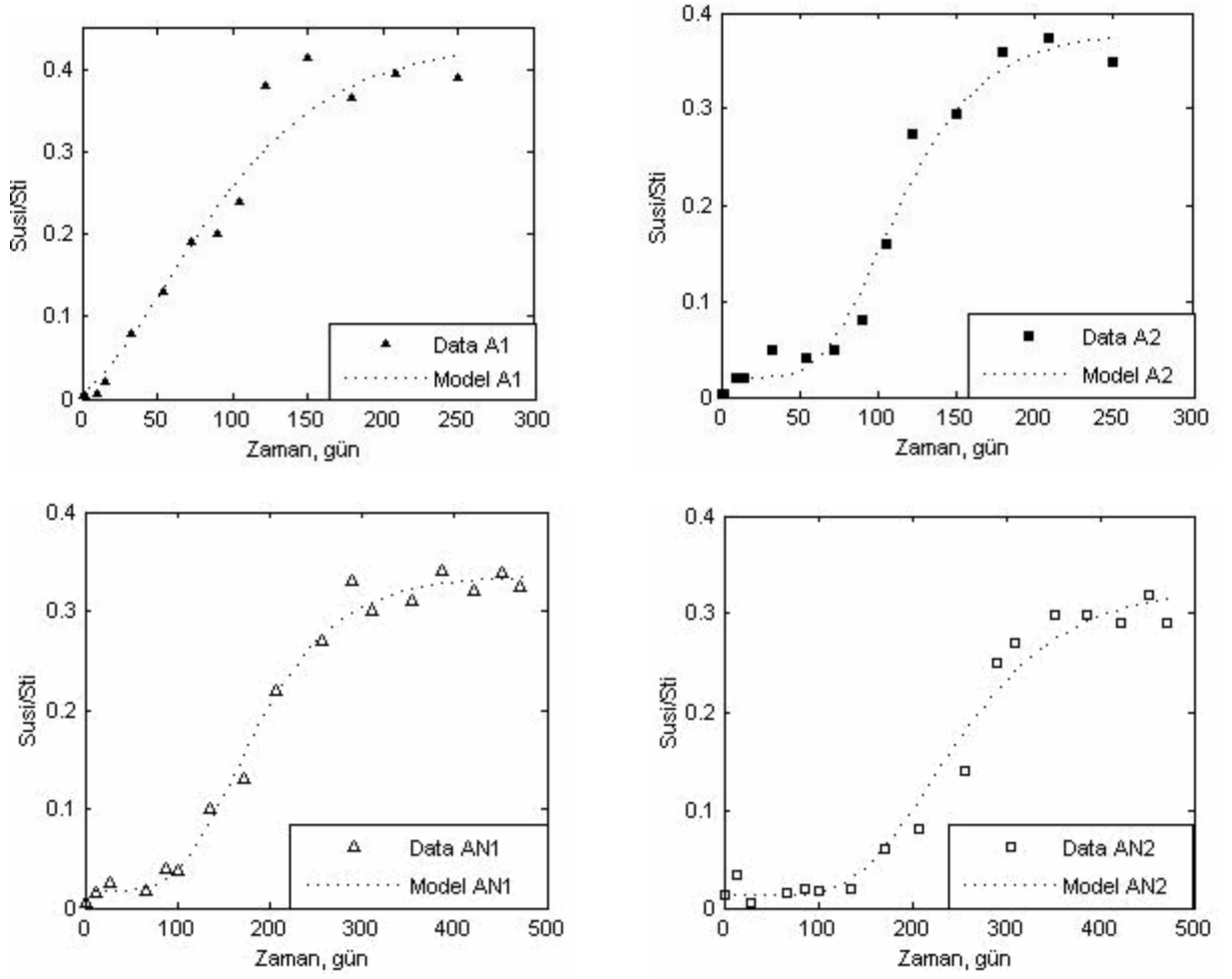
Şekil 6.41 Aerobik reaktörlerde S_{upi}/S_{ti} oranının zamanla değişimi



Şekil 6.42 Anaerobik reaktörlerde S_{upi}/S_{ti} oranının zamanla değişimi

6.3.11 Sızıntı suyunun biyolojik olarak ayrışamayan fraksiyonlarının çöp yaşına bağlı olarak modellenme sonuçları

Sızıntı suyunun biyolojik olarak ayrışamayan inert fraksiyonlarının belirlenmesi, sızıntı suyu arıtımı için kurulacak arıtma tesislerinin tasarımı için önemlidir. Aerobik ve anaerobik reaktörlerde oluşan sızıntı suyunun çözünmüş ve partiküler inert KOİ fraksiyonlarının toplam KOİ'ye oranlarının zamanla değişimi modifiye edilmiş Gompertz eşitliği (Denklem 5.7) kullanılarak modellenmiştir. Modifiye edilmiş Gompertz eşitliği bilgisayar ortamında MATLAB 7.0® programı yardımıyla çözümlenmiştir. Aerobik ve anaerobik reaktörlerde S_{usi}/S_{ti} oranlarının modelleme sonucunda depo yaşına bağlı olarak değişimi Şekil 6.43'de, modelleme sonucunda elde edilen denklemler ve bu denklemlere ait katsayılar Çizelge 6.7'de verilmiştir. Modelleme sonucunda A-1, A-2, AN-1 ve AN-2 reaktörleri için elde edilen ilgilileşim katsayıları sırasıyla 0.95, 0.97, 0.99 ve 0.97 olarak tesbit edilmiştir.

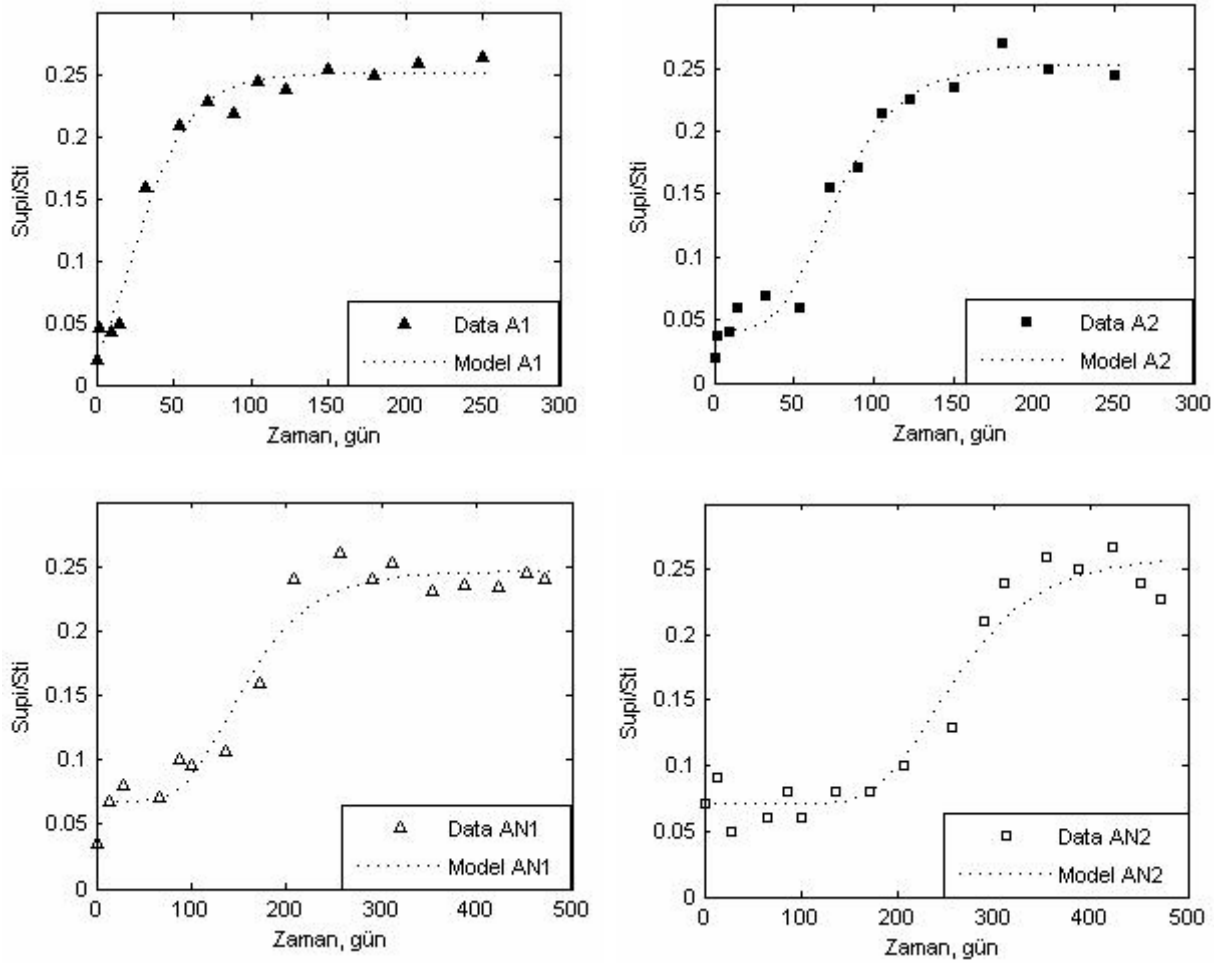


Şekil 6.43 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde S_{usi}/S_{ti} oranını zamanla değişim modeli

Çizelge 6.7 S_{usi}/S_{ti} oranlarını veren model denklemlerine ait katsayılar

Katsayı	A-1	A-2	AN-1	AN-2
A_0	0.028	0.0205	0.018	0.0125
A_{max}	0.463	0.359	0.318	0.316
m	0.00287	0.00363	0.0019	0.0015
L	2.6	64.2	100.4	140.5

Aerobik ve anaerobik reaktörlerde S_{usi}/S_{ti} oranlarının modellenmesi çalışmalarından elde edilen sonuçlar Şekil 6.44’de, modelleme sonucunda elde edilen denklemlere ait katsayılar ise Çizelge 6.8’de verilmiştir. Modelleme çalışmaları sonucunda A-1, A-2, AN-1 ve AN-2 reaktörleri için elde edilen ilgileşim katsayıları sırasıyla 0.98, 0.97, 0.95 ve 0.95 olarak tesbit edilmiştir.



Şekil 6.44 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde S_{upi}/S_{ti} oranını zamanla değişim modeli

Çizelge 6.8 S_{upi}/S_{ti} oranlarını veren model denklemlerine ait katsayılar

Katsayı	A-1	A-2	AN-1	AN-2
A_0	0.010	0.042	0.068	0.071
A_{max}	0.242	0.212	0.178	0.188
m	0.0040	0.0028	0.0014	0.0012
L	0.105	38.7	89.9	177.9

Aerobik ve anaerobik reaktörlerde oluşan sızıntı sularında çözünmüş ve partiküler inert KOİ'nin toplam KOİ'ye oranlarını veren model çalışmaları sonucunda elde edilen katsayılar yardımıyla her bir reaktör için Gompertz eşitliği ayrı ayrı yazılabilir. Aerobik ve anaerobik reaktörler için S_{usi}/S_{ti} ve S_{upi}/S_{ti} oranlarını veren eşitlikler Çizelge 6.9'da verilmiştir.

Çizelge 6.9 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde oluşan sızıntı sularında S_{usi}/S_{ti} ve S_{upi}/S_{ti} oranlarını veren eşitlikler

	Reaktör	Model
S_{usi}/S_{ti}	A-1	$0.028 + 0.463 \cdot \exp\left[-\exp\left(\frac{0.00287 \cdot \exp(1)}{0.463} \cdot (2.6 - t) + 1\right)\right]$
	A-2	$0.0205 + 0.359 \cdot \exp\left[-\exp\left(\frac{0.00363 \cdot \exp(1)}{0.359} \cdot (64.2 - t) + 1\right)\right]$
	AN-1	$0.018 + 0.318 \cdot \exp\left[-\exp\left(\frac{0.0019 \cdot \exp(1)}{0.318} \cdot (100.4 - t) + 1\right)\right]$
	AN-2	$0.0125 + 0.316 \cdot \exp\left[-\exp\left(\frac{0.0015 \cdot \exp(1)}{0.316} \cdot (140.5 - t) + 1\right)\right]$
S_{upi}/S_{ti}	A-1	$0.01 + 0.242 \cdot \exp\left[-\exp\left(\frac{0.0040 \cdot \exp(1)}{0.242} \cdot (0.105 - t) + 1\right)\right]$
	A-2	$0.042 + 0.212 \cdot \exp\left[-\exp\left(\frac{0.0028 \cdot \exp(1)}{0.212} \cdot (38.7 - t) + 1\right)\right]$
	AN-1	$0.068 + 0.178 \cdot \exp\left[-\exp\left(\frac{0.0014 \cdot \exp(1)}{0.178} \cdot (89.9 - t) + 1\right)\right]$
	AN-2	$0.071 + 0.188 \cdot \exp\left[-\exp\left(\frac{0.0012 \cdot \exp(1)}{0.188} \cdot (177.9 - t) + 1\right)\right]$

6.3.12 Metaller- demir, kalsiyum, potasyum ve sodyum

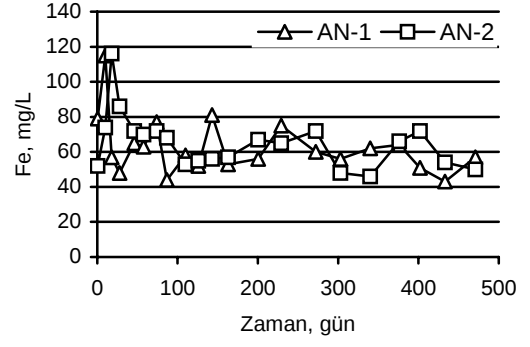
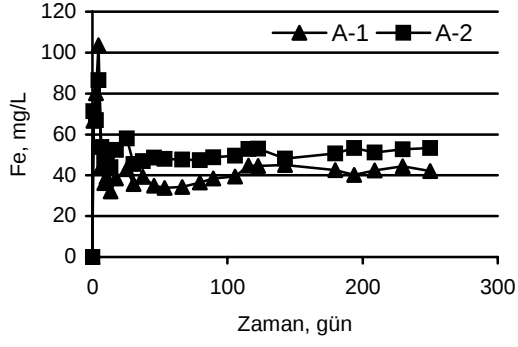
Düzenli depo sahalarında oluşan sızıntı suyunda metal konsantrasyonlarını etkileyen 4 proses olduğu tesbit edilmiştir. Bunlar, oksidasyon-redüksiyon reaksiyonları, kompleks oluşumu, sorpsiyon ve çökelme olarak sıralanabilir (Christensen, vd. 2001; Revans, vd. 1999). Depo sahalarında meydana gelen ayrışma proseslerine bağlı olarak zamanla organik madde konsantrasyonlarına benzer bir şekilde metal konsantrasyonlarında da genel olarak bir azalma görülmektedir. Çökelme ve sorpsiyon proseslerinin yüksek pH'da gerçekleşebilmesi dolayısıyla metan safhasında sızıntı suyunda Ca ve Fe konsantrasyonları, bu maddelerin kompleks oluşturma ve çökelme özellikleri dolayısıyla daha düşüktür. Na ve K'un kompleks oluşturma ve çökelme özellikleri daha düşük, çözünürlükleri ise yüksek olduğundan bu maddelerin sızıntı suyunda zamanla azalmadığı tesbit edilmiştir (Christensen, vd. 2001).

Aerobik ve anaerobik reaktörlerde oluşan sızıntı sularında Fe, Ca, K ve Na konsantrasyonlarının zamanla değişimi Şekil 6.45-Şekil 6.48’de verilmiştir.

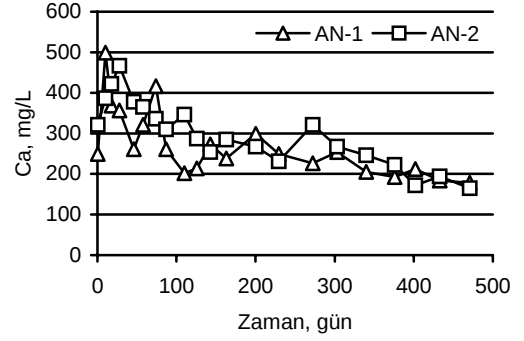
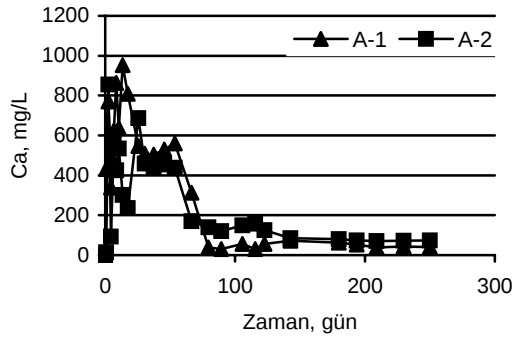
Fe konsantrasyonları aerobik reaktörlerde başlangıçta 60 mg/L seviyelerinde olup, ayrışmanın ilk günlerinde hızla yükselerek 100 mg/L seviyelerinde ölçülmüştür. Depolamadan yaklaşık 30 gün sonra A-1 ve A-2 reaktörlerinde Fe konsantrasyonlarında önemli bir değişim görülmemiş ve sırasıyla 40 ve 50 mg/L olarak tesbit edilmiştir. Anaerobik reaktörlerde de buna benzer bir eğilim söz konusu olup nihai konsantrasyonlar AN-1 ve AN-2 reaktörleri için yaklaşık 60 mg/L olarak tesbit edilmiştir.

Kalsiyumun; HCO_3^- ve çözülmüş organik bileşiklerle kompleks oluşturma ve CaCO_3 şeklinde çökme eğilimi vardır. Bu nedenle kalsiyumun çökme prosesi çözülmüş karbonat konsantrasyonu ile yakından ilgilidir. Oldukça yüksek alkaliniteye sahip aerobik sızıntı sularında depolamadan yaklaşık 90 gün sonra Ca konsantrasyonları bu çökme sebebiyle 100 mg/L konsantrasyonlarının altında tesbit edilmiştir. Anaerobik reaktörlerde ise çökelmenin daha yavaş gerçekleşmesi ve pH’nın daha uzun sürede yükselmesi sebebiyle Ca konsantrasyonlarındaki düşüş daha uzun zaman almış ve 470 gün sonunda her iki reaktörde de 200 mg/L nin altında tesbit edilmiştir.

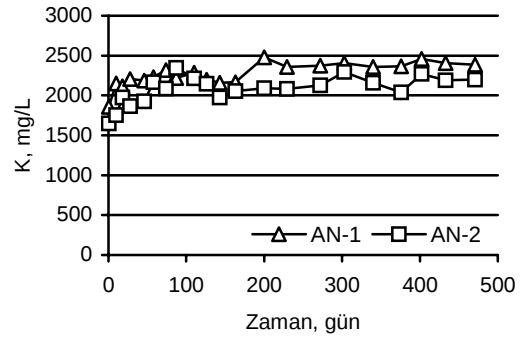
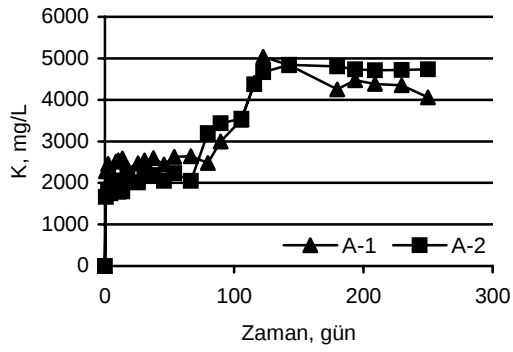
Sızıntı suyunda Na ve K konsantrasyonlarındaki eğilimin klorür konsantrasyonlarına benzer bir şekilde gerçekleşmesi dikkat çekicidir. Aerobik reaktörlerde başlangıçta K konsantrasyonları 2000-2500 mg/L civarında iken depolamadan yaklaşık 90 gün sonra 5000 mg/L konsantrasyonuna ulaşmış, 250 gün sonunda A-1 reaktöründe 4000, A-2 reaktöründe ise 4700 mg/L olarak tesbit edilmiştir. Anaerobik reaktörlerde başlangıçta 1700 mg/L seviyesinde ölçülen K konsantrasyonlarında zamanla önemli bir değişiklik meydana gelmeyip ayrışma süresince 2000–2500 mg/L olarak ölçülmüştür. Na konsantrasyonlarının zamanla değişiminde de gerek aerobik ve gerekse anaerobik reaktörlerde K ile benzer bir eğilim olduğu tesbit edilmiştir.



