

**EVSEL KATI ATIK SIZINTI SULARININ
HAVASIZ ÇAMUR YATAKLI REAKTÖRLE ARITIMI**

**T.C. YÜKSEKÖĞRETİM KURULU
DOKÜMANTASYON MERKEZİ**

DOKTORA TEZİ

Y. Müh. Burhan Suat TÜYLÜOĞLU

501952044

112234

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 01 Haziran 2001

Tezin Savunulduğu Tarih : 21 Aralık 2001

Tez Danışmanı : Prof.Dr. İzzet ÖZTÜRK (İ.T.Ü.)
Diğer Jüri Üyeleri Prof. Dr. Lütfi AKÇA (İ.T.Ü.)
Prof.Dr. Fatoş GERMİRLİ BABUNA (İ.T.Ü.)
Doç.Dr. Talha GÖNÜLLÜ (Y.T.Ü.)
Doç.Dr. Turgut T. ONAY (B.Ü.)

ARALIK 2001

ÖNSÖZ

Düzenli Katı Atık Depolama Alanları'nın Türkiye'de kullanılması 4-5 yıl gibi çok yakın bir zamanda başlamıştır. Genç depo özelliğine sahip olan bu depolama alanlarından hasıl olan sızıntı suyu ile ilgili yapılan geniş kapsamlı çalışmamızın gelecekte yapılacak çalışmalara büyük ışık tutacağı inancındayım.

Bu çalışmanın yürütülmesi ve yönlendirilmesinde birinci derecede katkıları olan ve çalışmanın her aşamasında gösterdiği ilgi, teşvik ve desteği sebebiyle çok değerli Sayın Hocam Prof.Dr.Izzet ÖZTÜRK'e şükranlarımı arz ederim.

Çalışma süresince sürekli desteklerini gördüğüm İstanbul Büyükşehir Belediyesi Genel Sekreteri Sayın Prof.Dr. Adem BAŞTÜRK ile Çevre Koruma ve Geliştirme Daire Başkanı Sayın Prof.Dr. Mustafa ÖZTÜRK'e teşekkürlerimi arz ederim.

Çalışmada ilgi ve yardımlarını esirgemeyen Sayın Yar.Doç.Dr. İbrahim DEMİR, Araştırma Görevlisi Osman ARIKAN, Araştırma Görevlisi Mahmut ALTINBAŞ, Araştırma Görevlisi Faik SEVİMLİ ve Araştırma Görevlisi İsmail KOYUNCU'ya teşekkürlerimi bir borç bilirim.

Çalışma esnasında değerli zamanlarını harcayarak her türlü yardımda bulunan Kimya Müh. Cengiz BASKE, Çevre Müh. Hasan SARI ve Çevre Yük. Müh. Şenol YILDIZ ile tezin yazılmasında büyük emeği geçen Hamdiye KILIÇASLAN'a teşekkür ederim.

Ayrıca çalışmada kullandığım sızıntı suyunu teminde her türlü kolaylığı gösteren İstanbul Büyükşehir Belediyesi ve İSTAÇ A.Ş.'nin tüm çalışanlarına da teşekkürler ederim.

Aralık 2001

B.Suat TÜYLÜOĞLU

İÇİNDEKİLER

KISALTMALAR	v
TABLO LİSTESİ	vi
ŞEKİL LİSTESİ	viii
SEMBOL LİSTESİ	xi
ÖZET	x
SUMMARY	xii
1. GİRİŞ	1
1.1. Konunun Anlam ve Önemi	1
1.2. Çalışmanın Amaç ve Kapsamı	2
2. KATI ATIK DÜZENLİ DEPOLAMA ALANI SIZINTI SUYU OLUŞUMU VE ÖZELLİKLERİ	3
2.1. Katı Atıklar	3
2.2. Katı Atık Depolama Alanında Oluşan Biyolojik Prosesler	4
2.3. Metan Üretimi	10
2.4. Sızıntı Suyu Oluşumu	13
2.5. Sızıntı Suyu Kalitesi	13
2.6. Sızıntı Suyu Özelliklerini Yansıtan Ana Parametreler	18
2.7. Sızıntı Suyu Bileşimi	21
2.8. Katı Atık Deposu Stabilizasyon Kademelerini Belirleyici Parametreler	21
2.9. Genç Depo Sızıntı Suyu Özellikleri	24
2.10. Yaşlı Depo Sızıntı Suyu Özellikleri	24
2.11. Sızıntı Suyu Miktarı	25
2.12. Sızıntı Suyu Yönetimi	28
3. SIZINTI SULARININ ARITIMI	31
3.1. Düzenli Depo Sahası Dışında Arıtım	31
3.1.1. Merkezi atıksu arıtma tesislerine nakil	31
3.1.2. Arazide yağmurlama sulaması ile sızıntı suyu arıtımı	31
3.2. Düzenli Depo Sahası İçinde Arıtım	32
3.2.1. Sızıntı suyu geri devri	35
3.2.2. Aerobik biyolojik arıtım	40
3.2.3. Anaerobik biyolojik arıtım	45
3.2.3.1. Anaerobik biyolojik arıtımın esasları	45
3.2.3.2. Anaerobik çoğalma kinetiği	46
3.2.3.3. Anaerobik arıtımın üstünlükleri ve mahzurları	51
3.2.3.4. Anaerobik arıtımda uygun çevresel şartlar	52
3.2.3.5. Anaerobik biyolojik arıtma sistemleri	53
3.2.3.6. Sızıntı suyunun anaerobik arıtımı ile ilgili çalışmalar	56
3.2.4. Fiziksel ve kimyasal arıtım	64

4. ANAEROBİK ARITMA SONRASI İLAVE ARITMA SEÇENEKLERİ	66
4.1. Basınçlı Hava İle Amonyak Sıyırması	68
4.2. MAP Çöktürmesi	70
4.3. Ultrafiltrasyon ve Ters Osmoz	72
5. SIZINTI SUYU KAREKTERİZASYONU VE MİKTARI	76
5.1. Sızıntı Suyu Karakterizasyonu	76
5.2. Sızıntı Suyu Miktarı	81
6. DENEYSEL ÇALIŞMALARDA KULLANILAN SİSTEM VE YÖNTEMLER	85
6.1. Deney Tesisi ve Kullanılan Atığın Özelliği	85
6.2. Deneysel Çalışma Planı	87
7. DENEY SONUÇLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ	89
7.1. Organik Yük ve KOİ	89
7.2. pH ve Alkalinite ve Amonyak	92
7.3. Biyogaz Üretimi	94
7.4. Biyokitle Birikimi	94
7.5. Kinetik Değerlendirme	94
8. SONUÇ VE ÖNERİLER	100
8.1. Genç Depo Sızıntı Suyu Karakterizasyonu	100
8.2. Sızıntı Suyu Miktarı	101
8.3. Sızıntı Suyu ile Anaerobik Arıtılabilirlik Çalışmaları	101
8.3.1. Organik yük ve KOİ giderimi	101
8.3.2. pH ve alkalinite	102
8.3.3. Biyogaz üretimi	102
8.3.4. Biyokitle birikimi	102
8.3.5. Kinetik değerlendirme	102
8.4. Öneriler	103
KAYNAKLAR	104
EKLER	117
ÖZGEÇMİŞ	137

KISALTMALAR

AAF	: Aşağı akışlı filtre
AKM	: Askıda katı madde
AKR	: Ardışık kesikli reaktör
AYR	: Akışkan yataklı reaktör
BOI	: Biyolojik oksijen ihtiyacı
BW	: Kuyu suyu membranı
GYR	: Genleşmiş yataklı reaktör
HAKR	: Havasız ardışık kesikli reaktör
HÇYR	: Yukarı akışlı havasız çamur yataklı filtre
HDPE	: Yüksek yoğunluklu polietilen
HHYF	: Havasız hibrid yataklı filtre
HF	: Havasız filtre
HPR	: Havasız perdeli reaktör
KO	: Kimyasal oksijen ihtiyacı
MAP	: Magnezyum amonyum fosfat
Org-N	: Organik azot
Ox-N	: Okside olmuş azot bileşikleri
RO	: Ters osmoz
SW	: Deniz suyu membranı
TÇK	: Toplam çözünmüş katı
TKA	: Toplam kjeldahl azotu
TOK	: Toplam organik karbon
Top-P	: Toplam fosfor
UAKM	: Uçucu askıda katı madde
UF	: Ultrafiltrasyon
UYA	: Uçucu yağ asidi
YAF	: Yukarı akışlı sabit yataklı filtre
YAS	: Yer altı suyu

TABLO LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Tablo 2.1. Düzenli depolama alanında biyolojik parçalanmayı etkileyen faktörler	6
Tablo 2.2. Evsel katı atık düzenli depolama alanlarında farklı atık türleri için gaz üretimi	10
Tablo 2.3. Evsel katı atık depo gazının tipik bileşimi	12
Tablo 2.4. Genç evsel katı atıkta çözünabilir elementler	14
Tablo 2.5. Katı atıkların elemental analizi	15
Tablo 2.6. Değişik tipteki sızıntı suları kirletici kompozisyonları	18
Tablo 2.7. Değişik tipteki sızıntı sularında deponun kararlı hale gelmesi için gerekli süreler	18
Tablo 2.8. İngiltere'deki 16 farklı depo sahasında tesbit edilen Sızıntı suları kompozisyonu	20
Tablo 2.9. Evsel sızıntı suyu bileşimi	22
Tablo 2.10. Sızıntı suyu tipik bileşimi	23
Tablo 2.11. Genç depo sızıntı suyu tipik özellikleri	25
Tablo 2.12. Yaşlı depo sızıntı suyu tipik özellikleri	25
Tablo 2.13. Genç ve yaşlı depo sızıntı suların karşılaştırılması	25
Tablo 2.14. Avrupa ülkelerinde kaydedilmiş sızıntı suyu miktarları	28
Tablo 2.15. Almanya'daki bazı katı atık depolama tesislerinde açığa çıkan sızıntı suyu miktarları	29
Tablo 2.16. Muhtelif tipte sızıntı suların arıtım metotları	30
Tablo 3.1. Almanya'daki bazı depo sahalarında geri devirle anaerobik sızıntı suyu arıtımı	37
Tablo 3.2. ABD ve Avrupa'daki sızıntı suyu geri çevrimi uygulamaları	38
Tablo 3.3. Aerobik arıtım proseslerinin performansları	41
Tablo 3.4. Sızıntı suyunda karbon giderimi için belirlenen kinetik parametreleri	42
Tablo 3.5. Pilot sistem havalandırmalı lagünlerde sızıntı suyu arıtma verimleri	44
Tablo 3.6. Havasız arıtmada kullanılan kinetik modeller	47
Tablo 3.7. Mezofilik durumda çeşitli organik maddelerin arıtımı için Monod kinetik sabitleri	48
Tablo 3.8. Havasız arıtmada k ve K _s 'in sıcaklıkla değişimi	48
Tablo 3.9. Değişik substratlar için teorik biyokitle dönüşüm oranları ve optimum KOİ/N/P oranları	52
Tablo 3.10. Endüstriyel atık suların arıtılmasında anaerobik proseslerin işletme verimleri	55
Tablo 3.11. Yüzeyde çoğalan sistemlerde havasız sızıntı suyunun arıtımı çalışmaları	58
Tablo 3.12. Askıda çoğalan sistemlerde havasız sızıntı suyu arıtımı çalışmaları	59
Tablo 3.13. Anaerobik sabit yataklı filtrede KOİ giderimi	60

Tablo 4.1.	Türkiye için S.K.K.Y. deşarj standartları ve evsel atık depolama alanı sızıntı suyu karakteristikleri	66
Tablo 4.2.	Genç sızıntı suyunda bulunan $\text{NH}_3\text{-N}$ miktarı	67
Tablo 4.3.	Azot bileşiklerinin giderilmesi yöntemleri	67
Tablo 4.4.	HÇYR'de arıtılan sızıntı suyunun kararla durum neticeleri	69
Tablo 4.5.	Amonyak sıyırma için deneysel çalışma şartları	69
Tablo 4.6.	Mekanik karıştırıcı ile 24 saat havalandırılarak yapılan amonyak sıyırması çalışmasının sonuçları	71
Tablo 4.7.	HÇYR'de Arıtılan Sızıntı Suyu Özellikleri	71
Tablo 4.8.	Sızıntı suyunda MAP ve MAP+FeCl_3 çöktürme yöntemleri ile amonyak giderimi	71
Tablo 4.9.	Sızıntı suyunda biyolojik arıtma ve ters osmoz Uygulaması	73
Tablo 4.10.	HÇYR çıkış suyu ile yapılan UF ve ters osmoz deney Sonuçları	75
Tablo 5.1.	Odayeri düzenli depolama alanı sızıntı suyu karakteristikleri	77
Tablo 5.2.	Odayeri düzenli depolama alanı sızıntı suyu KOİ değerleri	77
Tablo 5.3.	Kömürcüoda düzenli depolama alanı sızıntı suyu karakteristikleri	78
Tablo 5.4.	Türkiye'de genç depo sızıntı uyu özellikleri	80
Tablo 5.5.	Değişik Ülkelerde Düzenli Depolama Alanı Sızıntı Suyu Miktarı	82
Tablo 6.1.	Odayeri evsel katı atık düzenli depolama alanı sızıntı suyu analizleri	87
Tablo 6.2.	Deneysel çalışmada uygulanan işletme programı	88
Tablo 6.3.	Parametre ölçme sıklığı ve analiz metotları	88
Tablo 7.1.	HÇYR kararlı hal işletme sonuçları	90
Tablo 7.2.	Ortalama S değerleri ile modelden hesaplanan sonuçların karşılaştırılması	97
Tablo 7.3.	Muhtelif anaerobik çalışmalarda ikinci mertebe kinetiğinin uygulanması	97
Tablo 7.4.	Türkiye'de genç depo sızıntı sularıyla yapılan havasız Arıtılabilirlik çalışmaları	98
Tablo 7.5.	Tablo 7.4' deki veriler için ikinci mertebe kinetiği uygulaması	99

ŞEKİL LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Şekil 2.1 : Katı atık düzenli depolama alanı girdi ve çıktıları	4
Şekil 2.2 : Anaerobik parçalanma prosesi ve metan oluşumu	5
Şekil 2.3 : Depolama alanlarında mikrobiyolojik prosesler	8
Şekil 2.4 : Katı atık depolama alanlarından çıkan sızıntı suyu ve gazın değişik fazlarda bileşenleri	9
Şekil 2.5 : Laboratuvar ölçeğinde belirlenen gaz üretim eğrisi	11
Şekil 2.6 : Katı atık depolama alanında CH ₄ üretimi	12
Şekil 2.7 : Depo alanından çıkan gazlar ve çevresel etkileri	12
Şekil 2.8 : Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşumu	15
Şekil 2.9 : pH, O ₂ , CO ₂ , CH ₄ , asetik asit, çözünmeyen tuzlar ve redox potansiyelinin değişimini içeren indirgenme eğrileri	17
Şekil 2.10 : Düzenli depolama sızıntı suyunu etkileyen faktörler	27
Şekil 2.11 : Depolama alanı dışından giren su ve katı atık su muhtevası ile sızıntı suyu oluşumu arasındaki ilişki	28
Şekil 3.1 : Sızıntı suyunun kanala deşarjı için gerekli aerobik arıtma tesisi	42
Şekil 3.2 : Anaerobik arıtmada kullanılan tipik sistemler	54
Şekil 4.1 : Amonyak sıyırma işleminde sıcaklık ve hava ihtiyacı arasındaki ilişki	69
Şekil 4.2 : Havalandırma süresinin NH ₃ -N, KOİ ve Toplam-P giderimine etkisi	71
Şekil 4.3 : Sızıntı suyu arıtımı için pilot tesis	74
Şekil 6.1 : Yukarı akışlı havasız çamur yataklı reaktör	86
Şekil 7.1 : KOİ değerinin zamanla değişimi	91
Şekil 7.2 : KOİ giderme veriminin zamanla değişimi	91
Şekil 7.3 : KOİ giderme hızı ile organik yük arasındaki ilişki	93
Şekil 7.4 : Kararlı durumda KOİ giderme verimi ile organik yük arasındaki ilişki	93
Şekil 7.5 : Organik yük, reaktörde bekleme süresi ve KOİ giderim veriminin zamanla değişimi	93
Şekil 7.6 : Reaktör giriş ve çıkış pH'ının zamanla değişimi	93
Şekil 7.7 : Reaktör girişinde alkalinite ve pH'ın zamanla değişimi	95
Şekil 7.8 : Reaktör çıkışında alkalinite ve pH'ın zamanla değişimi	85
Şekil 7.9 : Giderilen organik yük ile gaz üretimi arasındaki ilişki	95
Şekil 7.10 : Biyokitle miktarının reaktör boyunca değişimi	95
Şekil 7.11 : Deney sonuçlarının ikinci mertebe kinetiğine uygulanması	96
Şekil 7.12 : HAKR, HÇYR ve HF çalışmalarının ikinci mertebe kinetiğine uygulanması	99

SEMBOL LİSTESİ

B	: Spesifik mikroorganizma azalma hızı, gün^{-1}
B	: Sabit
C	: Katsayı
E	: Giderme verimi, %
E_p	: Aylık evopotranspirasyon hızı, $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{ay}$
I_w	: Sıkıştırma esnasında katı atıktan sızan birim su, $\text{m}^3/\text{ton-çöp}$
K_{2(s)}	: İkinci mertebe KOİ giderim hızı, gün^{-1}
L	: Oluşan sızıntı suyu miktarı, $\text{m}^3/\text{yıl}$
P	: Yağış miktarı, $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{yıl}$
R_L	: KOİ giderim hızı, $\text{kgKOİ}/\text{m}^3.\text{gün}$
S	: Çıkış suyu KOİ konsantrasyonu, mg/L
S₀	: Giriş suyu KOİ konsantrasyonu, mg/L
S₁	: Tesirli drenaj alanı, m^2
S₂	: Ortalama düzenli depolama alanı, m^2
T	: Sıcaklık, $^{\circ}\text{C}$
W	: Katı atıkların sıkıştırılması esnasında katı atıktan sızan toplam su, m^3
X, X₀	: Mikroorganizma konsantrasyonu, mg/L
Y	: Mikroorganizma dönüşüm değeri, $\text{mgUAKM}/\text{mgKOİ}$
θ_c	: Çamur yaşı, gün
θ, t	: Hidrolik bekleme zamanı, gün

EVSEL KATI ATIK SIZINTI SULARININ HAVASIZ ÇAMUR YATAKLI REAKTÖRLE ARITIMI

ÖZET

Bu çalışmada, sızıntı suyu karakterizasyonu ve miktarının tespiti, sızıntı suyunun yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörde (HÇYR) arıtımı ve HÇYR'de anaerobik arıtım sonrası ilave arıtım (amonyak sıyırması) üzerine çalışmalar yapılmıştır.

Sızıntı suyu karakterizasyonunu belirlemek üzere Türkiye'de muhtelif düzenli depolama alanlarında yapılan çalışmalar incelenmiştir. Sızıntı suyu analizleri yapıldığı tarihlerde en fazla 3-4 yıllık olan Odayeri (Kemerburgaz, İstanbul Avrupa yakası), Kömürcüoda (Şile, İstanbul Asya yakası), Bursa ve Hamitler (İzmir) evsel katı atık düzenli depolama alanları genç depo sızıntı suyu özelliklerine sahiptir.

Sızıntı suyu miktarının belirlenmesi çalışmalarında Odayeri ve Kömürcüoda düzenli depolama alanları verileri kullanılmıştır. Çöp sızıntı suyu miktarının, yaz aylarında katı atıktaki organik madde oranının yüksek olmasından dolayı arttığı, kış aylarında ise organik madde oranının düşük, kül oranının yüksek olmasından dolayı düştüğü belirlenmiştir. Sızıntı suyu miktarının katı atık depolama yüksekliği ve kullanılan alanın genişliğine göre değiştiği de belirlenmiştir. Yıllık ortalama sızıntı suyu miktarı Odayeri depolama alanında 37,6 m³/ha-gün, Kömürcüoda depolama alanında 29,5 m³/ha-gün olarak belirlenmiştir.

Sızıntı suyunun arıtılabilirlik çalışmalarında, Odayeri genç depo sızıntı suyunun yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörde (HÇYR) arıtımı üzerinde çalışılmıştır. Reaktöre giriş pH'sı yüksek olduğunda HCl ile düşürülmüştür. KOİ değeri 9000-25000 mg/L olan giriş suyuna fosfor eksikliğini gidermek için fosforik asit ilave edilmiştir. Sıcaklık 34 ± 2 °C belirlenmiştir. Reaktör 10,4 L hacminde olup üst kısmında ters koni şeklinde özel bir sıvı-katı ayırıcı teşkil edilmiştir. Sızıntı suyu tabandan bir pompa ile beslenmekte, arıtılan su ise savaklardan dışarı alınmaktadır.

325 gün süreyle 3,6 – 19,3 kgKOİ/m³.gün organik yük ve 0,94 – 2,84 gün hidrolik bekleme süresi ile işletilen HÇYR'de dokuz kararlı hal oluşmuş ve %84-94 KOİ giderimi elde edilmiştir. Kararlı hallerde organik yük arttıkça KOİ giderim verimi düştüğü belirlenmiştir. KOİ giderim hızı (R_L) ile organik yük arasında doğrusal bir değişim olmakta ve reaktörde ortalama %90,7 KOİ giderme verimi elde edilmektedir.

Giderilen organik yük ile gaz üretimi arasında lineer bir artış vardır. 0,44 L.gaz/gr. KOİ giderilen ve 0,39 L.CH₄/gr.KOİ giderilen değerleri tesbit edilmiştir.

HÇYR'de arıtma sürecinin kinetik değerlendirme çalışmasında Grau ve arkadaşları tarafından geliştirilen lineerleştirilmiş ikinci mertebe kinetiği uygulanmış ve deney verileri ile model doğrusu arasında %97,1 oranında yüksek bir korelasyon olduğu belirlenmiştir. Model denklemi

$$S_0 \cdot \theta / (S_0 - S) = 1,058 \theta + 0,077 \quad \dots\dots\dots(1)$$

şeklinde ve ikinci mertebe KOİ giderim hızı k₂(s) = 5,01 gün⁻¹ olarak bulunmuştur. Ayrıca Türkiye'de sızıntı suyunun muhtelif anaerobik sistemlerde arıtılması üzerine yapılan dört ayrı çalışma ile bu çalışmanın sonuçları ikinci mertebe kinetiğine uygulanmış ve deney verileri ile model doğrusu arasında %99 korelasyon olduğu

tespit edilmiştir. Odayeri düzenli depolama alanı sızıntı suyunun HÇYR'de arıtımı sonucu %90,7 KOİ ve sıyırma + MAP çöktürmesi + biyokitle sentezi prosesleri sonucu %20 civarında $\text{NH}_3\text{-N}$ giderim verimi elde edilmiştir. Ancak bu verimler hem KOİ hem de $\text{NH}_3\text{-N}$ bakımından alıcı ortama deşarj standartlarını sağlamadığı için HÇYR'de arıtılmış sızıntı sularına amonyak sıyırması, MAP çöktürmesi ve ultrafiltrasyon + ters osmoz sistemleri ile ilave arıtım uygulanmalıdır.



LANDFILL LEACHATE TREATMENT WITH ANAEROBIC UPFLOW SLUDGE BLANKET REACTOR

SUMMARY

In this study, generation rate, characterization, anaerobic treatability with UASB reactors and post treatment (ammonia stripping) of leachate from sanitary landfills have been investigated.

Characteristics of young landfill leachates have been determined by compiling characterization data from several studies on landfills in Turkey. Leachates of Odayeri (Kemerburgaz, İstanbul), Kömürcüoda (Şile, İstanbul), Bursa and Hamitler (İzmir) Landfills which are 3 to 4 years old exhibit the characteristics of young landfill leachates.

Data from Odayeri and Kömürcüoda Landfills were used for determination of leachate generation rates. It was found that leachate generation is high in summer due to high organic content of waste, and low in winter due to low organic content of waste and high amount of coal ash. Leachate generation was also affected by the depth and surface area of the landfills. Annual average values of leachate generation rates were found as 37,6 m³/ha-day and 29,5 m³/ha-day for Odayeri and Kömürcüoda Landfills, respectively.

Anaerobic treatability of leachate from Odayeri Landfill has been studied with UASB reactor. pH of the raw leachate was lowered by addition of HCl. Phosphoric acid was added due to phosphorus deficiency in leachate with COD values between 9000 and 25000 mg/L. The temperature of the reactor was maintained at 34 ± 2 °C. Volume of the reactor was 10,4 L and equipped with a gas- solid separator.

The reactor was operated for 325 days. Organic loading was varied between 3,6 and 19,3 kg.COD/m³.day, and HRT between 0,94 and 2,84 days. During the whole course of the reactor operation, nine pseudo steady-state conditions were observed, and the COD removal efficiencies have varied between 84% and 94%. COD removal efficiencies were found to be decreasing linearly with increasing organic loading rates.

There is a linear relationship between organic loading and gas production. Total biogas and methane production were 0,44 L/gCOD_{removed} and 0,39 L.CH₄/ gCOD_{removed} respectively.

Linearized second-order kinetics was applied to anaerobic treatability data. The correlation between model estimations and experimental data was 97,1%. The linearized equation and COD removal rate of second-order kinetics were found as follows ;

$$S_o \cdot \theta / (S_o - S) = 1,058 \theta + 0,077 \dots\dots\dots(1)$$

and $k_2(s) = 5,01 \text{ day}^{-1}$. On the other hand, the results of four anaerobic treatability studies on leachates from different landfills in Turkey were also evaluated with second-order kinetics, and a correlation of 99% was obtained.

Although COD and ammonia removal efficiencies of anaerobic treatment were 90% and 20%, respectively, the quality of the anaerobic effluent do not meet the discharge standards. Therefore ammonia stripping, MAP precipitation and ultrafiltration + reverse osmosis must be applied as additional post treatment alternatives.



1. GİRİŞ

1.1 Konunun Anlam ve Önemi

Katı atıkların bertarafı; Düzenli Depolama, Yakma, Kompostlaştırma veya Geri Kazanım, teknolojilerinden birinin veya bir kaçının birlikte uygulanması ile gerçekleştirilir. Düzenli depolama halâ evsel atıkların bertarafında en ekonomik ve basit yöntemdir. Yeterli büyüklükte ve uygun alanlar bulunduğu müddetçe kullanılan düzenli depolama yönteminde çevreye olan olumsuz etkiler minimize edilirken, atıkların kontrol altında ayrışarak inert ve kararlı maddelere dönüşümü sağlanır. Depolama alanında katı atıklar bir dizi fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçler sonucu inert katı maddelere dönüşür. Bu arada açığa çıkan en önemli iki unsur sızıntı suyu ve depo gazıdır. Sızıntı suyu kalitesi; katı atık bileşenleri, depo yaşı, depo alanının hidrojeolojik durumu, depo içindeki fiziksel, kimyasal ve biyolojik faaliyetler, katı atığın su muhtevası, sıcaklık, pH, redox potansiyeli, stabilizasyon derecesi, katı atık depolama yüksekliği, depolama alanının işletilmesi ve iklim şartlarına göre değişir. Sızıntı suyu kalitesini etkileyen en önemli mekanizma anaerobik biyolojik prosestir. Anaerobik parçalanma hidroliz, asit üretimi ve metan üretimi olmak üzere üç ana kademeden meydana gelir.

Genç depo (ilk birkaç yıl) sızıntı suyu kolayca parçalanabilir organik maddeler içerir ve uçucu yağ asitlerinden dolayı asidik olup, pH= 6 - 7 civarında seyreder. Kolayca parçalanabilen uçucu yağ asitleri yüksek BOl' ye sebep olduğundan, yüksek BOl/KOl (= 0,4 – 0,8) değerleri görülür. Depo yaşlandıkça kolay parçalanabilen yağ asitlerin azalması ve gaz üretiminin artmasından dolayı pH= 7 – 8 değerlerine yükselir. Biyolojik olarak zor parçalanabilen organiklerin bulunduğu yaşlı depo sızıntı suyunun KOl değeri düşük olur ve düşük BOl/KOl (< 0,2) değerleri görülür.