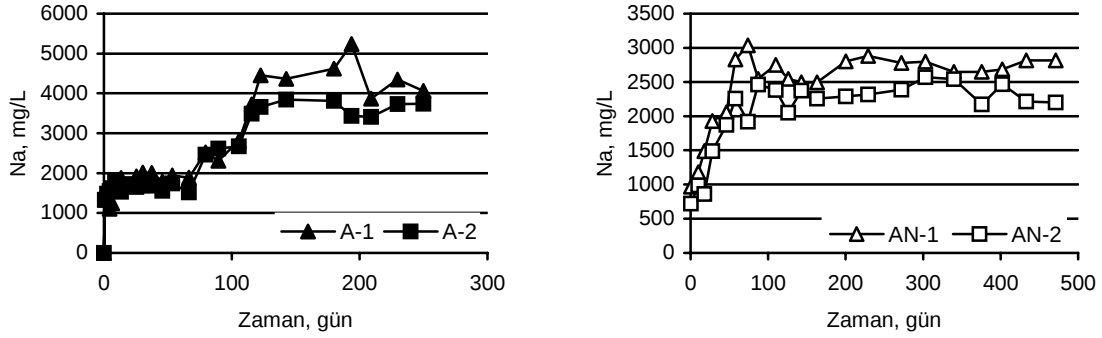
Şekil 6.45 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde Fe konsantrasyonlarının değişimi



Şekil 6.46 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde Ca konsantrasyonlarının değişimi



Şekil 6.47 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde K konsantrasyonlarının değişimi



Şekil 6.48 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde Na konsantrasyonlarının değişimi

6.3.13 Ağır metaller- bakır, çinko, kadmiyum, krom, kurşun ve nikel

Sızıntı suyundaki önemli kirletici gruplarından bir tanesi de bakır, çinko, kadmiyum, krom, kurşun ve nikelden oluşan ağır metallerdir. Sızıntı suyu ağır metal konsantrasyonlarının zamanla değişiminin araştırıldığı çok sayıda tam ölçekli, arazi ölçekli ve laboratuvar ölçekli çalışmada sızıntı suyundaki ağır metal konsantrasyonlarının çok geniş bir aralıkta değiştiği tesbit edilmiştir. Bu çalışmalardan elde edilen sonuçlara göre, ağır metallerin sızıntı suyunda öncelikli kirleticilerden olmadığı ifade edilmiştir (Christensen, vd. 2001; Revans, 1999; Kjeldsen ve Christophersen, 2001; Reinhart ve Grosh, 1997).

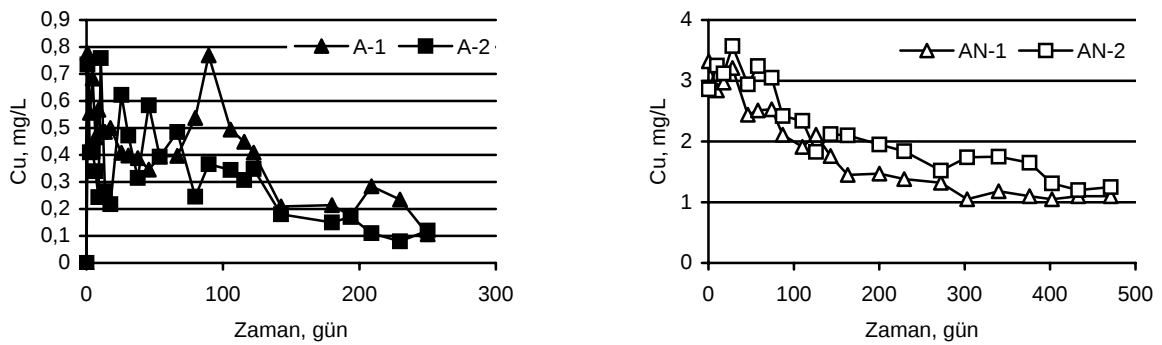
Metal konsantrasyonlarının sızıntı suyunda düşük olmasında etkili olan prosesler sorpsiyon ve çökelmedir. Katı atıklar, özellikle metan safhasında meydana gelen nötr pH değerlerinde sorpsiyon kapasitesi yüksek olan toprak ve organik maddeleri ihtiva ederler (Bozkurt, vd. 1999). Ayrıca, sızıntı suyunda yüksek konsantrasyonlarda bulunan sülfid ve karbonatların metal bileşiklerinin çözünürlüğü oldukça düşüktür. Sülfid, atıkların anaerobik ayrışması sırasında sülfatın sülfite indirgenmesi sonucunda ortaya çıkar. Metallerin sülfid bileşiklerinin çökmesi depo sahalarında düşük metal konsantrasyonlarının görülmesinin en önemli sebeplerinden biri olarak açıklanmaktadır. Sülfid ve karbonatlar Cd, Cu, Ni, Pb ve Zn ile çökelti oluşturabilirler. Ancak Cr bu durum için bir istisna teşkil ederek OH⁻ ile çökelti oluşturma eğilimindedir. Hidroksit çökeltileri metan safhasının karakteristik özelliği olan nötr veya daha yüksek pH değerlerinde oluşur.

Aerobik ve anaerobik reaktörlerde oluşan sızıntı sularında Cu, Zn, Cd, Cr, Pb, Ni, konsantrasyonlarının zamanla değişimi Şekil 6.49-Şekil 6.54’de verilmiştir.

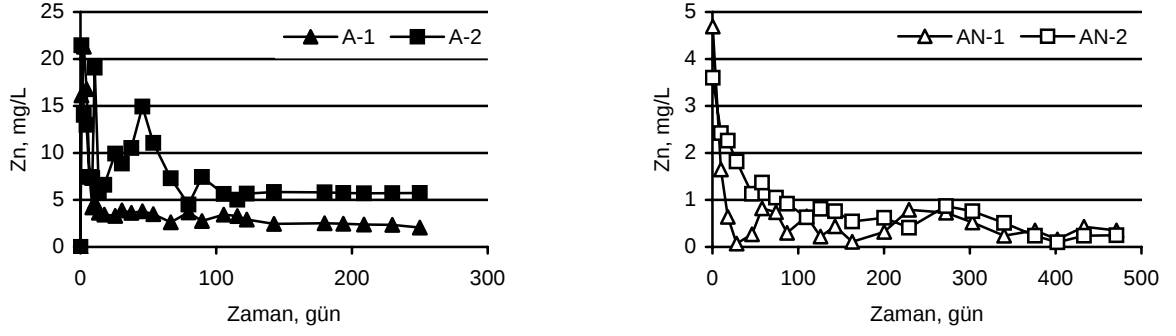
Aerobik reaktörlerde Cu konsantrasyonları ayrışmanın başlangıcından itibaren 1 mg/L'nin altında kalmıştır. Anaerobik reaktörlerde ise başlangıçta 3 mg/L seviyelerindeki Cu konsantrasyonları, zamanla pH'daki artışa bağlı olarak azalmış ve 470 gün sonunda AN-1 reaktöründe 1 mg/L, AN-2 reaktöründe ise 1,25 mg/L olarak tesbit edilmiştir.

Zn konsantrasyonları A-1 ve A-2 reaktörlerinde başlangıçta 20 mg/L değerlerine ulaşmış, kısa bir süre sonra hızla azalarak 15 gün sonunda A-1 reaktöründe 3 mg/L seviyesine ulaşarak ayrışma sonuna kadar 2-3 mg/L arasında seyretmiştir. A-2 reaktöründe ise 90 gün sonunda Zn konsantrasyonu 5 mg/L seviyesine düşmüş ve bundan sonra 5-6 mg/L seviyesinde seyretmiştir. AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde başlangıçta 5 mg/L seviyelerindeki Zn konsantrasyonları AN-1 reaktöründe 20 gün sonunda, AN-2 reaktöründe ise 75 gün sonunda 1 mg/L değerinin altına düşmüştür.

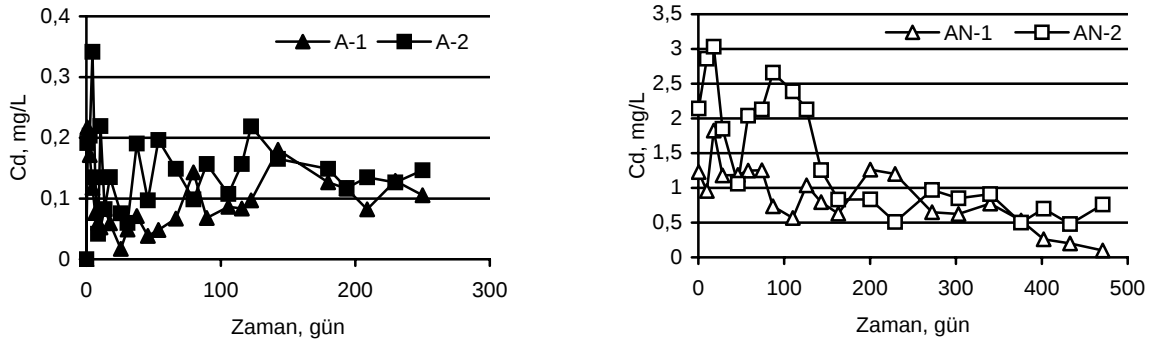
Cd, Cr ve Pb konsantrasyonları aerobik reaktörlerde 250 günlük ayrışma periyodu boyunca 1 mg/L'den daha düşük değerlerde ölçülmüştür. AN-1 reaktöründe ayrışma süresince Cd 0.5-1 mg/L, AN-2 reaktöründe ise 0.5-3 mg/L arasında değişen konsantrasyonlarda tesbit edilmiştir. Cr konsantrasyonu AN-1 reaktöründe başlangıçta 6 mg/L, depolamadan 160 gün sonra ise 1 mg/L değerinin altında tesbit edilmiştir. AN-2 reaktöründe başlangıçta 8 mg/L olan Cr konsantrasyonu 1 mg/L'nin altındaki konsantrasyonlara yaklaşık 400 gün sonra ulaşmıştır. Pb konsantrasyonları hem aerobik hem de anaerobik reaktörlerde ayrışma süresince 1 mg/L'nin altında tesbit edilmiştir. A-1 ve A-2 reaktörlerinde ölçülen maksimum Ni konsantrasyonları sırasıyla 3 ve 4 mg/L olarak tesbit edilmiş, AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde ise bu değerler 5 mg/L olarak ölçülmüş, depolamadan yaklaşık 200 gün sonra her iki reaktördeki Ni konsantrasyonları 2 mg/L seviyesinde tesbit edilmiştir.



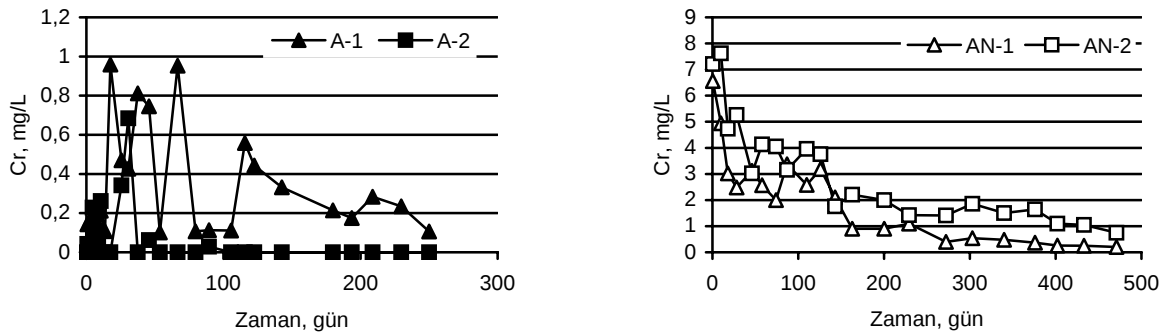
Şekil 6.49 Aerobik ve anaerobik sızıntı suyunda Cu konsantrasyonlarının değişimi



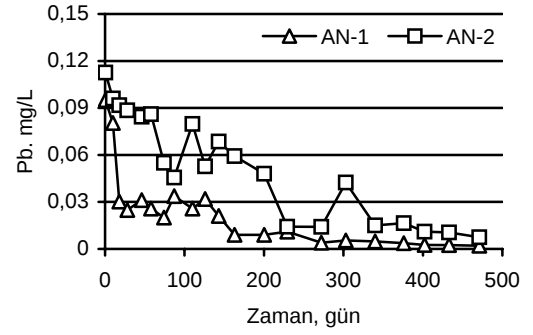
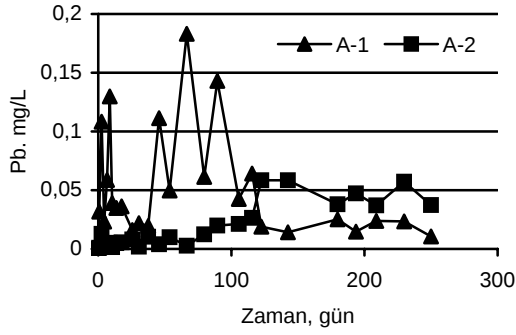
Şekil 6.50 Aerobik ve anaerobik sızıntı suyunda Zn konsantrasyonlarının değişimi



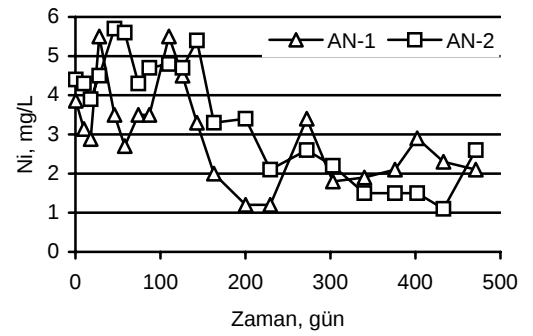
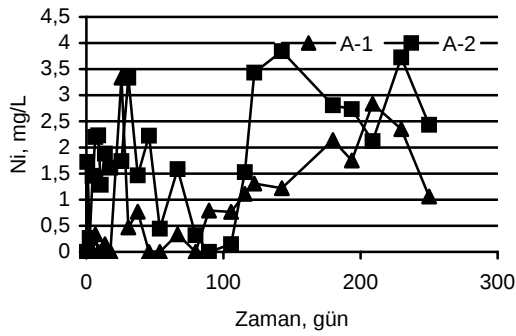
Şekil 6.51 Aerobik ve anaerobik sızıntı suyunda Cd konsantrasyonlarının değişimi



Şekil 6.52 Aerobik ve anaerobik sızıntı suyunda Cr konsantrasyonlarının değişimi



Şekil 6.53 Aerobik ve anaerobik sızıntı suyunda Pb konsantrasyonlarının değişimi



Şekil 6.54 Aerobik ve anaerobik sızıntı suyunda Ni konsantrasyonlarının değişimi

Katı atık depo sahalarında atıkların gerek aerobik gerekse anaerobik ayrışmasının ilk kademelerinde oluşan sızıntı suyu asidik pH değerlerindedir. Ayrışmanın ilerleyen safhalarında sızıntı suyu nötr pH değerlerine ulaşır. Sızıntı suyunda ağır metal konsantrasyonları pH ve karbonat türlerinin bir fonksiyonudur. Katı atıkların düzenli depo sahalarında ayrışması sırasında pH değerlerinde ortaya çıkan bu değişiklikler oluşan sızıntı sularının ihtiva ettiği metal konsantrasyonlarını da önemli ölçüde etkilemektedir. pH ağır metallerin çözünürlüğünü belirlemede kritik parametrelerden olup, pH 7-10 aralığında metaller minimum çözünürlüğe sahiptir. Düşük pH değerlerinde ağır metal konsantrasyonları artarken, karbonat türlerinin artmasıyla ağır metal konsantrasyonları azalır.

Aerobik ve anaerobik reaktörlerden oluşan sızıntı sularının başlangıçtaki pH değerleri 4.5-6.0 civarlarındadır (Şekil 6.8 ve Şekil 6.9). Sızıntı suyunun geri devrettirilmesi ile atıkların ayrışma hızı arttığından geri devirli reaktörlerde (A-1 ve AN-1) pH nötr değerlere daha kısa sürede ulaşmıştır. Böylece yüksek pH değerlerinde minimum çözünürlüğe sahip olan ağır metallerin katı atıktan sıvıya geçen miktarı azalarak sızıntı suyundaki metal konsantrasyonlarının azalmasına sebep olmuştur.

6.4 Katı Atık Analizleri

Aerobik ve anaerobik reaktörlerde geri devir uygulaması ile katı atıkların özelliklerinde meydana gelen değişimlerin izlenmesi maksadıyla, atıklar reaktörlere doldurulmadan önce alınan ham katı atık numunelerinde ve depolamadan sonra 100 günlük periyotlarla atık içerisinde alınan numuneler üzerinde pH, nem, toplam organik karbon (TOC), toplam Kjeldahl azotu (TKN), C/N oranı, uçucu katı madde (UKM) ve kül muhtevası, elementel analizler (C, H, N, O) ile aerobik reaktörlerde stabilite indeksi (SI), anaerobik reaktörlerde biyolojik metan potansiyeli (BMP) analizleri gerçekleştirilmiştir. Ayrıca, reaktörlerden alınan katı atık numunelerinde sızıntı suyunda izlenen metal konsantrasyonları (Cu, Zn, Fe, Cd, Ca, Cr, Pb, Ni, K, Na) izlenmiştir. Bu analizlerden elde edilen sonuçlar aşağıda değerlendirilmiştir.

6.4.1 Elementel analizler

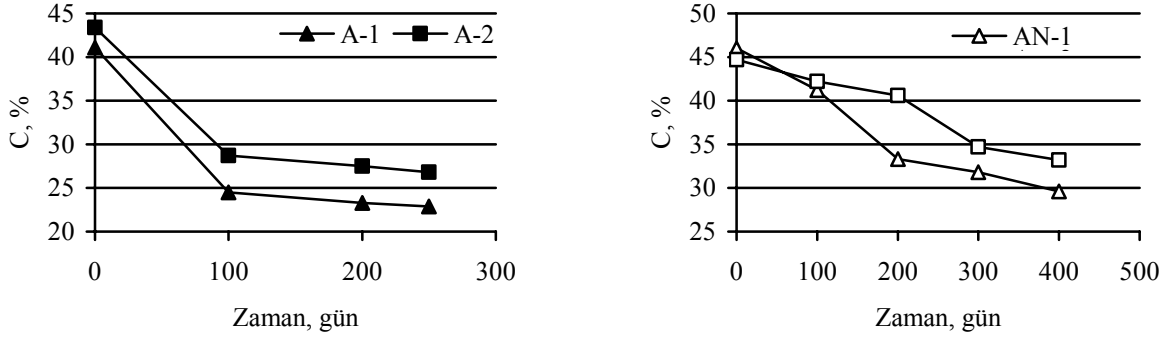
Katı atıkların en büyük bileşenini oluşturan organik maddeler, aerobik veya anaerobik ayrışma prosesleri ile ayrışabilirler. Kentsel katı atıklar, çok sayıda organik bileşik ihtiva ederler ve bu organik bileşiklerin tek tek tesbit edilmesi olanaksızdır. Bu nedenle, organik maddenin en büyük bileşenini tayin etmek için elementel analizler gibi yöntemler geliştirilmiştir. Organik atığın elementel bileşiminin belirlenmesi, bu maddenin biyolojik ayrışabilirliğinin tesbitinde kullanılabilir.

Atıklar üzerinde yapılan elementel analizlerin sonucunda karbon, hidrojen ve azot muhtevası kuru ağırlıkça % cinsinden hesaplanmıştır. Atık içerisindeki azot muhtevası düşük miktarlarda tayin edildiğinden elementel analizler içerisinde değerlendirmeye alınmamıştır. Oksijen muhtevası karbon ve hidrojenin toplamının, toplam analiz edilen atık miktarından çıkarılmasıyla elde edilen değer olarak kabul edilmiştir. Aerobik ve anaerobik reaktörlerde depolamadan önce alınan ham katı atık numunelerinde gerçekleştirilen elementel analiz sonuçları Çizelge 6.10'da verilmiştir. Burada görüldüğü gibi depolanan atıkların ihtiva ettiği organik maddenin moleküler formülü $C_{3,7}H_{5,7}O_{3,2}$ olarak tesbit edilmiştir. Bu ifade yaklaşık olarak $C_4H_6O_3$ şeklinde kullanılabilir.

Organik maddenin başlangıçtaki kompozisyonu belirlendikten sonra ayrışma süresince atık gövdesinden alınan numuneler üzerinde de elementel analizler gerçekleştirilmiş ve organik maddenin ayrışması bu analizlere göre değerlendirilmiştir. Aerobik ve anaerobik reaktörlerde başlangıçta ve 100 gün aralıklarla alınan katı atık numunelerinde C muhtevasının zamanla değişimi Şekil 6.55'de verilmiştir.

Çizelge 6.10 Ham katı atıkların elementel analiz sonuçları

Numune Adı	C (%)	H (%)	O(%)	Moleküler Formül
A-1	41.1	5.2	53.7	C _{3,4} H _{5,2} O _{3,4}
A-2	43.4	5.8	50.8	C _{3,6} H _{5,8} O _{3,2}
AN-1	46	6.2	47.8	C _{3,8} H _{6,2} O ₃
AN-2	44.7	5.7	49.6	C _{3,7} H _{5,7} O _{3,1}
Ortalama	44.3	5.7	50.0	C_{3,7}H_{5,7}O_{3,2}



Şekil 6.55 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde C muhtevasının zamanla değişimi

Şekil 6.55'de görüldüğü gibi tüm reaktörlerde organik maddenin başlangıçtaki C muhtevası % 40-45 arasında değişmektedir. A-1 ve A-2 reaktörlerinde nihai durumda C miktarı sırasıyla %22.9 ve %26.8 olarak gerçekleşmiştir. Bu durumda 250 gün sonunda C giderimi bu reaktörler için %44 ve %38 olarak tesbit edilmiştir. AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde başlangıçta %46 ve %44.7 olarak tesbit edilen C muhtevaları 400 gün sonunda %29.6 ve %33.2 olarak belirlenmiştir. Bu durumda C giderimi bu reaktörler için %35 ve %26 olarak hesaplanmıştır.

Katı atıkların düzenli depo sahalarında ayrışmasının genelde birinci derece kinetiğine uyduğu belirlenmiştir. Buna göre aerobik ve anaerobik reaktörlerde C muhtevalarının zamanla değişiminin birinci derece kinetik denklemi olan $\frac{C}{C_0} = e^{-kt}$ ifadesine uygulanması ile elde

edilen ayrışma hız sabiti (k) değerleri Çizelge 6.11'de verilmiştir.

Çizelge 6.11 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde C giderimine ait hız sabitleri

Reaktör	k , hız sabiti (yıl^{-1})
A-1	0.85
A-2	0.70
AN-1	0.40
AN-2	0.27

Bu sonuçlara göre katı atıkların ayrışmasının en hızlı gerçekleştiği reaktör A-1 reaktörü olarak tesbit edilmiştir. A-2, AN-1 ve AN-2 reaktörlerinden elde edilen k , ayrışma hız sabiti değerleri kullanılarak bu reaktörlerde A-1 reaktöründe elde edilen C giderim oranına (%44) ulaşabilmek için gerekli olan süreler hesaplanabilir. Buna göre A-2, AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde bu değere ulaşabilmek için gerekli olan süreler sırasıyla 300, 530 ve 785 gün olarak tesbit edilmiştir. Buradan sızıntı suyu geri devir uygulamasının atıkların aerobik ve anaerobik ayrışma hızları üzerinde önemli bir etkisi olduğu ve aerobik ayrışmanın, ayrışma süresini önemli ölçüde kısalttığı tesbit edilmiştir.

6.4.2 Katı atık özelliklerinin değişimi

Katı atıklar aerobik ve anaerobik reaktörlere doldurulmadan önce alınan ham numuneler ile depolamadan sonraki aşamalarda reaktörlerden alınan numuneler üzerinde atıkların pH, nem muhtevası, TKN, TOC, C/N oranı ve UKM muhtevaları tesbit edilmiştir. Bu analizlerden elde edilen sonuçlar Çizelge 6.12’de verilmiştir. Reaktörlere depolanan atıklar için verilen değerler 4 reaktör için alınan numunelerin ortalaması olarak verilmiştir. Elde edilen deneysel sonuçlara ait değerlendirmeler aşağıda verilmiştir.

6.4.2.1 pH

Aerobik ve anaerobik reaktörlere depolanan atıkların pH değeri başlangıçta 6.1 olarak tesbit edilmiştir. Bütün reaktörlerde pH’da sızıntı suyunda olduğu gibi zamanla bir artış görülmüş ve nihai durumda pH, A-1 ve A-2 reaktörleri için 7.7 ve 8.1; AN-1 ve AN-2 reaktörleri için ise 7.3 ve 7.1 olarak belirlenmiştir. A-1 ve A-2 reaktörlerinde aerobik ayrışma için gerekli olan nötr pH değerlerine depolamadan sonraki 100 gün içinde ulaşılmıştır. AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde bu değerler depolamadan 300 gün sonra tesbit edilmiştir. Bu durumda biyolojik

ayırışma için gerekli olan optimum pH değerlerine aerobik reaktörlerde daha kısa bir sürede ulaşıldığı söylenebilir. Reaktörlerden numune alma periyodu bir miktar uzun seçildiğinden burada geri devirli ve geri devirsiz reaktörler arasındaki fark açıkça görülememektedir.

Çizelge 6.12 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde atık özelliklerinin değişimi

Numune	Gün	pH	Nem (%)	UKM (%)	Kül (%)	TOC (%)	TKN (%)	C/N	$(C/N)_{\text{son}}/(C/N)_{\text{başlangıç}}$
Başlangıç	0	6.11	65	75	25	35	2.04	17.2	
A-1	100	7.52	67	47.8	52.2	23.2	2.36	9.8	
	200	7.35	66	44.2	55.8	21.3	2.38	8.9	0.43
	250	7.71	70	43	57	20.5	2.80	7.3	
A-2	100	7.35	58	55.1	44.9	25.4	2.48	10.2	
	200	7.84	53	47.2	52.8	23.5	3.38	6.95	0.31
	250	8.07	45	46.5	53.5	22.2	4.50	5.3	
AN-1	100	6.38	65	68.2	31.8	31.1	2.12	14.7	
	200	6.84	72	54.3	45.7	25.1	2.06	12.2	
	300	6.75	66	51.5	48.5	24.2	2.48	9.8	
	400	7.30	69	50.8	49.2	23.3	2.26	10.3	
AN-2	100	6.26	62	71.5	28.5	33.6	2.25	15.6	
	200	6.75	60	68.4	31.6	31.8	2.74	11.6	
	300	6.86	58	56.7	43.3	25.7	2.52	10.2	
	400	7.05	54	54.2	45.8	24.2	2.67	9.1	

6.4.2.2 Nem muhtevası

Reaktörlere depolanan katı atıkların başlangıçtaki nem muhtevası %65 olarak tesbit edilmiştir. Bu değer İstanbul Odayeri depolama sahasında depolanan atıkların Demir, vd. (2004) tarafından belirlenmiş olan ortalama nem muhtevalarında ve kompostlaştırma için gerekli olan aralığın üst sınırlarındadır. A-1 ve AN-1 reaktörlerinde sızıntı suyu geri devrinin etkisiyle atıkların nem muhtevalarında bir miktar artış gözlenmiş, geri devirsiz A-2 ve AN-2 reaktörlerindeki su muhtevalarında ise azalma tesbit edilmiştir. A-2 reaktöründe atıkların nem muhtevasında nihai durumda başlangıç değerinden %30 oranında, AN-2 reaktöründe ise 400 gün sonunda %17 oranında bir azalma belirlenmiştir. A-2 reaktöründe azalmanın daha yüksek olmasının sebebi, aerobik ayrışmanın yol açtığı yüksek sıcaklıklardan kaynaklanan buharlaşmadan ileri gelmektedir. Geri devir uygulaması ile ortamda kaybedilen su atık gövdesine tekrar verildiğinden A-1 ve AN-1 reaktörlerinde su muhtevasında önemsiz sayılabilecek bir artış gözlenmiştir.

6.4.2.3 Uçucu katı madde (UKM)

Aerobik ve anaerobik reaktörlere depolanan atıkların başlangıçtaki UKM muhtevası %75 olarak tesbit edilmiştir. A-1 ve A-2 reaktörlerinde kolay ayrışabilen organik maddelerin hızla ayrışması sonucunda UKM nin önemli bir kısmı depolamadan sonraki 100 gün içerisinde giderilmiştir. Bu reaktörlerde UKM 100 gün sonunda % 47.8 ve %55.1; 250 gün sonunda ise % 43 ve %46.5 olarak tesbit edilmiştir. AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde UKM deki azalma depolamadan sonraki 100 gün sonunda her iki reaktörde de çok düşük seviyelerde kalmıştır. UKM deki belirgin azalmalar AN-1 reaktöründe 200 gün sonunda, AN-2 reaktöründe ise 300 gün sonunda tesbit edilmiştir. A-1 ve A-2 reaktörlerinde UKM giderimlerinin 250 gün sonunda % 42.7 ve %38; AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde ise 400 gün sonunda % 32.3 ve %27.7 oranlarında olduğu tesbit edilmiştir. UKM gideriminden elde edilen sonuçlar, geri devirli A-1 ve AN-1 reaktörlerinde geri devirsiz reaktörlere nisbeten UKM gideriminin daha hızlı gerçekleştiğini göstermektedir.

6.4.2.4 TOC

Reaktörlere depolanan atıklarda TOC'un zamanla değişimi, elementel analizlerle elde edilen toplam karbon ve UKM deki değişimlerle benzerlik göstermektedir. Başlangıçta %35 olarak tesbit edilen TOC değeri aerobik reaktörlerde 100 gün sonunda büyük ölçüde azalarak % 23.2 ve %25.4 değerlerine düşmüş, 250 gün sonunda ise % 20.5 ve %22.2 olarak tesbit edilmiştir.

TOC gideriminin büyük bölümünün ilk 100 gün içerisinde gerçekleştiği buradan açıkça görülebilmektedir. AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde 100 gün sonunda TOC değerlerinde önemli bir azalma olmamakla birlikte, AN-1 reaktöründe 200 gün sonunda TOC %25.1; AN-2 reaktöründe ise 300 gün sonunda %25.7 olarak tesbit edilmiştir. Depolamadan 400 gün sonra AN-1 ve AN-2 reaktörlerindeki TOC miktarları ise % 23.3 ve %24.2 olarak tesbit edilmiştir.

6.4.2.5 TKN

Reaktörlere depolanan atıklardaki TKN başlangıçta %2 olarak tesbit edilmiştir. Atık gövdesinden alınan numunelerde kütle kaybından dolayı TKN nin özellikle aerobik reaktörlerde artış eğiliminde olduğu görülmüştür. Anaerobik reaktörlerde bu artışın daha düşük seviyelerde kaldığı gözlenmiştir.

A-1 ve A-2 reaktörlerinde 250 gün sonunda TKN değerleri % 2.80 ve 4.50 olarak belirlenmiştir. A-1 reaktöründe TKN nin A-2 reaktörüne göre bir miktar daha düşük olmasının sebebi, sızıntı suyu geri devrinin etkisinden meydana gelmektedir. AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde TKN zamanla bir miktar artmakla birlikte, bu artış aerobik reaktörlerdeki kadar belirgin değildir.

6.4.2.6 C/N oranı

C/N oranı, özellikle aerobik ayrışma proseslerinde önemli bir parametre olduğundan anaerobik reaktörlerdeki C/N değerleri bu kısımda değerlendirilmemiştir.

Hızlı bir ayrışmanın meydana gelebilmesi için başlangıç C/N oranının 20-35 olması önerilmektedir (Epstein, 1997; Graves ve Hattamer, 2000). Bununla birlikte C/N oranının kullanılması bazı durumlarda yanıltıcı olabilmektedir. Örneğin, ligninin C içeriği yüksek olmakla birlikte mikroorganizmalar için iyi bir besi kaynağı değildir (Aydın ve Kocasoy, 2002). Aydın ve Kocasoy (2002), Tosun, (2003) ve Arıkan, (2003) gibi araştırmacılar stabilizasyon göstergesi olarak $(C/N)_{\text{son}}/(C/N)_{\text{başlangıç}}$ parametresini kullanmışlardır. Bu çalışmada da, aerobik ayrışma işleminin en önemli göstergelerinden biri olan C/N oranı, ayrışmanın başlangıcında 17.2 gibi nisbeten düşük değerlerde belirlendiğinden $(C/N)_{\text{son}}/(C/N)_{\text{başlangıç}}$ oranı kullanılmıştır. C/N oranı A-1 ve A-2 reaktörlerinde depolamadan sonra hızla azalmıştır. Bu azalma diğer parametrelerde olduğu gibi ilk 100 günde hızlı bir şekilde gerçekleşmiş, daha sonra meydana gelen azalma daha yavaş bir şekilde gerçekleşmiştir.

C/N oranı A-1 reaktöründe depolamadan 100 gün sonra 9.8; 250 gün sonra ise 7.3; A-2 reaktöründe ise 100 gün sonunda 10.2; 250 gün sonunda ise 5.3 olarak tesbit edilmiştir. $(C/N)_{\text{son}}/(C/N)_{\text{başlangıç}}$ oranı A-1 ve A-2 reaktörlerinde 0.43 ve 0.31 olarak tesbit edilmiştir. A-1 reaktöründe belirlenen $(C/N)_{\text{son}}/(C/N)_{\text{başlangıç}}$ değeri Tosun (2003) tarafından belirlenen değerlerle uygunluk içerisinde iken, A-2 reaktöründen elde edilen sonuç, azot miktarının yüksek olması sebebiyle literatürde verilen değerlerin altında kalmıştır.

6.4.3 Stabilite indeksi (SI)

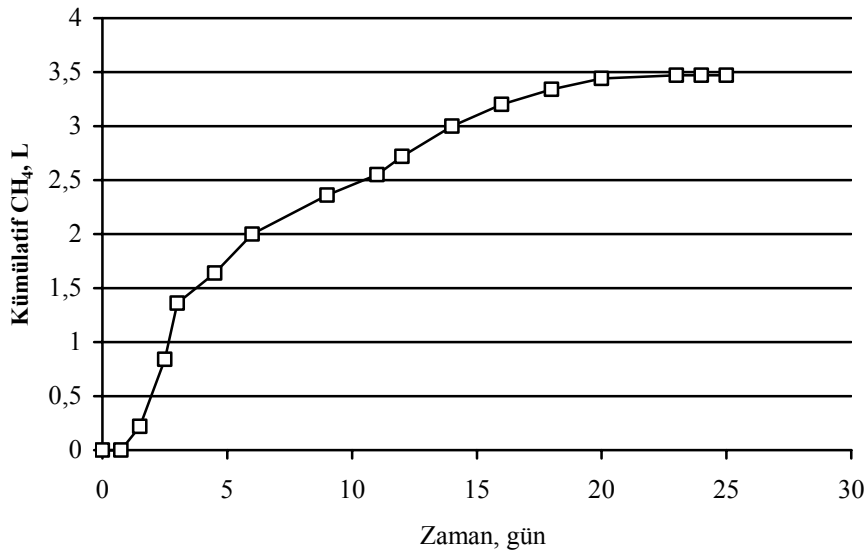
Aerobik biyolojik aktivitenin derecesini gösteren stabilite indeksi (SI) $\text{mg O}_2/\text{g UKM/st}$ olarak hesaplanmıştır. SI parametresinin henüz ayrışmamış ham katı atıklarda tayin edilmesi uygun olmadığından A-1 ve A-2 reaktörlerinde depolamadan sonra gövdeden alınan numunelerde SI tayin edilmiştir. Katı atık numunelerinde yapılan SI analizlerinden elde edilen sonuçlar Çizelge 6.13’de verilmiştir. Depolamadan sonraki 100 gün sonunda SI, A-1 reaktöründe 1.09; A-2 reaktöründe ise 1.23 olarak tesbit edilmiştir. Epstein (1997) ve Das, vd. (2002) $1-1.5 \text{ mg O}_2 / \text{g UKM} / \text{st}$ arasında değişen SI değerlerine sahip kompostun kısmen stabilize olduğunu, $1 \text{ mg O}_2 / \text{g UKM} / \text{st}$ den küçük SI değerlerindeki kompostun ise stabil olduğunu belirtmişlerdir. Buna göre A-1 ve A-2 reaktörlerinden elde edilen sonuçlar 100 gün sonunda her iki reaktörde de tam stabilizasyonun gerçekleşmediğini, ancak stabilizasyona yakın değerlerde olduklarını göstermektedir. A-1 reaktöründe SI’nın sınır değer olarak kabul edilen $1 \text{ mg O}_2/\text{g UKM/st}$ değerine daha yakın olması geri devirden dolayı bu reaktörde daha hızlı bir ayrışma meydana geldiğini ve stabilizasyonun daha kısa sürede sağlandığını göstermektedir. Depolamadan 200 gün sonra yapılan ölçümlerde her iki reaktörde de SI değerlerinin $1 \text{ mg O}_2 / \text{g UKM} / \text{st}$ değerinin altında ve stabil olduğu tesbit edilmiştir. Substrat kullanımının yüksek olması ortama daha fazla oksijen verilmesini gerektirirken, bu durumda atık maddenin stabilize olmadığı söylenebilir. Stabilite indeksi $SI = 1 \text{ mg/g/saatten}$ daha düşük olan aerobik kompostun stabil olduğu, 2 mg/g/saatten büyük SI değerlerinde ise henüz ayrışmanın tamamlanmadığı söylenebilir (Epstein, 1997).

Çizelge 6.13 A-1 ve A-2 reaktörlerinde UKM ve SI parametrelerinin zamanla değişimi

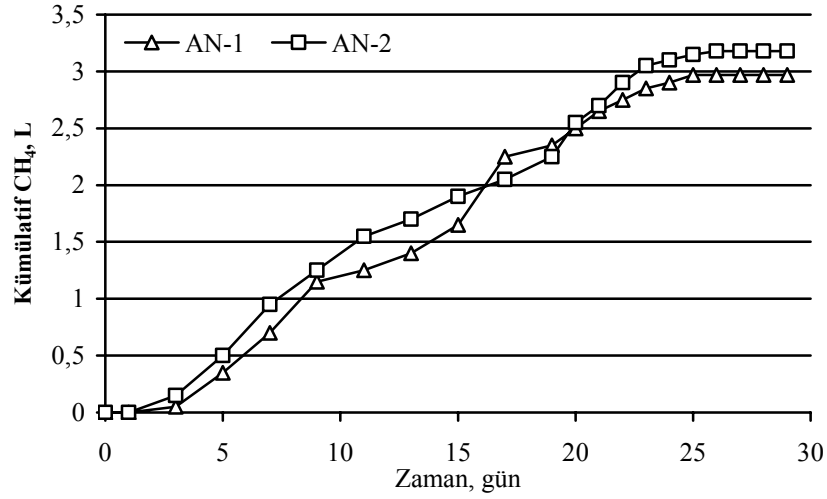
Zaman, gün	A-1		A-2	
	UKM (%)	SI (mg O ₂ /g UKM/st)	UKM (%)	SI (mg O ₂ /g UKM/st)
100	47.8	1.09	55.1	1.23
200	44.2	0.85	47.2	0.73
250	43.0	0.81	46.5	0.69

6.4.4 Biyolojik metan potansiyeli (BMP)

BMP testi AN-1 ve AN-2 reaktörlerinden alınan atık numuneleri üzerinde gerçekleştirilmiştir. Atıkların başlangıçtaki BMP'ni belirlemek için reaktörlere depolama yapılmadan önce katı atıklarda BMP deneyi yapılmış ve anaerobik kesikli reaktörlerde 10 g kuru atık için oluşan kümülatif CH₄ değerleri Şekil 6.56'da verilmiştir. Buradan 10 g kuru atık için başlangıç BMP değerinin 3.47 L olduğu görülmektedir.

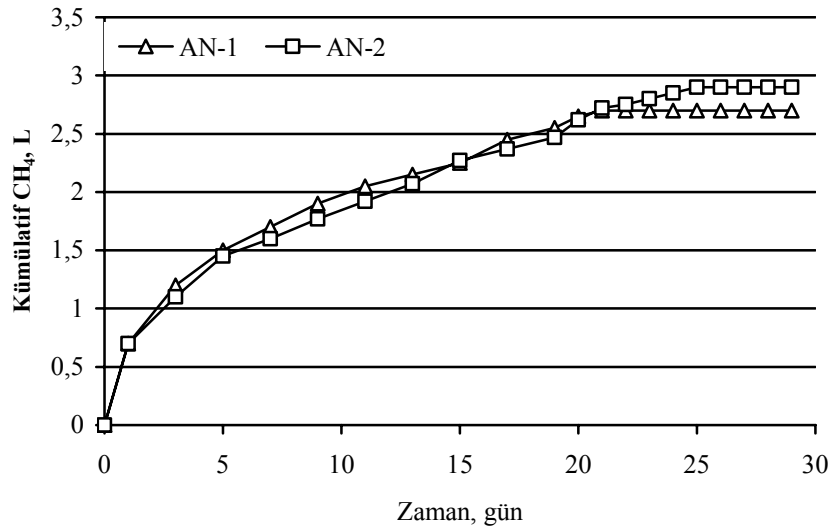
Şekil 6.56 10 g ham kuru katı atık için kümülatif CH₄ oluşumu

Atıkların reaktörlere depolanmasından 100 gün sonra AN-1 reaktöründen alınan atık numunelerinin BMP değerleri Şekil 6.57'de verilmiş ve 10 g kuru atık için BMP değerleri sırasıyla 2.97 L ve 3.18 L olarak tesbit edilmiştir.