Depolama alanı sızıntı sularının en önemli iki kaynağı; atıktan hasıl olan su ve yağıştır. Sızıntı sularının arıtımı; sızıntı suyunun miktarı, kalitesi ve deşarj edilecek alıcı ortama göre değişik şekillerde yapılabilir. Saha dışında arıtım; merkezi atıksu arıtma tesislerine nakil ve arazide yağmurlama sulaması şeklinde uygulanır. Saha

içinde arıtım ise sızıntı suyunun geri devri, anaerobik biyolojik arıtım, aerobik biyolojik arıtım ve ilave fiziksel - kimyasal arıtım şeklinde olabilir.

Sızıntı sularının arıtımı, bir dizi biyolojik ve fiziksel – kimyasal proseslerin birlikte kullanımını gerektiren son derece zor ve pahalı bir işlemdir. Arıtma maliyetinin optimize edilebilmesi için biyolojik arıtmada havasız (anaerobik) proseslerin kullanılması büyük önem taşımaktadır. Bu sayede arıtma sonucu üretilen biyogazdan önemli oranda enerji geri kazanılarak, ekonomik ve çevresel olarak daha sürdürülebilir bir arıtma imkanı elde edilebilmektedir. Bu yüzden, çalışmada öncelikle katı atık genç depo alanlarında oluşan sızıntı sularının havasız arıtımı araştırılarak sorunun çevre dostu bir yöntemle çözümü ortaya konmaktadır. Elde edilen sonuçların, katı atıkların karışık olarak depolandığı alanlarda sızıntı suyu arıtımı konusunda ışık tutucu olması beklenmektedir.

1.2 Çalışmanın Amaç ve Kapsamı

Bu çalışmanın amacı, katı atık genç düzenli depo alanı sızıntı sularının karakterizasyonu, havasız biyolojik arıtılabilirliğinin incelenmesi, biyokimyasal ayrışma mekanizmasını açıklayan temel hidrolik, çevresel ve kinetik büyüklüklerin belirlenerek, gerekli ilave fiziksel-kimyasal arıtma yöntemlerinin de desteği ile bu önemli sorunun dünyada ve bilhassa ülkemizde çözümüne yönelik bilimsel ve teknolojik esasların ortaya konmasıdır.

Çalışmanın belirlenen amacı doğrultusunda, İTÜ Çevre Mühendisliği Bölümü Laboratuvarında kurulan pilot Havasız Çamur Yataklı Reaktör (HÇYR), İstanbul Büyükşehir Belediyesi Odayeri (Kemberburgaz) Katı Atık Düzenli Depo Alanı sızıntı suları ile mezofilik şartlarda işletilerek başlıca aşağıdaki konular araştırılmıştır:

- Sızıntı sularının değişken işletme şartlarında havasız arıtılabilirliği,
- Havasız arıtma kinetiğinin incelenmesi,

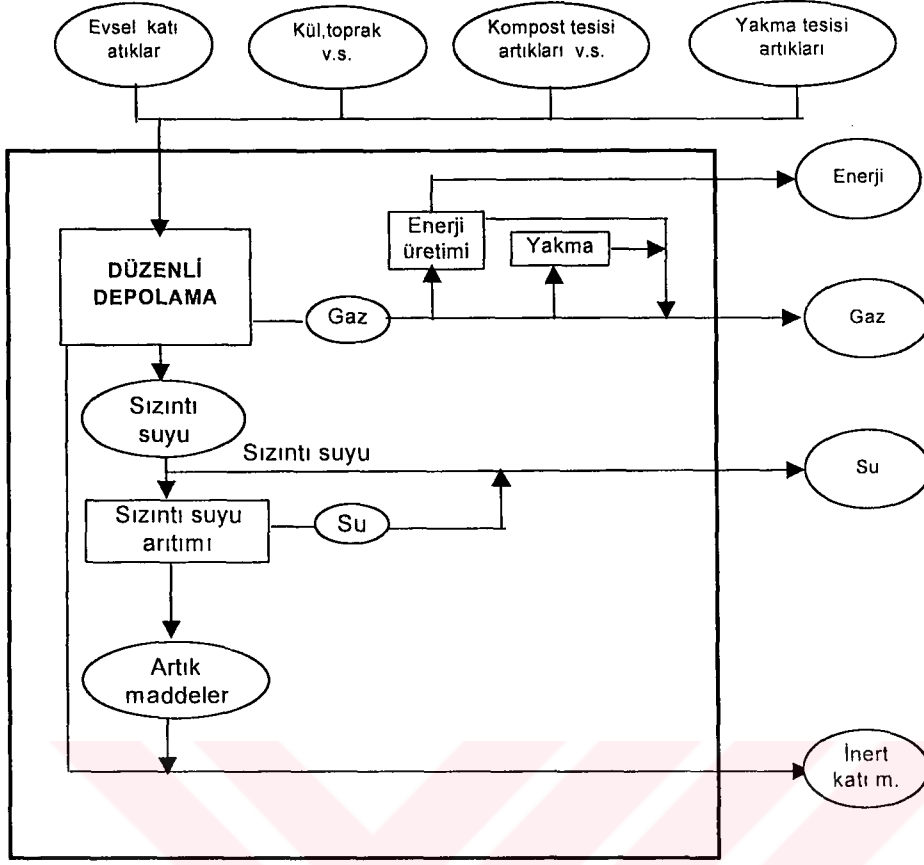
2. KATI ATIK DEPOLAMA ALANLARINDA SIZINTI SUYU OLUŞUMU VE ÖZELLİKLERİ

2.1 Katı Atıklar

Katı atıklar, üreticisi tarafından atılmak istenen ve toplumun huzuru ile özellikle çevrenin korunması bakımından, düzenli bertarafı gereken maddelerdir. Evsel atıkların bileşimi bölgesel değişikliklere, geri dönüşüm miktarına, toplanma sıklığına, mevsimlere, kültürel etkilere ve kullanılan teknolojiye göre değişir. Refah seviyesinin yükselmesinin en büyük mahzurlarından biri katı atık miktarının artmasıdır. Katı atıkların zararsız hale getirilmesi bugün tüm dünyanın önemli bir problemidir. Katı atıkların bertarafı; Düzenli Depolama, Yakma, Kompostlaştırma veya Geri Kazanım teknolojilerinin biri veya bir kaçının birlikte uygulanmasıyla gerçekleşir.

Düzenli depolama, evsel katı atıkların bertarafında en ekonomik ve basit yöntemdir. Yakma, kompostlaştırma gibi teknolojik bertaraf işlemleri uygulansa bile sonuçta bir miktar atığın depolama alanına gönderilmesi gerektiğinden, düzenli depolama tekniği zorunlu olarak kullanılacaktır. Düzenli depolama yönteminde çevreye olan olumsuz etkiler minimize edilebilirken, atıkların kontrol altında ayrılarak inert ve kararlı maddelere dönüşümü sağlanır. Depolama tekniğinin esasları aşağıdaki gibi özetlenen bir düzenli depolama alanının tüm girdi ve çıktıları Şekil 2.1'de görülmektedir.

- Düzenli depolama, atık maddelerin bertarafında kullanılır ve neticede aşağıdaki çıktılar hasıl olur:
 - Depo gazı,
 - Sızıntı suyu,
 - İnert katı madde.
- Düzenli depolamada aşağıdaki yardımcı sistemler kullanılır:
 - Tabanda ve çöp üzerinde geçirimsizliğin temini,
 - Gaz ve sızıntı suyunun toplanması.

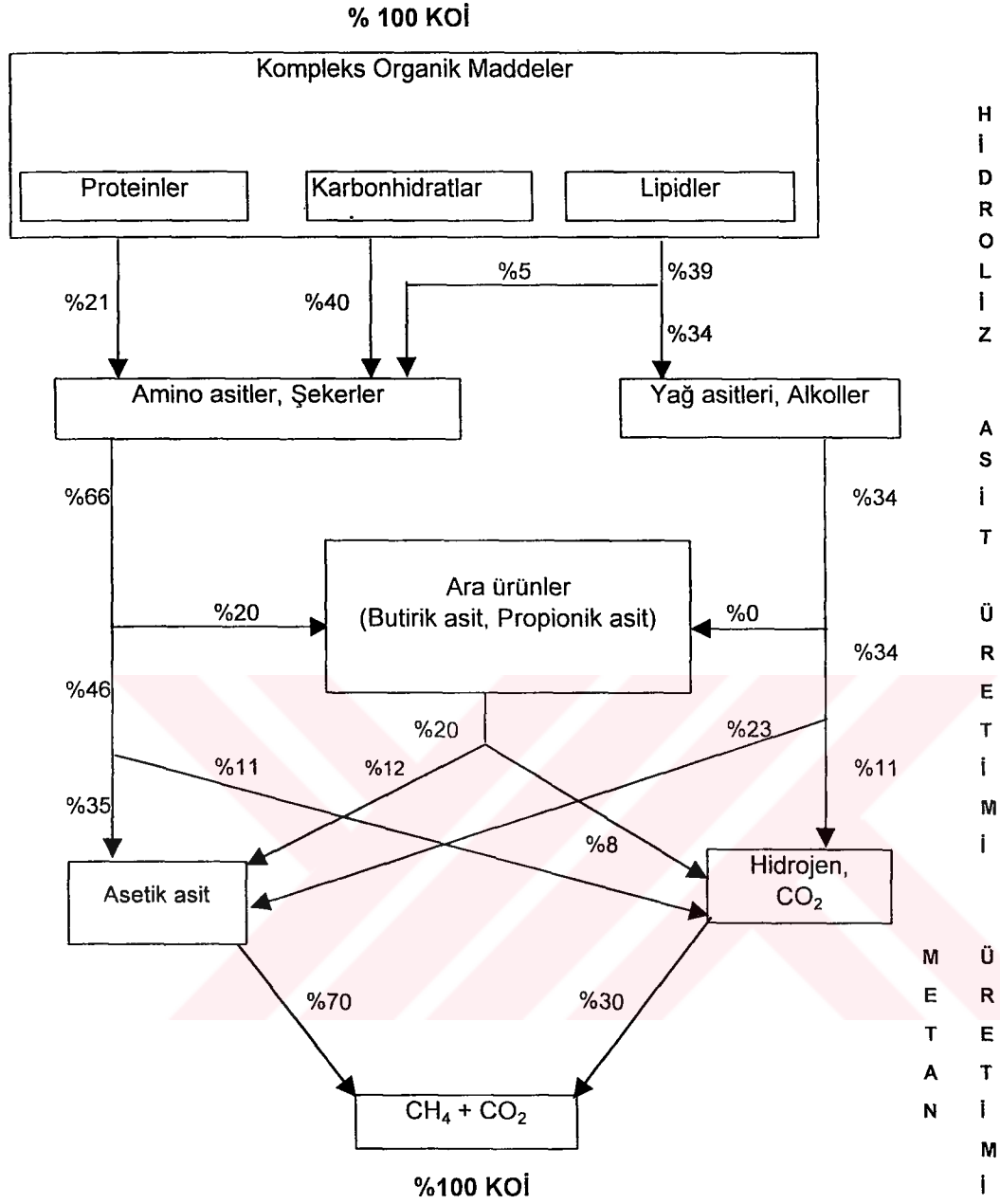


Şekil 2.1 : Katı atık düzenli depolama alanı girdi ve çıktıları
(White v.d., 1995)

2.2 Depolama Alanında Oluşan Biyolojik Prosesler

Evsel katı atık düzenli depo bünyesinde bir dizi kimyasal, fiziksel ve mikrobiyolojik prosesler oluşur. Bütün anaerobik süreçlerde olduğu gibi düzenli depolama sahası içinde meydana gelen anaerobik parçalanma Hidroliz, Asit üretimi ve Metan üretimi olmak üzere başlıca üç ardışık kademe gerçekleşir (Şekil 2.2).

Tablo 2.1'de görüldüğü üzere, nem, oksijen, pH, alkalinite v.b. gibi anaerobik parçalanmayı etkileyen pek çok faktör söz konusudur. Katı atık depolama alanlarında oluşan mikrobiyolojik proseslerden biri olan hidroliz kademesinde, kompleks organik maddeler bakteriler tarafından serbest şeker, alkol, aminoasitler, H_2 , CO_2 gibi daha kolay parçalanabilir türlere dönüştürülür. Asit üretimi sahasında ise amino asitler, şekerler, alkoller; asetik asit, H_2 ve CO_2 'e dönüşür. Son safha olan metan üretimi



Şekil 2.2 : Anaerobik parçalanma prosesi ve metan oluşumu (Gujer ve Zhender, 1983)

Tablo 2.1 : Düzenli depolama alanında biyolojik parçalanmayı etkileyen faktörler

Faktörler	Kriterler	Kaynaklar
Nem	Optimum nem miktarı : % 60 ve üzeri	Pohland (1986), Rees (1980)
Oksijen	Metan gazı için optimum redox potansiyeli : -200 mV -300 mV -100 mV	Farquhar ve Rovers (1973) Christensen ve Kjelden (1989) Pohland (1980)
pH	Metan fazı için optimum pH : 6 – 8 6,4 – 7,2	Ehrig (1983) Farquhar ve Rovers (1973)
Alkalinite	Metan fazı için optimum alkalinite : 200 mg/L Metan fazı için max. organik asitler : 3000 mg/L Metan fazı için max. Asedik asit/alkalinite oranı : 0,8	Farquhar ve Rovers (1973) Farquhar ve Rovers (1973) Ehrig (1983)
Isı	Metan fazı optimum ısı : 40 °C 41 °C 34-38 °C	Rees (1980) Hartz (1982) Malta-Alvarez (1986)
Hidrojen	Asit fazı için, kısmi hidrojen basıncı : 10 ⁻⁶ atm altında	Barlaz (1987)
Besi maddesi	Homojen olmayan lokal sistemler dışındaki depolama alanlarında genellikle uygundur.	Christensen ve Kjelden (1989)
Sülfat	Sülfatın artması metan üretimini düşürür.	Christensen ve Kjelden (1989)
Inhibitör	Orta derecede inhibisyona sebep olan katyon konsantrasyonu (ppm): Sodyum 3500-5500 Potasyum 2500-4500 Kalsiyum 2500-4500 Magnezyum 1000-1500 Azot (toplam) 1500-3000 Ağır metaller Önemli bir inhibite etkisi yoktur. Organik maddeler Önemli bir inhibite etkisi yoktur.	Mc Carty ve Mc Kinney (1961) Ehrig (1983) Christensen ve Kjelden (1989)

safhasında ise metan bakterileri tarafından CH_4 ve CO_2 oluşturulur. Şekil 2.3 'de katı atık depolama alanlarında oluşan mikrobiyolojik prosesler verilmiştir. Şekil 2.4'te görülen ve katı atık depolama alanının bir biyoreaktör gibi davranması sonucu meydana gelen sızıntı suyu ve gazın değişik fazlarda bileşenleri ve açığa çıkan ürünler aşağıdaki gibi açıklanabilir :

Faz I : Katı atığın yeni döküldüğü anlarda meydana gelen aerobik fazdır. Bu fazda organik maddeler aerobik olarak parçalanırken genelde CO_2 de açığa çıkar.

Faz II : Aerobik fazdan sonra birinci anaerobik faz izlenir. Fakütatif ve Asit bakterileri tarafından uçucu yağ asitleri, CO_2 ve H_2 oluşturulur. Asidik sızıntı suyu yüksek konsantrasyonda yağ asitleri, kalsiyum, demir, ağır metaller ve amonyak ihtiva eder. Çıkan gazda bulunan N_2 , CO_2 ve H_2 üretiminden dolayı sudaki sülfat konsantrasyonu da düşer. Sülfür; demir ve ağır metaller ile çözünmeyen bileşikler meydana getirip çöktüğü için de bu fazda azalır.

Faz III: Metan bakterilerinin artmasıyla ikinci anaerobik faz meydana gelir. Bu fazda, hidrojen, karbondioksit ve uçucu yağ asitleri konsantrasyonları düşerken metan miktarı artar; aynı zamanda sülfatın indirgenmesi devam ettiğinden, sülfat konsantrasyonu da azalır. Yağ asitlerinin azalması pH ve alkaliniteyi artırır. Bu da kalsiyum, demir, mangan ve ağır metallerin çözünürlüğünü azaltır. Bu fazda ağır metaller azalan bir grafik gösterirler. Ayrıca amonyak yüksek oranlarda bulunmaya devam eder ve metan çıkışı da artar.

Faz IV : Bu fazda metan ve karbondioksit üretimi kararlı hale gelir. Çıkan gazda genelde % 50-65 oranında metan, % 35-50 oranında karbondioksit bulunur. Çok az miktarlarda da hidrojen, karbon monoksit, hidrojen sülfür ve azot gözlenir. Yüksek miktardaki metan oluşumunun yanında uçucu asitler ve hidrojen konsantrasyonları çok düşüktür.

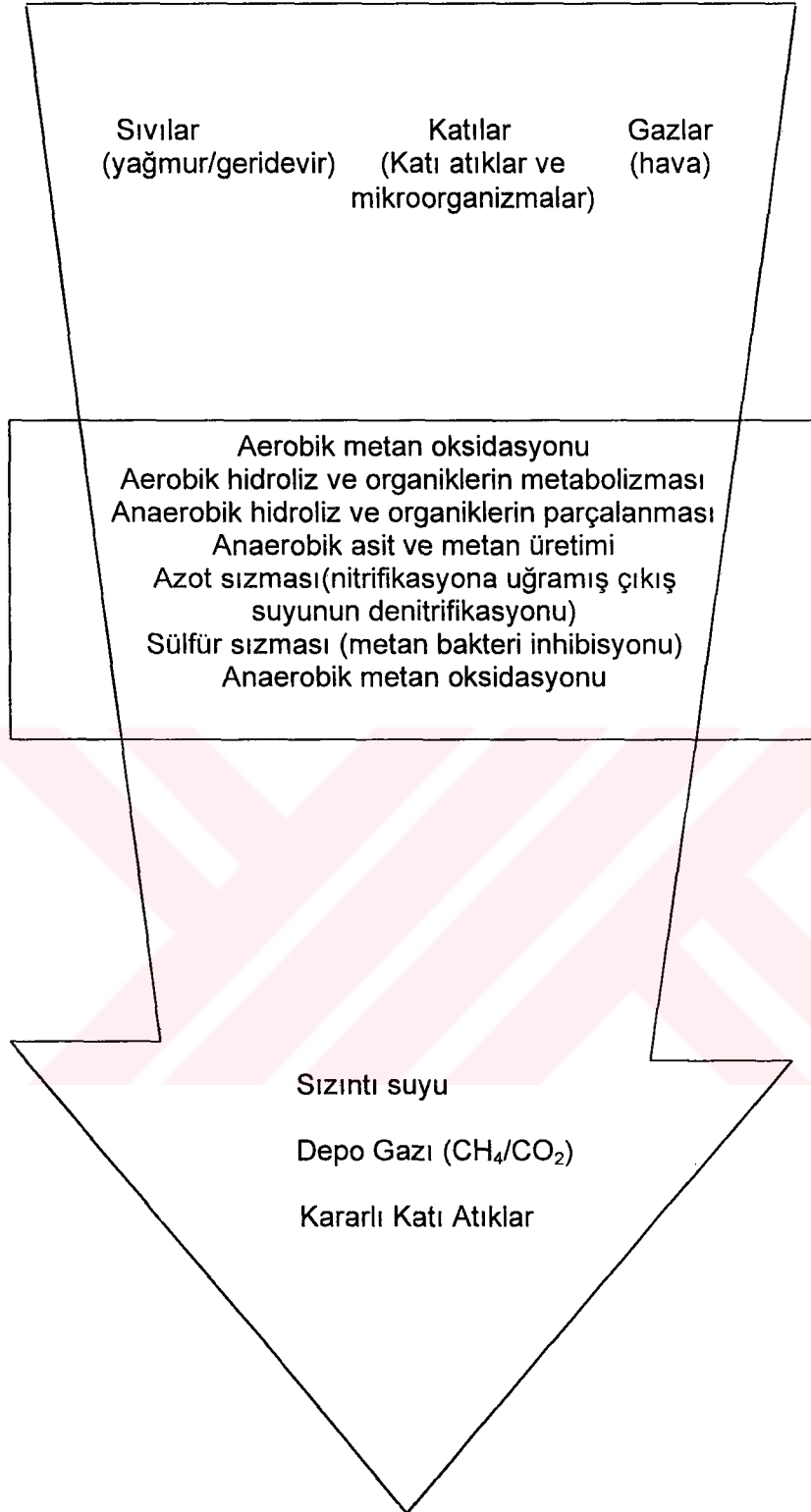
Faz V : Bu fazda parçalanabilen organik maddelerin azalması sonucu ortamda parçalanamayan organik maddeler kaldığından metan üretimi azalır, atmosferden difüzyondan dolayı azot ve oksijen miktarı artar. Deponun üst kısımlarında, metan üretiminin olamayacağı aerobik ortam ve yüksek redox potansiyelli ortamlar oluşur.

G İ R D İ L E R

D E P O L A M A
A L A N I

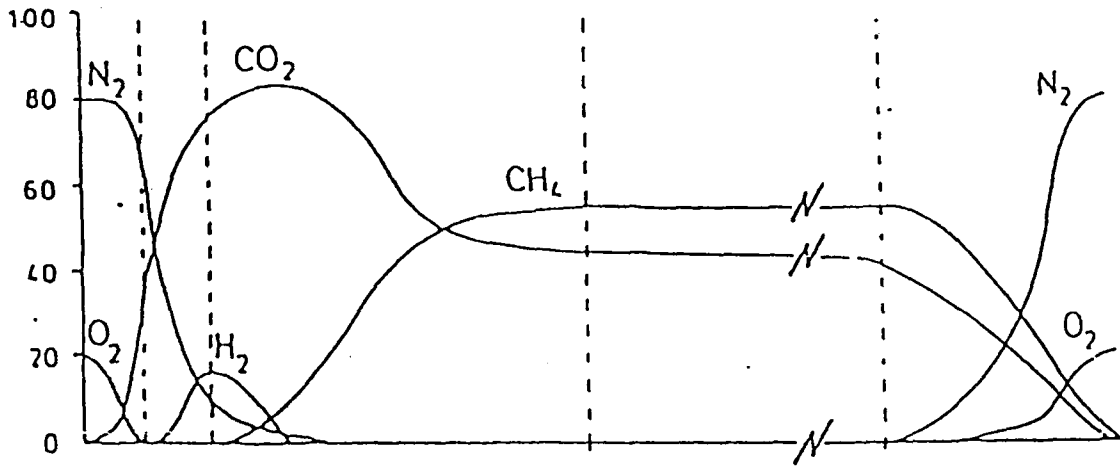
M İ K R O B İ Y O L O J İ S İ

Ç İ K T İ L A R

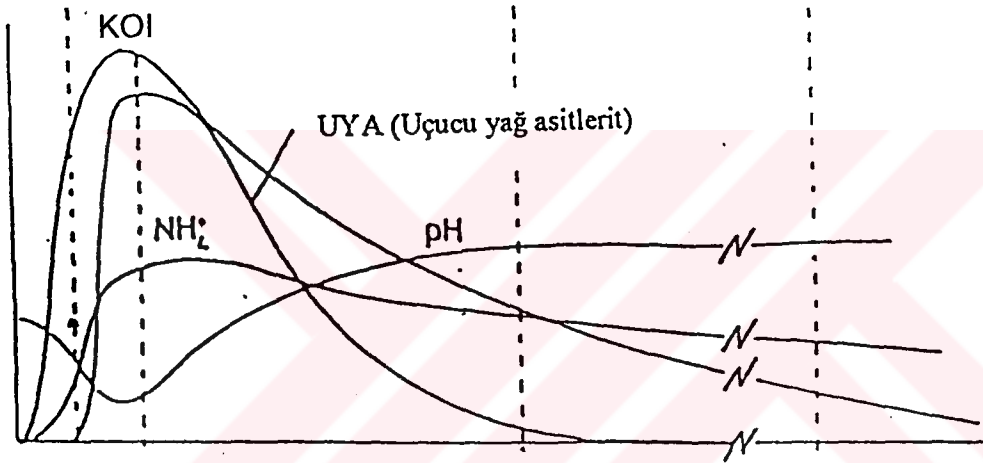


Şekil 2.3 : Depolama alanlarında mikrobiyolojik prosesler (Blakey v.d., 1995)

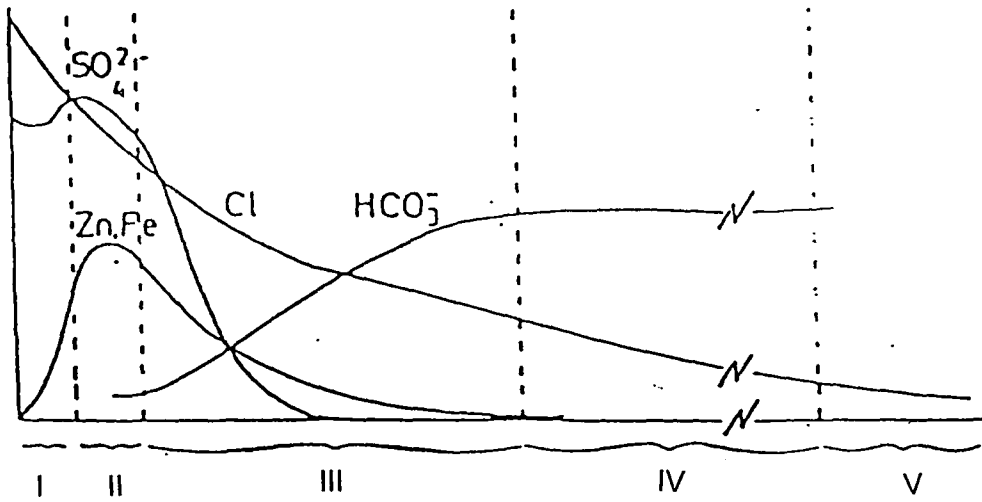
Gaz Kompozisyonu, hacim(%)



Çöp Sızıntı Suyu



Çöp Sızıntı Suyu



Şekil 2.4 : Katı atık depolama alanlarından çıkan sızıntı suyu ve gazın değişik fazlarda bileşenleri (Farquhar ve Rovers, 1973; Christensen 1989)

2.3 Metan Üretimi

Depolanan evsel katı atığın tonu başına hasil olan depo gazı başlıca üç yöntem ile belirlenir:

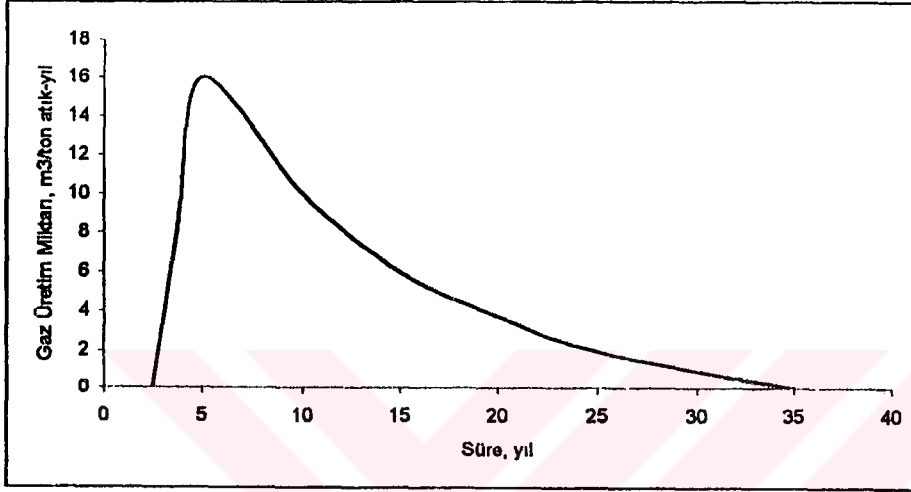
- a- Atıktaki organik karbon miktarı üzerinden teorik olarak,
- b- Laboratuvar ölçeğinde lizimetre deneyleri ile,
- c- Mevcut depolama alanlarındaki gaz üretim verilerine göre.