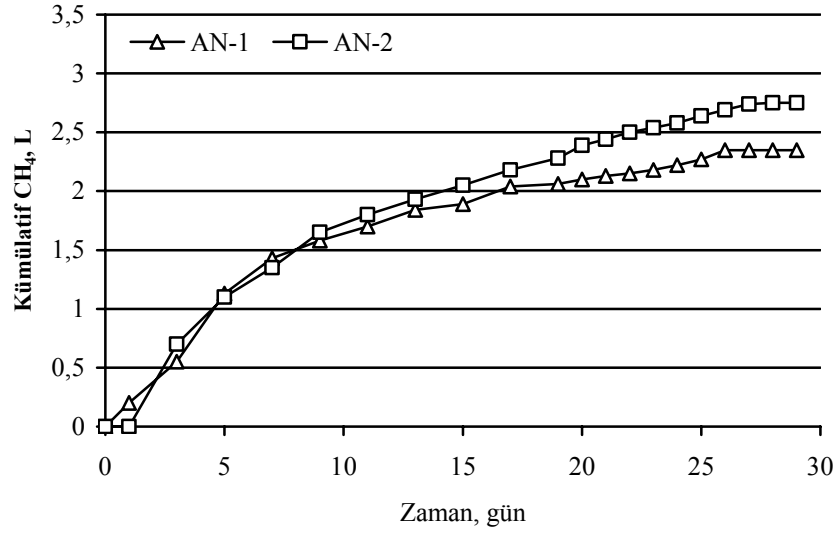
Şekil 6.57 Depolamadan 100 gün sonra AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde 10 g kuru katı atık için BMP değerleri

Depolamadan 200 gün sonra atık gövdesinden alınan numunelerde yapılan BMP testlerinden elde edilen sonuçlar Şekil 6.58’de verilmiştir. 200 gün sonunda AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde 10 g kuru katı atık için BMP değerleri sırasıyla 2.7 L ve 2.9 L olarak tesbit edilmiştir.



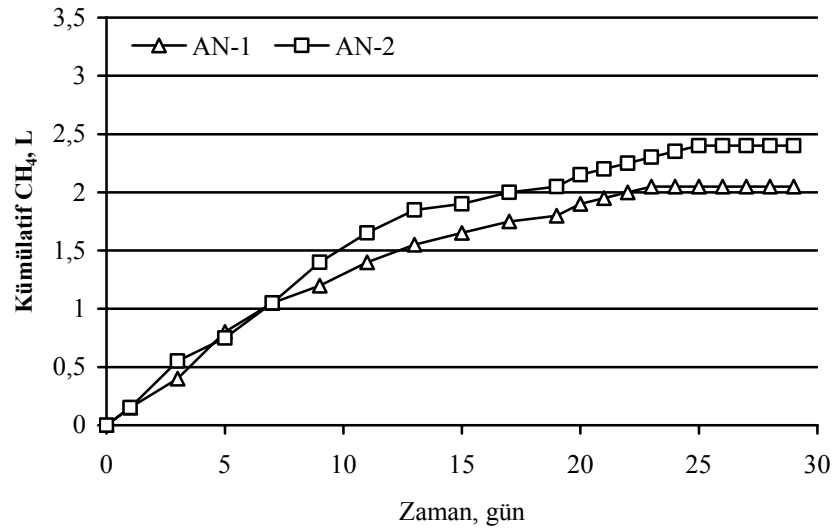
Şekil 6.58 Depolamadan 200 gün sonra AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde 10 g kuru katı atık için BMP değerleri

Atıkların reaktörlere depolanmasından 300 gün sonra alınan numunelerde yapılan analizlere göre AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde BMP değerleri sırasıyla 2.35 L ve 2.75 L olarak tesbit edilmiş ve sonuçlar Şekil 6.59’da verilmiştir.



Şekil 6.59 Depolamadan 300 gün sonra AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde 10 g kuru katı atık için BMP değerleri

Depolamadan 400 gün sonra AN-1 ve AN-2 reaktörlerinden alınan numunelerde yapılan BMP analizlerinin sonuçları Şekil 6.60'da verilmiştir. Bu sonuçlara göre AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde 10 g kuru katı atık için BMP değerleri sırasıyla 2,05 L ve 2,4 L olarak tesbit edilmiştir.



Şekil 6.60 Depolamadan 400 gün sonra AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde 10 g kuru katı atık için BMP değerleri

Anaerobik reaktörlere depolanan atıklar üzerinde 400 gün boyunca yapılan BMP analizlerinden elde edilen sonuçlar Çizelge 6.14'de verilmiştir.

Çizelge 6.14 BMP deneylerinden elde edilen sonuçlar

Depolamadan itibaren geçen süre, gün	BMP değerleri (L CH ₄ /10 g kuru atık)	
	AN-1	AN-2
0	3.47	3.47
100	2.97	3.18
200	2.70	2.90
300	2.35	2.75
400	2.05	2.40

Atıkların anaerobik ayrışma hızı ve verimi nem muhtevası ve organik madde muhtevası gibi faktörlere önemli ölçüde bağlıdır (Gurijala vd., 1997). Evsel katı atıkların anaerobik ayrışmasında hidroliz safhası hız kısıtlayıcı bir kademedir (Palmowski ve Muller, 2000). Ancak bu çalışmada reaktörlerden alınan organik maddeler, BMP deneyleri için kimyasal olarak ön hidroliz işlemine tabi tutulmuş ve böylece hidroliz aşamasının hız sınırlandıran bir kademe olması engellenmiştir. Ön hidroliz işlemi, yüksek molekül ağırlıklı organik maddelerin anaerobik olarak daha kolay ayrışan düşük molekül ağırlıklı organiklere dönüşmesini sağlamaktadır. Bu yüzden atıkların biyolojik metan potansiyelinin depo yaşına bağlı olarak değişimi 1. Mertebe Kinetiğine göre azaldığı kabul edilerek; her iki reaktör için 1. Mertebe kinetik katsayısı elde edilmiştir.

Katı atıkların ayrışmasının 1. mertebe kinetiğine göre gerçekleştiği kabul edilerek, AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde atık ayrışma hızı katsayıları BMP testinden elde edilen sonuçlara göre aşağıdaki gibi hesaplanmıştır.

$$Y_{\mu} = Y \times \exp(-k \times t) \quad 6.2$$

Burada;

Y : Başlangıçtaki metan potansiyelini (L/10 g kuru atık),

Y_μ : Kalan metan potansiyelini (L/10 g kuru atık),

t : Depolamadan itibaren geçen süreyi (yıl),

k : 1. mertebe kinetik katsayısını (yıl⁻¹) göstermektedir.

Anaerobik reaktörlerin numune alma noktalarından alınan numunelerin 1. Mertebe kinetik katsayıları hesaplanmış ve elde edilen sonuçlar Çizelge 6.15’de verilmiştir. AN-1 ve AN-2 reaktörleri için atık gövdesinden alınan her bir numune periyodu için kinetik katsayılar hesaplandıktan sonra ortalamaları alınmış ve k katsayısı AN-1 reaktörü için 0.495 yıl^{-1} , AN-2 reaktörü için 0.316 yıl^{-1} olarak hesaplanmıştır.

Çizelge 6.15 Aaerobik reaktörlerde BMP için I. Mertebe kinetik katsayıları

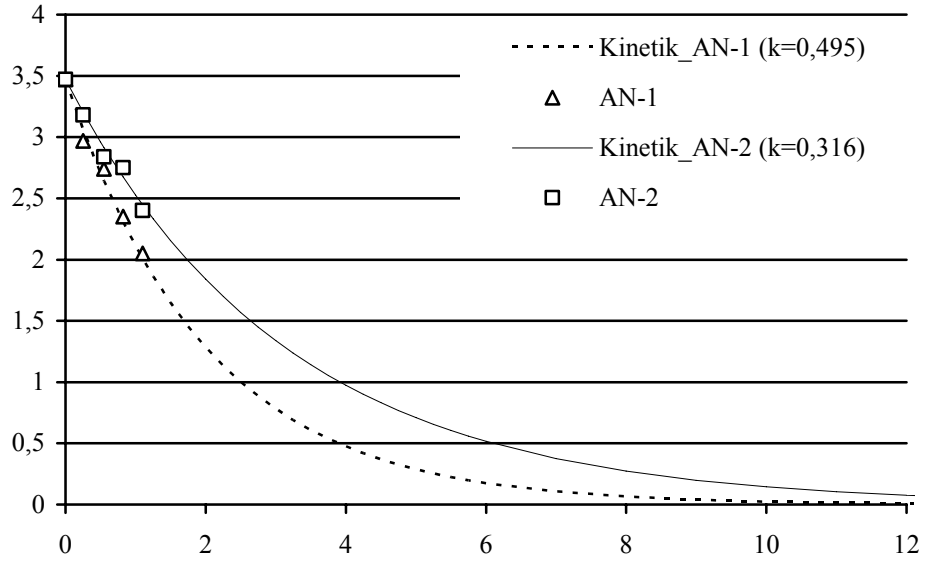
Depolamadan itibaren geçen süre (t), yıl	$k_{AN-1}, \text{yıl}^{-1}$	$k_{AN-2}, \text{yıl}^{-1}$
0	-	-
0.27	0.568	0.318
0.55	0.458	0.327
0.82	0.474	0.283
1.10	0.480	0.336
Ortalama	0.495	0.316

AN-1 ve AN-2 reaktörleri için 1. mertebe ayrışma hızı katsayısı ve deney sonuçlarına göre elde edilen BMP değerlerinin değişimi Şekil 6.61’de verilmiştir. BMP deneylerinden elde edilen sonuçlar kullanılarak 1.5 yıl sonunda geri devirli AN-1 reaktöründe kalan metan potansiyeli 1. mertebe kinetiğine göre,

$$Y_{\mu} = 3.47 \times \exp(-0.495 \times 1.5) = 1.65 \text{ L}$$

olarak hesaplanabilir. Buna göre 1.65 L değerine AN-2 reaktöründe;
 $1.65 = 3.47 \times \exp(-0.316 \times t) \Rightarrow t = 2.35 \text{ yıl}$

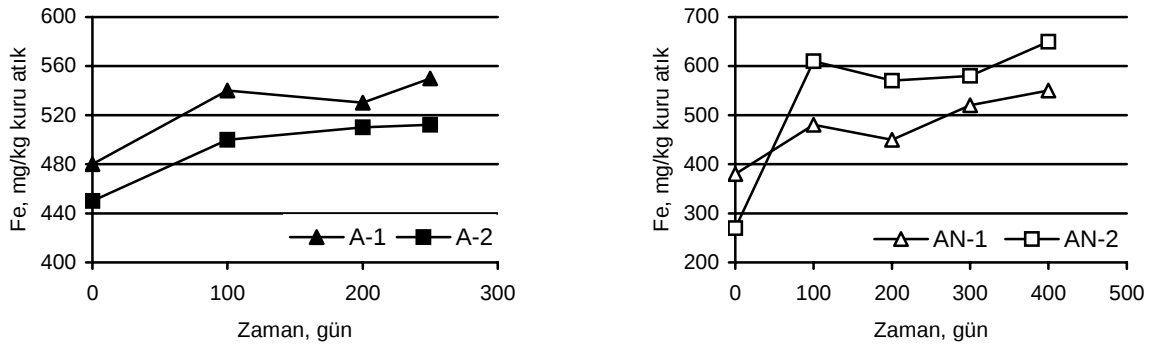
sonra ulaşılabacaktır. Buradan, sızıntı suyu geri devrinin atıkların ayrışma hızını önemli ölçüde artırdığı görülmektedir.



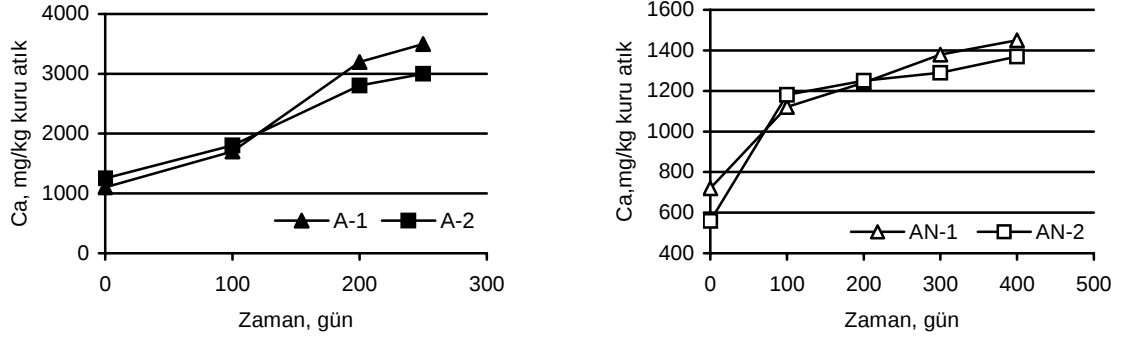
Şekil 6.61 AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde BMP'nin zamanla değişimi

6.4.5 Alkali metal ve ağır metaller

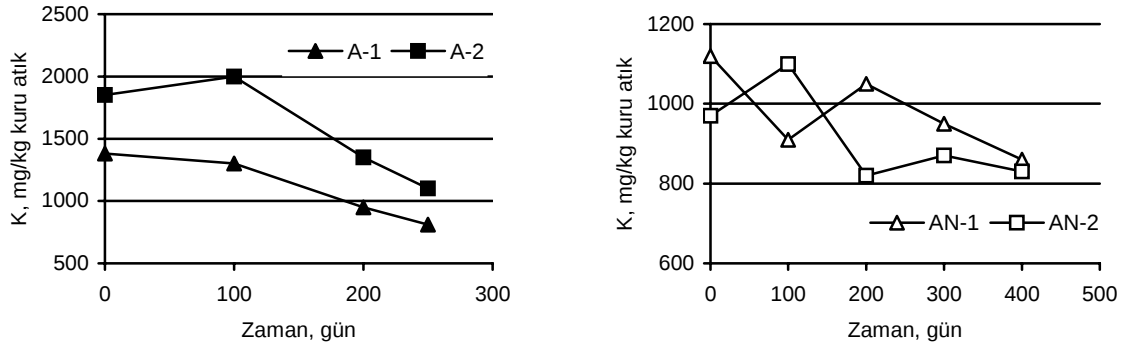
Aerobik ve anaerobik reaktörlerde başlangıçta ve depolamadan sonra atık gövdesinden alınan numunelerde sızıntı suyunda izlenen alkali ve ağır metaller incelenmiştir. Aerobik ve anaerobik reaktörlerden alınan katı atık numunelerinde Fe, Ca, K ve Na konsantrasyonlarının zamanla değişimi Şekil 6.62-Şekil 6.65'de verilmiştir.



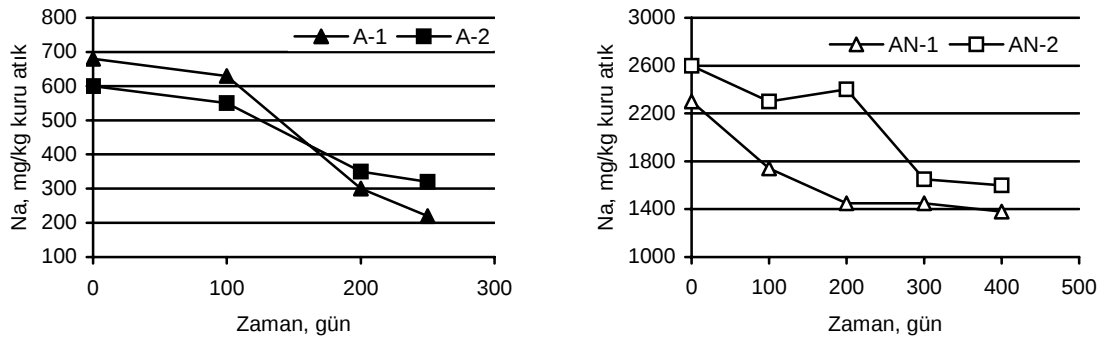
Şekil 6.62 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde Fe konsantrasyonlarının değişimi



Şekil 6.63 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde Ca konsantrasyonlarının değişimi



Şekil 6.64 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde K konsantrasyonlarının değişimi



Şekil 6.65 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde Na konsantrasyonlarının değişimi

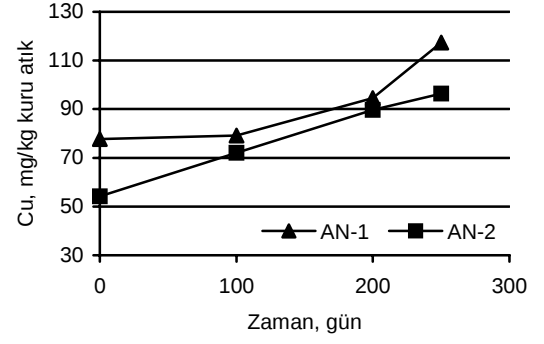
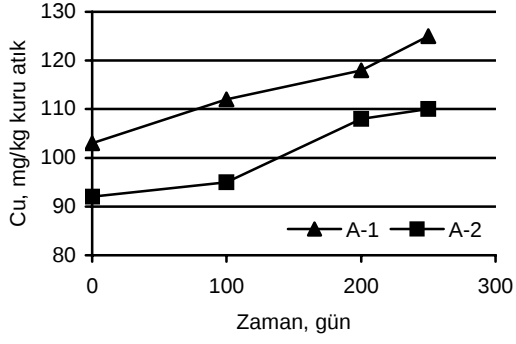
A-1 ve A-2 reaktörlerinde Fe konsantrasyonları ham katı atıkta sırasıyla 480 ve 450 mg/kg olarak tesbit edilmiştir. Depolamadan 100 gün sonra Fe konsantrasyonu A-1 reaktöründe 540 mg/kg, A-2 reaktöründe ise 500 mg/kg olarak tesbit edilmiştir. Bu aşamadan sonra reaktörlerdeki Fe konsantrasyonlarında önemli bir değişim olmayıp 250 gün sonunda sırasıyla

550 ve 512 mg/kg konsantrasyonları belirlenmiştir. Aerobik reaktörlerde olduğu gibi AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde de Fe konsantrasyonlarında zamanla az miktarda bir artış olduğu gözlenmiştir. Başlangıçta sırasıyla 380 ve 270 mg/kg olarak tesbit edilen Fe konsantrasyonları 400 gün sonunda 550 ve 650 mg/kg olarak tesbit edilmiştir.

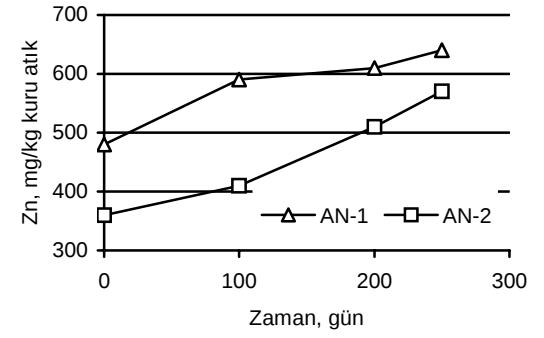
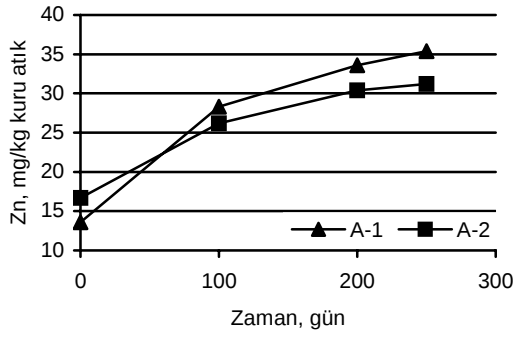
Aerobik reaktörlerde ham katı atıkların Ca konsantrasyonları yaklaşık olarak birbirine eşit ve 1200 mg/kg olarak tesbit edilmiş, zamanla sızıntı suyunda Ca konsantrasyonlarının, çökeltme sonucunda azalması ile atık gövdesinde Ca konsantrasyonlarında bir miktar artış görülmüş ve 250 gün sonunda sırasıyla 3500 ve 3000 mg/kg olarak belirlenmiştir. AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde başlangıçta sırasıyla 720 ve 560 mg/kg olan Ca konsantrasyonları, aerobik reaktörlerindeki benzer bir şekilde bir miktar artışla 400 gün sonunda her iki reaktörde de yaklaşık 1400 mg/kg olarak tesbit edilmiştir.

K ve Na'un kompleks oluşturma ve çökeltme özellikleri düşük, çözünürlükleri ise yüksek olduğundan bu elementlerin atık gövdesinde sızıntı suyunda görülen eğilime zıt olarak zamanla azaldığı tesbit edilmiştir. A-1 ve A-2 reaktörlerinde K konsantrasyonu başlangıçta 1400 ve 1850 mg/kg iken 250 gün sonunda 800 ve 1100 mg/kg değerlerine, Na konsantrasyonları ise başlangıçta 680 ve 600 mg/kg iken 220 ve 320 mg/kg değerlerine inmiştir. AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde de benzer şekilde K konsantrasyonları başlangıçta sırasıyla 1120 ve 970 mg/kg iken 400 gün sonunda 860 ve 830 mg/kg, Na konsantrasyonları ise başlangıçta 2300 ve 2600 mg/kg iken 400 gün sonunda 1380 ve 1600 mg/kg olarak tesbit edilmiştir.