Tablo 2.2'de değişik depolama alanlarında, farklı atıklar için gaz üretimi görülmektedir. Teorik değerler parçalanabilen tüm maddeler göz önüne alınarak hesaplandığından diğer değerlere göre çok yüksektir.

Tablo 2.2 : Evsel katı atık düzenli depolama alanlarında farklı katı atık türleri için gaz üretimi.

Gaz üretimi			
Atık	(Nm ³ /ton ıslak atık)	Hesaplama Yöntemi	Kaynak
Evsel atık	372	Teorik hesap	Gendebien, 1991
Evsel atık	329	Teorik hesap	Ehrig, 1991
Evsel atık	270	İtalyan datalarından hesaplama	Ruggeri, 1991
Evsel atık	120-160	Laboratuvar ölçekli deney	Ehrig, 1991
Evsel atık	190-240	Depolama alanı ölçümü	Ham, 1979
Evsel atık	60-180	Depolama alanı ölçümü	Tabasaran, 1976
Evsel atık	222	İngiltere depolama alanı ortalaması	Richards, 1991
Evsel atık	135	Tahmini ortalama	IFEU, 1992
Evsel atık	200	Tahmini ortalama	Baere, 1987
Evsel atık	100-200	Tahmini ortalama	Carra, 1990
Yiyecek atığı	191-344	Laboratuvar ölçekli deney	Ehrig, 1991
Çimen	170	Laboratuvar ölçekli deney	Ehrig, 1991
Gazete	120	Laboratuvar ölçekli deney	Ehrig, 1991
Magazin	100-225	Laboratuvar ölçekli deney	Ehrig, 1991
Karton	317	Laboratuvar ölçekli deney	Ehrig, 1991
Evsel kompost	133	Laboratuvar ölçekli deney	Ehrig, 1991
Organik kompost	176	Laboratuvar ölçekli deney	Ehrig, 1991

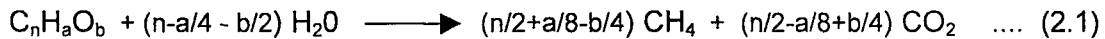
Laboratuvar ölçekli değerler tüm arazi şartlarını bütünüyle temsil etmediği için arazideki gerçek değerleri yansıtmazlar. En güvenilir yöntem mevcut depolardaki ölçümlerdir. Genel olarak evsel depolama alanından çıkan gaz miktarı 150 Nm³/ton katı atık alınabilir. Gazın önemli bölümü ilk 20 yıl içinde oluşur. Gaz üretim miktarı depolama alanının aktif ömrüne göre değişmektedir. Şekil 2.5'de laboratuvar ölçeğinde depolama alanının aktif ömrü (gaz üretim eğrisi) görülmektedir.



Şekil 2.5 : Laboratuvar ölçeğinde belirlenen gaz üretim eğrisi (White v.d., 1995)

Anaerobik parçalanma neticesinde meydana gelen gazlardan en önemlisi CH₄ ve CO₂'dir. Metan, metan bakterileri tarafından metan fazında üretilir. İngiltere'de yapılan bir araştırmada, 2.5 yıl içinde depo alanının % 33'ü; 4 yılda % 73'ü, 10 yılda ise % 93'ü metan fazına ulaştığı gözlenmiştir. Sızıntı suyu kalitesi açısından metan fazındaki sızıntı suyu 200 mg/L' nin altında uçucu yağ asidi, asit fazında ise 1000 mg/L' nin üzerinde yağ asidi içerir. Depodan çıkan gaz % 50-65 metan içerir. Evsel atık depo gazının tipik bileşimi Tablo 2.3'de görülmektedir.

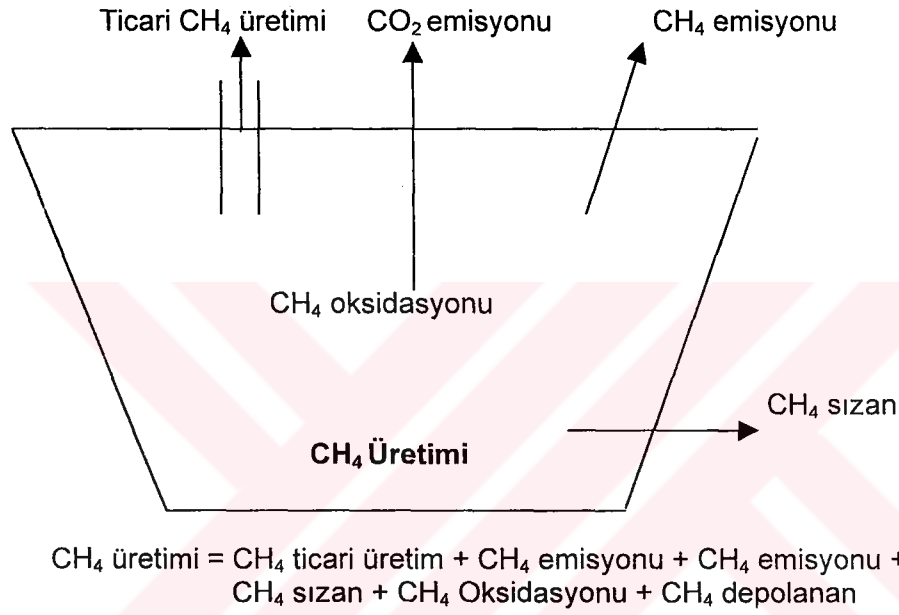
CH₄ üretimi aşağıdaki gibi formüle edilebilir (Buswell ve Mueller, 1952) :



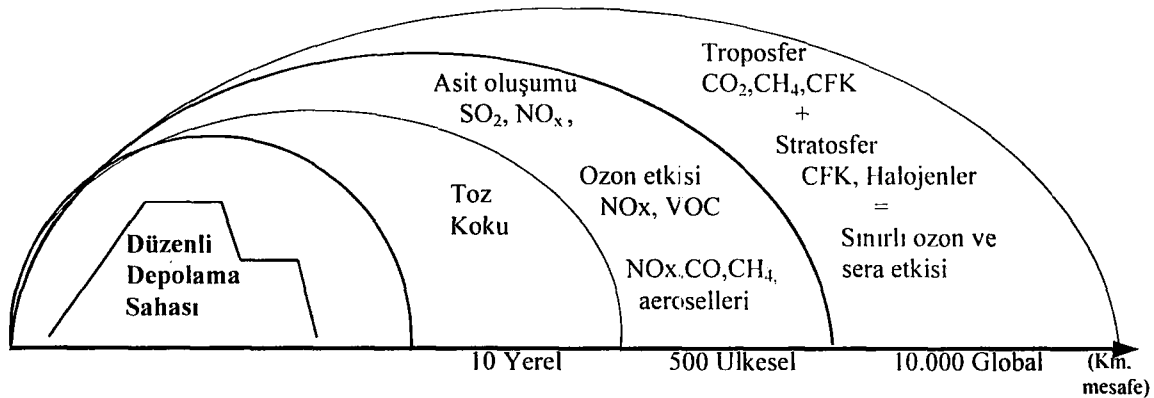
Katı atık depolama alanında CH₄ üretimi Şekil 2.6'da, depo alanından çıkan gazların çevresel etkileri ise Şekil 2.7'de görülmektedir.

Tablo 2.3 : Evsel katı atık depo gazının tipik bileşimi (Falzon, 1997)

Bileşenler	% Hacim
Metan	% 40 – 60
Karbon Dioksit	% 20 – 40
Azot	% 2 – 20
Oksijen	<% 1
Hidrojen Sülfür	40 – 100 ppm
Doymamış Hidrokarbonlar	<% 1
Kompleks Organikler	1000 – 2000 ppm



Şekil 2.6 : Katı atık depolama alanında CH₄ üretimi (Bogner v.d., 1993).



Şekil 2.7 : Depo alanından çıkan gazlar ve çevresel etkileri (Luning ve Tent, 1993)

2.4 Sızıntı Suyu Oluşumu

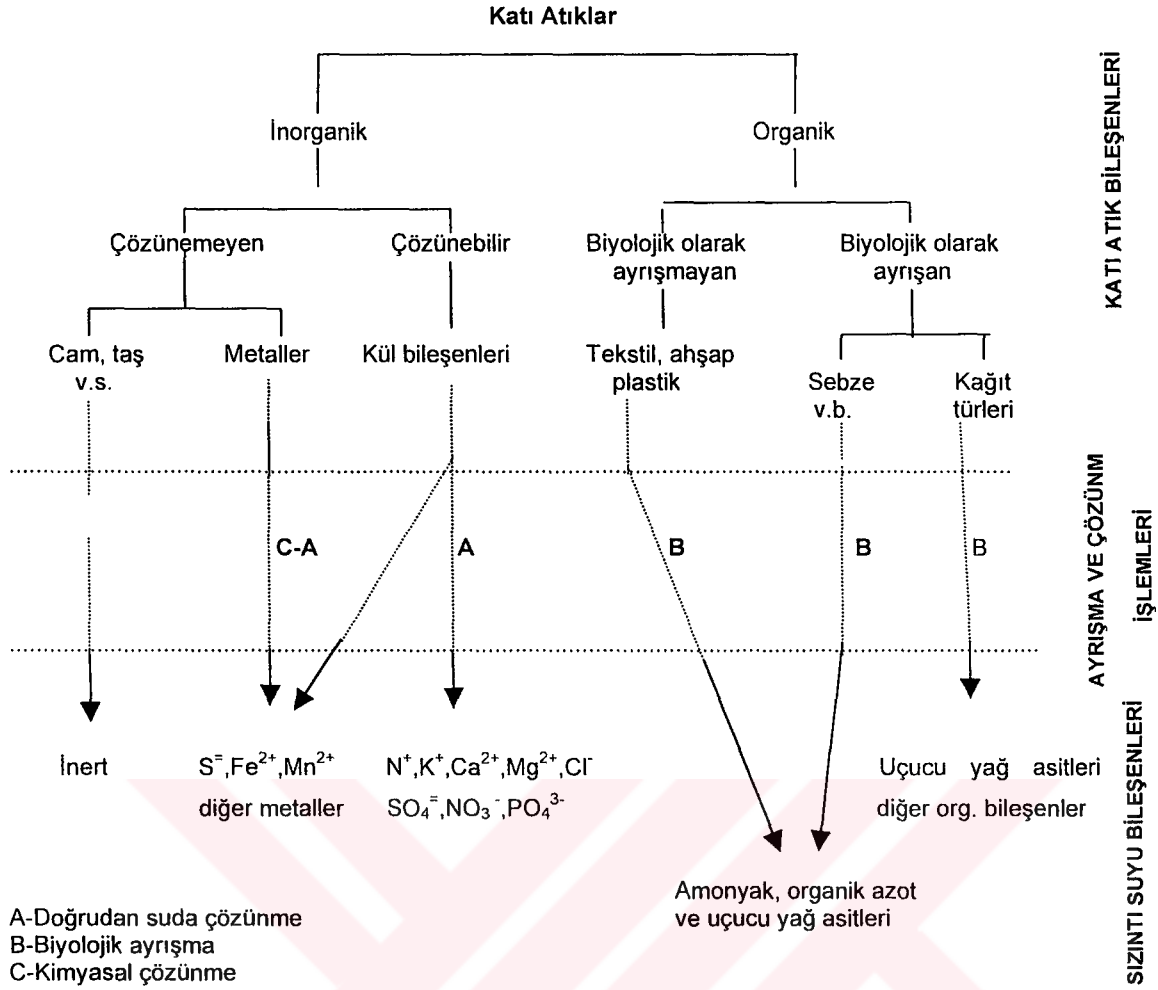
Sızıntı suyu katı atıkların içinden süzülerek bir takım kimyasal, biyolojik ve fiziksel olaylara maruz kalarak oluşur ve toplama sistemleri ile dışarı alınır. Katı atıkların içinden süzülen su, katı atıkların ana bileşenlerinden kaynaklanan çok sayıdaki element ve bileşiği ihtiva eder. Şekil 2.8' de katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşumu görülmektedir.

Sızıntı suyu oluşumunda etkili en temel işlem, doğrudan suda çözünebilir bileşiklerin suya geçmeleridir. Tablo 2.4' de çöp numunesi ile çözündürme deneyinden elde edilen veriler, Tablo 2.5' de evsel atıkların elemental analizi görülmektedir.

Katı atıkların içinde bulunan sülfatın yanında kül, alçı (CaSO_4) gibi atıklar H_2S oluşumuna sebep olur. H_2S ise kuvvetli bir koku meydana getirir. Ancak, bir çok sızıntı suyunda sülfür görülmesinin nedeni de yüksek konsantrasyonlarda olan demir bileşikler ile sülfürün çözünmeyen demir sülfürü meydana getirmesidir. Demire ilave olarak mangan ve krom dışındaki ağır metaller de sülfür ile çözünmeyen bileşikler yaparlar. Bu yüzden genellikle sızıntı sularında çözünmüş ağır metal konsantrasyonları düşük seviyede kalır.

2.5 Sızıntı Suyu Kalitesi

Sızıntı suyu kalitesi; katı atık bileşenleri, depo yaşı, depo alanının hidrojeolojik durumu, depo içindeki fiziksel, kimyasal ve biyolojik aktiviteler, katı atıktaki su miktarı, ısı, pH, redox potansiyeli, stabilizasyon derecesi, katı atık depolama yüksekliği, depolama sahasının işletilmesi ve iklim şartlarına göre değişir. Bunların içinde en önemlisi atık bileşenleridir. Organik ve inorganik bileşenlerin biyolojik, kimyasal ve fiziksel prosesleri genel olarak sızıntı suyu karakterini belirler. Yüksek miktardaki organik maddeler için en önemli proses biyolojik prosestir. İnorganik atıkların çözünürlüğü de sızıntı suyu kompozisyonu için önemlidir. Atık bileşenleri ve reaksiyon ürünleri depo içinde süzülerek sızıntı suyu içinde eriyik veya gaz olarak dışarı çıkar. Değişik bileşenlerin azalması, tükenmesi ve redox potansiyeli, pH, sülfürler, iyonik kuvvet gibi kimyasal çevreden dolayı da atık ve sızıntı suyu kompozisyonu zamanla değişir.



Şekil 2.8 : Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşumu (Öztürk v.d., 1995)

Tablo 2.4 : Genç evsel katı atıkta çözünebilir elementler (Robinson, 1979)

Element	Konsantrasyon mg/kg K.A.
Cl	2000
Na	2900
Mg	910
K	4500
Ca	7000
Mn	97-270
Fe	77-110
Cr	0.9-2.3
Ni	3.3-14
Cu	7-9
Zn	160-360
Cd	0.6-9
Pb	8-10

Tablo 2.5 : Katı atıkların elemental analizi (Rees, 1980)

Organik Elementler	Konsantrasyon %K.A.	İnorganik Elementler	Konsantrasyon %K.A.	Ağır Metaller	Konsantrasyon %K.A.
C	34	Cl	0.5	Cr	40-70
O	20	Na	0.4	Ni	50
H	3.4	Mg	0.2	Cu	80
N	0.5	K	0.5	Zn	600-1800
S	0.2	Ca	3.3	Cd	4-30
		Mn	0,15	Pb	400
		Fe	~5		
		Diğer	~30		
Toplam	60	Toplam	~ 40	Toplam	< 0,3

K.A. : Kuru Ağırlık

Katı atık depolama alanına ilave edilen suyun miktarı maddelerin eriyebilirliği ve mikrobiyal parçalanmayı etkilediğinden sızıntı suyu kalitesini etkiler. Düşük hızlı filtrasyonda, anaerobik mikrobiyolojik aktivite sızıntı suyu organik madde konsantrasyonunu azaltan önemli bir faktördür. Ancak yüksek debili akımlarda ise çözünabilir organikler ve hatta mikrobiyal hücreler sızıntı suyu ile dışarı sürüklenebilirler. Bu gibi durumlarda mikrobiyolojik aktivite, sızıntı suyu kirlетici konsantrasyonlarının azalmasında fazla rol oynamaz (Straub ve Lynch, 1982).

Katı atık depolama alanlarında oluşan sızıntı suyunun kalite ve miktarını etkileyen bir çok sebep vardır. Leckie (1979), sızıntı suyu oluşumunu etkileyen en önemli faktörlerin; yağın yağmur miktarı, yüzeysel akış, atığın depolanmadan önceki su muhtevası ve depolama alanının derinliği olduğunu belirtmiştir.

Qasim (1965), Qasim ve Burchinal (1970), Bruner ve Keller (1972), Stanford (1979), Pteffer (1992) ve Tchobanoglous (1993) katı atık alanı içindeki parçalanmanın (ayırışma) üç fazda oluştuğunu belirtmişlerdir :

1.Faz (Aerobik Faz) : Bu faz çok kısa sürer. Çünkü depolama alanı içine oksijen çok azdır ve katı atıkların BOL'si çok yüksektir. Bu fazda yüksek derecede ısı üretimi olur. Sıcaklık, ortamın mevcut sıcaklığının üzerine çıkar. NaCl gibi çözünabilir tuzlar sızıntı suyuna karışır.

2.Faz (Anaerobik Faz - Asit Üretimi) : Oksijen tükenir, fakültatif ve anaerobik organizmalar (asit bakterileri) parçalanmayı gerçekleştirir. Anaerobik parçalanma

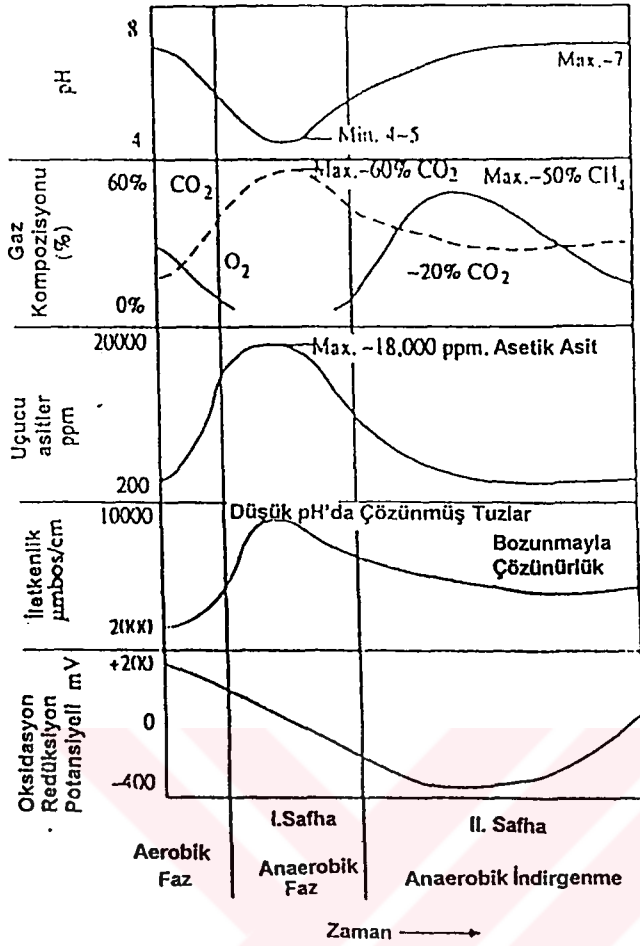
esnasında selüloz ve diğer ayrışabilir maddelerden asetik asit gibi uçucu yağ asitleri, amonyak ve CO₂ oluşur. Asetik asit pH'yı 4-5'e düşürür. Düşük pH inorganiklerin çözünürlüğünü artırır. Yüksek uçucu asitler yüksek KOL'ye sebep olur. Redox potansiyeli sıfırın altına düşer.

3.Faz (Anaerobik Parçalanma - Metan Üretimi) : Metan üreten bakterilerin artması durumunda anaerobik parçalanmanın ikinci kademesi oluşur. (Gaudy 1988). Metan bakterileri pH=6,6-7,3 iken faaliyet gösteren anaerobik bakterilerdir. Fakültatif ve anaerobik organizmalar tarafından üretilen uçucu asitler ve diğer organik maddeler metan ve karbonikside dönüşürler. Böylece uçucu asitler en düşük seviyelere düşer ve CO₂ ile CH₄ karışımı gaz oluşur. Metan üretimiyle pH yükselmeye başlar. Normal pH'da çok az madde çözünür ve dolayısıyla iletkenlik düşer. Bununla beraber parçalanma prosesi devam ettiğinden bazı maddeler çözünmeye devam eder. Redox potansiyeli, anaerobik parçalanmanın ilk kademesindeki altına düşer ve bu da metan üretimi potansiyelini ve pH' daki artmayı gösterir. Şekil 2.9' da pH, oksijen, karbondioksit, metan, asetik asit, çözünmüş tuzlar ve redox potansiyelinin değişimini içeren indirgenme eğrileri verilmektedir.

Tablo 2.6' da görüldüğü gibi, düzenli depo sızıntı suları kirlilik potansiyellerine göre aşağıda belirtilen 5 ayrı sınıfa ayrılır :

- a-Tehlikeli atık sızıntı suyu: Çok yüksek konsantrasyonlarda tuzlar, klorlu organikler ve iz elementler ihtiva eder.
- b- Evsel katı atık sızıntı suyu : Sızıntı suyunda başlangıçta bulunan yüksek miktarda organik madde (20.000 mg/L KOI, BOI/KOI>0,5) 2 ila 10 sene zarfında düşer (2000 mg/L KOI, BOI/KOI<0,25). Yüksek konsantrasyonda amonyak (≥ 1000 mg/L, bunun %90'ı amonyak azotu) 50-100 sene devam eder.
- c- Tehlikeli olmayan düşük organik madde içeren atık sızıntı suyu: Sızıntı suyu düşük miktarda organik madde ihtiva eder (4000 mg/L KOI, BOI/KOI<0,2 ve toplam azot=200 mg/L).
- d- İnorganik atık sızıntı suyu: Sızıntı suyu yüksek konsantrasyonda tuzlar (sülfatlar+klorürler= 15.000 mg/L), düşük konsantrasyonda organik maddeler (KOI= 1000 mg/L) ve azot (toplam N<100 mg/L) ihtiva eder.
- e- İnert atık sızıntı suyu: Çok düşük seviyede komponentleri olan sızıntı suyudur.

Katı atık depolama alanlarında uzun yıllar sızıntı suyu oluşur. Sızıntı suyu, tipi ve miktarlarına göre katı atık alanlarının nihai ömrünü tamamlayarak kararlı hale gelmesi Tablo 2.7'de görüldüğü gibi uzun yıllar alır.



Şekil 2.9 : pH, O₂, CO₂, CH₄, asetik asit, çözünmeyen tuzlar ve redox potansiyelinin değişimini içeren indirgenme eğrileri.

Tablo 2.6 : Değişik tipteki sızıntı suların kirlilik potansiyelleri (Hjelmar v.d., 1995)

Sızıntı Suyu Tipi	Kirlilik Kompozisyonları			
	Organik Madde	İz Elementler Organikleri	İnorganik Tuzlar	İz Elementler
Tehlikeli atık sızıntı suyu	++	++	++	++
Evsel atık sızıntı suyu	++	+/-	++	-
Tehlikeli olmayan düşük organik madde içeren atık sızıntı suyu	+	-	+/++	-
İnorganik atık sızıntı suyu	-	-	++	+/-
İnert atık sızıntı suyu	-	-	-	-

++ Yüksek derecede kirlilik
 + Orta derecede kirlilik
 - Düşük derecede kirlilik

Tablo 2.7 : Sızıntı suyu tipine göre deponun kararlı hale gelmesi için gerekli süre (ortalama katı atık depo yüksekliğinin 12 m olduğu düşünülmüştür). (Hjelmar v.d., 1995)

Sızıntı Suyu Tipi	Sızıntı Suyu Miktarı	
	Orta	Yüksek
Tehlikeli atık sızıntı suyu	600 yıl	300 yıl
Evsel atık sızıntı suyu	300 yıl	150 yıl
Tehlikesiz düşük organik içeren katı atık sızıntı suyu	150 yıl	75 yıl
İnorganik atık sızıntı suyu	100 yıl	50 yıl

2.6 Sızıntı Suyu Özelliklerini Yansıtan Ana Parametreler

a - Organik karbon bileşikleri :

- Toplam organik karbon (TOK) : Bu parametre, organik bileşiklerin yakılması sonucu oluşan karbondioksit ölçülmek suretiyle belirlenen karbonlu organik madde konsantrasyonunu ifade eder. Toplam organik karbon, organik maddelerin en güvenilir ölçüsüdür ancak analizde kullanılan cihazlar kompleks ve pahalıdır.

- Biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) : Mikroorganizmaların biyolojik olarak ayrışabilen organik maddeleri ayrıştırması için gereken oksijen ihtiyacını ifade eder. Bu parametre, 5 günlük standart bir deneyle yapıldığı için genellikle BOİ₅ şeklinde gösterilir. Sızıntı suyundaki bazı yüksek konsantrasyonlu bileşikler mikroorganizmaların aktivitesini inhibe ettiğinden BOİ değerleri düşük çıkabilir. Ancak BOİ deneyi, inhibisyonu ortadan kaldıracak şekilde seyreltme yapılarak tekrar edilecek olursa bu hata azalacaktır. Bazı durumlarda da mikroorganizmaların karbonlu organik bileşenlerden ziyade amonyağı okside edebileceği de göz önünde bulundurulmalıdır.

- Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) : Hemen hemen tüm karbonlu bileşiklerin (ve okside olabilir inorganik bileşiklerin) kuvvetli bir oksitleyici ile reaksiyon girmesi sonucu ölçülen oksijen ihtiyacını ifade eder. Amonyak bu deney esnasında oksitlenmemektedir.

- Uçucu yağ asitleri : Kısa zincirli karboksilik asitler olarak anılan ve genellikle asetik, propiyonik ve bütirik asitten oluşan zayıf organik asitlerin konsantrasyonunu ifade

eder. Bu asitler katı atıklarını içindeki organik bileşiklerin anaerobik ayrışması sonucu ortaya çıkar. Uçucu yağ asitleri, aerobik arıtım işlemlerinde biyolojik olarak kolaylıkla ayrışabilen maddelerdir. Anaerobik şartlarda da bu bileşikler uygun sıcaklık ve pH da kolaylıkla biyolojik olarak parçalanarak metan gazına dönüşebilmektedir.

Organik karbon bileşenleri değerleri arasında çeşitli ilişkiler mevcuttur:

- BOİ/KOİ oranı, aerobik biyolojik arıtım ile giderilebilecek organik karbonun yaklaşık bir değerini ifade eden bir orandır. BOİ değerinin KOİ değerine yaklaşması sızıntı suyunun biyolojik olarak daha kolay arıtılabileceğini gösterir.
- Uçucu yağ asitlerinin TOK değerine oranı da depo alanının durumunu göstermektedir. Yeni işletmeye alınmış (genç) depo alanında organik karbonun % 90'ı uçucu yağ asitlerinden meydana gelmektedir. Bu değer sızıntı suyunun biyolojik olarak kolayca ayrışabileceğini gösterir.
- TOK ile KOİ arasında yaklaşık bir oranlama yapılırsa birçok basit organik bileşik için teorik değer 2,7 ile 3,1 arasında değişir. Örneğin, Tablo 2.8'de verilen İngiltere'deki 16 farklı depo sahasında alınan sızıntı suyu analizlerinde bu oranların % 80'inin 2,5 ile 3,2 arasında değiştiği ve medyan değerinin 2,86 olduğu görülmektedir.

b - Azot bileşikleri :

Sızıntı suyundaki azot bileşikleri genellikle 3 şekilde bulunur. Bunlar amonyak, organik azot ve okside olmuş azot bileşikleridir ;

- Amonyak azotu ($\text{NH}_3\text{-N}$) : Çözünmüş amonyağı (NH_3) ve amonyum iyonunu (NH_4^+) ihtiva eder ve litredeki miligram azot ($\text{mg NH}_3\text{-N/L}$) olarak ifade edilir. Tablo 2.8'de de görüldüğü gibi azot bileşiklerinin en büyük değerine sahiptir. Amonyak azotunun kaynağı proteinler başta olmak üzere organik azot ihtiva eden bileşiklerin anaerobik ayrışmasıdır. Bu bileşik en büyük kirlenme potansiyeline sahiptir.

- Organik azot (Org-N) : Amino asit gibi organik maddelerin içinde bağlı bulunan azotu ihtiva eder. Bu parametre proteinlerin amonyağa ayrışma derecesini belirler. Ancak burada aerobik arıtma sonucunda azotlu bileşiklerin mikroorganizma bünyesindeki hücrelerde de organik halde tutulduğu göz önünde bulundurulmalıdır

- Okside olmuş azot bileşikleri (NO_x) : Nitrat (NO_3^-) ve nitrit (NO_2^-) bileşiklerini ihtiva eder. Bu yapılar normalde anaerobik sızıntı sularında mevcut değildir. Bu bileşiklerin mevcudiyeti sızıntı suyunun aerobik oksidasyon şartlarına maruz kaldığını gösterir.

Her iki azot formu amonyağın azot bakterileri vasıtasıyla nitrifikasyonu ile okside olması sonucunda meydana gelir.

- Toplam kjeldahl azotu (TKN) : Bu parametre amonyak ve organik azot bileşiklerinin toplamını ifade etmektedir.

Tablo 2.8 : İngiltere’de 16 farklı depo sahasından alınan 23 numune ile bulunan sızıntı suları kompozisyonu (Robinson ve Maris. 1979)

Bileşenler		Konsantrasyon (mg/L)	
		Medyan	Aralık
pH		7.0	6.2-7.6
Org. karbon bileşikleri	KOI	700	66-11600
	BOI ₅	430	<2-8000
	TOK	240	21-4400
	UYA (C olarak)	130	<1-3700
Azot bileşikleri	Org.N	8	0.9-160
	Amonyak (N olarak)	77	5-730
	Oks.azot	≤0.5	≤0.5-5.2*
Anyonlar	Cl ⁻	290	43-2800
	PO ₄ ³⁻	0.08	<0.02-4.4
	SO ₄ ⁴⁻	220	55-460+
Alkali ve toprak alkali metal	Na	350	43-2500
	Mg	55	12-480
	K	140	20-650
	Ca	280	130-1200
Zehirli olmayan Metal	Mn	2.6	0.19-26
	Fe	12	0.09-380
Zehirli ağır Metal	Cr	0.03	≤0.005-0.14
	Ni	0.04	≤0.02-0.16
	Cu	0.01	≤0.004-0.15
	Zn	0.13	≤0.02-0.95
	Cd	0.005	≤0.002-0.13
	Pb	0.06	≤0.003-0.22

* 85 mg/l’lik bir değer hariç tutulmuştur.

+ Veriler sadece 5 numuneyle elde edilmiştir.

2.7 Sızıntı Suyu Bileşimi

Tablo 2.8'de, İngiltere'deki çöp depo sahalarında yapılan bir araştırma neticesinde, çeşitli parametrelerin sızıntı suyunun bileşimindeki değişim aralıkları verilmektedir. Konsantrasyonların çöp sahasının özelliğine göre değiştiği bu tabloda, değişim aralıklarına bakılarak çalışılacak sızıntı suyunun seyreltik (zayıf) ya da kuvvetli olduğu tespit edilebilir. Genellikle üst limitler (pH ve okside olmuş azot için düşük değerler) yeni depo sahalarının kuvvetli sızıntı suyunu karakterize eder. Kuvvetli sızıntı suyunun en tipik özelliği BOI_5 değerinin yüksek olmasıdır.

Benzer atıkların depolandığı sahalarda sızıntı sularının karakteri birbirinden çok farklı olabilmektedir. Bunda aşağıdaki faktörler rol oynamaktadır:

- Bir depo sahası diğer bir depodan sadece bir-iki yıl önce açılmış olsa dahi, atıklar kısmen ayrışmaya başlayacağından sızıntı suyu karakteri farklı olmaktadır.
- Herhangi bir şekilde depoya sızan temiz sular önemli seyremlere sebep olabilmektedir.
- Sızıntı suyu geçiş yolu üzerindeki katı atık çeşitleri, ya da toprak yapısı sızıntı suyunun karakterini değiştirmektedir.

Değişik kaynaklarda verilen evsel katı atık sızıntı suyu bileşimleri Tablo 2.9 ve 2.10'da özetlenmiştir.

2.8 Katı Atık Deposu Stabilizasyon Kademelerini Belirleyici Parametreler

Sızıntı suyunun arıtımı çöp depo sahasındaki stabilizasyonunun derecesine bağlıdır. Depodaki stabilizasyonunun belirlenmesi için belirli indikatör parametreler kullanılır. Fiziksel, kimyasal yada biyolojik olan bu parametreler çöp sahası içindeki reaksiyonların derecelerini belirler.

Örneğin, pH ve ORP (oksidasyon-redüksiyon potansiyeli) parametreleri, asit-baz ve yükseltgenme-indirgenme dengesiyle ilgili belirleyici ölçümlerdir. Bunlar da asit oluşumu ve metan oluşumu derecelerini belirler. BOI ve KOI , biyolojik ayrışabilirlik; azot ve fosfor ise belirli fazlardaki aerobik/anaerobik ayrışma durumu ve nütrient yeterliliğini gösterir. Benzer şekilde alkalinite, ortamın asitleri tamponlama kapasitesini; ağır metal, potansiyel inhibisyonu; iletkenlik, iyonik kuvveti ve aktiviteyi; bakteri ve virüsler, atığın patojenlik derecesini; nitrat ve sülfatlar, oksidasyon seviyesini belirler.

Depo sahasının hangi ayrışma (stabilizasyon) fazında bulunduğu çeşitli parametrelere bağlı olarak Tablo 2.9 ve Ek B (Tablo B.1)' de verilmektedir. Bu veriler literatürdeki çeşitli laboratuvar ve pilot ölçekli tesislerde ölçülen sonuçlardan elde edilmiştir. Ayrıca, Farquar v.d. (1973) tarafından yine literatürdeki verilere dayanılarak stabilizasyon süresi boyunca KOİ, gaz üretimi ve ORP parametreleri değişiminin Ek B (Şekil B.1)'de görüldüğü gibi olacağı belirlenmiştir. Burada tüm kademeler gözlenmesine rağmen gerçekte en belirgin fazlar III ve IV. fazlardır. Sızıntı suyunun depo üzerine geri devri durumunda klasik tasarımlı depo sahalarına göre ayrışma hızlanır ve daha kısa geçiş aralıkları meydana gelir.

Tablo 2.9 : Evsel atık Sızıntı suyu bileşimi (Hohl, 1992)

Parametre (mg/L)	Ön tedbirler ile ulaşılan değerler	Ön arıtımın yapılmadığı atık suda			
		Asit üretimi safhası		Metan üretimi safhası	
		Aralık	Ortalama	Aralık	Ortalama
Q, m ³ /ha-gün	0.5-2	3-20	5	3-20	5
PH	7.5	4.5-7.5	6.1	7.5-9	8
KOI	4000	6000-60000	22000	500-4500	3000
BOI ₅	1000	4000-40000	13000	20-550	180
Ca	-	10-2500	1200	20-600	60
SO ₄ ⁼	-	70-1750	500	10-420	80
Zn	-	0.1-120	5	0.03-45	0.6
Fe	-	20-2100	780	3-280	15
Önemli değişim gösteren parametreler					
T.Azot	2000	50-5000	1350	-	-
NH ₃ -N	1800	30-3000	750	-	-
TOK	3000	100-5000	2100	-	-
Ağır Metaller (µg/L)					
Pb	-	8-1020	90	-	-
Cd	-	0.5-140	6	-	-
Cu	-	4-1400	80	-	-
Ni	-	20-2050	-	-	-
Hg	-	-	-	-	-
Cr	-	30-16000	300	-	-
AOX	4000	320-3350	2000	-	-

Tablo 2.10 : Sızıntı suyu tipik bileşimi

Parametre (mg/L)	(Tchobanoglous, 1977)		(Wolz v.d., 1992)
	Değişim Aralığı	Ortalama	Ortalama
AOX			3,31
İletkenlik (μ S/cm)			8800
BOI ₅	2000 - 30000	10000	175
TOK	1500 - 20000	6000	-
KOI	3000 - 45000	18000	2955
TKM	200 - 1000	500	-
Org-N	10 - 600	200	-
NH ₃ -N	10 - 800	200	965
NO ₃ ⁻	5 - 40	25	-
Top.Fosfor	1 - 70	30	-
PO ₄ ⁼	1 - 50	20	-
Alkalinite (mgCaCO ₃ /L)	1000 - 10000	3000	-
pH	5.3 - 8.5	6	7.2
Top.sertlik (mgCaCO ₃ /L)	300 - 10000	3500	-
Ca ⁺⁺	300 - 3000	1000	-
Mg	50 - 1500	250	-
K ⁺	200 - 2000	300	-
Na ⁺	200 - 2000	500	-
Cl ⁻	100 - 3000	500	1557
SO ₄ ⁼	100 - 1500	300	62
Top.Fe	50 - 600	60	55
Pb			0.4
Cd			0.07
Hg			0.008
Cu			0.32
Zn			1.84

2.9 Genç Depo Sızıntı Suyu Özellikleri

Depolamanın ilk birkaç yılında, sızıntı suyu kolayca parçalanabilir organik maddeleri içerir ve uçucu yağlı asitlerden dolayı asidik olur. pH 6-7 civarındadır. Genç depo sızıntı suyu, selüloz gibi kompleks organiklerin ve organik asitler gibi basit çözülmüş organiklerin biyolojik olarak indirgenmesinden meydana gelir. Genç depolama alanında bulunan kolayca parçalanabilir uçucu asitler KOİ' nin en büyük kısmını oluştururlar ve BOİ/KOİ oranı çok yüksektir. Atık yaşlandıkça sızıntı suyu içindeki kolayca parçalanabilen organik kirleticiler azalır ve bu yüzden KOİ düşer.

Sızıntı suyunda yüksek miktardaki KOİ' nin yanında yine yüksek miktarda çözülmüş metaller ve inorganik tuzlar da bulunur. Genç depo sızıntı suyundaki kirletici konsantrasyonları Tablo 2.11'deki gibidir. Karşılaştırılabilmesi için evsel atık su ve yer altı suyu karakteristikleri de aynı tabloda verilmiştir.

2.10 Yaşlı Depo Sızıntı Suyu Özellikleri

Katı atık depolama alanı yaşlandıkça (4-5 yıl içinde) pH, 7-8'e yükselir. Bu değişiklik biyolojik olarak kolayca parçalanabilen organiklerin tüketilmesinden ve gaz oluşumundan ileri gelir. Neticede sızıntı suyunda biyolojik olarak parçalanması zor olan organikler kalır.

Yaşlı depo sızıntı sularında amonyak yüksek çözünürlüğü nedeniyle fazla miktarda bulunur. Demir iyonu ise azalmaktadır. Zira yeterli aerobik koşulların oluşması neticesinde demir iyonları çözünmeyen bileşiklere dönüşmektedir. Bu tip sızıntı sularında uçucu yağ asitleri ihmal edilecek seviyeye düşer. Tablo 2.12'de yaşlı depo sızıntı suyu tipik özellikleri görülmektedir.

Azot miktarı depo yaşını belirleyen en önemli indikatördür. Amonyak azotu ($\text{NH}_3\text{-N}$) ve organik azot (Org-N) organik maddelerin biyolojik indirgenmesinden meydana gelir ve anerobik ortamda stabil haldedir. Nitrat azotu ($\text{NO}_3\text{-N}$) ise anaerobik ortamda tüketilir. Sızıntı suyu ve muhtelif sulardaki azot konsantrasyonları Ek B (Tablo B.2)'de görülmektedir. Tablo 2.13'de ise genç ve yaşlı depo sızıntı sularının karşılaştırılması, Ek B (Tablo B.3)'de asid fazı ve metan fazındaki sızıntı suyu özellikleri verilmektedir. Ek B (Tablo B.4 ve Tablo A.5)'de sızıntı suyu karakteristiklerinin depo yaşına göre değişimi, Ek B (Şekil B.2)'de ise depo yaşına göre sızıntı suyundaki KOİ, BOİ ve $\text{NH}_4\text{-N}$ değişimleri görülmektedir.

Tablo 2.11 : Genç depo sızıntı suyu özellikleri (Mc.Bean ve diğerleri, 1995)

	Sızıntı Suyu mg/L	Evsel Atık Su mg/L	Yer Altı Suyu mg/L
KOl	20000-40000	350	20
BOI ₅	10000-20000	250	0
TOK	9000-15000	100	5
TUYA(asetik asit olarak)	9000-1500	50	0
NH ₃ -N	1000-2000	15	0
Org-N	500-1000	10	0
NO ₃ -N	0	0	5

Tablo 2.12 : Yaşlı depo sızıntı suyu tipik özellikleri (Mc Bean ve diğerleri, 1995)

Konsantrasyon (mg/L)	
KOl	500-3000
BOI	50-100
TOK	100-1000
TUYA (Asetik Asit olarak)	50-100

Tablo 2.13 : Genç ve yaşlı depo sızıntı suların karşılaştırılması

Genç Depo Sızıntı Suyu	Yaşlı Depo Sızıntı Suyu
- 1000'lerle (mg/L) ölçülen BOI uçucu yağ asitlerini içerir. (asetik asit, propiyonik asit ve butirik asit)	- 100'lerle (mg/L) ölçülen BOI, hümkik ve fulvik asitleri içerir.
- BOI ₅ /KOI oranı 0,4 ile 0,8 aralığındadır.	- KOI, 1000'lerle ölçülür.
- BOI ₅ /NH ₃ -N oranı >> 1,0	- BOI ₅ /KOI oranı 0,2'nin altındadır..
	- BOI ₅ azalır.

2.11 Sızıntı Suyu Miktarı

Sızıntı suyunun iki önemli kaynağı; depolanan atıktaki su muhtevası ve dışarıdan depoya giren su miktarıdır. Atıktaki su, organik maddelerin ayrışması neticesinde hasıl olur. Dışarıdan depoya giren su ise, yağmur sularının depo üzerinden sızması, yüzeysel suların ve yer altı sularının depoya girmesi durumunda hasıl olur.

Düzenli depolama sahalarında çöp sızıntı suyu oluşumuna etki eden faktörler şematik olarak Şekil 2.10' daki gibi gösterilmesinin yanında, genel olarak aşağıdaki şekilde sıralanabilir :

- Yağış
 - Yağmur suyu (miktarı, süresi, frekansı)
 - Kar yağışı (sıcaklığı, rüzgâr hızı, kar tanesinin karakteri)
- Yüzeysel akış
 - Yüzey topografyası, nihai örtü, bitki durumu, geçirgenliği, yağış
- Yer altı suyu girdisi (alt akım yönü, hızı ve yeri)
- Sulama (geri devir vb.)
- Atığın ayrışması (nem seviyesi, sıcaklık, oksijen varlığı, çöpün yaşı, bileşimi, partikül büyüklüğü ve karışım durumu)
- Sıvı halde atıklar/çamurlar (miktar ve çeşidi, nem içeriği, sıkışma)
- Evapotranspirasyon (sıcaklık, rüzgâr, rutubet, atmosferik basınç, nihai örtünün nemi, bitki durumu, güneş radyasyonu)
- İnfiltrasyon (yüzey topografyası, yüzeysel akış, bitki durumu, drenaj durumu)
- Nem tutma (başlangıçta nem içeriği, atığın nem tutma kapasitesi)
- Geçirgenlik (nem içeriği, tabaka kalınlığı)

Düzenli depolama sahalarında çöp sızıntı suyu oluşumu teorik olarak aşağıda verilen su dengesi denklemi ile hesaplanabilir :

$$L = P \times S_1 + W - E \times S_2 \quad \dots\dots\dots (2.2)$$

Burada; L : Çöp sızıntı suyu oluşumu (m³/yıl)

P : Yağış miktarı (m³/m²/yıl)

S₁ : Çöp sahası tesirli drenaj alanı (m²)

E : Evapotranspirasyon hızı (m³/m²/yıl)

S₂ : Ortalama çöp bertaraf alanı (düzenli depo) (m²)

$$\text{Aylık evapotranspirasyon } E_p = 16 \times C \times (10 \times T / I)^b \quad \dots\dots\dots (2.3)$$

$$I = (T/5)^{1.514} \quad \dots\dots\dots (2.4)$$

$$b = 1,6 \times I / 100 + 0,5 \quad \dots\dots\dots (2.5)$$

T : Aylık ortalama sıcaklık (°C)

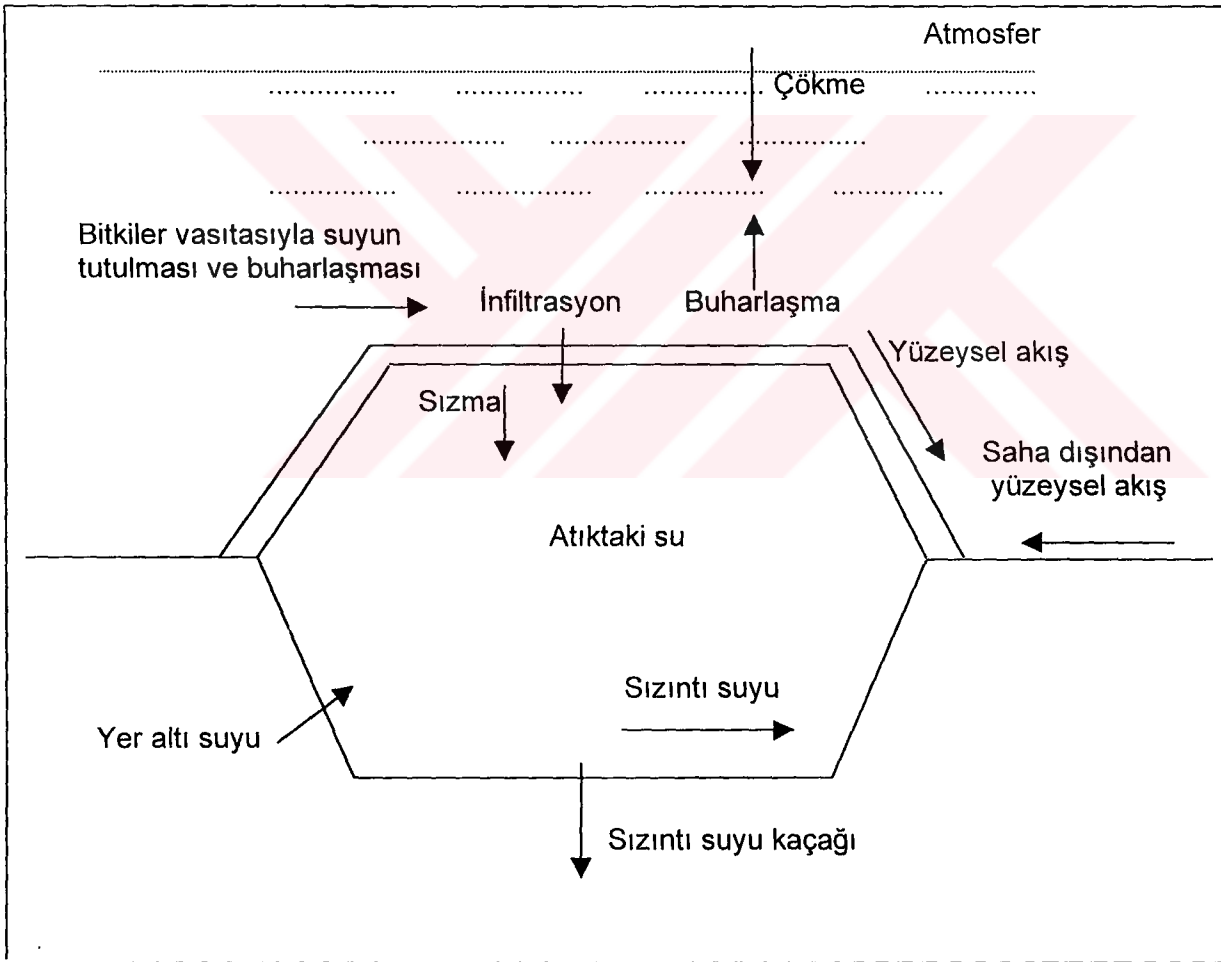
C : Katsayı

$$W = I_w \times Q \quad \dots\dots\dots (2.6)$$

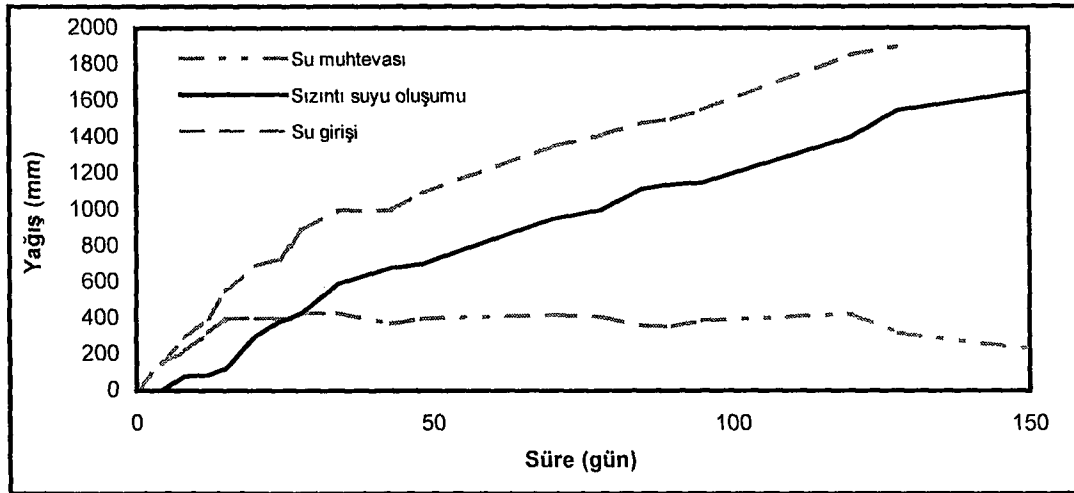
W : Düzenli depolamada çöpleri sıkıştırma esnasında çöpten sızan su (m^3)

I_w : Sıkıştırma esnasında çöpten sızan birim su (m^3/t çöp) (İtalya'da $0.017 m^3/t$ çöp)

Düzenli depolama alanlarında çöp sızıntı suyu oluşumu sahaya giren su miktarı ile (yağmur vb) doğru orantılıdır, (Şekil 2.11) Avrupa ülkelerinde kaydedilmiş sızıntı suyu miktarı Tablo 2.14' de ve Almanya'da yapılan araştırmalar sonunda katı atık depolama sahalarından yağış değerlerine bağlı olarak oluşacak sızıntı suyu miktarı ise Tablo 2.15' de verilmiştir.



Şekil 2.10 : Düzenli Depolama Sızıntı Suyunu Etkileyen Faktörler (McBean, 1995).



Şekil 2.11 : Depolama alanına dışarıdan su girişi ve katı atık su muhtevasının sızıntı suyu oluşumuna etkisi (Rosquist v.d., 1997)

Tablo 2.14 : Avrupa ülkelerinde kaydedilmiş sızıntı suyu miktarları

Ülke	Sızıntı Suyu Miktarları	Kaynak
İsveç	Ülke ortalaması 250-300 mm/yıl. Kil nihai örtü tabakası ile kaplı tesislerde 10-40 mm/yıl	Nilsson (1993)
Danimarka	350 mm/yıl-işletme sırasında (yıllık yağış yüksekliği 714 mm/yıl). Nihai örtü teşkilinden sonra 75 mm/yıl	Hjelmar (1989)
Almanya	Yıllık yağışın % 4-35'i (yıllık yağış yüksek. 510-1160 mm). Düşük değerler genç, yüksek değerler ise yaşlı tesisler için.	Ehrig (1991)
İspanya	7 mm/yıl (400 mm/yıl yağış için)	Gössele 1993)
İtalya	82 mm/yıl	Baldi (1993)
Yunanistan	40-60 mm/yıl (387 mm/yıl yağış için)	Kouzeli (1993)
İngiltere	Yıllık yağışın % 24-60'ı (Yıllık yağış 650-1010 mm)	

2.12 Sızıntı Suyu Yönetimi

Sızıntı suyu yönetiminde başlıca aşağıdaki teknikler uygulanmaktadır:

- Sızıntı suyunun düzenli depolama alanında kontrol altına alınması,
- Sızıntı suyunun toplanması,
- Sızıntı suyunun depo üzerine geri devir ettirilmesi,
- Sızıntı suyunun arıtılması,
- Sızıntı suyunun şehir kanal şebekesine verilmesi.

Katı atık düzenli depolama alanlarında kil ve yüksek yoğunluklu polietilen membran (YPE) kullanarak, sızıntı suyunun yeraltına sızması ve/veya yağmur suyunun depoya girmesi kontrol altına alınır. Düzenli depo tabanına çakıl drenajı yapıp sızıntı suyu boru şebekesiyle toplanarak dışarı alınır. Sızıntı sularının geri devir ettirilmesi çok sık başvurulan bir uygulamadır. Katı atığın üzerine geri devir stabilizasyonu hızlandırır ve metan üretimini artırır.

Sızıntı sularının çok yüksek kirlilikte olmadığı durumlarda doğrudan şehir kanalizasyonuna deşarjı yaygın olarak kullanılmaktadır. Sızıntı suyu yüksek derecede kirleticilere sahip ise arıtılarak şehir kanal şebekesine veya alıcı ortama deşarj edilir. Tablo 2.16 'da muhtelif tipte sızıntı sularını arıtmak için kullanılan yöntemler verilmiştir.

Tablo 2.15 : Almanya'daki bazı katı atık depolama tesislerinde açığa çıkan sızıntı suyu miktarları (Ehrig, 1983)

Tesis No	Toplam Yağış (mm/yıl)	Yağışın Sızan Kısımı (%)	Sızıntı Suyu (m ³ /ha.gün)	Açıklama
Çelik Tekerli Kompaktörlerle Sıkıştırma				
1	652	15.1	2.7	
2	651-998	12.2-29.8	3.2-8.1	Üzeri örtülü ve Bitkilendirilmiş
3	651-998	16.9-21.6	3.0-5.9	
4	632	16.3-18.3	2.8-3.2	
5	509	16.8	2.3	
6	556-1057	15.6-19.6	2.6-5.1	
7	770	3.3-7.2	0.7-1.1	Çok genç depo, üzeri killi toprakla örtülü sızıntı suyu geri devirli
8	-	22	3.8	
9	-	38	6.7	Sızıntı suyu geri devirli
Paletli Traktörlerle Sıkıştırma				
10	571	31.3	4.9	
10	571	4.4	0.4	Killi toprakla örtülü
11	501-728	25-48.2	5.3-8.3	
12	632	32.3	5.9	Üstü örtülü ve bitkilendirilmiş
13	565-655	39.2-42	6.1-7.5	
15	636	19.1-21.4	3.5-3.7	

Tablo 2.16 : Muhtelif tipte sızıntı suların arıtım metotları (Hjelmar v.d., 1995).