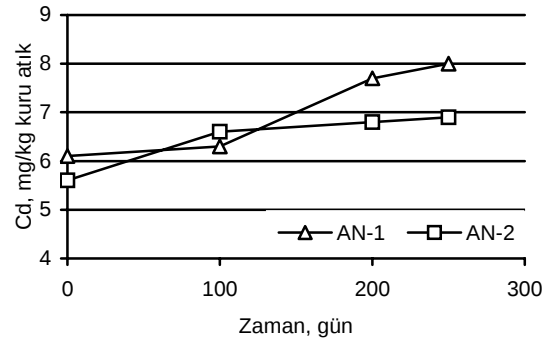
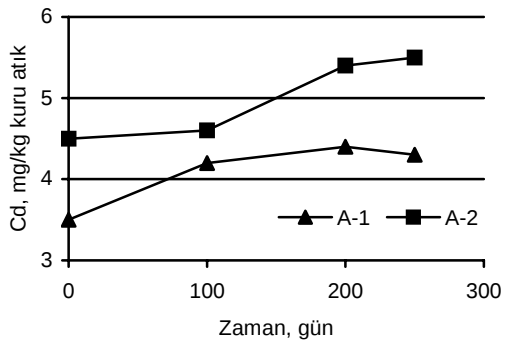
Sızıntı suyunda izlenen ağır metaller olan Cu, Zn, Cd, Cr, Pb ve Ni konsantrasyonları, gerek başlangıçta, gerekse depolamadan sonra atık gövdesinden alınan katı atık numunelerinde izlenmiş ve sonuçlar Şekil 6.66-Şekil 6.71'de verilmiştir. Katı atıklarda incelenen tüm ağır metal konsantrasyonlarında zamanla bir miktar artış olduğu görülmüştür. Fang ve Wong (1999), Tosun (2003), ve Arıkan (2003), tarafından yapılan çalışmalarda da benzer sonuçlar elde edilmiş ve katı atıklarda metal konsantrasyonlarında meydana gelen bu artışın kütle kaybından ileri geldiği tesbit edilmiştir.



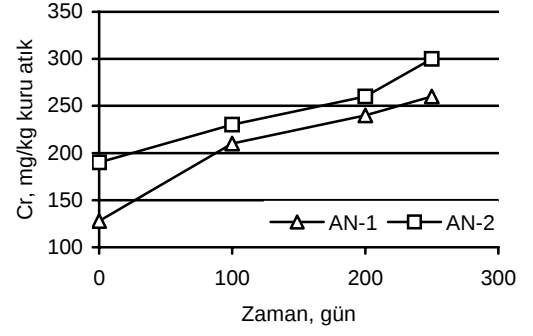
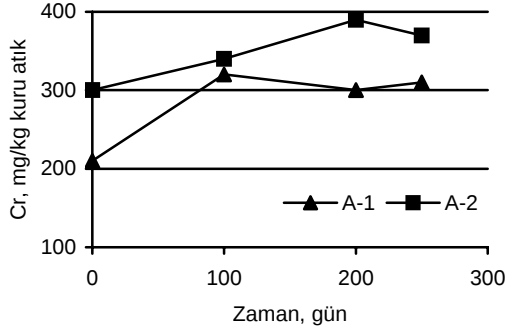
Şekil 6.66 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde Cu konsantrasyonlarının değişimi



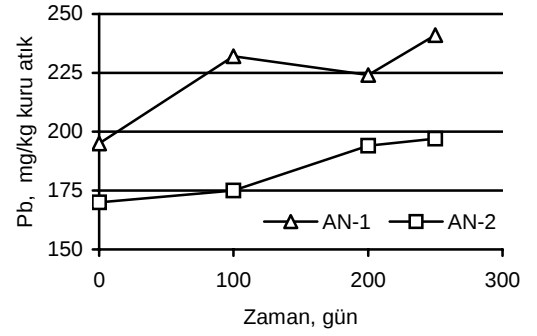
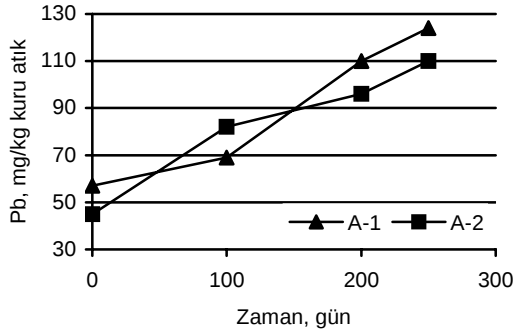
Şekil 6.67 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde Zn konsantrasyonlarının değişimi



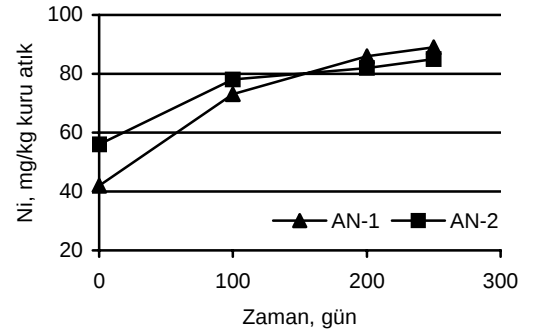
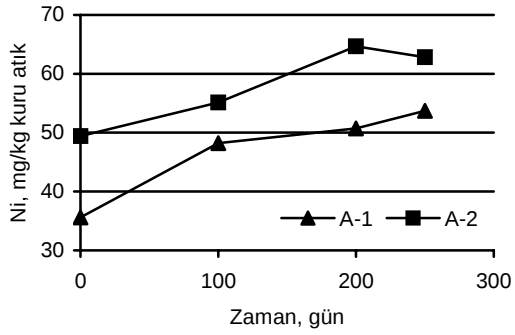
Şekil 6.68 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde Cd konsantrasyonlarının değişimi



Şekil 6.69 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde Cr konsantrasyonlarının değişimi



Şekil 6.70 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde Pb konsantrasyonlarının değişimi



Şekil 6.71 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde Ni konsantrasyonlarının değişimi

6.4.6 Kütle ve hacim kaybı

Katı atıkların aerobik veya anaerobik ayrışması sürecinde, sızma ve buharlaşma ile meydana gelen su kayıpları ve organik maddenin ayrışması kütle kaybına sebep olmaktadır. Kütle kayıpları ve malzemelerin boyutunda meydana gelen azalmalar, beraberinde hacim azalmalarını da getirmektedir.

Reaktörlere atıkların doldurulduğu etkin hacim ve reaktörlere doldurulan atık miktarı başlangıçta belirlenmiştir. Aerobik reaktörlerde 250 gün sonunda ayrışmanın tamamlanması ve reaktörlerin boşaltılması sırasında atık yüksekliği ölçülerek hacimsel azalma, nihai ürün kütlesi ölçülerek de kütlesel azalma tesbit edilmiştir.

A-1 ve A-2 reaktörlerinde 250 gün sonunda ayrışma tamamlanıp reaktörler açıldıktan sonra reaktörün üst tarafından atık gövdesinde meydana gelen çökme miktarı ölçülmüş ve A-1 reaktöründe 73 cm, A-2 reaktöründe ise 58 cm çökme meydana geldiği tesbit edilmiştir. Atık yüksekliğinde meydana gelen bu azalma miktarı hacimsel olarak ifade edildiğinde A-1 ve A-2 reaktörlerindeki hacimsel azalmanın 0.143 m^3 ve 0.114 m^3 olduğu belirlenmiştir. Her iki reaktörün etkin hacmi 0.334 m^3 olarak hesaplandığından ( izelge 5.2) meydana gelen hacimsel azalmalar A-1 ve A-2 reaktörleri için sırasıyla %43 ve %34 olarak tesbit edilmiştir. Atık miktarının her geçen gün arttığı ve depolama yapılabilecek alanların sınırlı olmasından dolayı meydana gelen hızlı ve önemli sayılabilecek hacimsel kayıplarla, bir miktar daha atığın depolanabilmesi için ilave saha teşekkül etmiş olacaktır.

Reaktörlerdeki atık yüksekliğinde meydana gelen azalmanın tesbitinden sonra reaktörler boşaltılmış ve çıkan nihai ürün tartılarak kütlesel kayıplar hesaplanmıştır. Buna göre A-1 reaktöründe nihai ürünün kütlesi 53 kg, A-2 reaktöründe ise 39 kg olarak belirlenmiştir. A-1 ve A-2 reaktörlere depolanan atık miktarları sırasıyla 179 ve 174 kg dır. Buna göre meydana gelen kütle kaybı A-1 ve A-2 reaktörlerinde sırasıyla 126 ve 135 kg dır. Bu değerler reaktörlere depolanan atık miktarlarına oranlandığında kütlesel kayıplar sırasıyla %70 ve %78 olarak belirlenmiştir. Ancak, sızıntı suyu geri devir uygulaması dolayısıyla her iki reaktörde nem muhtevaları bakımından önemli bir fark olduğundan bu sonuçlar yanıltıcı olabilir. Bu sebeple, yaş ağırlık yerine reaktörlerde başlangıçta ve sondaki kuru madde cinsinden kütle kaybının hesaplanması daha doğru olacaktır. Buna göre, reaktörlere başlangıçta depolanan katı atıkların kuru ağırlıkları,  izelge 6.12’de verilen atıkların nem muhtevaları göz önüne alınarak hesaplandığından A-1 ve A-2 reaktörleri için sırasıyla 62.7 ve 60.9 kg olarak belirlenmiş olur. Nihai ürünün nem muhtevası ve ağırlığı göz önüne alınarak A-1 ve A-2

reaktörlerinde nihai durumdaki atıkların kuru ağırlıkları sırasıyla 15.9 kg ve 21.5 kg kuru atık olarak hesaplanır. Bu durumda kuru ağırlık bazında reaktörlerde meydana gelen kayıplar 46.8 kg ve 39.4 kg olarak hesap edilir. Bu sonuçlara göre, A-1 ve A-2 reaktörlerinde %75 ve %65 oranında kuru ağırlıkça kütle kaybı meydana geldiği tesbit edilmiştir.

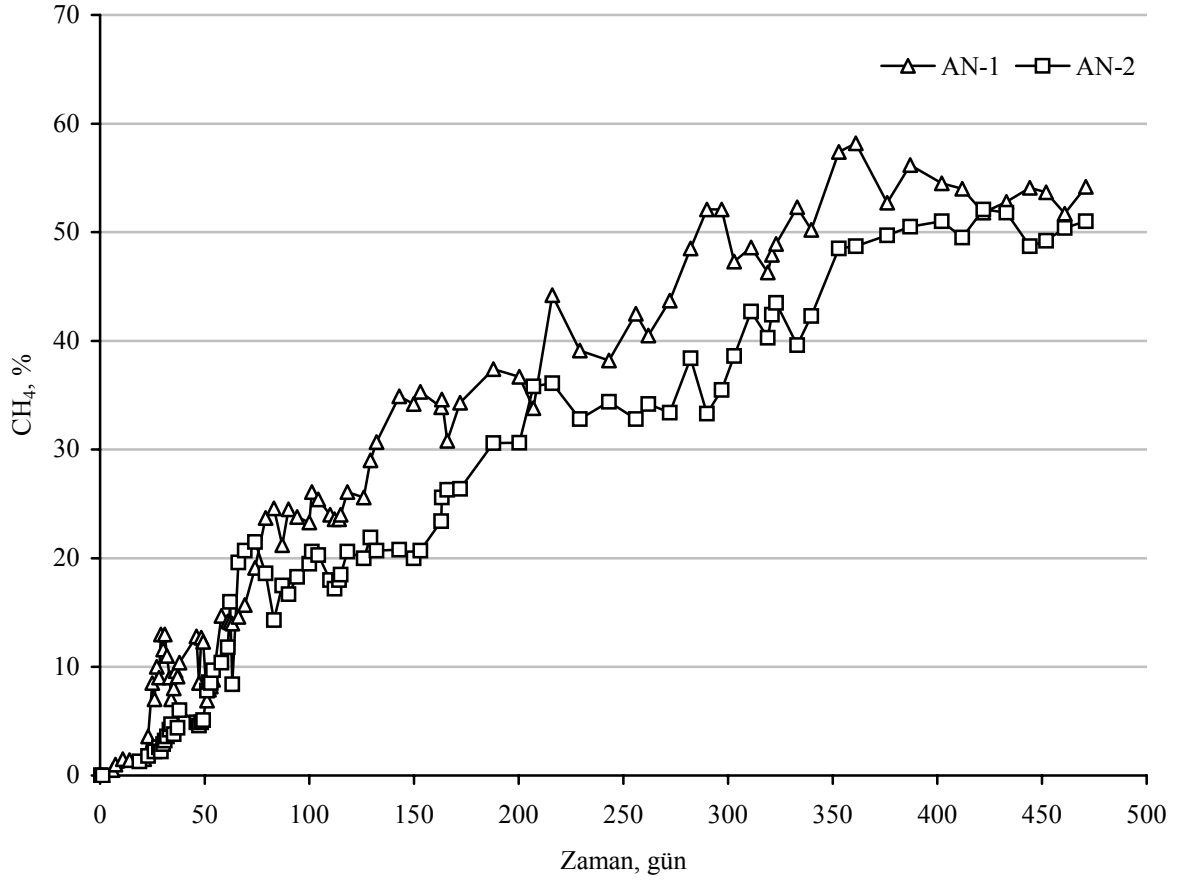
Gerek kütsel ve gerekse hacimsel kayıplar, sızıntı suyu geri devrinin, atıkların daha fazla sıkışmasını ve atık stabilizasyonunun daha verimli gerçekleşmesini sağladığının birer göstergesidir.

6.5 Depo Gazı Analizleri

Katı atıkların düzenli depo sahalarında aerobik ve anaerobik ayrışmasının etkisinin incelendiği bu çalışmada, aerobik reaktörlerde verilen hava miktarı ile oluşan CO₂ bileşeni kontrol edilmiştir. Aerobik reaktörlerde metan oluşumunu engellemek ve ortamdaki O₂ ve CO₂ miktarlarını literatürde verilen seviyelerde tutmak için reaktörlere verilen hava miktarı ayarlanmıştır. Bu nedenle çıkış gazındaki CO₂ ve CH₄ bileşenlerinde önemsiz sayılabilecek değişimler olduğundan sonuçlar burada verilmemiştir.

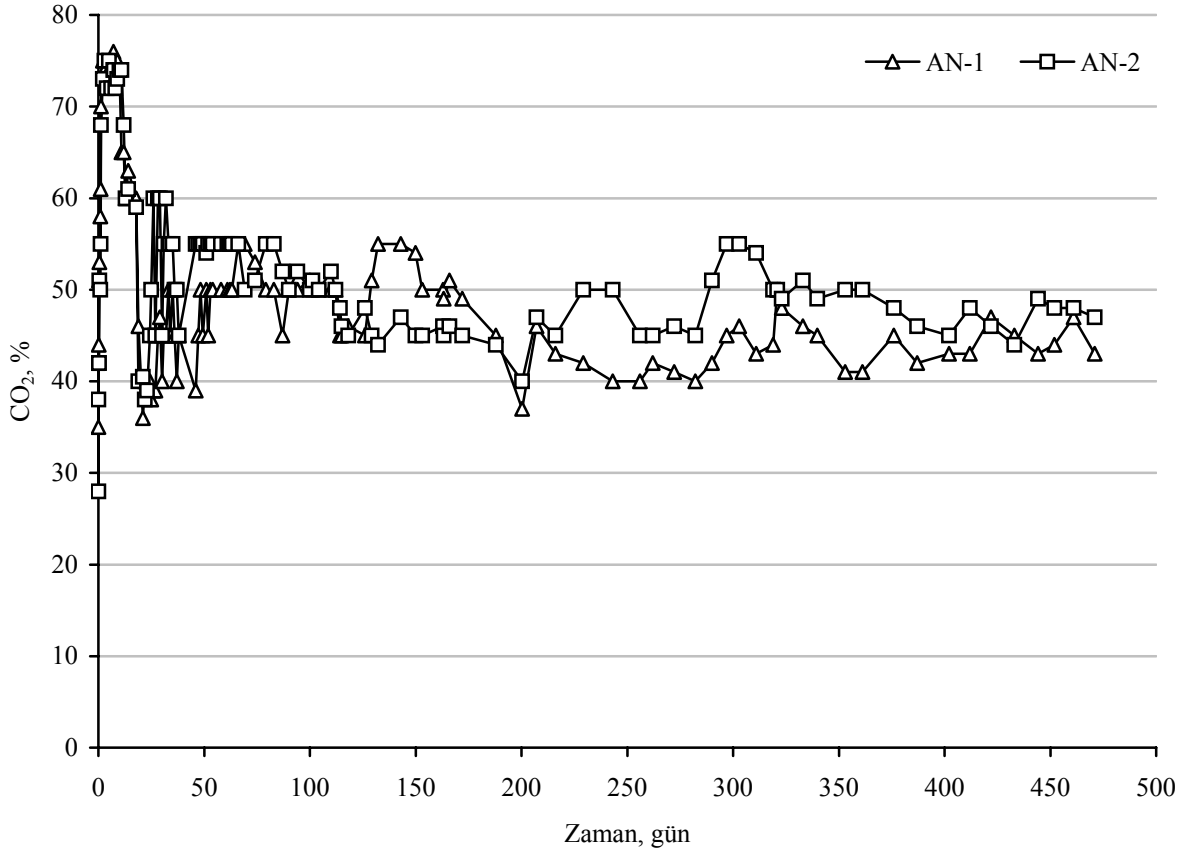
Atıkların anaerobik depo sahalarında ayrışması sonucu oluşan depo gazının çok önemli bir kısmını CO₂ ve CH₄ oluşturmaktadır. Atıkların maruz kaldığı ilk ayrışma şekli olan aerobik ayrışma depo sahası içerisinde sınırlı miktardaki oksijen tükenene kadar süren ve atık ayrışması için yüksek miktarda oksijen gerektiren bir fazdır. Bu safhada depo gazının CO₂ bileşeni oldukça yüksektir. Depo ortamında oksijen tükendiğinde anaerobik şartların oluşmaya başlaması ile depo gazındaki CH₄ yüzdesi de artmaya başlar. Bu arada ortamda oksijenin tükenmeye başlaması ile H₂S gazı da ppm mertebesinde oluşur.

Anaerobik reaktörlerde oluşan ve depo gazında izlenen CH₄, CO₂, O₂ ve H₂S parametrelerinin zamanla değişimleri Şekil 6.72 -Şekil 6.75’de verilmiştir.



Şekil 6.72 Depo gazında CH₄ bileşeninin değişimi

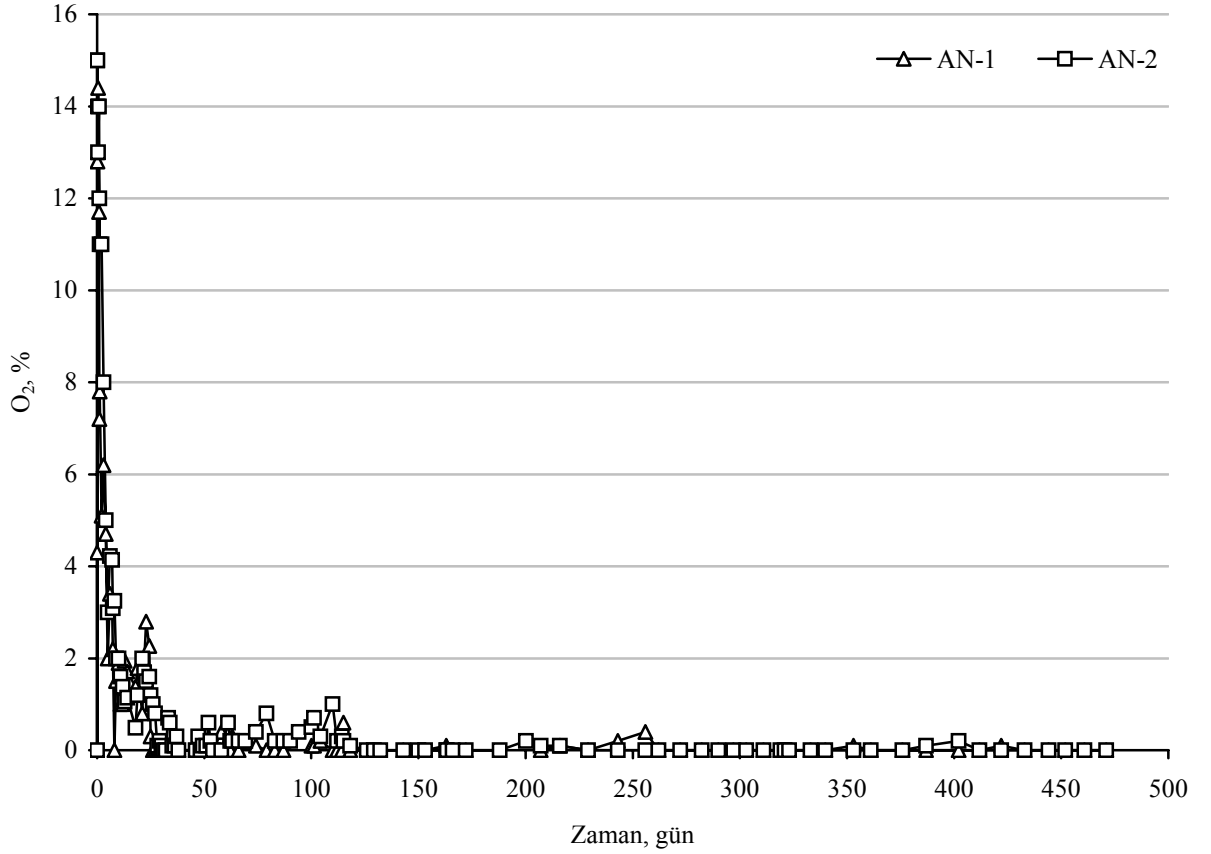
Şekil 6.72’de AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde oluşan depo gazının CH₄ bileşeni verilmiştir. Her iki reaktörde de depo gazındaki CH₄ miktarları arasında başlangıçta önemli bir fark olmayıp 0-%20 arasında değişmektedir. Depolamadan 100 gün sonra sızıntı suyu geri devrinin etkisiyle AN-1 reaktöründe oluşan depo gazında CH₄ miktarı yükselmeye başlamış ve 200 gün sonunda %40, 280 gün sonunda ise %50 değerlerine ulaşmış ve bundan sonraki günlerde de %50-55 arasında değişen miktarlarda seyretmiştir. AN-2 reaktöründe depo gazındaki CH₄’ın %40 değerine ulaşması 300 gün, %50 değerlerine ulaşması ise depolamadan yaklaşık 400 gün sonra gerçekleşmiştir. AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde oluşan depo gazındaki CH₄ bileşeninin zamana bağlı olarak değişiminde gözlenen bu fark, AN-1 reaktöründe atıkların ayrışmasının daha hızlı gerçekleştiğini ve metan safhasına daha kısa sürede ulaşıldığını göstermektedir.