Sızıntı Suyu	Kanala deşarj	Akarsulara deşarj	Tuzlu sulara deşarj
Tehlikeli atık sızıntı suyu	1 b ile c ve/veya d	1 b ile c ve/veya d	1 b ile c ve/veya d
Evsel atık sızıntı suyu	2 a veya b veya a ile c	1 b ile c ve/veya d	1 a veya b veya a ile c
Tehlikesiz düşük organik madde içeren atık sızıntı suyu	2 c	1 a veya b ile c ve/veya d	1 a veya a ile c
İnorganik atık sızıntı suyu	2 c veya d	2 c ve/veya d	3
İnert atık sızıntı suyu	3	3	3

1: Arıtma daima gerekli

2: Yerel faktörlere bağlı olarak arıtma gerekebilir.

3: Arıtma genellikle gerekmez.

a: Biyolojik arıtma ve/veya havalandırma (Biyolojik olarak parçalanabilir organik maddelerin, $\text{NH}_3\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ giderimi için)

b: a' ya ilave olarak aktif karbon (Biyolojik olarak parçalanamayan organik maddelerin giderimi için)

c: pH ayarlaması-çöktürme-filtrasyon ve/veya aktif karbon (çözünmüş maddeler, askıda katı maddeler ve biyolojik olarak parçalanamayan organik maddelerin giderimi için)

d: Ters osmoz veya havalandırma (çözünmüş katılar veya çözünmüş organik maddelerin giderimi)

3. SIZINTI SULARININ ARITIMI

3.1 Düzenli Depo Sahası Dışında Arıtım

3.1.1 Merkezi atıksu arıtma tesislerine nakil

Sızıntı suyu hiçbir arıtmadan geçirilmeden doğrudan merkezi atık su arıtma tesisine nakledilebilir. Böyle bir deşarjın olabilirliği sızıntı suyunun merkezi arıtma tesisine olumsuz etkisi olup olmadığına bağlıdır. Sızıntı suyu hacimsel olarak % 2 oranında merkezi arıtma tesisine deşarj edilebilir (Robinson ve Maris, 1979). Sızıntı suyunun deşarjı; merkezi arıtma tesisinde havalandırma ihtiyacını artırır, iyi bir biyolojik arıtım için fosfor eksikliğine sebep olur. Biyokitlenin artması ve metallerin çökmesinden dolayı çamur miktarı artar, çamurdaki metal miktarı artışı, koku ve köpük problemlerine yol açar.

3.1.2 Arazide yağmurlama sulaması ile sızıntı suyu arıtımı

Sızıntı suyu, özel çimlendirilmiş arazi üzerine yağmurlama sulaması şeklinde pompa ile püskürtülmek suretiyle absorpsiyon, filtrasyon ve özellikle buharlaşma sonucu önemli miktarda azalır. Aynı zamanda sızıntı suyu zemine süzülürken organik bileşenlerin mikrobiyolojik giderimini ve amonyağın bitkiler tarafından kullanılmasını sağlar. Bitkilerin transpirasyonu (terlemesi); toplam buharlaşma kaybı hesaplanırken göz önüne alınacak en önemli faktördür (Lawlor, 1976). Nordstedt vd. (1975) açıklamalarına göre Pb, Cr, Cd ve Ni toprak tarafında absorbe edilerek giderilir. İngiltere'de bu yöntemin başarılı bir uygulaması (Cornwall, Gloucester ve Somerset bölgelerinde) yapılmış ve % 80'i Nisan-Eylül aylarında olmak üzere yıllık toplam 400-500 mm civarında buharlaşma meydana geldiği tespit edilmiştir. Arıtma verimini etkileyen en önemli faktör olan sıcaklığın yanında toprak cinsi, yetiştirilen bitki türü de diğer etkili faktörlerdir. Cornwall uygulamasında, yörenin iklim koşullarında 56.000 litre/ha-gün (5,6 mm/gün) yükleme değeri elde etmiştir.

Arazide yağmurlama sistemi uygulanırken aşağıdaki problemler ile karşılaşılabilir :

- Sıcaklık değişimleri : Sıcaklığın azalması sistemde problemlere yol açmaktadır. Sıcaklığın azalması mikroorganizma aktivitesini de azaltacağından geri devir veya tekrar arıtma gerekli olacaktır. Ayrıca buzlanma meydana gelmesi de standartları sağlamayacak çıkış suyuna sebep olur. Bu durumda biyolojik aktivitenin artması için sızıntı suyu depolama lagününe aktif çamur ilavesi gerekir.
- Rüzgâr : Rüzgârın şiddeti ve yönü yakın yerleşim bölgeleri için önem taşımaktadır
- Aşırı yağış ve seyrelme : Aşırı yağışlar sonucu araziye aşırı miktarda suyun gelmesi durumunda yağmurlama sisteminin yerinin değiştirilmesi veya bir süre durdurulması gerekir.
- Toksik elementler : Sızıntı suyu içindeki toksik elementler arazinin zirai amaçlar için kullanılmasını etkiler.
- Kirlenme özelliği : Bu tip yağmurlama sulaması yer altı suyunun kirlenmesine sebep olabilir.

3.2 Düzenli Depo Sahası İçinde Arıtım

Sızıntı suyu arıtımında kullanılabilen Fiziksel, Kimyasal ve Biyolojik Arıtma Prosesleri aşağıdaki gibidir:

a - Fiziksel prosesler :

- Dengeleme: Debi ve konsantrasyon dengelenir.
- Izgara: Askıdaki ve yüzen maddelerin giderimi yapılır.
- Yumaklaştırma: İnce partikülleri yavaş karıştırma suretiyle yumaklaştırıp giderme.
- Çökeltme: Çökebilir katılar ve yumaklar yer çekimini yardımıyla giderilir.
- Yüzdürme: Katıların ince hava kabarcıkları vasıtasıyla yüzdürerek giderimi.
- Havalandırma: Sıvı havalandırılarak amonyak, diğer gazlar ve uçucu asitler sıyrılarak giderilir.
- Filtrasyon: Filtreler veya mikro elekler kullanılarak askıda katı madde ve bulanıklık giderilir.
- Membran filtre: Çözülmüş katılar membran filtreler kullanılarak giderilir. Ultrafiltrasyon, nanofiltrasyon ve ters osmoz en yaygın sistemlerdir.

- *Doğal buharlaşma*: Sıvı atık, sızdırmaz sığ havuzlara doldurularak buharlaşması sağlanır. Buharlaşmanın hızı sıcaklığa, rüzgar hızına, nem ve yağışa bağlıdır.

b - Kimyasal prosesler:

- *Pıhtılaştırma (Kaagülasyon)*: Kimyasal maddeler kullanılarak kolloidal partiküller koagüle edilirler. Organik maddeler, askıda katı maddeler, fosfor, bazı metaller ve bulanıklık giderilir. Koagülant olarak alüm, demir tuzları ve polimerler kullanılır.

- *Çökeltme*: Kimyasal madde kullanılarak çözünürlük azaltılır. Sertlik, fosfor ve bir çok ağır metal giderimi sağlanır.

- *Gaz transferi*: Gaz ilavesi veya karıştırarak gaz giderimi.

- *Kimyasal indirgenme*: Metal iyonları geri kazanma ve daha az toksik hale getirmek için indirgenir. Sülfür oksit, sodyum bisüfit ve demir sülfat indirgeyici kimyasal madde olarak kullanılır.

- *Kimyasal oksidasyon*: Organik maddeleri, hidrojen sülfür, demir ve diğer metal iyonları okside etmek için klor, potasyum permanganant, hidrojen peroksit, oksijen ve ozon gibi oksitleyici kimyasal maddeler kullanılır. Siyanür ve amonyak giderimi sağlanır.

- *Dezenfeksiyon*: Ultraviole ışınları veya okside edici kimyasal maddeler (O_3) kullanılarak patojenler giderilir.

- *İ- yon Değişimi*: İnorganik türlerin giderimi sağlanır. Amonyak giderilir. Bu proses deminerilazasyon için kullanılır.

- *Aktif karbon adsorbsiyon*: Giderilemeyen BOI, KOI, toksik ve organiklerin giderimi için kullanılır. Aynı zamanda bazı ağır metaller de giderilir. Aktif karbon toz halde veya granüler halde kullanılır.

c - Biyolojik prosesler :

Biyolojik olarak indirgenebilir organik maddeler, mikroorganizmalar tarafından kullanılarak giderilir. Biyolojik prosesler aynı zamanda nitrifikasyon, denitrifikasyon ve fosfor gideriminde de kullanılır.

- *Aerobik prosesler* : Aerobik proseslerde, organik maddeler mikroorganizmalar tarafından giderilirken yüksek miktarlarda oksijen kullanılmaktadır. Neticede bertaraf edilmesi gereken yüksek miktarda çamur açığa çıkmaktadır. Aerobik biyolojik prosesler; lagünler, aktif çamur sistemleri, döner diskler ve damlatmalı filtrelerdir. Bu proseslerde mikroorganizmalar askıda çoğalan ve/veya yüzeyde çoğalan şekilde faaliyet gösterirler. Genç depo sızıntı sularında BOI/KOI oranı 0.5'den büyükse aerobik arıtım etkili olur. Aerobik biyolojik prosesler, yüksek organik yükler ve düşük

bekletme sürelerinde ortama besi maddesi ilave edilmez ve yüksek hava verilmezse arıtmada fazla etkili olamazlar.

- Anaerobik prosesler : Anaerobik (havasız) proseslerde, organik maddeler oksijensiz ortamda bakteriler tarafından parçalanmak suretiyle stabilize olmakta ve CH_4 , CO_2 , NH_3 ve H_2S gibi ürünler ortaya çıkmaktadır. Açığa çıkan çamur miktarı aerobik sistemlere göre daha azdır. Anaerobik proseslerde mikroorganizmalar askıda çoğalan ve/veya yüzeyde çoğalan şekilde faaliyet gösterir. Anaerobik proseslerde oksijen kullanılmadığından enerjiden büyük oranda tasarruf sağlanır.
- Arazide arıtım : Atık su arazi üzerine verilerek bitkiler, toprak ve doğal prosesler yoluyla fiziksel, kimyasal ve biyolojik olarak arıtımı sağlanır. Sızıntı suyu arıtımında standart tek bir arıtma sistemi mevcut olmayıp birkaç alternatifin bileşimiyle elde edilen değişik yöntemler uygulanabilmektedir.

En uygun sistem seçiminde aşağıdaki özellikler göz önüne alınmalıdır:

- Arıtma tesisi sistemi seçilirken mevcut atık su kirliliğinin yanında ileride oluşabilecek kirlilik konsantrasyonları da göz önüne alınmalıdır.
- Sızıntı sularının biyolojik arıtımında genel olarak çamur yaşı çok yüksektir. (Son çökeltme havuzu ve çamur geri devri olan uzun havalandırmalı aktif çamur sistemi)
- Mutlaka bir dengeleme havuzu gereklidir.
- Nütrient (özellikle fosfor) ilave edilmelidir.
- Çamurda yüksek konsantrasyonda ağır metaller ve toksik iz elementler birikebilir.
- Sızıntı suyu özelliği ve miktarı zamanla değişiklik göstereceğinden mümkün olduğu kadar işletme esnekliğine sahip sistem seçilmelidir.
- Arıtmanın maliyeti; sızıntı suyunun miktarına, kirlilik konsantrasyonlarına ve arıtma derecesine bağlıdır.
- Aerobik veya anaerobik arıtma kullanılacaksa ayrıca metal giderimine gerek yoktur. Anaerobik arıtmada metaller sülfat tuzları halinde çöker, aerobik arıtmada ise metaller okside olurlar, hidroksit ve karbonat olarak çökerler.
- Biyolojik çamur, merkezi atık su arıtma tesisi çamur çürütücüsüne gönderilebilir. Metalik çamurlar ise tehlikeli atık deposuna gönderilmelidir.
- Anaerobik arıtmadan çıkan gaz yakılarak enerji üretilmelidir.
- Deneyisel tecrübeler, yüksek derecede kirli olan sızıntı sularının şehir atık su arıtma tesisine hacimsel olarak % 2 oranında karıştırılabileceğini göstermektedir.
- Sızıntı suyu iyice analiz edildikten sonra arıtma sistemi seçilmelidir. % 100'lük bir gideriminin olmayacağı gözden kaçırılmamalıdır.

3.2.1 Sızıntı suyu geri devri

Biriktirilen sızıntı suyu katı atık depo alanı üzerine geri döndürülerek katı atık içinde bulunan organik maddelerin stabilizasyonu hızlandırılır. Geri devir, istenilen arıtma giderimini sağlamamakla birlikte fazla sızıntı suyunun arıtımını sağlar. Bu sistemde sızıntı suyu atık sahası üzerine püskürtülerek veya enjeksiyon kuyularına vermek suretiyle geri devir ettirilir.

Robinson vd. (1982) ve Tittlebaum (1988), pilot çalışmalarında sızıntı suyu geri devrinin kısa zamanda kirliliği düşürerek, sızıntı suyunun düşük kirlilik kategorisine inmesine sebep olduğunu belirlemişlerdir. Geri devir yaptırılmış sızıntı suyunun organik bileşimi yaşlı depolardan çıkan sızıntı suyuna benzer. Geri devir, katı atık su muhtevasını artırarak katı atığın indirgenmesini ve stabilizasyonunu hızlandırır. Bir çok deney sonucuna göre katı atıkların % 50-70 oranında su muhtevası ihtiva etmesi halinde biyolojik parçalanmanın başladığı görülmüştür (Pohland 1980, Tittlebaum, 1982).

Geri devir ettirilecek sızıntı suyu miktarı depolama alanı üst tabakasının su depolama kapasitesini aşmamalıdır. Geri devirle sızıntı suyunun karbonlu organik madde konsantrasyonunda önemli derecede giderim elde edilmekle birlikte amonyak, klor ve ağır metal arıtımında önemli giderimler olmamaktadır.

Sızıntı suyu geri devri, sızıntı suyu üretimi az olduğu ilk yıllarda (genç depolarda) kullanılır. Yaşlı Depolama alanlarında ise, sızıntı suyunun miktarının aşırı olduğu zamanlarda taşıma problemlerini önlemek için kullanılır. Geri devir, hidrolik pikleri azaltır, sızıntı suyundaki kimyasal madde ve biyokütle konsantrasyonunu homojen hale getirir.

Pohland (1973,1975) ve Pohland ile Kang (1975) geri devrin atık stabilizasyon hızına etkisini incelemişler ve 2-3 yıl içinde BOİ, TOK ve KOİ konsantrasyonlarında önemli derecede azalmalar olduğunu tesbit etmişlerdir. pH'nın kontrolü ve geri devirden önce çamur ile aşılama verimi daha da artırmaktadır. Sızıntı suyunun geri devri ile katı atık deposu kontrolsüz bir anaerobik süzülme filtre gibi çalışır. Geri devir esnasında püskürtme sisteminin etkisiyle önemli derecede buharlaşma da meydana gelir.

Sızıntı suyunun geri devir ettirilmesinin fayda ve mahzurları aşağıdaki gibidir:

Geri devrin faydaları:

- Arıtma tesisinin kurulmasını geciktirir.
- BOI giderimi sağlar ve ayrışmayı hızlandırır.
- CH₄ üretim hızını artırır.
- Arıtma maliyetini düşürür.
- Tampon vazifesi görür. Anaerobik ayrışmayı hızlandırmak için nütrient ilave edilebilir.

Geri devrin mahzurları :

- Geri devir sisteminde oturmalar, tıkanmalar ve donmalar meydana gelebilir.
- Koku meydana gelir.
- Sızıntı suyu toplama sisteminin hidrolik yükü artar.

Anaerobik biyolojik ayrışma sonucunda sızıntı sularının çıkış BOI'si 30-500 mg/L, KOI'si ise 70-800 mg/L'ye kadar düşmektedir (Tablo 3.1 ve Tablo 3.2). Başlangıçtaki BOI/KOI oranı 0,5 civarındayken biyokimyasal faaliyetler devam ettikçe, atıklar içindeki kolay parçalanabilen organikler tükendiğinden ve biyolojik olarak parçalanamayan maddelerin oranı artacağından, zamanla BOI/KOI oranı 0,15-0,4 ve KOI/TOK oranı 0,9-1,9 değerine düşmektedir. Anaerobik faaliyetler sonucu uçucu yağ asitleri parçalanarak giderileceğinden zamanla çıkıştaki pH 6,5-7,0 civarına yükselmektedir.

Sızıntı suyu geri devri ile bir miktar da ağır metal gidermek mümkün olmakta ve genellikle demir 40 mg/L ve çinko 4 mg/L değerlerine kadar indirilebilmektedir. Ağır metallerin giderimi, atıklar içindeki inorganik ve organik maddeler ile metal iyonlarının kompleks oluşturması ve bu metal tuzlarının çökmesi neticesinde olmaktadır. Aynı zamanda sülfürler de metallerin çöktürülmesinde önemlidir. Fakat kadmiyum bu çeşit mekanizmalar ile çökmemektedir.

Sızıntı suyu geri devri aşağıda belirtildiği gibi değişik şekillerde yapılabilir:

- Sızıntı suyunun direkt olarak geri devri : Bu şekilde geri devir hidroliz ve asit üretimini hızlandırır. Sistemin doğal tampon kapasitesi yeterli ise bir sonraki metan fazı gelişir. Aksi takdirde asidik çevre metan bakterilerinin büyümesini engeller ve metan üretimi gecikir.

Tablo 3.1 : Almanya'daki bazı depo sahalarında geri devirle anaerobik sızıntı suyu arıtımı (Cord-Landwehr, 1982).

Depo Yeri	Stapelfeld	Flechem	Dorpen	Eski	Venneberg	Hattorf	Blankenhausen	Nauroth	Reinstetten	Kupferzell
					Yeni					Bettterspot
Yüzey alanı, ha	8	2.46	5.5	6	9.4	18	7	5.4	3	
Hizmet alanı, ha	6	8	9	3	9	12	30	15	12	
Nüfus	70000	18000	80000	82100	115340	160000	122	112620	85000	
Çöp miktarı m ³ /yıl	-	17000	70000	65000	100000	180000	120000	62000	51000	
Sızıntı suyu m ³ /yıl	-	1000	570	1400	1590	7630	-	1574	-	
				(m ³ /ha-yıl)	1800			(m ³ /ha-yıl)		
Geri devir metodu	*	-	-	*	-	-	*	*	*	
Yağmurlama		-	-	-	-	-	-	-	-	
Oluk	-	*	*	-	*	-	-	-	-	
Diğer	-	-	-	-	-	*	-	-	*	
Sızıntı suyu kalitesi										
BOİ, mg/L	820	-	-	100	20000	390	1400	200	-	140
KOİ, mg/L	1680	-	-	1200	35000	930	2900	-	-	48000
pH	7.4	-	-	7.8	6.1	6.95	7.65	7.4	-	8.1
Depo açılış yılı	1973	1975	1979	1976	1977	1962	1973	1975	1980	
Geri devir başlangıcı	1981	-	-	-	-	-	1975	1982	1980	
Yıllık yağış, mm	750	810	700	790	-	650	1100	800	650	

Tablo 3.2 : ABD ve Avrupa'da sızıntı suyu geri devri(çevrim) uygulamaları (Pohland v.d., 1992)

Depo Sahası	Mevcut Açıklamalar	İlk Bulgular
Delaware Depo Sahası (1986)	2 tam ölçekli depo alanında uygulama 3.6 ha'lık alanda kuleler, 7 ha'lık alanda ise kuleler ve spreyleme ile geri çevrim Toplam sızıntı suyu depolama kapasitesi 150 m ³	Sızıntı suyu geri çevrimi tıkanma, bitkilerin ölümü ve koku problemi meydana getiriyor. Kulelerin yanında spreyleme de yapılması tavsiye edilmektedir. 9 yılda sızıntı suyu taşması tespit edilmemiştir.
Lycoming depo sahası, (1986) Williamsport	4 ha'lık 3 saha, kuleler ile geri çevrim yapılması en uygun, haftalık sızıntı suyu izleme çalışmaları - 0,6 ha'lık geri çevrimli ve çevrimsiz saha. - Çevrim saha üzerindeki delikli borularla yapılmaktadır. - Northeim sahasının altı anaerobik kompost tabakası döşeli	Geri çevrim yapılan alanlarda yapılmayanlara göre 2-5 kat daha kısa sürede stabil olmaktadır. Geri çevrimle stabilizasyon 230 gün sürerken, çevrim yapılmaz ise 460 gün uzamaktadır. Sızıntı suyunda yüksek miktarda amonyak kalmaktadır.
Bromborough (1991), İngiltere	- 6 adet 0.1 ha'lık saha - İzleme metodları kullanılmıştır. - Bir alanda geri çevrim, bir başka alanda hava verilmesi, bir diğerinde arıtma çamuru uygulamaları yapılmıştır.	Arıtma çamuru metarajanların büyümesini hızlandırmıştır. İlk 2 yıl önemli miktarda gaz elde edilmemiştir.
İsveç Depo Sahaları (1991)	Stockholm, Helsingborg, Malmö ve Vanesborg sahaları. 6 adet 800 m ³ 'lük sahanın birinde geri çevrim uygulaması yapılmıştır.	Yeterli veri henüz mevcut değildir. Anaerobik peryotta H ₂ saptanmıştır.
Worcester Sahası (1991), Maryland	4 adet 7 ha'lık sahanın ilkinde uygulanan geri çevrimde yüzey, yüzey altı ve spreyleme teknikleri kullanılmıştır.	İlk yaklaşık 4000 m ³ sızıntı suyu geri çevrimiyle 4000 \$ kar elde edilmiştir. 4 sahadaki toplam kazanç 350 000 \$'dır.
Alachua Sahası (1991) Florida	4 ha'lık alanda geri çevrim uygulaması düşünülmektedir. Sızıntı suyu için sulama veya havuzlarda sızdırma uygulanmaktadır.	Havuzlama ile sızıntı suyu miktarı azalmıştır.

- pH nötralizasyonu yapılmış sızıntı suyunun geri devri: Dışarıdan tampon ilavesi asit üretimini artıracığından metan üretiminin erken başlaması mümkün olacaktır. Bu yüzden tampon ilavesi, depolama alanında yüksek derecede anaerobik parçalanma olması için gerekli önemli bir işlemdir.
- Çamur ilave edilmiş sızıntı suyunun geri devri: Anaerobik olarak arıtılmış kanalizasyon sularının çamurları genel olarak mikrobiyal ve besin maddesi aşısı olarak kullanılır. Biyolojik parçalanmanın ilk zamanlarında, besin maddesi eksikliği sınırlayıcı ise (katı atık alanında pek rastlanmayan durumdur) çamur ilavesi uçucu asitlerin oluşumunu hızlandırır.
- Besin maddesi ilave edilerek sızıntı suyu geri devri: Besin maddesi eksikliğinden dolayı dışarıdan fosfor ve nitrat gibi kimyasal besin maddelerinin ilavesi katı atık depolama alanındaki anaerobik parçalanma sistemini sınırlayıcı faktör değildir.
- Sıcaklığı ayarlayarak sızıntı suyu geri devri: Laboratuvar çalışmalarına göre anaerobik arıtımında en uygun sıcaklık 34-38 °C'dir. (Mata-Alvarez, 1986)
- Farklı atık ile birlikte sızıntı suyu geri devri: Anaerobik olarak parçalanmış eski atık yığınları üzerine yapılan geri devir sızıntı suyunun kirlilik derecesini azaltmaktadır. (Stegman ve Spendlin, 1986 ve 1989, Doedens ve Cord-Lonwehr, 1989)
- Değişik geri devir oranlarında sızıntı suyu geri devri: Yüksek oranlı geri devir, düşük oranlı geri devirden daha iyi anaerobik parçalanma sağlamaktadır. (Hartz ve Ham, 1983). Ancak yüksek geri devrin bazı mahzurlarının da olduğu gözden kaçırılmamalıdır. Soğuk sızıntı suyunun yüksek devir oranı ile devrettirilmesi atığın sıcaklığını düşüreceğinden olumsuz etki yapar, (Rover ve Farguhar, 1973).
- Metan fazındaki sızıntı suyu ile birlikte geri devir: Sızıntı suyunun, metan fazındaki sızıntı suyu ile birlikte geri devrinin faydaları vardır. (Woelders, 1993, Scrudato ve Agano, 1991) Bu işlem sızıntı suyunun kirlilik derecesini hızla düşürür, metan üretimi daha çabuk başlar. Parçalanmanın hızlanması metan fazındaki sızıntı suyunun yüksek alkaliniteye sahip olmasından dolayıdır.
- Geri devirden önce sızıntı suyunun havalandırılması: Sızıntı suyu geri devirden önce havalandırılarak ön arıtma yapıp organik yükü azaltılır. Sızıntı suyu çöpün üzerine yağmurlama ile doğrudan püskürtülecek olursa ön arıtma faydalıdır.

3.2.2 Aerobik biyolojik arıtım

Sızıntı suyu arıtımında, aerobik biyolojik arıtma metotlarından en yaygın olarak kullanılanlar aktif çamur, havalandırmalı lagunlar, damlatmalı filtre ve döner disklerdir. Tablo 3.3'de aerobik arıtım proseslerinin verimleri görülmektedir. Aerobik arıtma sistemleri genç depo sızıntı sularında $BOI/KOI > 0,5$ olduğunda daha etkilidir. Yüksek organik madde ihtiva eden sızıntı suları, besi maddesi ilave etmeden ve yüksek oranda havalandırma yapılmadan düşük hidrolik beklemeli aerobik arıtma tesislerinde arıtilamaz. Havalandırmalı lagünlerde arıtılan sızıntı sularının çoğu yüksek moleköl ağırlıklı biyolojik olarak arıtilamayan organik maddeler ihtiva eder. Şekil 3.1'de sızıntı suyunun kanalizasyona deşarj edilebilmesi için gerekli aerobik arıtma sistemi görülmektedir, (Fungaroli ve Steiner 1979).

Aerobik biyolojik arıtmada kullanılan başlıca sistemler aşağıda ana hatlarıyla verilmiştir:

a. Aktif çamur sistemi :

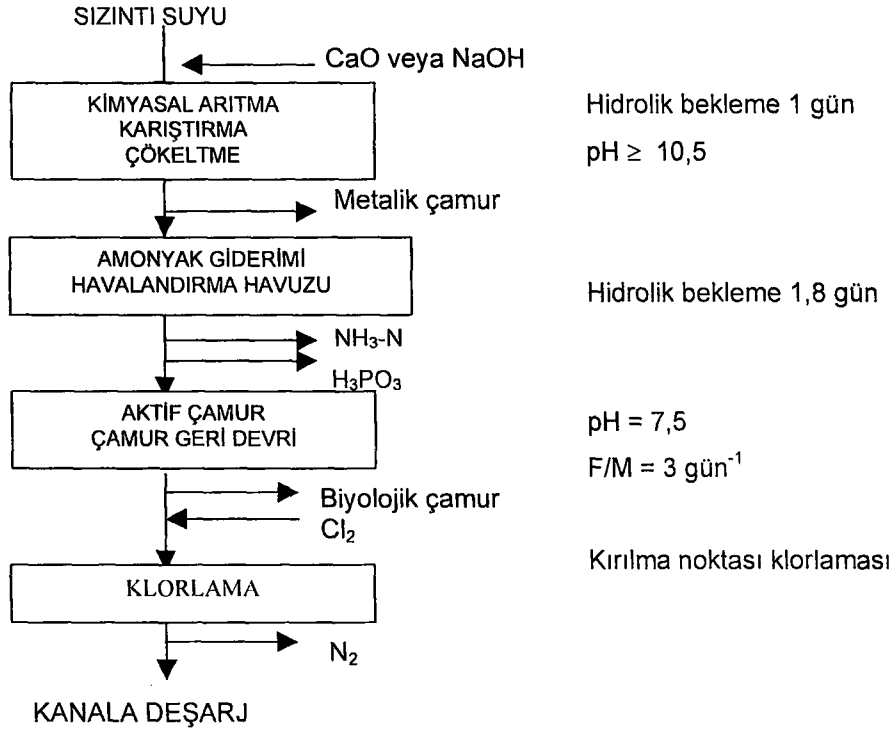
Aktif çamur prosesi, sızıntı suyu arıtımında başarı ile kullanılmıştır. BOI ve KOI giderme verimi % 90-99 arasındadır. Boyle Ham (1974), Cook ve Force (1974), Chian and De Walle (1976), Palit ve Qasim (1977), Uloth ve Mavinic (1977), Memoin (1981), Zapf-Gilje ve Mavinic (1981), Mavinic (1984), Mc Clintock (1990), Christensen (1992)'de aktif çamur prosesleriyle sızıntı suyu arıtımında aşağıdaki genellemeleri ortaya koymuşlardır:

- BOI ve KOI giderimi % 90-99
- Metal giderimi % 80-99
- İşletme şartları; aktif biyokütle (UKM) konsantrasyonu 5000-10000 mg/L, F/M oranı 0,02-0,06 gün⁻¹, hidrolik bekleme zamanı 1-10 gün, çamur yaşı 15-60 gün, besi maddesi ihtiyacı $BOI:N:P$ 100:3,2:0,5

Aktif çamur sisteminde sızıntı suyundaki organik maddelerin büyük bir kısmı hemen oksitlenmemekte ve stabilizasyon için uzun süreli biyolojik aktivite gerekmemekte, yani havalandırma süresi artırılmalıdır. Fazla havalandırma ise; 1) Yüksek metal konsantrasyonundan dolayı köpük oluşmasına sebep olmakta, 2) Köpük kırıcılar bakterileri olumsuz yönde etkilemekte, 3) Besi maddesi eksikliği biyolojik aktiviteyi engellemekte, 4) Sızıntı suyu içindeki metal ve diğer bileşikler biyolojik hayatı etkilemektedir. Tablo 3.4'de sızıntı suyunda karbon giderimi için belirlenen kinetik parametreler görülmektedir.

Tablo 3.3 : Aerobik arıtım proseslerinin performansları

Biyolojik Prosesler	Belirgin Mikroorganizmalar	Optimum Sıcaklık	pH Aralığı	% Katı Madde	Ortalama Bekleme Süresi (gün)	Organik Bozunma	BOİ Üst Limiti mg/L	Çıkış	Atık
Aktif Çamur	Aerobik ve heterotrofik bakteriler	Mezofilik	6-8	<1 %	<1	Yağların haricindekiler ve halojenli aromatikler	<10.000	CO ₂ ve Giriş BOİ'sinin %5-15'i	Fazla biyolojik çamur
Atık Stabilizasyonu	Aerobik, Anaerobik, fakültatif, heterotrofik, bakteri ve ototrofik algler	Mezofilik	6-8	<0,1%	10-120	Genellikle karbonhidratlar, proteinler, organik asitler ve alkoller	<1000	CO ₂ ve Giriş BOİ'sinin %10-40'ı	-
Havalandırılmalı lagün	Aerobik, heterotrofik ve fakültatif bakteriler	Mezofilik	6-8	<1%	2-7	Yağların haricindekiler ve halojenli aromatikler	<5.000	CO ₂ ve Giriş BOİ'sinin %10-30'u	Fazla biy. çamur
Damlalı Filtre	Aerobik ve heterotrofik bakteriler	Mezofilik	6-8	<1%	<1	Yağların haricindekiler, halojenli aromatikler, nitrojen bileşikler	<5.000	CO ₂ ve Giriş BOİ'sinin %10-30'u	Fazla biy. çamur
Döner Biyolojik Disk	Aerobik ve heterotrofik bakteriler	Mezofilik	6-8	<1%	<1	Yağların haricindekiler, halojenli aromatikler, nitrojen bileşikler	<5000	CO ₂ ve Giriş BOİ'sinin %0-20'si	Fazla biy. çamur
Anaerobik Sistem	Anaerobik ve heterotrofik bakteriler	Termofilik	6.4-7.5	<10%	10-30	Karbonhidratlar, organik asitler ve alkoller	-	CO ₂ ve CH ₄ , Giriş uçucu katıların %40-60'ı	Stabilize çamur



Şekil 3.1 : Sızıntı suyunun kanala deşarjı için gerekli aerobik arıtma tesisi (Fungaroli v.d., 1979).

Tablo 3.4 : Sızıntı suyunda karbon giderimi için belirlenen kinetik parametreler

S ₀ (mg/L)	K (gün ⁻¹)	K _s (mg/L)	Y (mg/mg)	k _d (gün ⁻¹)	θ _c (gün)	Ortam Sıcaklığı (°C)	Kaynaklar
36.000-BOL ₅	0.75	200	0.33	0.0025	6.5	23-25	Uloth ve Mavinic (1977)
15.800-KOL	0.60	175	0.40	0.05	-	22-24	Cook ve Foree (1974)
13.640-BOL ₅	0.77	20.4	0.39	0.022	3.6	23-25	Zapf-Gilje ve
	0.71	29.5	0.63	0.075	-	16	Mavinic (1985)
	0.46	14.6	0.50	0.028	-	9	Graham ve
	0.29	11.8	0.43	0.008	7.5	5	Mavinic (1979)
8.090-BOL ₅	1.16	81.8	0.49	0.009	4.8	22-23	Wong ve Mavinic (1984)
	1.12	63.8	0.51	0.018	4.8	15	
	0.51	34.6	0.51	0.006	4.0	10	
	0.34	34.0	0.55	0.002	5.4	5	
1.000-BOL ₅	4.5	99	0.59	0.040	8.42	22-23	Lee (1979)
365-BOL ₅	1.8	182	0.59	0.115	-	21-25	Palit ve Qasim (1977)
3000-BOL ₅	-	-	0.44	-	20	10	Robinson ve Maris (1983)
2000-BOL ₅	0.46	180	0.50	0.100	2-10	25	Gaudy v.d. (1986)

Genç depoların sızıntı sularında bulunan organik maddeler yüksek miktarda uçucu asit ihtiva ettiğinden biyolojik olarak arıtımı kolayca mümkün olmaktadır. Ancak yaşlı depo sızıntı suları ($BOI/KOI < 0,1$) biyolojik olarak zor arıtılabilen maddeler ihtiva ettiğinden biyolojik arıtım kullanılması uygun değildir, (Chian ve De Walle 1976, De Walle ve Chian 1974, Fillos 1990).

Aktif çamur tesislerinde bekleme zamanı lagünlerden daha kısadır. Bakteri miktarı lagünlere göre üç-dört kat daha fazladır ve geri devir ile istenilen seviyede tutulabilir. Aktif çamur sisteminde BOI_5 'deki azalmanın yanında nitrifikasyon da önemlidir. Yaşlı depoların sızıntı suyunda bulunan fazla azottan dolayı azot giderimi gerekmektedir.

Aerobik arıtmada nitrifikasyon olduğundan çıkışta amonyak miktarı çok az, ancak nitrat miktarı ise yüksektir. Çıkış suyundaki nitratı gidermek için denitrifikasyon sistemi gereklidir.

22-25 °C aralığındaki sıcaklıklarda BOI ve KOI gideriminde % 90 veya daha fazla arıtma verimi elde etmek için çamur yaşının (θ_c) 6 ila 10 gün arasında değiştiği belirlenmiştir.

Aktif çamur prosesi bir çok metalin uzaklaştırılmasında etkili olmaktadır. Özellikle çinko, demir, mangan ve kadmiyumda % 95, krom ve kurşunda % 80-90 giderim sağlanmıştır. Nikel giderimi ise % 60 civarındadır. Aerobik arıtma da metal giderimi, metallerin oksidasyonu ile artırılabilir. Örneğin; Fe^{2+} , Fe^{3+} 'e dönüştürülerek pH 8-9 civarında daha kolay çökmesi temin edilir.

b. Havalandırmalı lagün istemi :

Havalandırmalı lagünlerde oksijen temini mekanik karıştırıcılar veya aeratörlerle sağlanır. Bu tesislerde çamur geri deviri yapılmamaktadır. Havalandırmalı lagünlerin çıkış sularındaki organik maddeler yüksek molekülü kolay arıtılamayan türden maddeler içerir, (Chian ve De Walle, 1977). Bu çıkış suları yaşlı depo sızıntı sularına benzer. Lagünler, uzun havalandırma süresinden dolayı fazla yer kaplar.

Havalandırmalı lagünlerde % 99'a varan KOI giderimi elde edilebilmektedir. Tablo 3.5'de Havalandırmalı Lagünler ile yapılmış çeşitli çalışmaların arıtma verimleri görülmektedir.

Robinson (1990), düşük hızlı yüzeysel havalandırıcılar kullanarak, 15 gün bekletme süresi sonunda yüksek amonyak giderimi elde etmiştir. Chian ve De Walle (1977) çalışmaları neticesinde yüksek verimde arıtma için besi maddesi ilavesi gerektiğini

belirtmişler ve % 97 organik madde giderimi, % 99 demir, çinko, kalsiyum giderimi ve % 76 magnezyum giderimi elde etmişlerdir.

Tablo 3.5 : Pilot sistem havalandırmalı lagünlerde sızıntı suyu arıtma verimleri

Kaynak	BOİ (mg/L)		T (°C)	Bekleme (gün)	Açıklama
	Giriş	Çıkış			
Boyle ve Ham (1974)	2900	200	24	5	Köpük problemi olmaktadır.
Cook ve Foree (1974)	7100	26	22	10	Kireç ve fosfor ilave edilmiştir.
Uloth ve Maviniz (1977)	36000	32	20	20	N+P ilave edilmiş, köpük problemi olmuştur.
Chian ve De Walle(1977)	35200 (KOİ)	1030 (KOİ)	24	7	P ilave edilmiştir.
Zapt Gilje(1979)	13600	26	25	6	

c. Döner biyodisk sistemi :

Döner diskin üzerinde meydana gelen sabit film, hidrolik ve kimyasal şoklara karşı toleranslı olduğundan, döner biyodiskler askıda çoğalan sistemlere göre daha yaygın olarak kullanılır. Ancak kireç artıklarından dolayı biyodisk üzerinde oluşan kabuk biyolojik aktiviteyi engeller. Dolayısıyla sızıntı suyu döner disk'e verilmeden önce NaOH ilave edilerek pH yükseltilir ve metaller çökeltilerek uzaklaştırılır.

Lugowski (1989) döner disk ile laboratuvarında sızıntı suyunun arıtılabilirliği üzerine çalışmalar yapmış ve % 95-97 BOİ , % 80-90 çözünebilir KOİ giderimi elde etmiştir. Aerobik havalandırma havuzunu müteakip döner disk kullanılırsa verim artar ve nitrifikasyon % 98-99 oranlarında gerçekleşir. Filbs (1990) çalışmasında BOİ/KOİ<0,1 olan sızıntı suyunda döner diskin, amonyağı yüksek oranda nitrifiye ettiğini ancak BOİ ve KOİ gideriminin çok düşük kaldığını belirtmiştir. Dzombak (1990) döner disk ile BOİ/KOİ<0,1 olan sızıntı suyunda 5-15 m³/m².gün hidrolik yükleme ile arıtım çalışmaları yapmış ve çok yüksek nitrifikasyon verimi elde etmiştir. Ancak aynı çalışmada, KOİ giderimi en fazla % 40 seviyesinde kalmıştır.

Sızıntı sularının aerobik arıtımı esnasında yaşanan başlıca sorunlar aşağıda sıralanmıştır :

- Bakır, çinko ve nikel gibi toksik metaller aerobik arıtmayı etkiler.
- Aerobik arıtma verimini artırmak için fosfor ilave edilmelidir.
- Düşük sıcaklıklarda yeterli arıtma verimi sağlanamaz.

- Havalandırma esnasında köpük problemi oluşur.
- CaCO_3 ve/veya demir çökeltmesi havalandırma ekipmanında problemler meydana getirir.
- $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonu çok yüksek olması durumunda (1000 mg/L ' nin üzerinde) nitrifikasyon yavaşlar. Biyolojik arıtmadan önce amonyak fiziksel – kimyasal yöntemlerle giderilmelidir. Biyolojik arıtmayı engelleyen metaller bir ön arıtmada NaOH ile pH yükselterek çöktürülmelidir.
- Gerekli oksijen sağlamak için enerji kullanımı yüksektir.

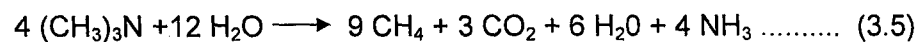
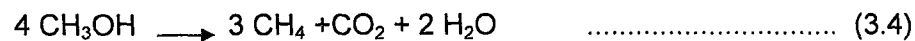
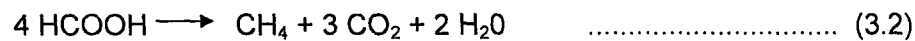
3.2.3 Anaerobik biyolojik arıtım

3.2.3.1 Anaerobik biyolojik arıtımın esasları

Anaerobik arıtma; hidroliz, asit ve metan oluşumu olmak üzere üç kademedeyi meydana getirir. Hidroliz kademesinde, yüksek moleküllü organik maddeler (polisakkaritler, lipidler, proteinler) çözünebilir, enerji ve karbon hücresi kaynağı organik maddelere (monosakkaritler, şekerler, amino asitler ve serbest yağ asitleri) dönüşürler. Asit üretimi kademesinde; hidroliz kademesi ürünleri düşük moleküllü ara ürünlere, asetik aside, CO_2 ve H_2 'e dönüşür. Metan üretimi kademesinde ise asit oluşumu safhasında oluşan ürünler CH_4 ve CO_2 'e dönüştürülür.

Anaerobik arıtma sisteminde bir grup organizmalar, organik polimerler ve lipidleri hidrolize ederek monosakkaritler, amino asitler, yağ asitleri gibi basit yapıları organiklere dönüştürmekle görevlidir. İkinci grup anaerobik bakteriler parçalanmış ürünleri asetik asit gibi daha basit yapıları organiklere dönüştürür. Genel olarak bu bakterilere asit bakterileri denir. Üçüncü grup mikroorganizmalar, asit üretici bakteriler tarafından üretilen hidrojen ve asetik asidi metan ve karbondioksit'e dönüştürür. Bu dönüşümde görevli bakterilere metan bakterileri denir.

Metan bakteriler metan üretimi için; $\text{CO}_2 + \text{H}_2$, asetat, metanol, metilaminler ve karbon monoksit gibi substratları kullanırlar. Metan üretimi ile ilgili reaksiyonlar aşağıdaki gibidir (Tchobanoglous v.d., 1991) :



Metanın oluşumundaki en önemli iki yol; hidrojen ve karbondioksitin, metan ve suya dönüşmesi (3.1 reaksiyonu) ile asetatın, metan ve karbondioksit'e parçalanmasıdır (3.3 reaksiyonu). Organik atıkları etkili şekilde stabilize eden bir anaerobik arıtma sisteminde asit ve metan bakterileri dinamik bir denge durumunda olmalıdır. Dinamik denge durumunu oluşturmak için reaktör içinde çözünmüş oksijen ve ağır metaller, sülfatlar gibi inhibisyon etkisi olan bileşikler bulunmamalıdır. Aynı zamanda ortamın pH'sı 6,6-7,6 aralığında olmalıdır. pH'nın 6,2 altına düşmemesini sağlamak için ortamda yeterli alkalinite olmalıdır. Zira metan bakterileri bu pH'nın altında faaliyet gösterememektedir. Anaerobik reaktörlerde yeterli arıtma olabilmesi için alkalinite 1000-5000 mg/L arasında ve TUA/Alkalinite oranı $\leq 0,1$ olmalıdır. Biyolojik aktivitenin yeterli derecede olabilmesi için azot ve fosfor gibi besi maddeleri de ortamda yeterli miktarda mevcut olmalıdır. Optimum sıcaklık, mezofilik bakteriler için 30-38 °C ($35 \pm 1^\circ\text{C}$), termofilik bakteriler için ise 49-57 °C ($55 \pm 1^\circ\text{C}$)'dir.

3.2.3.2 Anaerobik çoğalma kinetiği

Biyolojik çoğalma kinetiği, mikroorganizmanın büyüme hızı ve besi maddesi (substrat) kullanma hızı olmak üzere iki ana esas üzerine kuruludur. Büyümeyi sınırlayan besi maddesi konsantrasyonu mikrobiyolojik büyüme üzerine etkisi değişik matematik modellerle ifade edilmektedir (Tablo 3.6).

Lawrence ve Mc Carty (1970), sürekli beslemeli tam karışimli ve geri devirli bir reaktörde biyokitle (mikroorganizma) konsantrasyonu için aşağıda denklemi vermektedir.

$$X = \frac{\theta_x}{\theta} \cdot \frac{Y (S_0 - S)}{1 + b\theta_x} \dots\dots\dots(3.6)$$

Burada;

X : Mikroorganizma konsantrasyonu (ağırlık/hacim)

θ : Hidrolik bekleme süresi (zaman)

θ_x : Çamur yaşı (zaman)

Y : Biyokitleye dönüşüm oranı sabiti (ağırlık UAKM/ağırlık KOI giderilen)

S_0, S : Büyümeyi etkileyen besi maddesinin giriş ve çıkış konsantrasyonları (ağırlık / hacim)

B : Mikroorganizma ölüm hızı (zaman)

Monod modeli ve Monod modelinden esinlenerek ortaya konulan Chen-Hashimoto, Contois ve Grau ve diğ. modelleri besi maddesi içinde çözünebilen organik maddede mikrobiyal büyümeyi belirlemek için kullanılmaktadır. Havasız arıtma durumunda mezofilik şartlarda muhtelif organik atıklar için elde edilen Monod kinetiği sabitleri Tablo 3.7'de görülmektedir.

Tablo 3.6: Havasız arıtmada kullanılan kinetik modeller (Grau ve diğ. 1975; Monod, 1949; Contois, 1959; Chen ve Hashimoto, 1978)

Model	Özgül Büyüme Hızı	Besi Maddesi Tüketim Hızı	Gıda Maddesi (Substrat) Konsantrasyonu
1.Mertebe	$\mu = \frac{kS}{S_0 - S} - b$	$\frac{-dS}{dt} = kS$	$S = \frac{S_0}{1 + k\theta_x}$
Grau v.d.	$\mu = \frac{\mu_m S}{S_0} - b$	$\frac{-dS}{dt} = \frac{\mu_m X S}{Y S_0}$	$S = \frac{S_0(1 + b\theta_x)}{\mu_m \theta_x}$
Monod	$\mu = \frac{\mu_m S}{K_s + S} - b$	$\frac{-dS}{dt} = \frac{\mu_m X S}{Y (K_s + S)}$	$S = \frac{K_s(1 + b\theta_x)}{\theta_x(\mu_m - b) - 1}$
Contois	$\mu = \frac{\mu_m S}{BX + S} - b$	$\frac{-dS}{dt} = \frac{\mu_m X S}{Y (BX + S)}$	$S = \frac{BYS_0(1 + b\theta_x)}{BY(1 + b\theta_x) + \theta_x(\mu_m - b) - 1}$
Chen& Hashimoto	$\mu = \frac{\mu_m S}{KS_0 + (1-K)S} - b$	$\frac{-dS}{dt} = \frac{\mu_m X S}{KX + YS}$	$S = \frac{KS_0(1 + b\theta_x)}{(K-1)(1 + b\theta_x) + \mu_m \theta_x}$

Burada;

μ : Özgül çoğalma hızı (zaman)

μ_m : Maksimum özgül çoğalma hızı (zaman)

k : Maksimum besi maddesi kullanım hızı (zaman)

K_s : Yarı doyumluk sabiti (ağırlık / hacim)

B : Biyokitle konsantrasyonunun yüksek olduğu durumda, biyokitle konsantrasyonuna orantılı yarı doyumluk sabiti (ağırlık/hacim)

θ_x : Çamur yaşı (zaman)

b : Mikroorganizma ölüm hızı (zaman)

Tablo 3.7 : Mezofilik durumda çeşitli organik maddelerin arıtımı için monod kinetik sabitleri (Öztürk, 1999).

Organik Madde (substrat)	Havasız Arıtma Süreci	K (gKOl/g UKM-gün)	K _s (mgKOl/L)	μ_{max} (gün ⁻¹)	Y gUKM/g KOl	b(k _d) (gün ⁻¹)
Karbonhidratlar	Asit oluşumu	1,33-70,6	22,5-630	7,2-30	0,14-0,17	6,1
Uzun zincirli Yağ asitleri	Havasız Oksidasyon	0,77-6,67	105-3180	0,085-0,55	0,04-0,11	0,01-0,015
Kısa zincirli yağ Asitleri*	Havasız Oksidasyon	6,2-17,1	12-500	0,13-1,2	0,025-0,047	0,01-0,027
Asetat	Metan Oluşumu	2,6-11,6	11-421	0,08-0,7	0,01-0,054	0,004-0,037
H ₂ /CO ₂	Metan Oluşumu	1,92-90	4,8x10 ⁻⁵ b (0,6 mgKOl/L)	0,05-4,07	0,017-0,045	0,088
Evsel atıksu Arıtma tesisi Çamuru					0,04-0,1	0,02-0,04

* Asetat hariç, b) atm H₂

Havasız arıtma sistemleri, havalı sistemlere göre sıcaklık değişimlerine karşı daha hassastır. Havasız arıtma sistemlerinde düşük sıcaklıklarda yapılan arıtmada, organik yük yüksek sıcaklıklara göre daha düşüktür. Havasız arıtma sistemlerinde kompleks organik maddeler arıtılırken, prosesi kontrol eden parametre olan yarı hız sabiti (K_s) ile sıcaklık arasındaki değişim Tablo 3.8'de verilmiştir.

Tablo 3.8 : Havasız arıtmada k ve K_s'in sıcaklıkla değişimi

Sıcaklık (°C)	k (gün ⁻¹)	K _s (mg/L)
35	6.67	164
25	4.65	930
20	3.85	2130

a - Havasız aktif çamur sisteminin modellenmesi

Sürekli beslenen, geri devirli ve tam karışımli bir reaktör olan havasız aktif çamur sistemi, normal işletme şartlarında uçucu asit konsantrasyonu çok yüksek olduğundan kararlı bir yapıya sahiptir. Bakterilerin özgül çoğalma hızı ile büyümeyi sınırlandırıcı besi maddesi arasındaki ilişki, inhibisyon etkisi ihmal edildiğinde aşağıdaki gibi verilmektedir (Monod, 1949).

$$\mu = \frac{\mu_{\max} \cdot S}{K_s + S} \quad \dots\dots\dots(3.7)$$

Burada;

- μ : Bakterilerin özgül çoğalma hızı
- X : Mikroorganizma konsantrasyonu
- S : Büyümesi sınırlandırıcı besi maddesi konsantrasyonu
- K_s : Yarı hız sabiti

Geri devirli havasız reaktörlerde biyokitle ve besi madde dengesi göz önüne alınarak kararlı halde aşağıdaki denklemler ifade edilebilir:

$$\mu = \frac{1}{\theta_c} + k_d \quad \dots\dots\dots(3.8)$$

$$\frac{1}{\theta_c} \cdot \frac{1}{Y} + \frac{k_d}{Y} = \frac{S_1 - S}{\theta \cdot X} \quad \dots\dots\dots(3.9)$$

Burada;

- Y : Mikroorganizma dönüşüm oranı = $- dx / ds$
- θ_c : Çamur yaşı = $X \cdot V / (Q_w X_r + (Q_1 - Q_w) X_e)$
- θ : Hidrolik bekleme süresi = V / Q_1
- X_e : Sistem çıkışında mikroorganizma konsantrasyonu
- K_d : dahili solunum katsayısı
- X_r : Geridevir akımındaki biyokitle konsantrasyonu
- Q_1 : Reaktöre beslenen atıksu debisi
- Q_w : Sistemden uzaklaştırılan fazla çamur debisi
- V : Reaktör hacmi

b - Havasız süreçlerin genel modellenmesi

Hidroliz safhasında hiçbir simulasyon yapılamamaktadır. Asit üretimi ve metan üretimi safhalarının modellenmesi rölatif hızlar göz önüne alınarak yapılmaktadır. Organizmayı inhibe eden ve uçucu asitler gibi yüksek konsantrasyonlarda büyümeyi sınırlandırıcı maddeler için Monod modeli kullanılmadığından, Andrews (1969) tarafından verilen ve inhibisyon etkisini de ihtiva eden eşitlikte, pH iyonize olmamış asit fonksiyonunu kontrol ettiğinden inhibisyonun pH üzerindeki etkisi de gözönüne alınarak aşağıdaki şekilde ifade edilebilir:

$$\mu = \frac{\mu_{\max}}{1 + \frac{K_s K_a}{[S][H^+]} + \frac{[S][H^+]}{K_i K_a}} \quad \dots\dots\dots(3.10)$$

$$S_m = \frac{K_a}{[H^+]} \cdot (K_s K_i)^{0.5} \quad \dots\dots\dots(3.11)$$

Burada,

$[S^+]$ = İyonize olmuş besi konsantrasyonu

$[H^+]$ = Hidrojen iyonu konsantrasyonu

$[K_a]$ = İyonize sabiti = $\frac{[H^+][S]}{[HS]}$

$\mu_{\max}$: İnhibisyon olmadığı halde maksimum özgül büyüme hızı

K_s : Yarı hız sabiti

K_i : İnhibisyon katsayısı

S_m : Maksimum ulaşılabilir özgül büyüme hızı halinde besi maddesi konsantrasyonu

c - Çoklu substrat modeli

Endüstriyel atık suların biyolojik arıtımı için Eckenfelden (1966), aşağıda verilen birinci mertebeden denklemi ortaya koymuştur.

$$\frac{S_1 - S}{X \theta} = K_e S \quad \dots\dots\dots(3.12)$$

Burada, K_e : Substrat tüketim hızı

Bu ifade, havasız arıtım reaktörüne giriş substrat konsantrasyonunun çok yüksek olduğu endüstriyel atık sularda yetersiz kaldığından Grau ve diğerleri (1975) tarafından çoklu substrat modeli ifade edilmiştir.

$$\frac{S_0 - S}{X \theta} = K \frac{S}{S_0} \quad \dots\dots\dots(3.13)$$

Tam karışımli havasız reaktörlerde kütle dengesi eşitliğiden yararlanılarak;

$$E = \frac{2,86 Q_g \alpha_m + 1,42 (S_0 - S) Q Y}{Q S_0} \quad \dots\dots\dots(3.14)$$

$$L_{CH_4} = \frac{2,86 Q_g \alpha_m}{\theta Q} \quad \dots\dots\dots(3.15)$$

belirlenir. Burada;

E : KOİ giderim verimi (%)

L_{CH_4} : Hacimsel metan üretim hızı

2,86: KOİ' nin metana dönüşüm faktörü (g KOİ/L CH_4)

1,42: Biyokitlenin KOİ'ye dönüşüm faktörü (g KOİ / g UKM)

Q: Giriş debisi (L/gün)

Q_g : Gaz debisi (L/gün)

α_m : Gazdaki metan yüzdesi (%)

Y: Biyokitle oluşum hızı (g UKM /g KOİ giderilen)

3.2.3.3 Anaerobik arıtımın üstünlükleri ve mahzurları

a - Anaerobik arıtmanın üstünlükleri :

- Yüksek miktarda organik madde ihtiva eden suların arıtılmasında etkilidir. Zira aerobik arıtma için gerekli yüksek oksijen transferi çok kirli sularda mümkün değildir.
- Tüketilen organik madde başına üretilen biyokitle (çamur) miktarı çok azdır. Bu aynı zamanda azot ve fosfor ihtiyacının aerobik arıtmaya göre daha az olması sonucunu doğurur. Anaerobik arıtmada gerekli N ve P oranı aerobik arıtmadaki ihtiyacının % 10'u kadardır.