Şekil 6.73 Depo gazında CO₂ bileşeninin değişimi

Anaerobik düzenli depo sahalarında atıkların depolanmasından sonra mevcut O₂'nin tükenmesiyle birlikte anaerobik faaliyetin baskın olduğu faz başlar. Organik asitlerin oluşmaya başlamasıyla daha belirgin miktarlarda CO₂ üretilmeye başlar ve anaerobik ayrışma safhası başlamış olur. CO₂'in ulaşabileceği maksimum değer hacimce % 70-90 arasında değişir. Bu değerlere atık depolandıktan 11-40 gün sonra ulaşılabilir.

Şekil 6.73'de görüldüğü gibi AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde depolamadan sonraki 50 gün boyunca depo gazındaki CO₂ miktarı % 50-70 arasında tesbit edilmiş, bundan sonra 150 gün sonuna kadar % 50 civarında belirlenmiştir. Bu safhadan sonra metan safhasına geçişle birlikte her iki reaktörde de depo gazındaki CO₂ miktarı %40-50 arasında değişen oranlarda tesbit edilmiştir.



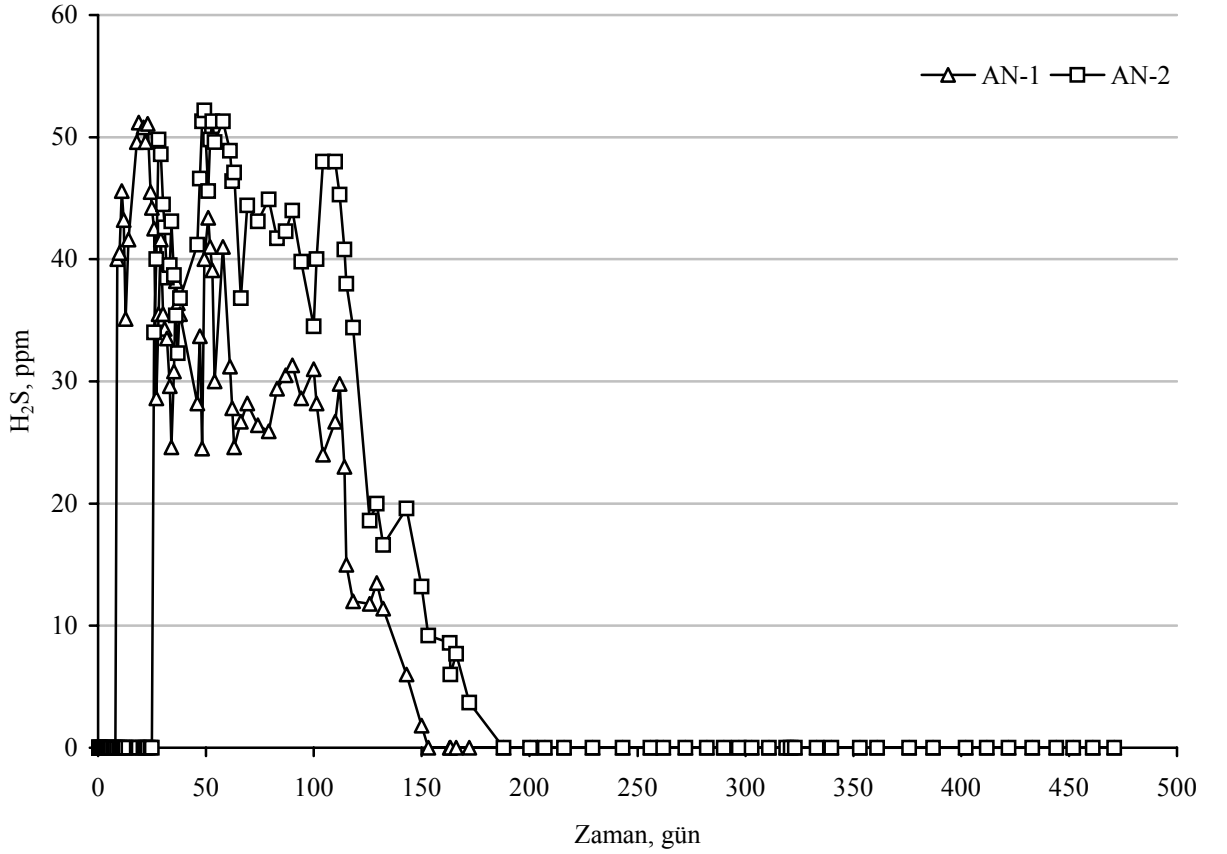
Şekil 6.74 Depo gazında O₂ bileşeninin değişimi

Atıklar reaktörlere depolanıp reaktörler kapatıldıktan sonra ortamda mevcut olan sınırlı miktardaki O₂, aerobik mikroorganizmalar tarafından çok hızlı bir şekilde tüketilir. Şekil 6.74’de görüldüğü gibi AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde başlangıçta %15 civarında O₂ bulunurken, zamanla anaerobik ortama geçişle birlikte 50 gün sonunda O₂ %1 seviyesine düşmüş, 100 gün sonunda ise tamamen tükenmiştir.

Anaerobik reaktörlerde 150-300 günler arasında depo gazının CH₄, CO₂ ve O₂ bileşenlerinin toplamının %100’e yakın olmadığı Şekil 6.72, 6.73 ve 6.74’den görülmektedir. Sızıntı suyu ve depo gazı bileşenlerinin anaerobik ayrışma safhalarındaki değişimleri (Şekil 3.2) göz önünde bulundurulduğunda bu zaman aralığında ortamda azot gazının da önemli oranda mevcut olduğu düşünülmektedir.

Depo ortamında başlangıçta O₂ mevcutken ve ortam yükseltgen şartlardayken sıvı fazdaki SO₄⁻² konsantrasyonu yüksek, gaz fazdaki H₂S bileşeni ise düşük konsantrasyonlarda olmuştur. Ortamda indirgen şartların hakim olması ile birlikte reaktörlerden oluşan depo gazının H₂S bileşeninde artma olmuş ve AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde 50-200 günlük

periyotlarda nisbeten yüksek konsantrasyonlarda tesbit edilmiştir (Şekil 6.75). Bunun sebebi, ortamdaki SO_4^{-2} 'ın hızlı bir şekilde H_2S 'e dönüşmesidir. Bu safhada sızıntı suyunun pH'sı 5-6 civarlarında ve ortam anaerobik şartlarda olduğundan ortamdaki SO_4^{-2} , H_2S 'e dönüşmüştür. AN-1 reaktöründe depolamadan 150 gün sonra, AN-2 reaktöründe ise yaklaşık 200 gün sonra depo gazının H_2S bileşeni tamamen tükenmiştir.



Şekil 6.75 Depo gazında H_2S bileşeninin değişimi

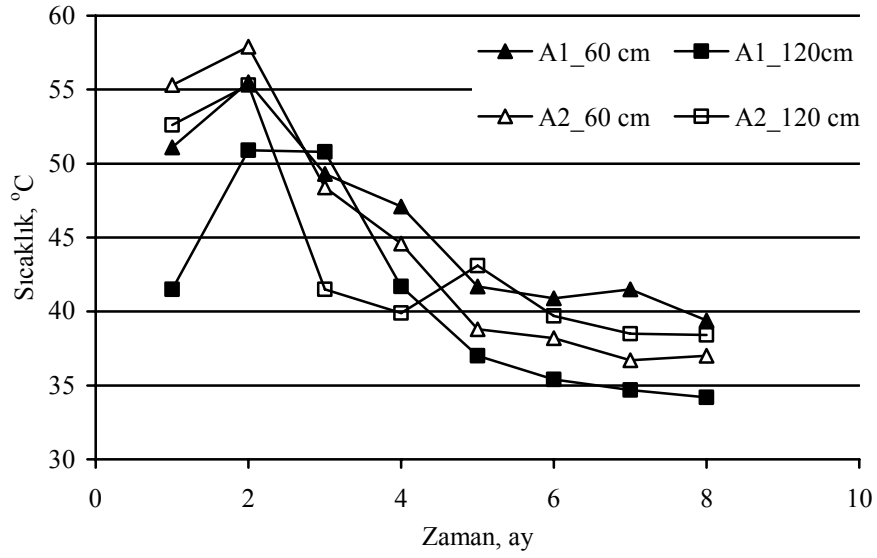
6.6 Gövde sıcaklığı

Aerobik ve anaerobik reaktörlere depolanan atıklar içerisine 60 ve 120 cm derinliklere yerleştirilen sıcaklık probları vasıtasıyla elde edilen aylık ortalama sıcaklıklar sırasıyla Şekil 6.76 ve Şekil 6.77'de verilmiştir. Aerobik ve anaerobik ayrışma prosesleri enerji dengesi bakımından büyük farklılıklar gösterdiğinden, atık gövdesinde meydana gelen sıcaklık değişimlerinde önemli farklılıklar olduğu gözlenmiştir.

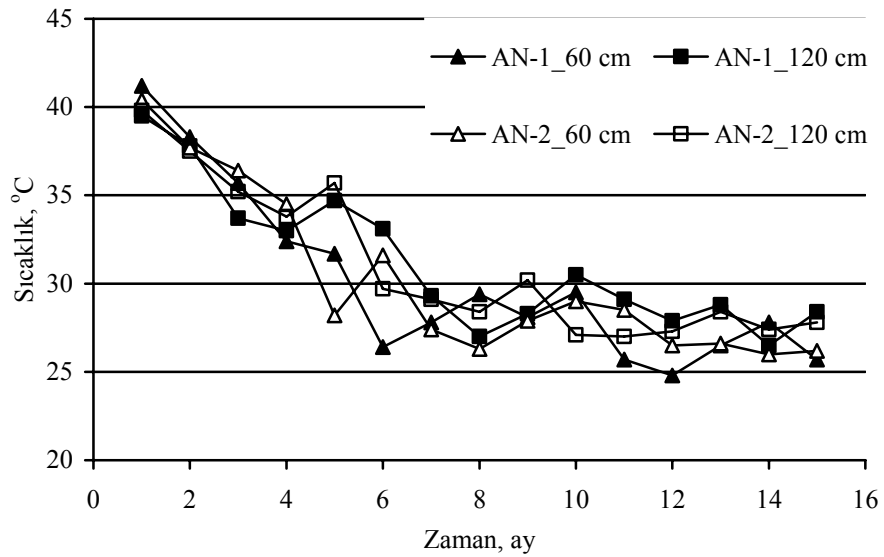
Aerobik reaktörlerde başlangıçta 40-45 °C olarak tesbit edilen gövde sıcaklığı 2 ay sonunda maksimum değerine ulaşarak 50-55 °C olarak ölçülmüştür. Bu aşamadan sonra ayrışma

hızının yavaşlaması ve kolay ayrışabilen organik maddelerin tükenmesi sonucunda sıcaklıklar düşmeye başlamış, 5-8 aylar arasında 35-40 °C arasında sabit kalmıştır.

Anaerobik reaktörlerde ise sıcaklık değişimleri daha sınırlı bir aralıkta gerçekleşmiştir. Depolamadan hemen sonra mikroorganizmalar tarafından ortamdaki O_2 'nin kullanılarak aerobik ayrışmanın gerçekleşmesi sonucu sıcaklık bir miktar artmış ve bu safhada 40 °C nin üzerinde tesbit edilmiştir. Ortamdaki O_2 'nin tükenmesi ve anaerobik ortamın gelişmesi ile gövde sıcaklığı azalarak 8 aydan sonra 25 ile 30 °C arasında değişen sıcaklık değerlerinde sabit kalmıştır.



Şekil 6.76 Aerobik reaktörlerde atık sıcaklığının zamanla değişimi



Şekil 6.77 Anaerobik reaktörlerde atık sıcaklığının zamanla değişimi

7. SONUÇLAR VE YORUMLAR

Bu çalışmada, düzenli depo sahalarında aerobik ve anaerobik atık stabilizasyonu üzerine sızıntı suyu geri devir uygulamasının etkisini incelemek için 50 cm çapında ve 200 cm yüksekliğinde 4 adet reaktör kullanılmıştır. Reaktörler birer adedi kontrol (A-2 ve AN-2) ve birer adedi de sızıntı suyu geri devirli (A-1 ve AN-1) olarak işletilmiş, böylece hem aerobik hem de anaerobik ayrışma sırasında sızıntı suyu geri devrinin atık stabilizasyonu, sızıntı suyu ve depo gazı özellikleri üzerindeki etkisi incelenmiştir. Çalışma süresince gerçekleştirilen sızıntı suyu miktar ve bileşenleri (pH, iletkenlik, ORP, alkalinite, TDS, KOİ, BOİ, SO_4^{2-} , Cl^- , TKN, $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, alkali ve ağır metaller, KOİ fraksiyonları), katı atık analizleri (elementel analizler, pH, nem, TOC, TKN, C/N oranı, UKM, SI, BMP, kütle ve hacimsel kayıplar), depo gazı ölçümleri (CH_4 , CO_2 , O_2 ve H_2S) ve gövde sıcaklığının zamanla değişimi tesbit edilmiş ve sonuçlar aşağıda özetlenmiş ve yorumlanmıştır.

- Aerobik ve anaerobik işletme şartlarının her ikisinde de sızıntı suyu geri devrinin sızıntı suyu miktarının azaltılması üzerinde önemli bir etkisi olmuştur. A-1 reaktöründe deşarj edilen sızıntı suyu miktarında A-2 reaktörü ile karşılaştırıldığında %47.3; AN-2 karşılaştırıldığında %55.2; AN-1 reaktörü ile karşılaştırıldığında ise %31.7'lik bir azalma olduğu tesbit edilmiştir. Geri devir uygulanmaması halinde ise aerobik ve anaerobik depolama sırasında oluşan sızıntı suyu miktarında %15'lik bir azalma meydana geldiği tesbit edilmiştir.
- A-1 reaktöründe depolamadan 50 gün sonra, A-2 reaktöründe ise 70 gün sonra nötr pH değerlerine ulaşılmıştır. Depolamadan yaklaşık 100 gün sonra 250 gün sonuna kadar her iki reaktörde de pH değerleri 8-8.5 arasında değişim göstermiştir. Anaerobik reaktörlerde pH'nın nötr değerlere ulaşması AN-1 reaktöründe yaklaşık 200 gün, AN-2 reaktöründe ise 350 gün sonra gerçekleşmiştir.
- A-1 ve A-2 reaktörlerinde sızıntı suyunun alkalinitesinin depolamadan kısa bir süre sonra yaklaşık 15000 mg/L CaCO_3 değerlerine ulaşarak 50 günden sonra 10000-12000 mg/L CaCO_3 arasında bir değişim göstermiştir. Anaerobik reaktörlerde de, başlangıçta oluşan sızıntı sularının alkalinitesi 20000-25000 mg/L CaCO_3 gibi yüksek değerlerde iken, anaerobik ayrışmanın etkisiyle zamanla 3000-5000 mg/L CaCO_3 seviyelerine düştüğü belirlenmiştir.
- Anaerobik reaktörlerde ayrışmanın başladığı ilk günlerin dışında TDS konsantrasyonlarının 10–15 ppt arasında değiştiği belirlenmiş, aerobik reaktörlerde ise depolamadan 100 gün

sonra 20-25 ppt deperlerine ulaşan TDS, 250 güne kadar bu seviyede kaldığı tesbit edilmiştir. İletkenlik parametresinin zamanla değişimi, gerek aerobik gerekse anaerobik şartlarda TDS ile aynı eğilimi göstermektedir.

- Tüm reaktörlerde başlangıçta 3000 mg/L seviyelerinde seyreden Cl^- konsantrasyonları aerobik reaktörlerde pH'daki artışla birlikte, sızıntı suyunda klorürün çözünürlüğünün de artması sonucu 100 günden sonra 6000-7000 mg/L arasında değişen konsantrasyonlarda tesbit edilmiştir. Anaerobik reaktörlerde ise klorür zamanla çok yavaş bir azalma göstererek 2500-3000 mg/L arasında değişen konsantrasyonlarda kaldığı tesbit edilmiştir.
- Aerobik reaktörlerde oluşan sızıntı sularında ilk 15 gün dışında sülfat konsantrasyonları sülfatın hızla çözünmesi dolayısıyla 10-20 mg/L seviyelerinde ölçülmüştür. Anaerobik reaktörlerde sızıntı suyunda sülfat konsantrasyonları depolamadan 30 gün sonra maksimum değerlere ulaşarak AN-1 reaktöründe 1600 mg/L, AN-2 reaktöründe ise 1400 mg/L olarak ölçülmüştür. Bu aşamadan sonra her iki reaktörde de sülfat konsantrasyonlarında hızlı bir azalma başlamıştır. Depolamadan yaklaşık 300 gün sonra her iki reaktörde de SO_4^{2-} konsantrasyonları minimum seviyelere düşmüştür.
- Çalışma süresince aerobik ve anaerobik reaktörlerde belirlenen maksimum amonyak konsantrasyonları yaklaşık olarak sırasıyla 1800 ve 2200 mg/L civarında olup çalışma sonunda aerobik ve anaerobik reaktörlerde ölçülen nihai amonyak konsantrasyonları A-1, A-2, AN-1 ve AN-2 reaktörleri için sırasıyla 123, 206, 1050 ve 1170 mg/L olarak tesbit edilmiştir.
- KOİ, BOİ, BOİ/KOİ, Max KOİ/Toplam KOİ değerlerine bakıldığında aerobik ayrışmanın anaerobik ayrışmaya göre organik maddenin stabilizasyonunu önemli oranda hızlandırdığı tesbit edilmiştir. Reaktörlerde oluşan sızıntı suyunda ölçülen KOİ değerlerinin maksimum değerlerine oranına bakıldığında, A-1, A-2, AN-1 ve AN-2 reaktörleri için tesbit edilen KOİ giderimleri sırasıyla % 93, 87, 82 ve 75 olarak tesbit edilmiştir.
- Aerobik ayrışma sonucu daha fazla mikrobiyal ürün oluşması sebebiyle A-1 ve A-2 reaktörlerinde oluşan sızıntı sularında çözünmüş inert KOİ/toplam KOİ değerleri %40 civarında tesbit edilmişken, anaerobik reaktörlerde bu oran %30 civarında tesbit edilmiştir. Bunun sonucu olarak toplam inert KOİ/toplam KOİ oranları da aerobik reaktörlerde %60 değerlerinde iken, anaerobik reaktörlerde %50 değerlerinde tesbit edilmiştir.