- Ekonomik değeri olan metan gazı üretilir. Tüketilen her kg KOİ için standart şartlarda 0,35 m³ civarında metan üretilir.
- Havalandırma teçhizatı enerjisine ihtiyaç yoktur.
- Anaerobik biyokitle, tesise atık su girişi olmasa da aylarca canlı kalabildiğinden mevsimlik (kesikli) arıtma için de uygundur.
- Tesis komple kapalı olduğundan koku problemi yoktur.
- Ortamdaki ve çıkıştaki ürünler ölçülebildiği ve kontrol edilebildiği için biyolojik yüklemeyi otomatik olarak kontrol etmek mümkün olmaktadır.

b - Anaerobik arıtmanın mahzurları:

- Mevcut ortam sıcaklığında (düşük sıcaklıklarda) anaerobik faaliyet çok düşüktür. Örneğin; 20 °C'nin altında bekleme zamanı 30 gündür (Halbuki aerobik arıtmada ise 0,5 gündür). Ayrıca tesis tasarımında 2~3 misli emniyet faktörü düşünülürse bekleme süresi 60-90 gün olmalıdır.
- Anaerobik bakterilerin büyüme hızı yavaş olduğundan, uygun aşı bulunamadığı durumlarda tesisin işletmeye alınması için uzun süre gerekmektedir.
- Anaerobik bakteriler (özellikle metan bakterileri) bir çok bileşiklerce (toksik maddeler ihtiva eden endüstriyel atık sular ve/veya anaerobik faaliyeti durduran sentetik organik kimyasallar) inhibe olabilirler.

3.2.3.4 Anaerobik arıtmada uygun çevresel şartlar

Yüksek verimli anaerobik arıtmayı sağlanabilmesi için aşağıdaki çevresel şartlar dikkate alınmalıdır:

- Besi maddelesi dengesi : Mikroorganizmaların faaliyetleri karbon kaynağının yanı sıra nütrientlere de bağlıdır. En önemli nütrient azot ve fosfordur. Bu nütrientlerin miktarı biyokitle dönüşüm oranına göre belirlenebilir (Tablo 3.9). Burada verilen optimum KOİ / N / P oranları giderilen KOİ' ye göre verilmiştir. Tesis işletmeye alınırken biyolojik olarak giderilebilir KOİ, N ve P oranı 300 / 6,7 / 1 ile 500 / 6,7 / 1 arasında olmalıdır.
- İz elementler : N ve P'nin yanında Na, K, Mg, Fe, S, Ni, Co, Mo, Se gibi iz elementler de optimum anaerobik arıtma için gereklidir. Nikel, kobalt gibi iz elementlerin az miktarda ilavesi anaerobik arıtma verimini artırmaktadır, (Speece, 1983). Arıtma tesisi veriminin düşük olmasında belirlenen herhangi bir sebep yoksa iz elementlerin eksik olup olmadığı kontrol edilmelidir.
- Oksitleyiciler : Anaerobik arıtmada O₂, NO₃, H₂O₂, SO₄⁻² gibi oksitleyici bileşikler ortamda bulunmamalıdır.

Tablo 3.9 : Değişik substratlar için teorik biyokitle dönüşüm oranları ve optimum KOİ / N / P oranları.

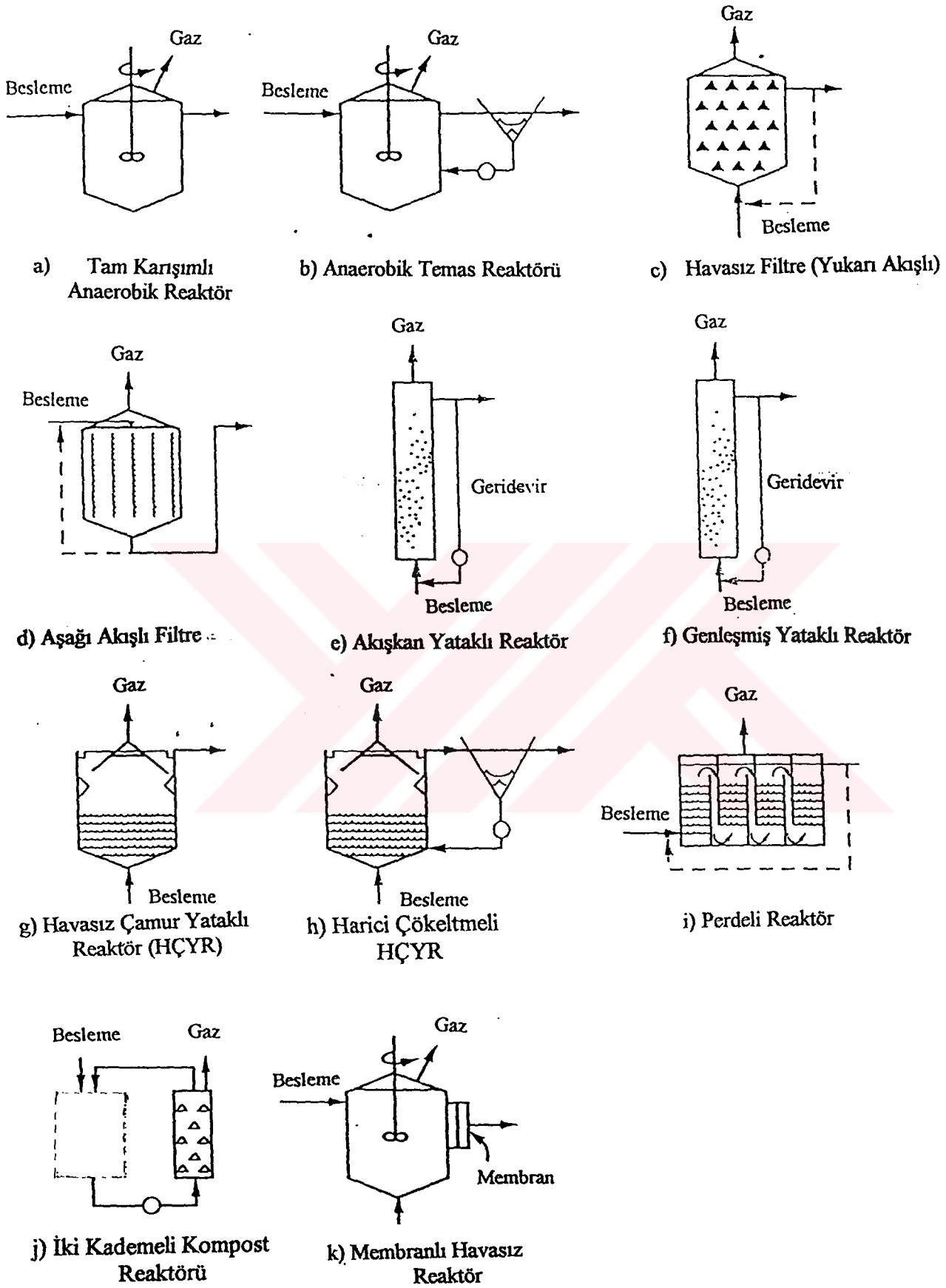
	Dönüşüm Oranı gVS/g KOİ	Optimum KOİ / N / P
Asetik asit	0,038	1420 / 6,7 / 1
Propiyonik asit	0,12	451 / 6,7 / 1
Butirik asit	0,16	338 / 6,7 / 1
Uzun zincirli yağlı asitler	0,14	386 / 6,7 / 1
Karbonhidratlar	0,22	264 / 6,7 / 1
Yağlar	0,14	386 / 6,7 / 1

- Toksik maddeler : Ağır metaller, deterjanlar, dezenfektanlar, solventler ve kimyasal inhibitörler biyolojik aktiviteyi olumsuz yönde etkiler.
- Sıcaklık : Bütün biyolojik sistemlerde olduğu gibi anaerobik arıtmada da sıcaklık biyolojik arıtmayı etkileyen kritik bir parametredir. Yüksek sıcaklık arıtma verimini artırmaktadır. Sıcaklık, mezofilik sistemlerde 35 ± 1 °C, termofilik sistemlerde ise 55 ± 1 °C'dir.
- pH : Anaerobik arıtmada ilk önce asit üretimi (hidroliz ve asidifikasyon) kademesi daha sonra asit tüketimi (metan üretimi) kademesi dikkate alınmalıdır. Metan bakterileri asit bakterilerine nazaran pH'ya karşı daha duyarlıdır. Optimum pH 6,8 – 8,0 (7,4)'dir. pH'nın 6,2 altına düşmesi halinde metan üretimi belirgin bir şekilde düşer. Düşük pH'larda asit üretimi devam ederken metan üretimi durur.

3.2.3.5 Anaerobik biyolojik arıtım sistemleri

Son on yılda, arıtma çamurlarını ve yüksek kirliliğe sahip atık suları arıtmak için bir çok anaerobik arıtma prosesi geliştirilmiştir. En çok kullanılan anaerobik arıtma prosesleri Şekil 3.2'de topluca görülmektedir. Bu sistemler aşağıda ana hatlarıyla kısaca açıklanmıştır.

a - Anaerobik temas reaktörü : Anaerobik temas reaktöründe arıtılmamış atık su geri devir çamuru ile karıştırılarak reaktöre verilir. Reaktörde tam karışım sağlanır. Arıtmadan (çürütmeden) sonra çökeltme havuzunda veya vakumlu flotasyon ünitesinde katı sıvıdan ayrılır. Çökelmiş anaerobik çamur giriş suyuna geri çevrilir. Anaerobik mikroorganizmaların düşük sentez hızından dolayı tesisten uzaklaştırılacak fazla çamur miktarı çok azdır. Bu proses yüksek kirlilik ve özellikle AKM ihtiva eden atık sularda kullanılır.



Şekil 3.2 : Anaerobik arıtmada kullanılan tipik sistemler (Öztürk, 1999).

b - Anaerobik çamur yataklı reaktör (AÇYR) : Yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörde (AÇYR) atık su reaktöre tabandan verilir. Atık su, biyolojik granüller veya floklardan oluşan çamur yatağının içinden süzülerek yukarıya doğru çıkar. Anaerobik şartlarda oluşan gazlar (özellikle metan ve karbondioksit) biyolojik granüllerin oluşumuna yardım eden dahili sirkülasyona sebep olur. Çamur yatağı içinde oluşan bazı gazlar biyolojik granüllere yapışır. Serbest gaz ve üzerine gaz yapışmış partiküller reaktörün yüzeyine doğru yükselir. Yüzeye doğru yükselen partiküller tabandaki gaz çıkma engelini kırarak bağlı gaz habbeciklerinin serbest hale geçmesini sağlar. Yüzeye doğru çıkan partikülün (granül) gazı ayrılınca, granül çamur yatağının üzerine geri döner. Serbest gaz ve granül ile birlikte yüzeye çıkan gaz reaktörün üzerinde oluşturulan gaz toplama bölümünde toplanır. Biyolojik granüller ve nihai çamuru ihtiva eden su reaktör içindeki çökeltme bölümünden geçerken duru su savaklanır, çamur ise çamur yatağının üzerine geri döner. Çamur yatağını askıda tutabilmek için yukarı akış hızı 0.6-0.9 m/saat olmalıdır. Tablo 3.10'da muhtelif anaerobik arıtma sistemlerinin işletme verileri verilmektedir.

c - Anaerobik engelli perdeli reaktör (PR) : Anaerobik perdeli reaktör, yukarı akışlı çamur yataklı (AÇYR) reaktörlerin bir türüdür.

Tablo 3.10 : Endüstriyel atık suların arıtılmasında anaerobik proseslerin işletme verileri (Baig v.d., 1999)

Proses	Giriş KOİ mg/L	Hidrolik Bekleme Saat	Organik Yük kg/m³/saat	KOI verimi %
Anaerobik Temas Reaktörü	1500-5000	2-10	0,5-2,5	75-90
Anaerobik(Havasız) Çamur Yataklı Reaktör (HÇYR)	5000-15000	4-12	4-12	75-85
Anaerobik Filtre	10000-20000	24-48	1-5	75-85
Genleşmiş Yataklı Filtre	5000-10000	5-10	5-10	80-85

d - Anerobik filtre (AF) : Atık sudaki karbonlu organik maddeleri arıtmak için kullanılan anaerobik filtre içine değişik tipte katı medya ile doldurulmuş bir reaktördür. Atık su tabandan girip yukarıya doğru çıkarken filtre üzerindeki anaerobik bakteri ile temas eder. Bakteri katı medya üzerinde yapışıp bağlı kalır.

Çamur (anaerobik bakteri) bekleme zamanı 100 güne kadar çıkabilir. Düşük hidrolik bekleme zamanında büyük θ_c değerleri elde edilebildiğinden anaerobik filtre, mevcut ortamın sıcaklığında düşük kirlilikte atık suların arıtılmasında da kullanılır.

e - Genleşmiş yataklı reaktör (GYR) : Genleşmiş yataklı reaktörde, atık su tabandan pompalanarak kum, antrasit, ve aktif karbon gibi üzerinde biyolojik büyümenin olduğu uygun malzemelerin içinden geçer. Reaktör çıkış suyu geri devir ettirilerek giriş suyu seyretir ve genişleştirilmiş ortamda biyolojik yatağın beslenebilmesi için uygun debi sağlanır. Biyokitle konsantrasyonu 15000-40000 mg/L'ye kadar çıkar. Büyük miktarda biyokitle oluşacağı için genleşmiş yataklı reaktörler evsel atık suların düşük hidrolik bekleme zamanlarında arıtılması için de kullanılır.

f - Aşağı akışlı filtre (AAF) : Bu reaktörde, yüzeyinde biyofilm oluşumu ile aynı zamanda gazın yukarıya çıkması ve katı maddelerin çökmesini sağlayacak kanallar bulunan özel plastik dolgu malzemeleri kullanılır.

g - Akışkan yataklı reaktör (AYR) : Geri devir suyu giriş suyu ile birleştirilerek akımın reaktör içinden yukarıya yükseliş hızı artırılır ve böylece yatak akışkan hale getirilir. Biyokitle akışkan haldeki yatak yüzeyinde tutulur. Bu tip reaktörler şok yüklerden etkilenmez ve oldukça yüksek giderim kapasitesine sahiptirler. Ancak yatağı akışkan hale getirmek için yüksek enerjiye ihtiyaç vardır.

h - Hibrit filtre (HF) : Reaktörün alt kısmı yukarı akışlı çamur yataklı reaktör (AÇYR), üst kısım ise havasız filtreden (HF) oluşur. Üst kısmındaki havasız filtre gaz-katı ayırıcı gibi görev yapar ve kanallanma, kısa devre oluşmaksızın katı bekleme zamanını artırır.

3.2.3.6 Sızıntı suyunun anaerobik arıtımı ile ilgili çalışmalar

Genç depo sızıntı sularında bulunan yüksek miktarlardaki kolay parçalanabilir uçucu yağ asitler yüksek KO_l ' ye sebep olurlar. Yüksek BO_5/KO_l oranına sahip olan bu sular yüksek hızlı anaerobik arıtma sistemleri ile arıtılırlar. Anaerobik arıtmada verimin yüksek olabilmesi için F/M oranı düşük olmalıdır. Düşük F/M oranlarında biyokitle yumak oluşumu artar ve hızlı bir şekilde çöker. Böylece çıkış suyunda AKM miktarı az olur.

Havasız (anaerobik) temas reaktöründe (havasız aktif çamur sistemi) geri devir kullanılmak suretiyle arıtma veriminin yükselmesi ve sistem hacminin azalması

sağlanmaktadır. Ancak bu sistemde çamurların çöktürülmesinde problemler yaşanmaktadır.

Havasız filtrelerde inhibitörler karşısında biyokitle kaybı pek olmadığından, sistem yeni durumlara kolayca intibak etmektedir. Ancak bu sistemlerde yüksek miktarda AKM ihtiva eden sızıntı suları kısa sürede tıkanma, kanallanma ve kısa devreye sebep olurlar. Ayrıca biyofilm teşekkülü uzun zaman almaktadır.

Havasız akışkan yataklı reaktörde biyokitle akışkan haldeki yatak üzerinde tutunur. Ancak yatağı akışkan hale getirmek için yaptırılan geri devirden dolayı enerji gideri yüksektir.

Havasız çamur yataklı reaktörlerde arıtma, reaktörün üst kısmında bulunan çamur örtüsü ve alt kısmında bulunan çamur yatağı tarafından sağlanır. 3-4 saat gibi düşük bekleme sürelerinde işletilmesi mümkündür.

Havasız çamur yataklı filtrenin üst kısmı havasız filtre, alt kısmı ise havasız çamur yatağı olarak görev yapmaktadır. Biyolojik arıtmanın büyük bir kısmı alt tarafta bulunan çamur yatağında meydana gelmektedir. Üst kısımdaki filtre ise katı/sıvı ayırımını sağlayarak çıkış suyuna biyokitle karışımını engellemektedir.

Membranlı anaerobik reaktör tam karışimli anaerobik reaktördür. Ancak katı/sıvı ayırımında ultrafiltrasyon kullanılmaktadır. Düşük debiler için uygundur.

Havasız ardışık kesikli reaktörler, aynı reaktör içinde hem organik maddelerin giderilmesini hem de katı maddelerin tutulmasını sağlayan kesikli bir sistemdir. Başlangıçta tank doldurulması esnasında yüksek olan F/M oranı reaksiyon periyodu sonundan düşük değerler almaktadır.

Havasız (anaerobik filtreler), yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörler, hibrid yataklı reaktörler ve anaerobik ardışık kesikli reaktörler gibi yüzeyde çoğalan sistemlerde yapılan çalışmalar Tablo 3.11'de, askıda çoğalan sistemlerde yapılan çalışmalar ise Tablo 3.12'de verilmiştir.

Tablo 3.11: Yüzeyde çoğalan sistemlerde havasız sızıntı suyu arıtımı çalışmaları

Giriş KOİ (g/L)	BOİ/KOİ	pH	t °C	HRT gün	Lv (kg/m ³ gün)	Biogaz üretim hızı (m ³ CH ₄ / kg KOİ)	KOİ giderme verimi (%)	Bilgiler	Kaynaklar
12,9/4,6*	2,8*	-	35	-	1,29	-	96,1/95,7*	30L, PAR	Foree and Reid, 1973
25/30	-	5,7	20/33	6,4/6,6	4,9	-	70/96	2,5L, YAÇY, La	Bekker and Kaspers, 1981
15,4	0,49	-	2,5	-	-	0,147-0,26	82	-	Cernuschi v.d., 1983
25/35	-	6,7	33-35	0,3/0,5	-	-	80/90	L, YAÇY, La.	Van der Schoreff, 1986
25-35	-	-	33-35	0,33-0,5	-	-	80-85	YAÇY	Jans v.d., 1987
13,8	0,7	7,1-7,3	21-25	4-2	1,45-2,89	0,429-0,324	95-68	3L, AF, La.	Henry v.d., 1987
3,75	0,3	7-7,2	21-25	1-0,5	1,26-3,14	0,318-0,381	96,5-75	3L, AF, La.	Henry v.d., 1987
1,87	0,5	7,1-7,9	21-25	1-0,5	1,35-2,66	0,316-0,354	91-90	3L, AF, La.	Henry v.d., 1987
19,56	-	7,1	35	1,5	14,7	3,45***	94	22,4L, ASF, La.	Kennedy v.d., 1988
19,56	-	7,1	35	1,5	14,5	4,6***	97	22,4L, HYAÇY, La.	Kennedy v.d., 1988
12,24/58,4	0,69	8	35	1,25/2,68	9,79/21,79	0,31	92,2/70,8	16,8L, HYAÇY	Chang, 1989
10	-	5,7-6,8	35	0,75	9	-	85	30L, HYAÇY, La.	Keenan v.d., 1992
10	-	5,7-6,8	35	1	9	-	90	30L, HYAÇY, La.	Keenan v.d., 1992
3-6	0,56-0,7	6-7,8	37	1,5-2	2-8	-	90	30L, HYAÇY, La.	Iza v.d., 1992

*TOK, KOİ/TOK; **BOİ; ***m³ m⁻² d⁻¹; HYAÇY: Hibrid Yukarı Akışlı Anaerobik Çamur Yatağı; ASF: ; Aşağı Akışlı Sabit Film , AF: Anaerobik Filtre
La: Depolama Sahası, PAR: Kesikli Reaktör

Tablo 3.12 : Askıda çoğalan sistemlerde havasız sızıntı suyu arıtımı çalışmaları

Giriş KOİ (g / L)	BOİ/KOİ	pH	t °C	HRT gün	SRT gün	Lv (kg / m ³ gün)	Biogaz üretim hızı (m ³ CH ₄ / kgKOİ)	KOİ giderme verimi (%)	Proses	Kaynaklar
12.9,46.6*	2.8*	-	35	-	-	1.29	-	91.8,93.9*	1.5L,TKTR	Foree ve Reid,1973
11.2	0.8	6.9-8.1	23-30	5	10	2.16	0.31	91.4	4L, PAR,La	Boyle ve Ham,1974
22.4	0.8	6.9-8.1	23-30	10	5-20	2.16	0.27	92.1	4L,Fill and Draw,PAR,La	Boyle ve Ham,1974
22.4	0.8	6.9-8.1	23-30	20	20	1.07	0.3	93.1	4L,Fill and Draw,PAR,La	Boyle ve Ham,1974
20/30	0.5 2.9*	5-5.3	29/38	-	10/5/20	1.3/2.6/5.2	0.5-0.6	65-80	0.5L,TKTR, Ly.	Cameron ve Koch,1980a
8**	0.8**	-	20-25	30	-	-	-	95**	2L, TKTR	Bull ve diğ., 1983
22	-	7.7-8.4	37	5.2/35	-	-	-	44/85	1L,TKTR, La.	Lema ve diğ., 1987b

*TOK,KOİ/TOK; **BOİ,BOİ/TOK; PAR: Kesikli Reaktör; TKTR: Tam Karışımli Tank Reaktör ; La: Depolama Sahası; Ly: Lizimetre.

Timur ve Öztürk (1997), KOİ değeri 15000-20000 mg/L olan genç depo sızıntı suyunun havasız ardışık kesikli reaktör (HAKR) ve havasız hibrid yataklı filtre (HHYF) ile arıtımı üzerine çalışmalar yapmıştır. HAKR'de; 10-15 gün hidrolik bekleme süresi esnasında 2,8 kg TOK/m³.gün (10 kg KOİ/m³.gün) organik yükleme ile %74 TOK (%73 KOİ) giderimi elde edilmiştir. Ortalama metan dönüşüm hızı 0,74 m³CH₄/kg giderilen TOK (NŞA) bulunmuştur. HHYF'de ise 2,4 gün hidrolik bekleme süresi esnasında 1.08 kg TOK/m³.gün (3,6 kg KOİ/m³.gün) organik yükleme ile % 75 TOK (% 73 KOİ) giderimi elde edilmiştir.

Yılmaz ve diğ. (1996), genç depo sızıntı suyunun tam karışimli anaerobik reaktörlerde arıtılabilirliği üzerine çalışmalar yapmıştır. F/M oranı 0,40 ve 1,14 kg KOİ/kg UAKM değerlerinde çalıştırılan sistemler girişi KOİ'si 5000 mg/L civarında tutulmuştur. Her iki reaktörde % 95'e kadar çözünmüş KOİ giderim verimleri elde edilmiştir.

Yılmaz ve diğ. (1996), genç depo sızıntı suyunun tam karışimli anaerobik reaktörlerde arıtılabilirliği üzerine çalışmalar yapmıştır. F/M oranı 0,40 ve 1,14 kg KOİ/kg UAKM değerlerinde çalıştırılan sistemler girişi KOİ'e 5000 mg/L civarında tutulmuştur. Her iki reaktörde % 95'e kadar çözünmüş giderim verimleri elde edilmiştir.

İnanç ve diğ. (1999), genç depo sızıntı sularının yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı filtre, anaerobik filtre ve hibrid yataklı filtre ile arıtılması üzerine çalışmalar yapmıştır. Hidrolik bekleme zamanı 2,4-2,0 gün ve organik yük 1,3-8,2 kg KOİ/m³.gün değerlerinde tüm reaktörlerde % 80-90 KOİ giderim verimleri elde edilmiştir. Giriş suyunda bulunan yüksek miktardaki amonyak konsantrasyonu inhibisyona sebep olduğunu tesbit etmişlerdir. Amonyak inhibisyonundan anaerobik filtre çok az miktarda etkilenirken çamur yataklı filtre aşırı miktarda etkilenmektedir.

Mosey ve Hughes (1975), anaerobik arıtmada mikroorganizmalar bazı metallere ve asidik pH değerlerine karşı hassas olduğundan olumsuz olarak etkilendiğini (inhibisyona uğradığını) belirtmişlerdir. İnhibisyon büyüme hızını düşürür ve mikroorganizmaların tam karışimli reaktör sisteminde çıkış suyu ile birlikte dışarıya sürüklenmesine sebep olur. Bu problemler giriş suyuna tampon çözelti ilave ederek ve anaerobik filtre kullanarak giderilir. Anaerobik sabit yataklı filtrede yapılan çalışmalarda Tablo 3.13'de görülen KOİ giderim verimleri elde edilmiştir.

Tablo 3.13 : Anaerobik sabit yataklı filtrede KOİ giderimi

	Giriş KOİ mg/L	KOİ Giderimi %	Filtre Malzemesi
Chian ve DeWalle(1997)	54000	95	Granüler Karbon
Henry (1985)	2000	91	Plastik Film
Wright (1985)	22800	97	Plastik Halkalar
Soyupak (1979)	5800	90	Kum

Chian ve De Walle (1977) genç depo sızıntı suyunun laboratuvar ölçekli anaerobik filtrede arıtımı üzerine çalışmalar yapmış ve 7 günlük hidrolik bekleme zamanında %93 organik madde giderimi elde etmişlerdir.

Henry ve diğ.(1982) yukarı akışlı anaerobik filtrede sızıntı suyu arıtımı üzerine yaptığı çalışmada düşük sıcaklıklarda (10°C) %90 KOİ giderimi sağlamıştır.

Gourdon ve diğ.(1992) anaerobik filtre ile sızıntı suyu arıtımı esnasında, uçucu yağ asitlerinin giderimi kinetik sabitlerinin belirlenmesi üzerine çalışmalar yapmıştır.

Lallai ve diğ. (19995) sızıntı sularını zeytinyağı üretim tesisleri atıkları ile birleştirerek anaerobik filtre ile arıtımı üzerine yaptığı çalışmada %90'a varan KOİ giderim verimi elde etmişlerdi.

Pfeffer (1986) sızıntı suyunun anaerobik biyofilm reaktörlerde arıtılmasını tavsiye etmektedir. Yüksek katı bekleme zamanından dolayı, anaerobik biyofilm reaktörde elde edilen giderim verimi tam karışimli anaerobik reaktörden daha yüksektir. Paket medya üzerinde oluşan metal çökelmeleri ve reaktörün ölü bölgelerinde meydana gelen çamur birikimleri işletme esnasında mahsur teşkil eder. Chian ve De Walle (1977) reaktör tıkanmalarının olduğunu belirlemişlerdir. Bu problem akışkan yataklı reaktörlerde meydana gelmemektedir (Pfeffer 1986). Mc Clintock ve diğ. (1990) yaşlı depo sızıntı sularının arıtımında anaerobik filtrenin kullanılamayacağını tesbit etmişlerdir.

Schafer ve diğ. (1986) BOİ = 38,500 mg/L ve KOİ = 60.000mg/L olan kuvvetli sızıntı suyunun yukarı akışlı sabit yataklı film reaktörde arıtımı üzerine yaptıkları çalışmada %95 BOİ ve AKM giderimi elde etmişlerdir.

Borzacconi ve diğ. (1997) 20 kg KOİ/m³-gün yük ile işletilen yukarı akışlı çamur yataklı anaerobik reaktörde %80 giderim sağlamıştır. Sızıntı suyunda bulunan yüksek miktardaki amonyak, anaerobik arıtmada inhibisyon meydana getirmemesi

için pH kontrolüne tabi tutulması gerekmektedir. Kalsiyum ve demir tuzları gibi metaller birikimden dolayı organik madde giderim verimini düşürmektedir. Fosfor ilavesi organik madde giderimini artırmaktadır.