- Aerobik ve anaerobik reaktörlerde tesbit edilen metal konsantrasyonları zamanla azalma eğilimindedir. Bu azalmanın sebebi, metallerin çözünürlüğünde etkili parametrelerden biri olan pH'nın zamanla artak nötr seviyelere ulaşması ve metallerin çözünürlüğü çok düşük olan sülfid ve karbonat bileşikler oluşturarak çökmesidir. Bu nedenle metal konsantrasyonları aerobik reaktörlerde daha kısa sürede azalmış, AN-1 reaktöründe de AN-2 reaktörüne göre pH'nın nötr değerlere daha kısa sürede ulaşması sonucu daha erken bir azalma gözlenmiştir.
- A-1 ve A-2 reaktörlerinde 250 gün sonunda C giderimi % 44 ve %38; AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde ise 400 gün sonunda sırasıyla %35 ve %26 olarak gerçekleşmiştir. Bu sonuçlara göre en hızlı ayrışmanın gerçekleştiği A-1 reaktöründeki C giderim oranına ulaşmak için diğer işletme şartlarında gerekli olan süreler sırasıyla 300, 530 ve 785 gün olarak tesbit edilmiştir.
- Reaktörlere depolanan atıklardan başlangıçta ve depolamadan sonra 100 günlük periyotlarla alınan numunelerde yapılan analizler sonucunda nem muhtevasının geri devirli reaktörlerde bir miktar arttığı, aerobik reaktörlerde atık stabilizasyonunun daha hızlı gerçekleştiği ve sızıntı suyu geri devrinin de stabilizasyon süresini azaltma yönünde bir etki gösterdiği tesbit edilmiştir.
- BMP deneyi ile atıkların başlangıçtaki metan potansiyeli 3.47 L/10 g kuru atık olarak belirlenmiştir. Depolamadan 400 gün sonra AN-1 ve AN-2 reaktörlerinde BMP değerleri sırasıyla 2.05 ve 2.4 L/10 g kuru atık olarak tesbit edilmiştir.
- Katı atıklardaki metal konsantrasyonlarının tüm reaktörlerde sızıntı suyundaki eğilimin aksine meydana gelen çökelmeler ve atık kütleindeki azalmalar dolayısıyla artış eğiliminde olduğu belirlenmiştir.
- Anaerobik reaktörlerde ayrışma sonucu ortaya çıkan depo gazının bileşenleri göz önünde bulundurulduğunda ayrışmanın ilk safhalarında ortamdaki mevcut O₂ tükenene kadar aerobik ayrışmanın meydana geldiği, bundan sonra anaerobik şartların hakim olmaya başlamasıyla depo gazı içerisinde CH₄ miktarının artarak AN-1 reaktöründe 280 gün, AN-2 reaktöründe ise yaklaşık 400 gün sonra %50 seviyesine ulaştığı tesbit edilmiştir.
- Aerobik ve anaerobik reaktörlerin iki farklı atık yüksekliğindeki noktalarına (60 ve 120 cm) yerleştirilen sıcaklık problemleriyle yapılan ölçümler sonucunda elde edilen aylık ortalama sıcaklık değerleri, aerobik ayrışma sırasında atıklar içerisinde sıcaklığın hızla

artarak yaklaşık 3 ay boyunca 50-55 °C arasında değiştiğini ve 5 aydan sonra 35-40 °C arasında değiştiği tesbit edilmiştir. Anaerobik reaktörlerde ise ayrışmanın başlangıcında ortamdaki oksijen tükenene kadar meydana gelen aerobik ayrışma sonucunda atık gövdesindeki sıcaklıklar 40 °C civarında iken zamanla azalarak 6 aydan sonra 25-35 °C arasında değişmiştir.

Bu çalışma ile katı atıkların depo sahalarında ayrışmasının hızlandırılması maksadıyla son yıllarda çok sayıda araştırmaya konu olan sızıntı suyu geri devir uygulaması ile aerobik depolama yöntemleri karşılaştırılmıştır. Depo sahalarında atıkların aerobik ayrışması ile sızıntı suyu miktarında ve kalitesinde önemli ölçüde ve hızlı bir iyileşme gerçekleşecek ve sızıntı suyu arıtım maliyetinin azaltılması sağlanacaktır. Aerobik depolama ile depo gövdesinden nemin uzaklaştırılması ile sızıntı suyu miktarı da azaltılacaktır. Atıkların aerobik ayrışması anaerobik ayrışmaya göre daha hızlı gerçekleşen bir proses olduğundan stabilizasyon süresinin kısaltılması, kapatılmış depo sahasının daha kısa sürede başka maksatlarla kullanılmasına olanak sağlayacaktır. Ayrıca, aerobik depolama ile anaerobik şartlar altında ortaya çıkan depo gazı emisyonları da önemli oranda kontrol altına alınmış olacaktır. Aerobik depolamanın uygulanamaması durumunda ise sızıntı suyu geri devrinin uygulanarak stabilizasyon süresinin kısaltılması, sızıntı suyunun saha da arıtımının sağlanması ve depo gazı oluşumunun hızlandırılması faydalı olacaktır.

Bununla birlikte, aerobik depolama için uygulanacak optimum hava miktarının ve havalandırma periyodunun tesbiti ve ekonomik açıdan değerlendirilmesi ile ilgili çalışmalar yapılması, yöntemin arazi ölçekli tesislerde ve tam ölçekli depo sahalarında uygulanarak optimum işletme şartlarının ve verimlerin arazi ölçekte karşılaştırılması gerekmektedir.

KAYNAKLAR

- Alkalay, D., Guerrero, L., Lema, J.M., Mendez, R., Chamy, R., (1998), "Review: Anaerobic Treatment of Municipal Sanitary Landfill Leachates: The Problem of Refractory and Toxic Components", *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 14, 309 – 320.
- Andreottola, G., Cannas, P., (1992), "Chemical and Biological Characteristics of Landfill Leachate", In: *Landfilling of Waste: Leachate*, Editors: Christensen, T. H., Cossu, R., Stegmann, R., Chapman & Hall.
- Anex, R.P., (1996), "Optimal Waste Decomposition-Landfill as Treatment Process", *Journal of Environmental Engineering*, 122 (11), 964-974.
- APHA (American Public Health Association). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19th ed. Washington, DC:APHA;1995.
- Arıkan, O.A., (2003), "Farklı Tipte Organik Katı Atıkların Havalı ve Havasız Ortamlarda Komposta Dönüştürülmesi", İ.T.Ü., Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi.
- Aydın, G.G., Kocasoy, G., (2002), "Investigation of Appropriate Initial Composting and Aeration Method For Co-composting of Yard Waste and Market Wastes", *Appropriate Environmental and Solid Waste Management and Technologies for Developing Countries*, ISWA 2002, July 8-12, İstanbul.
- Barlaz, M.A., Ham, R.K., Schaefer, D.M., (1989), "Mass Balance Analysis of Anaerobically Decomposed Refuse", *Journal of Environmental Engineering, ASCE*, 115 (6), 1088-1102.
- Baştürk, A., (1994), "Katı Atık Ders Notları", Yıldız Teknik Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul.
- Bernreuter, J. Stessel, R.I., (1999), "A Review of Aerobic Biocell Research And Technology", White Paper submitted to Biological Processes Subcommittee of SWANA (copy available. *Earth and Environmental Engineering*. Columbia University, New York, NY, 10027).
- Berrueta J, Gutierrez A, Fueyo G, (1996), "Anaerobic Treatment of Leachates in a Pilot-Scale UASB: Strategy of Start-up", *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 67 (3), 302-314.
- Bilgili, M.S., (2002), "Katı Atık Düzenli Depo Sahalarında Depo Gazı Oluşumunu Etkileyen Faktörlerin Belirlenmesi", Yüksek Lisans Tezi, Y.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Binner, E., Lechner, P., Erdin, E., Alten, A., (2003), "Viyana Biyojen Atıklarının Kompostlaştırılması", <http://erdin.deu.edu.tr>.
- Bizukoje, E.L., Ledakowicz, S., (2003), "Stoichiometry of the Aerobic Biodegradation of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste (MSW)", *Biodegradation*, 14, 51-56.
- Boero V.J., Eckenfelder Jr. W.W., Bowers A. R., (1991), "Soluble Microbial Product Formation in Biological Systems", *Water Science and Technology*, 23, 1067-1076.

- Boothe, D.D.H., Smith, M.C., Gattie, D.K., Das, K.C., (2001), "Characterization of Microbial Populations in Landfill Leachate and Bulk Samples During Aerobic Bioreduction", *Advances in Environmental Research*, 5, 258-294.
- Borglin, S.E., Hazen, T.C., Oldenburg, C.M., Zawislanski, P.T., (2004), "Comparison of Aerobic and Anaerobic Biotreatment of Municipal Solid Waste", *Journal of Air and Waste Management Association*, 54, 815-822.
- Bozkurt, S., Moreno, L., Neretnieks, I., (1999), "Long-Term Fate of Organics in Waste Deposits and Its Effect on Metal Release", *Science of the Total Environment*, 228 (2-3), 135-152.
- Buenrostro, O., Bocco, G., Cram, S., (2001), "Classification of Sources of Municipal Solid Wastes in Developing Countries", *Resources, Conservation and Recycling*, 32, 29-41.
- Calace, N., Liberatori, A., Petronio, B.M., Pietroletti, M., (2001), "Characteristics of Different Molecular Weight Fractions of Organic Matter in Landfill Leachate and Their Role in Soil Sorption of Heavy Metals", *Environmental Pollution*, 113, 331-339.
- Christensen, J.B., Jensen, D.L., Filip, Z., Gron, C., Christensen, T.H., (1998), "Characterization of the Dissolved Organic Carbon in Landfill Polluted Groundwater", *Water Research*, 32, 125-135.
- Christensen, T.H., Kjeldsen, P., (1989), "Basic Biochemical Processes in Landfills", In: *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, Editors: Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R., Academic Press, London, UK.
- Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L., Jensen, D.L., Christensen, J.B., Baun, A., Albrechtsen, H.J., Heron, G., (2001) "Review: Biogeochemistry of Landfill Leachate Plumes", *Applied Geochemistry*, 16, 659-718.
- Chugh, S., Clarke, W., Pullamanappallil, P., Rudolph, V., (1998), "Effect of Recirculated Leachate Volume on MSW Degradation" *Waste Management and Research*, 16 (6), 564-573.
- Cooper, C.D., Reinhart, D.R., Rash, F., Seligman, D., Keely, D., (1992), "Landfill Gas Emissions", Florida Center for Solid and Hazardous Wastes Management, Report 92-2.
- Cossu, R., (1989) "Role of Landfilling in Solid Waste Management", In: *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, Edited by Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R., Academic Press, London.
- Cossu, R., Muntoni, A., Sterzi, G., (1997), "Utilization of MSW Compost in Landfills; Effects of Leachate and Biogas Quality", *Proceedings Sardinia 97, Sixth International Waste Management and Landfill Symposium CISA-Sanitary Environmental Engineering Centre, Cagliari, Italy*.
- Cossu, R., Raga, R., Rossetti, D., (2003), "The PAF Model: An Integrated Approach For Landfill Sustainability", *Waste Management*, 23, 37-44.
- Cossu, R., Rossetti, D., (2003), "Pilot Scale Experiences With Sustainable Landfilling Based on the PAF Conceptual Model", *Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, CISA-Sanitary Environmental Engineering Centre, 6-10 October, Cagliari, Italy*.

- Das, K.C., Smith, M.C., Gattie, D.K., Boothe, D.D.,H, (2002), "Stability and Quaility of Municipal Solid Waste Compost From a Landfill Aerobic Bio reduction Process", *Advances in Environmental Research*, 6, 401-409.
- Daskalopoulos, E., Badr, O., Probert, S.D., (1997a), "Economic and Environmental Evaluations of Waste Treatment and Disposal Technologies for Municipal Solid Waste", *Applied Energy*, 58 (4), 209-255.
- Daskalopoulos, E., Badr, O., Probert, S.D., (1997b), "An Integrated Approach to Municipal Solid Waste Management", *Resources, Conservation and Recycling*, 24, 33-50.
- Demir, A., Bilgili, M.S., Ozkaya, B., (2004), "Effect of Leachate Recirculation on Refuse Decomposition Rates at Landfill Site: A Case Study", *International Journal of Environment and Pollution*, 21 (2), 175-187.
- Demir, A., Özkaya, B., Bilgili, M.S., (2003), "Effect of Leachate Recirculation on Methane Production and Storage Capacity in Landfill", *Fresenius Environmental Bulletin (FEB)*, 12 (1), 29-38.
- Demir, A., Özkaya, B., Bilgili, M.S., Debik, E., Kanat, G., Karaaslan, Y., (2001), "Odayeri Düzenli Katı Atık Depo Sahasında Sızıntı Suyu ve Depo Gazı Oluşumu", *Araştırma Projesi Nihai Raporu, İSTAÇ A.Ş.*
- Demir, İ., Altınbas, M., Arıkan, O.A., Öztürk, İ., (2001), "Aerobic Composting of Anise Wastes From Beverage (Rakı) Industry", *Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium*, 1-5 October, Sardinia, Italy
- Devlet İstatistik Enstitüsü Başkanlığı, (2003), "2001 Yılına Ait Balediye Katı Atık İstatistikleri Anketi Geçici Sonuçları", <http://www.die.gov.tr/TURKISH/SONIST/CEVRE/14052003.htm>.
- Ehrig, H. J., Scheelhaase, T., (1993), "Pollution Potential and Long Term Behaviour of Sanitary Landfills", *Proceedings Sardinia 93, Fourth International Waste Management and Landfill Symposium*, CISA-Sanitary Environmental Engineering Centre, Cagliari, Italy.
- El-Fadel, M., (1991), "Modelling Gas and Heat Generation and Transport in Sanitary Landfills", *Ph.D. Thesis, Department of Civil Engineering, Stanford University*.
- El-Fadel, M., Findikakis, A.N., Leckie, J.O., (1997) "Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling", *Journal of Environmental Management*, 50, 1-25.
- Epstein, E., (1997), "The Science of Composting", *Technomic Publishing Company, Inc.*
- Fang, M.; Wong, J.W.C., (1999), "Effects of Lime Amendment on Availability of Heavy Metals and Maturation in Sewage Sludge Composting", *Environmental Pollution*, 106 (1), 83-89.
- Farquar, G.J., (1988), "Leachate: Production and Characterisation", *Canadian Journal of Civil Engineering*, 16, 317-325.
- Gardner, N., Manley, B.J.W., Pearson, J.M. (1993), "Gas Emissions From Landfills and Their Contributions to Global Warming", *Applied Energy*, 44, 165-174.
- Gas Data Limited, "LMSxi User Manual", Revision A, 14 December 2000.

- Gendebien, A., Pauwels, M., Constant, M., Damanet, M.J., Nyns, E.J., Willumsen, H.C., Butson, J., Fabry R., Ferrero, G.L. (1992), "Landfill Gas: From Environment to Energy", Commission of the European Communities, Final Report, Luxemburg.
- Goldstein, J., (1997), "Monitoring Compost Process and Quality", *BioCycle*, July 97, 38 (7), 48-49.
- Graves, R.E., Hattemer, G.M., (2000), "Composting, Chapter 2", *Environmental Engineering National Engineering Handbook*, United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service.
- Gunaseelan, V.N., (1997) "Anaerobic Digestion of Biomass For Methane Production: A Review", *Biomass and Bioenergy*, 13 (2), 83-114.
- Gurijala K.R., Sa P., Robinson J.A., (1997), "Statistical Modelling of Methane Production From Landfill Samples", *Applied and Environmental Microbiology*, 63 (10), 3797-3803.
- Hanashima, M., (1999), "Pollution Control and Stabilization Process by Semi-Aerobic Landfill Type: The Fukuoka Method", *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium CISA-Sanitary Environmental Engineering Centre*, 4-8 October, Cagliari, Italy.
- Hartz, K.E., Klink, R.E., Ham, R.K., (1982), "Temperature Effects: Methane Generation From Landfill Samples", *Journal Of Environmental Engineering Division*, 108 ,629-638.
- Hasar, H., Kınacı, C., (2004), "Empirical Model Representing Microbial Activity in a Submerged MBR Treating Strength Wastewater", *Desalination*, 170, 161-167.
- Henry, J.G, Prasad, G., (2000), "Anaerobic Treatment of Landfill Leachate by Sulfate Reduction" *Water Science and Technology* ,41 (3) 239-246.
- Heyer, K., Hupe, K., Heerenklage, J., Ritzkowski, M., Dalheimer, F., Stegamm, R., (1999), "Aeration of Landfills as an Innovative Method of Process Enhancement and Remediation", *Seventh Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium CISA-Sanitary Environmental Engineering Centre*, 4-8 October, Cagliari, Italy.
- Hudgins, M., (2000), "Innovative Methane Mitigation Using an Aerobic Landfill System", *Environmental Control Systems Inc.*, Personal Communication, Aiken, South Carolina, U.S.A.
- Hudgins, M., Harper, S., (1999), "Operational Characteristics of Two Aerobic Landfill Systems", *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, CISA-Sanitary Environmental Engineering Centre, 4-8 October, Cagliari, Italy.
- Iannotti, D.A., Pang, T., Toth, B.L., Elwell, D.L., Keener, H.M., Hoitink, H.A.J., (1993), "A Quantitative Respirometric Method For Monitoring Compost Stability", *Compost Science and Utilization*, 1 (3), 52 -65.
- 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 and Management* 29 (4), 230-238.

İnanç, B., Çallı, B., Saatçi, A., (2000), "Characterization and Anaerobic Treatment of Sanitary Landfill Leachate in İstanbul", *Water Science and Technology*, 41 (3), 223-230.

İnce, O., Germirli, B.F., Kasapgil, B., Anderson, G.K., (1998), "Experimental Determination of the Inert Soluble COD Fraction on a Brewery Wastewater Under Anaerobic Conditions", *Environmental Technology*, 19 , 437-442.

Jensen DL, Christensen TH, (1999), "Colloidal and Dissolved Metals in Leachates From Four Danish Landfills", *Water Research*, 33 (9), 2139-2147.

Katı atıkların Kontrolü Yönetmeliği, 1991.

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 (6), 767-772.

Keener, H.M., Hansen, R.C., (1997), "Airflow Through Compost: Design and Cost Implications", *Applied Engineering in Agriculture*, 13 (3), 377-384.

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.

Kinman, R.N., Nutini, D.L., Walsh, J.J., Vogt, W.G., Stamm, J., Rickabaugh, J., (1987), "Gas Enhancement Techniques in Landfill Simulators", *Waste Management and Research*, 5 (1), 13-25.

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 Scienceand Technology*, 32 (4), 297-336.

Kjeldsen, P., Christophersen, M., (2001), "Composition of Leachate From Old Landfills in Denmark", *Waste Management and Research*, 19, 249-256.

Knox K., De Rome, L., Caine, M. Blakey, N.C., (1999), "Observations From A Review of the Brogborough and Landfill 2000 Test Cells Data", *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, CISA-Sanitary Environmental Engineering Centre, 4-8 October, Cagliari, Italy.*

Koliopoulos T.C., Fleming G., Skordilis, A., (1999), "Evaluation of the Long Term Behaviour of Three Different Landfills in the UK and in Greece", *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, CISA-Sanitary Environmental Engineering Centre, 4-8 October, Cagliari, Italy.*

Komilis, D.P., Ham, R.K., (2003), "The Effect of Lignin and Sugars to the Aerobic Decomposition of Solid Wastes", *Waste Management*, 23, 419-423.

Kruempelbeck, I., Ehrig, J.G., (1999), "Long-Term Behaviour of Municipal Solid Waste Landfills in Germany". *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, CISA-Sanitary Environmental Engineering Centre, 4-8 October, Cagliari, Italy.*

Krug, M.N., Ham, R.K., (1997), "Analysis of Long-Term Leachate Characteristics" *Proceedings Sardinia 97, Sixth International Waste Management and Landfill Symposium, CISA-Sanitary Environmental Engineering Centre, Cagliari, Italy.*

- Krzystek, L., Zieleniewska, A., Ledakowicz, H., Kahle, J., (2003), "Simulation of Aerobic Stabilization of Municipal Landfills in Lysimeters", *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities, Series Biotechnology*, 6 (2).
- Kylefors, K., Lagerkvist, A., (1997), "Changes of Leachate Quality with Degradation Phases and Time", *Proceedings Sardinia 97, Sixth International Waste Management and Landfill Symposium*, CISA-Sanitary Environmental Engineering Centre, Cagliari, Italy.
- Lagerkvist, A., Chen, H., (1993), "Control of Two Step Anaerobic Degradation of Municipal Solid Waste (MSW) by Enzyme Addition", *Water Science and Technology*, 27 (2), 47-55.
- Leao, S., Bishop, I., Evans, D., (2001), "Assessing the Demand of Solid Waste Disposal in Urban Region by Urban Dynamic Modelling in a GIS Environment", *Resources, Conservation and Recycling*, 33, 289-313.
- Leckie, J.O., Halvadakis, C., Pacey, J.G., (1979), "Landfill Management with Moisture Control", *Journal of the Sanitary Engineering Division, ASCE*, 105 (2), 337-355.
- Lee, H.J., (1996), "Waste Composition and Characteristics as Predictors of Landfill Stabilization", Ph.D. Thesis, Graduate School of the University of Florida, Florida, USA.
- Leikam, K., Heyer, K.U., (1997), "In-situ Stabilisation of Completed Landfills and Old Sites", *Proceedings Sardinia 97, Sixth International Waste Management and Landfill Symposium* CISA-Sanitary Environmental Engineering Centre, Cagliari, Italy.
- Leuschner, A.P., (1989), "Enhancement of Degradation: Laboratory Scale Experiments", In: *Sanitary Landfilling: Process Technology and Environmental Impact*: Academic Press.
- Lin, J.G., Ma, Y.S., Chao, A.C., Huang, C.L., (1999) "BMP Test on Chemically Pretreated Sludge", *Biosource Technology*, 68, 187-192.
- Lisk, D.J., (1991), "Environmental Effects of Landfills", *The Science of the Total Environment*, 100, 415-468.
- Low, E.W., Chase, H.A., (1999), "The Effect of Maintenance Energy Requirements on Biomass Production During Wastewater Treatment", *Water Research*, 33 (3), 847-853.
- Mamais, D., Jenkins, D., Pitt, P., (1993), "A Rapid, Physical-Chemical Method for the Determination of Readily Biodegradable Soluble COD in Municipal Wastewaters", *Water Research*, 27 (1), 195-197.
- Marticorena, B., Attal, A., Camacho, P., Manem, J., Hesnault, D., Salmon, P., (1993), "Prediction Rules for Biogas Valorization in Municipal Solid Waste Landfills", *Water Science and Technology*. 27 (2), 235-241.
- Mehta R., Barlaz M.A., Yazdani R., Augenstein D., Bryars, M., Sinderson, L., (2002), "Refuse Decomposition in the Presence and Absence of Leachate Recirculation", *Journal of Environmental Engineering, ASCE*, 128 (3), 228-236.
- Mehta, R.C., (2000), "Comparison of Refuse Decomposition in the Presence and Absence of Leachate Recirculation at the Yolo County, California Test Cells", Ms Thesis, Department of Civil Engineering, Graduate Faculty of North Carolina State University.

- 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.
- Nakasaki, K., Aoki, N., Kubota, H., (1994), "Accelerated Composting of Grass Clippings By Controlling Moisture Level", *Waste Management and Research*, 12 (1), 13-20.
- Nakasaki, K., Yaguchi, H., Sasaki, Y., Kubota, H., (1993), "Effects of pH Control on Composting Garbage", *Waste Management and Research*, 11, 117-125.
- Nastev, M., (1998), "Modelling Landfill Gas Generation and Migration in Sanitary Landfills and Geological Formations", PhD Thesis, Département de Géologie et de Génie Géologique, Faculté Des Sciences et de Génie, Université Laval, Québec.
- Noguera D. R., Araki N., Rittmann B. E., (1994), "Soluble Microbial Products (SMP) in Anaerobic Chemo-stats", *Biotech. Bioeng.*, 44, 1040-1047.
- Nopharatana, A., Clarke, W.P., Pullammanappallil, P.C., Silvey, P., Chynoweth, D.P., (1998), "Evaluation of Methanogenic Activities During Anaerobic Digestion of Municipal Solid Waste", *Bioresource Technology*, 64, 169-174.
- O'Keefe, D.M., Chynoweth, D.P., (2000), "Influence of Phase Separation, Leachate Recycle and Aeration on treatment of MSW in Simulated Landfill Cells", *Bioresource Technology*, 72, 55-66.
- Owen, W.F., Stuckey, D.C., Healey, J.B., Young, L.Y. McCarty, P.L., (1979) "Bioassay for Monitoring Biochemical Methane Potential and Anaerobic Toxicity", *Water Research*, 13, 485-492.
- Owens, J.M., Chynoweth, D.P., (1993) "Biochemical Methane Potential of MSW Components", *Water Science and Technology*, 27, 1-14.
- Özkaya, B., (2004), "Katı Atık Depo Sahalarında Sızıntı Suyu Geri devrinin Atıkların Ayırışması ve Sızıntı Suyu Üzerindeki Etkilerinin İncelenmesi", Doktora Tezi, Y.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Öztürk, İ., (1999), "Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları", İ.T.Ü. İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Su Vakfı Yayınlarından, İstanbul.
- Öztürk, M., (1993), "Degradation of Acetate, Propionate, and Butyrate Under Shock Temperature", *Journal of Environmental Engineering*, 119 (2), 321-331.
- Palmowski, L.M., Muller, J.A., (2000), "Influence of the Size Reduction of Organic Waste on Their Anaerobic Digestion", *Water Science and Technology*, 41 (3), 155-162.
- Park, J.K., Wang, J., Novotny, G., (1997), "Wastewater Characterization for Evaluation of Biological Phosphorus Removal", Wisconsin Department of Natural Resources, Research Report 174.
- Pohland, F.G. Al-Yousfi, B., (1994), "Design and Operation of Landfills for Optimum Stabilization and Biogas Production", *Water Science and Technology*, 30 (12), 117-124.
- Pohland, F.G., (1980), "Leachate Recycle as Landfill Management Option" *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, 106, 1057-1069.

- Pohland, F.G., Cross, W.H., Gould, J.P., Reinhart, D.R., (1992), "The Behavior Organic Priority Pollutants Codisposed with Municipal Refuse", US Agency, EPA Coop. Agreement CR-812158.
- Pohland, F.G., Kim, J.C., (1999), "In Situ Anaerobic Treatment of Leachate in Landfill Bioreactors", *Water Science and Technology*, 40 (8), 203-210.
- Pohland, F.G., Kim, J.C., (2000), "Microbially Mediated Attenuation Potential of Landfill Bioreactor Systems", *Water Science and Technology*, 41 (3), 247-254.
- Purcell, B., (2000), "Aerox Landfilling the Operational Implications", *Wastes Management*, February, 27-28.
- Qin, W., Egolfopoulos, F.N., Tsotsis, T.T., (2001), "Fundamental and Environmental Aspects of Landfill Gas Utilization for Power Generation", *Chemical Engineering Journal*, 82, 157-172.
- Radehaus, P.M., (1998), "Microbiologically Mediated Reactions in Aquatic Systems", In: Macalady D. L. Ed., *Perspectives in Environmental Chemistry*, Oxford University Press, Inc. New York.
- Read, A.D., Hudgins, M., (2000), "The Aerox Landfill Concept: Test Cell Results Suggest Greater Sustainability in Landfill Practices", *Eco-Management and Auditing*, 7, 196-205.
- Read, A.D., Hudgins, M., Harper, S., Phillips, P., Moris, J. (2001b), "The Successful Demonstration of Aerobic Landfilling: The Potential For A More Sustainable Solid Waste Management Approach", *Resources, Conservation and Recycling*. 32, 115-146.
- Read, A.D., Hudgins, M., Phillips, P., (2001a), "Aerobic Landfill Test Cells and Their Implications for Sustainable Waste Disposal", *The Geographical Journal*, 167 (3), 235-247.
- Reinhart D. R (1996) "Full-Scale Experiences with Leachate Recirculating Landfills: Case Studies", *Waste Management and Research* 14, 347-365.
- Reinhart, D.R., Al-Yousfi, A.B., (1996), "The Impact of Leachate Recirculation on Municipal Solid Waste Landfill Operating Characteristics", *Waste Management and Research*, 14, 337-346.
- Reinhart, D.R., Grosh, C.J., (1997), "Analysis of Florida MSW Landfill Leachate Quality Data", Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management, Final Report.
- Reinhart, D.R., Townsend, T., (2000), "Aerobic vs Anaerobic Bioreactor Landfill Case Study The New River Regional Landfill", 1st Intercontinental Landfill Research Symposia, December 11-13, 2000, Lulea, Sweden.
- Reinhart, D.R., Townsend, T.G., (1998), "Landfill Bioreactor Design and Operation", CRC Pres Lewis Publ, New York.
- Revans, A., Ross, D., Gregory, B., Meadows, M., Harries, C., Gronow, J., (1999), "Long Term Fate of Metals in Landfill", *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, CISA-Sanitary Environmental Engineering Centre, 4-8 October, Cagliari, Italy.
- Sesay, A.A., Lasaridi, K.E., Stentiford, E.I., (1998), "Aerated Static Pile Composting of Municipal Solid Waste", *Waste Management and Research*, 16, (3), 264-272.

- Sharer, B., (2001), "Enhanced Biodegradation in Landfills", Virginia Polytechnic Institute and State University, Master of Science Thesis in Environmental Engineering.
- Shimaoka, T., Matsufuji, Y., Hanashima, M., (2000), "Characteristic and Mechanism of Semi-Aerobic Landfill on Stabilization of Solid Waste", 1st Intercontinental Landfill Research Symposia, December 11-13, 2000, Lulea, Sweden.
- 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 (4), 459-471.
- Speece, R.E., (1996) "Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters", Archae Press, Nashville, Tennessee, USA.
- Stegmann, R., Spendlin, H.H., (1989), "Enhancement of Degradation: German Experiences, In: Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact, Academic Press.
- Stegmann, R., Spendlin, H.H., (1986), "Research Activities on Enhancement of Biochemical Processes in Sanitary Landfill", *Water Pollution Research Journal of Canada*, 21 (4), 572-591.
- Stessel, R., Murphy, A., (1992), "A Lysimeter Study of the Aerobic Landfill Concept", *Waste Management and Research*, 10, 485-503.
- Steyer, E., Hilgsmann, S., Radu, J.P., Charlier, R., Destain, J., Drion, R., Thonart, P., (1999), "A Biological Pluridisciplinary Model to Predict Municipal Landfill Life", *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium CISA-Sanitary Environmental Engineering Centre*, 4-8 October, Cagliari, Italy.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S.A., (1993), "Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues", McGraw Hill, Inc., USA.
- Themelis, N.J., Kim, Y.H., (2002), "Material And Energy Balances in a Large Scale Aerobic Bioconversion Cell", *Waste Management and Research*, 20, 234-242.
- Timur, H., Öztürk, İ., (1999), "Anaerobic Sequencing Batch Reactor Treatment of Landfill Leachate, *Water Research*, 33 (15), 3225-3230.
- Tosun, İ., (2003), "Gül İşleme Posasının Evsel Katı Atıklarla Birlikte Kompostlaşabilirliği", Y.T.Ü Fen bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Doktora Tezi.
- Townsend, T.G., Miller, W.L., Lee, H.J., Earle, J.F.K., (1996), "Acceleration of Landfill Stabilization Using Leachate Recycle", *Journal of Environmental Engineering, ASCE*, 122 (4), 263-268.
- US EPA, Environmental Protection Agency, 1995, NSW State of The Environment 1995. <http://www.epa.nsw.gov.au/soe/95/>.
- US EPA, Superfund—Region 6: South Central, (2004), <http://www.epa.gov/earth1r6/6sf/popileweb/html/na.html>.

- Vavilin, V.A., Vasiliev, V.B., Rytov, S.V., Ponomarev, A.V., (1995), "Modelling Ammonia and Hydrogen Sulfide Inhibition in Anaerobic Digestion", *Water Research.* , 29 (3), 827-835.
- Veeken, A., Kalyuzhnyi, S., Scharff, H., Hamelers, B., (2000), "Effect of pH and VFA on Hydrolysis of Organic Solid Waste", *Journal of Environmental Engineering*, 126 (12), 1076-1081.
- Wentzel, M.C., Mbewe, A., Lakay, M.T., Ekama, G.A., (1999), "Batch Test for Characterisation of the Carbonaceous Materials in Municipal Wastewaters", *Water SA*, 25 (3), 327-336.
- Youcai, Z., Luochun, W., Renhua, H., Dimin, X., Guowei, G., (2002), "A Comparision of Refuse Attenuation in Laboratory and Field Scale Lysimeters", *Waste Management*, 22, 29-35.
- Yuen, S.T.S., (1999), "Bioreactor Landfills Promoted By Leachate Recirculation: A Full-Scale Study", Ph.D. Thesis, Department of Civil&Environmental Engineering, University of Melbourne, Australia.
- Yuen, S.T.S., Wang, Q.J., Styles, J.R., McMahon, T.A., (1997b), "The Role of Water in Landfills: A Full-Scale Hydrological Study", *AWWA 17th. Federal Convention-Water in Balance*, March 1997, Melbourne, Australia.
- Zwietering, M.H., Jongenburger, I., Rombouts, F.M., Riet, K.V., (1990), "Modelling of the Bacterial Growth Curve", *Applied and Environmental Microbiology*, 56 (6), 1875-1881.

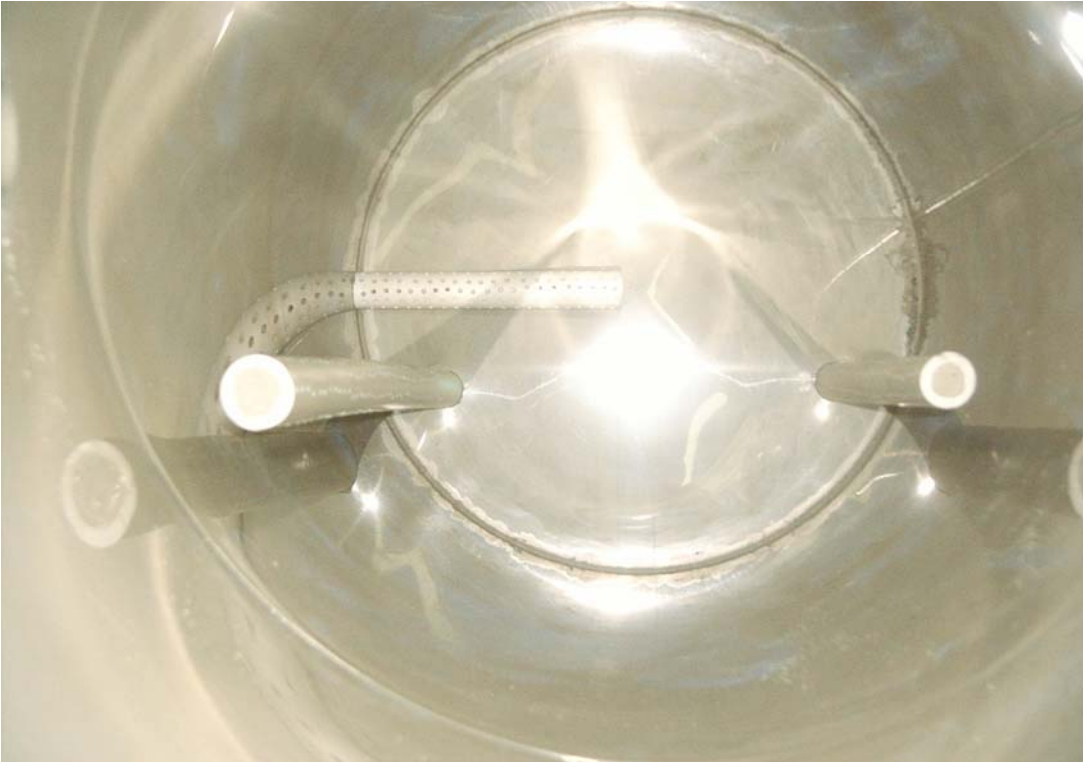
EKLER

- Ek-1 Aerobik ve anaerobik reaktörler ile reaktörlerin doldurma ve işletme aşamasına ait görüntüler

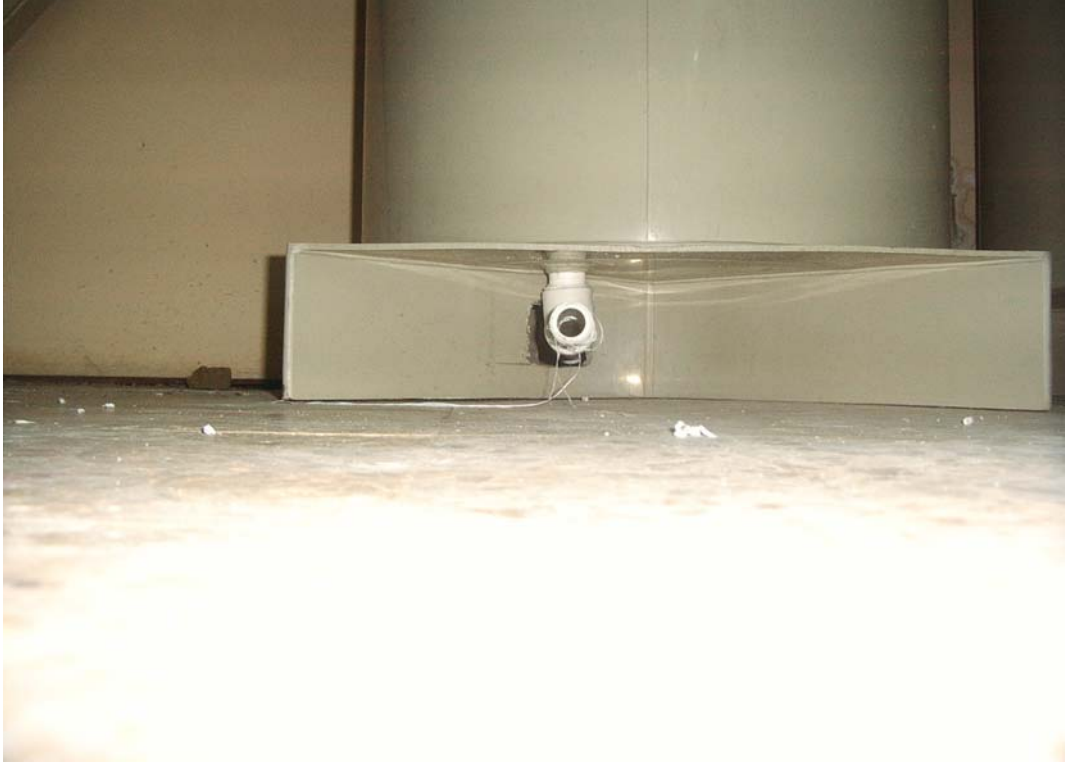
Ek 1 Çalışmanın gerçekleştirildiği reaktörlere ait görüntüler



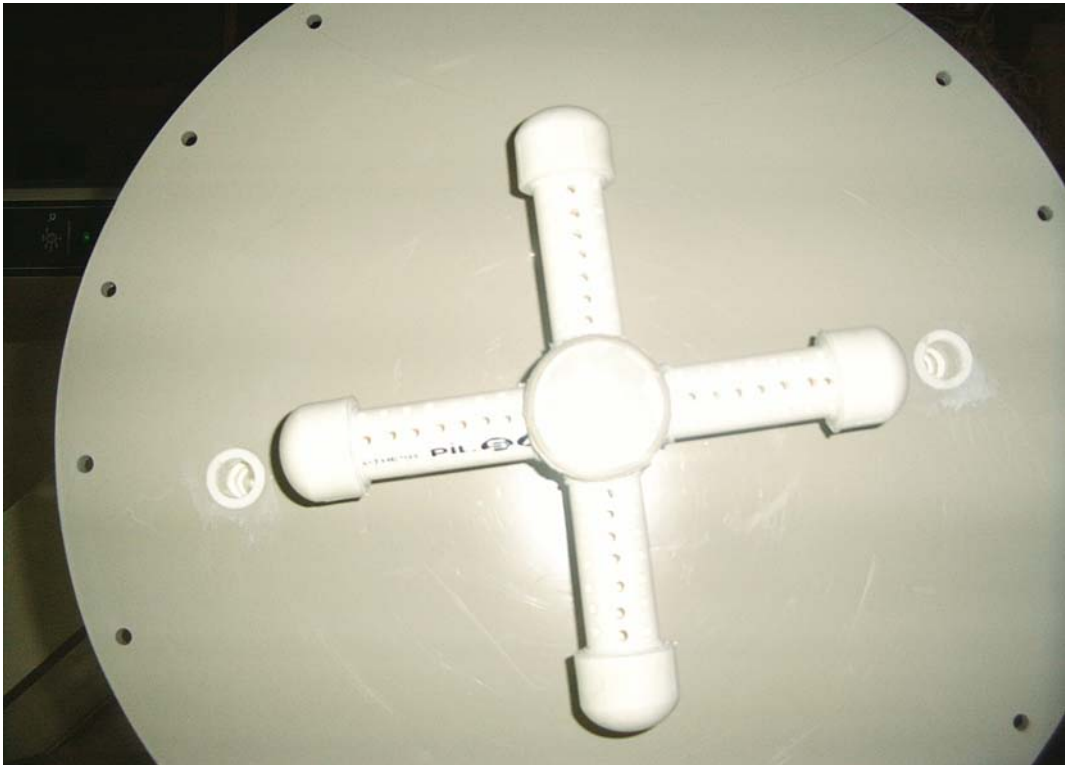
Aerobik ve anaerobik reaktörlerin genel görünümü



Reaktörlerin iç kısmının görüntüsü



Sızıntı suyu toplama borusu



Sızıntı suyu geri devir borularının görünüşü



Katı atık numune alma noktası



Reaktörlerin işletme aşamasına ait görüntü



Reaktörlerin işletme aşamasına ait görünüş



Aerobik reaktörlerin işletme aşamasına ait görünüş



Anaerobik reaktörlerin işletme aşamasına ait görünüş



A-1 reaktörünün boşaltılmadan önceki görünüşü



A-2 reaktörünün boşaltılmadan önceki görünüşü



Aerobik reaktörlerden boşaltılan katı atıkların görünüşü

ÖZGEÇMİŞ

Doğum tarihi 01.03.1977

Doğum yeri Siirt

Lise 1992-1995 Siirt Atatürk Anadolu Lisesi

Lisans 1995-1999 Fırat Üniversitesi Mühendislik Fak.
Çevre Mühendisliği Bölümü

Yüksek Lisans 2000-2002 Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Müh. Anabilim Dalı

Doktora 2002- 2006 Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Müh. Anabilim Dalı

Çalıştığı kurum(lar)

2001-Devam ediyor YTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü Araştırma Görevlisi