Yang ve diğ. (1993), 5 yıllık bir depolama alanı sızıntı suyunda azot giderimi çalışmaları yapmıştır. Giriş suyunda BOİ/KOİ oranı 0,15 ve $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonu 2000 mg/L olan sızıntı suyu ile anaerobik filtre-aktif çamur sisteminde % 32-44 ve anaerobik filtre-biyolojik disk sisteminde ise %50-80 oranında azot giderimi elde edilmiştir.

Chang (1989), laboratuvar ölçekli bioreaktörde yaptığı çalışmada 13 kg KOİ/m³.gün organik yükte %92 KOİ giderimi, 21,8 kg KOİ/m³.gün organik yükte ise %70 KOİ giderimi elde etmiştir. Girişte bulunan 106-485 mg/L olan çözünmüş demir %95 oranında, 300-600 mg/L olan sülfat ise %92 oranında giderilmiştir.

Wu (1998), sızıntı suyu ile yaptığı çalışmada, BOİ/KOİ oranı 0,7, KOİ konsantrasyonu 9000-10000 mg/L, 37°C, 2-3,8 kg KOİ/m³.gün organik yük ve 40-20 gün hidrolik bekleme zamanı işletme şartlarına sahip olan iki kademeli yukarı akışlı anaerobik filtrede % 91-83 KOİ giderim verimi elde edilmiştir.

İza ve diğ. (1992), genç depo sızıntı suyunu pilot hibrid anaerobik filtre/yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörde arıtmışlar ve 1,5-2 gün bekletme zamanında % 90 KOİ giderimi elde etmişlerdir.

Boyle ve Ham (1974), sızıntı suyunun anaerobik arıtımı üzerine yaptığı çalışmada 1,07-2,16 kg KOİ/m³.gün organik yüklemede %90 KOİ giderimi elde edilmiştir. 23-30°C'de ve 5-20 gün hidrolik bekleme zamanında metan üretimi 0,27-0,31 m³ CH₄/kg giderilen KOİ (NŞA) olduğu belirlenmiştir. 11°C'de ise KOİ giderimi %22 ve metan üretimi 0,16 m³ CH₄/kg giderilen KOİ değerlerine düşmektedir.

Kennedy ve diğ. (1998), ön arıtmadan geçmiş sızıntı suyu ile aşağı akışlı sabit film yataklı reaktörde yaptığı çalışmada 1,5 gün bekletme zamanı ve 14,7 kg KOİ/m³.gün yüklemede % 94 KOİ giderimi elde etmiştir. Aynı yük ve bekleme zamanında işletilen yukarı akışlı anaerobik reaktörde ise % 97 KOİ giderimi elde edilmiştir. Ağır metal birikimi ilk reaktörde biyofilm tabakası üzerinde, ikinci reaktörde ise çamur yatağı içinde olmuştur.

3.2.4 Fiziksel ve kimyasal arıtım

Son 20 yıldan beri, fiziksel ve kimyasal arıtma proseslerinin ham sızıntı suyuna ve biyolojik olarak arıtılmış sızıntı suyuna tatbikatı üzerine çalışmalar yapılmaktadır. fiziksel ve kimyasal arıtma prosesleri sadece biyolojik olarak parçalanabilecek organik maddeleri düşük olan yaşlı depo sızıntı sularında veya biyolojik olarak arıtılmış sızıntı suyunu iyileştirmede kullanılır. Yumaklaştırma ve çöktürme, iyon değiştirme, aktif karbon adsorbsiyonu, kimyasal oksidasyon, granüler filtrasyon, ultrafiltrasyon, ters osmoz ve kırılma noktası klorlaması kullanılan başlıca fiziksel ve kimyasal proseslerdir. Ek C (Tablo C.1)'de değişik fiziksel ve kimyasal arıtım çalışmaları görülmektedir.

- Kimyasal çöktürme : Sızıntı suyunun aerobik veya anaerobik olarak arıtılması sırasında, ağır metaller anaerobik arıtmada metal sülfürler olarak, aerobik arıtmada ise metal hidroksidler halinde çöktürülür. Arıtma sisteminde biyolojik arıtma yok veya arıtmadan sonra metal miktarı hala çok yüksek ise; kireç veya kostik, havalandırma veya klor, hidrojen peroksit, potasyum permanganat gibi kimyasal oksitleyiciler kullanarak kimyasal çöktürme işlemi uygulanır. Chian ve de Walle (1977), kireç ile çöktürme yoluyla, moleküler ağırlığı 50.000 daltondan fazla olan organik maddelerin gideriminin sağlandığını belirtmektedirler. Orta-yaşlı depo sızıntı sularının arıtılmasında en çok kullanılan kimyasal madde kireçtir. Ho (1974), Thornton ve Blanc (1973) kireç ile çöktürme de BOİ ve KOİ giderimi az olduğunu ancak 300-1000 mg/L gibi yüksek kireç dozlarında renk ve demir gideriminin yüksek olduğunu belirtmektedirler. Alüminyum ve demir klorür ile yumaklaştırma ve çöktürme neticesinde de yüksek BOİ ve KOİ giderilememektedir.

- İyon değiştirme : İyon değiştirme ile organik madde gideriminin başarısı, organik madde tipine ve kullanılan iyon değiştirici reçineye bağlıdır. Genç depo sızıntı sularının arıtılmasında organik madde giderimi düşüktür. İyon değiştiriminin biyolojik olarak arıtılmış sızıntı sularına tatbik edilmesi durumunda yüksek KOİ giderimi elde edilir.

- Aktif karbon adsorbsiyonu : Aktif karbon adsorbsiyonu ile organik madde giderimi, yumaklaştırma ve çöktürme ile giderim veriminden daha yüksektir. Genç depo sızıntı sularında uçucu yağ asitlerden dolayı TOK gideriminde karbon adsorbsiyonunun verimi düşüktür. Biyolojik olarak giderimi zor olan organiklerin, solventlerin, pestisidlerin ve humik asitlerin gideriminde yüksek verim elde edilir. Bu yüzden aktif karbon adsorbsiyonu yaşlı depo sızıntı sularında KOİ gideriminde

kullanılır ve çıkış suyundaki KOİ= 0~100 mg/L'ye kadar düşer. Toz aktif karbon kullanılması durumunda KOİ giderimi % 34-85'dir. Aktif karbonun kolon içinde kullanılması durumunda (granüler aktif karbon) ise KOİ giderimi % 59-94'dür. Chian ve de Walle (1977), KOİ/TOK oranı 2,9 olan sızıntı suyunun arıtımında başlangıçta TOK giderimi % 70 iken reaktör hacminin 140 katı sızıntı suyu geçirilmesinden sonra TOK giderimi % 13'e düşmekte olduğunu belirtmişlerdir. Bu durumda yüksek miktarda aktif karbon gerektiğinden aktif karbon adsorbsiyonu yöntemi ile sızıntı suyunun arıtımı ekonomik değildir. Aktif karbon adsorbsiyonunun biyolojik olarak arıtılmış suya tatbik edilmesi halinde ham suya doğrudan tatbikinden daha yüksek KOİ giderimi sağlar, (Cook ve Foree, 1974). Önceden arıtılmış ve BOİ/KOİ oranı 0,1'den az olan sızıntı suyunda % 70 KOİ giderimi elde edilmiştir. (Chian ve De Walle, 1977). Bu çalışmada 0,17 mg KOİ/mg aktif karbon kullanılmıştır.

- Kimyasal oksidasyon : Birçok araştırmacı, sızıntı suyu arıtımında klor, kalsiyum hipoklorit, potasyum, permanganat ve ozon gibi kimyasal oksitleyiciler üzerine çalışmalar yapmıştır. Ho (1974), yüksek dozda oksitleyiciler kullanarak renk ve demir giderileceğini ispatlamıştır. Chian ve De Walle (1977)'ye göre kalsiyum hipoklorit kullanımı iyi netice vermektedir. Genç depo sızıntı suyunun arıtımında uçucu yağ asitlerinin ozona karşı kuvvetli dirençlerinden dolayı ozon kullanılması uygun değildir. Yaşlı depo sızıntı sularında ise ozon ile % 22 KOİ giderilir.

- Granüler filtrasyon : Granüler filtrasyon askıda katı maddeleri giderir ve aktif karbondan önce kullanıldığında askıda katı maddelerin aktif karbon kolonlarını tıkanmasını önler. Biyolojik olarak arıtılmış sızıntı suyu AKM bakımından deşarj standartlarını sağlamaz ise ilave granüler filtrasyon kullanılır.

- Kırılma noktası klorlaması : Kırılma noktası klorlaması azot giderilmesinde kullanılır. Klor ilave edildiğinde oksitlenecek maddeler (Fe^{2+} gibi) ve organik madde klor ile reaksiyona girer. Bu ani reaksiyondan sonra klor amonyak ile reaksiyona girerek kloraminleri oluşturur. Klor ilavesine devam edilmesiyle, bir kısım azot N_2 gazı olarak ortamdan ayrılır.

- Ultrafiltrasyon : Ultrafiltrasyon, sızıntı suyundaki yüksek moleküler ağırlıklı maddelerin giderilmesinde kullanılır. Fakat düşük moleküler ağırlıklı parçalar ise filtreden dışarı kaçar. Ultrafiltrasyon, biyolojik olarak arıtılmış sızıntı suyunda başarı ile kullanılır.

- Ters osmoz : Özellikle ultrafiltrasyon ve ters osmoz sızıntı suyu arıtımında tercih edilen yöntemlerdir. Bu iki membran filtre yönteminin ayrılma sınırları ultrafiltrasyon

(2-10 bar), ters osmoz (10-80 bar) şeklindedir. Sızıntı suyunun asit fazı haricindeki diğer fazlarda ters osmoz ile yüksek arıtma verimi elde edilir. Asit fazdaki sızıntı suyu çok küçük organik moleküller ihtiva ettiğinden ultrafiltrasyon ve ters osmoz ile başarılı giderim elde edilmez. (Fargie, 1988) De Walle ve Chian (1977) KOİ gideriminde ters osmozun oldukça etkili olduğunu, fakat membranın kirlenip tıkanma problemi ile karşılaşıldığını açıklamışlardır. Sızıntı suyu arıtımında membran malzemesi olarak genellikle poliamid, polisulfan ve selüloz asetat kullanılmaktadır.



4. ANAEROBİK ARITMA SONRASI İLAVE ARITMA SEÇENEKLERİ

Genç depo sızıntı suyunun HÇYR'de arıtılması neticesinde Tablo 7.1'de verilen değerler elde edilmiştir. Anaerobik arıtma ile %90,7 KOİ ve % 20 civarında NH₃-N (gaz fazına transfer ve biyokitle sentezi dolayısıyla) giderimi sağlanmıştır. Genç depo sızıntı suyunda ulaşılan bu verimlere rağmen HÇYR çıkışı, Tablo 4.1'de verilen Su Kirlenmesi Kontrol Yönetmeliği(SKKY) alıcı ortalama deşarj standartlarını sağlamamaktadır.

Bu bölümde, deşarj için en önemli parametreler olan Amonyak ve KOİ'nin; Amonyak sıyırması, MAP çöktürmesi ve Ultrafiltrasyon + Ters Osmoz yöntemleri kullanılarak giderilmesi üzerine genel bir değerlendirme yapılmıştır.

Tablo 4.1 : Türkiye için su kirliliği kontrol yönetmeliği(SKKY) deşarj standartları ve evsel atık depolama alanı sızıntı suyu karakteristikleri

Parametreler	Genç Depo Sızıntı Suyu Özellikleri	HÇYR Çıkışı	SKKY Deşarj Standartları
pH	6,5-8,2	7.2-8,6	6-9
KOİ, mg/L	8400-70000	615-2780	100
BOİ ₅ , mg/L	5500-39500	-	45
AKM, mg/L	200-3000	-	100
NH ₃ -N, mg/L	350-2700	395-2150	-
Toplam-P, mg/L	1-77	-	-

Düzenli depolama alanı genç sızıntı suyunda bulunan en önemli parametrelerden biri de amonyaktır. Muhtelif çalışmalarda genç sızıntı suyunda bulunan amonyak miktarı Tablo 4.2'de özetlenmiştir. Özellikle anaerobik ön arıtma uygulanması durumunda amonyum azotu konsantrasyonu çok az bir değişimle anaerobik reaktör çıkışında da görülür. Atık sularda azot giderimi için kullanılan arıtma yöntemlerinin toplu bir değerlendirilmesi Tablo 4.3'de verilmiştir.

Tablo 4.2 : Genç sızıntı suyunda bulunan $\text{NH}_3\text{-N}$ miktarı

$\text{NH}_3\text{-N}$ (mg/L)	Kaynak
17-1650	Kruse, 1994
30-3000	Ehrig, 1990
10-800	Tchobanoglous, 1993
30-3000	Hohl, 1992
965	Wolz, 1992
1470	Borzaccani, 1996 (İzmir)
1120-3289	Timur, 1996 (İstanbul)
375-2380	İTÜ, 1995-1996 (İstanbul)
250-2500	Marmara Ü. 1999 (İstanbul)

Tablo 4.3 : Azot bileşiklerinin giderilmesi yöntemleri (Tchobanoglous, 1979)

Aritma Tipi	Azot Bileşenleri İçin Giderim (%)			Toplam Azot
	Organik Azot	$\text{NH}_3\text{-N}$	NO_3	Giderimi (%)
Konvensiyonel arıtma				
Ön arıtma	10-20	Etkisiz	Etkisiz	5-10
İkinci kademe arıtma	15-50	<10	Çok az	10-30
Biyolojik arıtma				
Bakteriyal asimilasyon	Etkisiz	40-70	Çok az	30-70
Denitrifikasyon	Etkisiz	Etkisiz	80-90	70-95
Nitrifikasyon	Sınırlı giderim	NO_3 -e dönüşüm	Etkisiz	5-20
Oksidasyon havuzu	Kısmen $\text{NH}_3\text{-NH}_4^+$ dönüşümü	Sıyırma ile kısmi giderim	Kısmi giderim	20-90
Kimyasal arıtma				
Kırılma noktası klorlaması	Belirsiz	90-100	Etkisiz	80-95
MAP çöktürmesi	-	70-90	-	70-90
Karbon adsorbsiyonu	30-50	çok az	Çok az	10-20
İyon değişimi	Çok az	80-97	75-90	70-95
Fiziksel arıtma				
Filtrasyon	30-60 askıda Organik N	Çok az	Çok az	20-40
Hava ile amonyak sıyırma	Etkisiz	60-95	Etkisiz	50-90
Elektrodializ	100 askıda Organik N	30-50	30-50	40-50
Ters osmoz	60-90	60-90	60-90	80-90

Aktif çamur sistemlerinde nitrifikasyon denitrifikasyon prosesleriyle azot gideriminde genellikle %70'lik bir toplam azot giderimi elde edilebilir. Sızıntı sularında azot gideriminde ise yüksek amonyak azotu konsantrasyonu uygun olmayan KOI/azot oranları ile muhtemel ağır metal ve sülfid inhibisyonu gibi bir çok olumsuzluk birlikte bulunduğundan biyolojik azot gideriminde ciddi problemlerle karşılaşmaktadır.

Chen vd.(1997) aerobik arıtmadan geçen ve 587 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ bulunan atık sularda denitrifikasyon uygulayarak %93 toplam azot giderimi elde etmişlerdir.

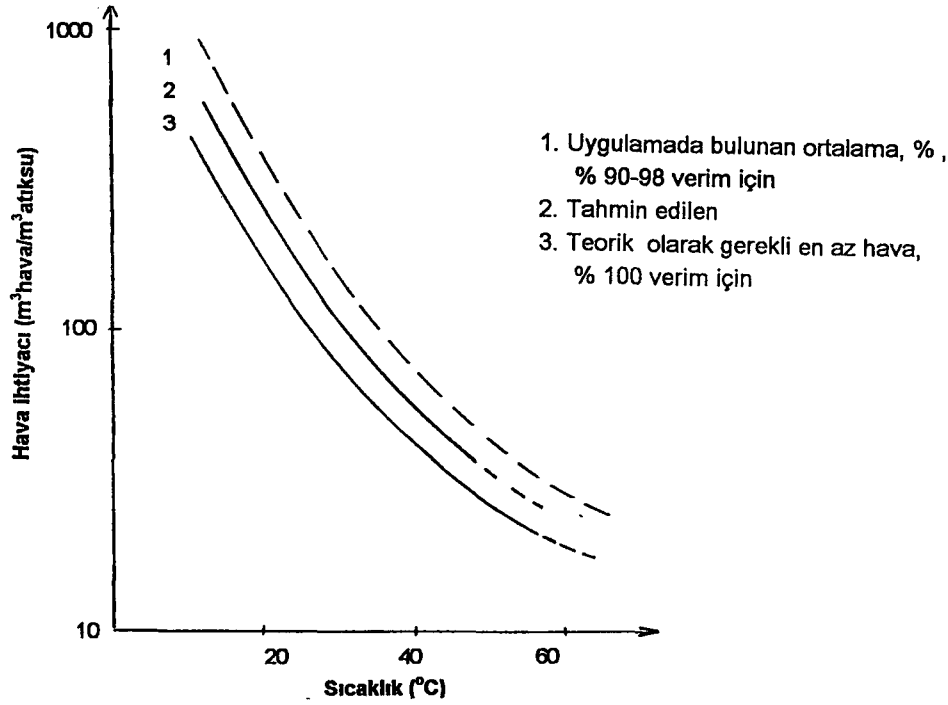
Sızıntı sularından azot gidermede biyolojik yöntemler yanında yüksek pH'da amonyak sıyırması, Magnezyum-Amonyum-Fosfat (MAP) çöktürmesi ve Ultrafiltrasyon+Ters Osmoz sistemleri gibi fizikokimyasal yöntemler de son yıllarda giderek yaygınlaşmaktadır. Bu bölümde, sözkonusu fiziko kimyasal yöntemlerin İstanbul Büyükşehir Belediyesi katı atık depolama tesislerinden alınan genç sızıntı sularındaki uygulamaları ile ilgili olarak doktora çalışmamıza paralel gerçekleştirilen deneysel araştırmaların kısa bir değerlendirmesi yapılmaktadır.

4.1 Basıncılı Hava ile Amonyak Sıyırması

Sızıntı suyundaki $\text{NH}_3\text{-N}$ gaz haline dönüştürülerek giderilebilir. Amonyakın gaz halinde giderilmesi için sızıntı suyu pH değerinin 10,5-11,5 civarına yükseltilerek havalandırılması gerekmektedir. Amonyak sıyırması işlemi toksik maddelerden etkilenmez. Soğuk havalarda giderme verimi düşüktür. Yüksek pH değerlerinde atmosferdeki CO_2 ile birleşme neticesinde karbonat oluşur. Düşük sıcaklıklarda aynı giderim verimini elde etmek için gerekli hava miktarı artmaktadır (Şekil 4.1).

Cheung v.d. (1997) amonyak sıyırması üzerine yaptıkları çalışmada sızıntı suyuna 10.000 mg/L kireç ilavesiyle pH = 11 değerini sağlamış ve bu şartlarda %90 amonyak giderimi elde etmişlerdir.

Bu teze paralel olarak HÇRY'de arıtılan ve özellikleri Tablo 4.4'de özetlenen genç depo sızıntı suyunda kireç ile pH yükseltilerek amonyak sıyırması işlemi yapılmıştır. Amonyak sıyırma işlemi esnasında 1,16 litre hacminde silindirik bir reaktör 500 mL HÇRY'de arıtılmış, sızıntı suyu ile doldurulup tabana yerleştirilen iki adet difüzör ile havalandırılmıştır. Çalışmada ince kabarcıklı havalandırma ile mekanik karıştırmanın amonyak gidermedeki verimliliği de mukayese edilmiştir. pH değeri 10,11 ve 12 civarındayken mekanik karıştırma ile 24 saat, kabarcıklı havalandırma ile 0,5-2 saat havalandırma yapılmıştır (Tablo 4.5).



Şekil 4.1 : Amonyak sıyırma işleminde sıcaklık ile hava ihtiyacı arasındaki ilişki (Tchobanoglous, 1991)

Tablo 4.4 : HÇYR’de arıtılan sızıntı suyunun kararlı durum neticeleri

Zaman (gün)	Hidrolik Beklem (gün)	Giriş KOİ (mg/L)	Organik Yük (kgKOL/ m³.gün)	pH		Alkalinite mgCaCO ₃ /L		TKN (mg/L)		NH ₃ -N (mg/L)		KOİ Giderim (%)
				Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	
1-19	2,84	10250	3,7	6,5-7,7	7,9-8,2	2294	2630	-	-	-	-	94
20-49	1,7	9000	5,3	6,9-7,7	8,0-8,3	2125	2178	-	-	-	-	93
50-63	1,7	14700	8,6	6,5-7,5	8,0-8,5	3035	3590	568	470	473	395	94
64-115	2,35	25250	10,7	5,2-7,3	7,8-8,6	5872	4800	1288	875	1099	804	92

Tablo 4.5 : Amonyak sıyırma için deneysel çalışma şartları

pH	Kireç Miktarı mg/L	Havalandırma tipi	Havalandırma Süresi (saat)	Hava debisi (L/dk)
10	4800	Mekanik	24	-
		Kabarcıklı	0,5-2	7,6
11	6600	Mekanik	24	-
		Kabarcıklı	0,5-2	7,6
12	8000	Mekanik	24	-
		Kabarcıklı	0,5-2	7,6

Çalışmanın ilk bölümünde sızıntı suyuna 4800 mg/L, 6600 mg/L ve 8000 mg/L kireç – Ca(OH)_2 – ilave ederek pH sırasıyla 10,11 ve 12'ye yükseltilmiştir. Sızıntı suyu 0,5-2 saat süreyle her bir pH değeri için ayrı ayrı havalandırılarak en yüksek $\text{NH}_3\text{-N}$ giderim verimini sağlayan pH değeri belirlenmiştir. En yüksek verim (%72) $\text{pH} = 12$ iken olduğundan optimum pH değeri 12'dir.

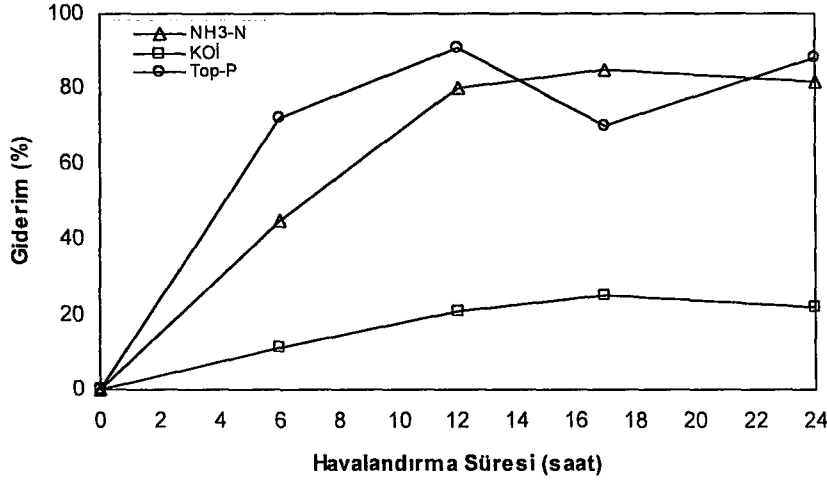
Çalışmanın ikinci bölümünde optimum $\text{NH}_3\text{-N}$ gideriminin meydana geldiği havalandırma süresi belirlenmiştir. Bunun için pH değeri 12 olan sızıntı suyu 6, 12, 17 ve 24 saat havalandırmaya tabi tutulmuştur. Çalışma neticelerinin görüldüğü Şekil 6.2'den de anlaşılabileceği üzere optimum $\text{NH}_3\text{-N}$ giderimi 17 saat havalandırma neticesinde elde edilmektedir. 17 saatlik havalandırmadan sonra kireç havadaki CO_2 ile birleşerek kalsiyum karbonata sebep olduğundan pH değerinin düşmesine sebep olmaktadır. pH değeri düştüğünden $\text{NH}_3\text{-N}$ giderimi de düşmektedir.

HÇYR de arıtılmış sızıntı suyunun 17 saat havalandırılmasıyla %85 $\text{NH}_3\text{-N}$, %22 KOİ ve %84 Toplam-P giderimi elde edilmiştir (Şekil 4.2). Amonyak sıyırma işleminde $\text{NH}_3\text{-N}$ giderimi sızıntı suyuna verilen havanın miktarına bağlıdır. Havalandırma ince kabarcıklı hava veren difüzörlerle veya mekanik havalandırıcılarla yapılabilir. $\text{pH} = 12$ olan anaerobik sızıntı suyu mekanik karıştırıcı ile 24 saat havalandırılmak suretiyle % 95 $\text{NH}_3\text{-N}$ giderimi elde edilmiştir. (Tablo 4.6). Elde edilen bu giderim kabarcıklı havalandırma veriminden yüksektir.

Netice olarak HÇYR'de arıtılan genç depo sızıntı suyunda $\text{NH}_3\text{-N}$ gidermek için 120 dk^{-1} 1/dk hızla dönen mekanik karıştırıcıyla 24 saat havalandırma yapılmalıdır. Çıkış suyunda $\text{pH} = 11,5$ değerinde olduğu halde % 95 $\text{NH}_3\text{-N}$, % 22 KOİ ve % 84 Toplam-P giderimi elde edilmektedir.

4.2 Magnezyum Amonyum Fosfat (MAP) Çöktürmesi

Atıksularda amonyak gideriminde kullanılan kimyasal metodlardan biri de MAP çöktürmesidir. Kabdaşlı v.d. (1998) HÇYR'de arıtılan ve Tablo 4.7'de özellikleri verilen sızıntı suyunda kullanılan MAP çöktürmesiyle $\text{NH}_3\text{-N}$ giderimini araştırmışlardır. Çalışmada magnezyum klorür ve sodyum hidrojen fosfat kullanılmıştır. pH ayarlaması sodyum hidroksid ile yapılmıştır. Karıştırma kapalı bir beherde magnetik olarak 1 hafta devam etmiştir. HÇYR giriş ve çıkış suyunda ayrı ayrı yapılan çalışmanın neticeleri Tablo 4.8'de özetlenmiştir.



Şekil 4.2 : Havalandırma süresinin NH₃-N, KOİ ve Toplam-P giderimine etkisi

Tablo 4.6 : Mekanik karıştırıcı ile 24 saat havalandırılarak yapılan amonyak sıyırması çalışmasının sonuçları

Kireç mg/L	pH	TOK mg/L	KOI mg/L (6200)*	TKN mg/L	NH ₃ -N mg/L (1100)*	Toplam-P mg/L (16,4)*
8000	11,45	1875	4830	120	55	2,62
6600	10,26	1850	5220	210	95	3,78
4800	9,76	1900	6170	480	255	4,26

() * Deney başındaki değerler

Tablo 4.7 : HÇYR'de arıtılan sızıntı suyu özellikleri

Parametre	HÇYR girişi	HÇYR çıkışı
KOI (mg/L)	13650	4560
TKN (mg/L)	2725	2330
NH ₃ -N (mg/L)	2365	2170
PO ₄ -P (mg/L)	6,8	-
pH	8,07	8,11

Tablo 4.8 : Sızıntı suyunda MAP çöktürme yöntemleri ile amonyak giderimi

	Çöktürme İşlemi	pH	NH ₃ -N Giderimi (%)	KOI Giderimi (%)
HÇYR'ye giren Ham sızıntı suyu	MAP	7,27-8,00	90-91	75-81
HÇYR'de arıtılmış Sızıntı suyu	MAP	7,54-8,06	89	33
	MAP+FeCl ₃	7,49	91	34

HÇYR'ü besleyen ham sızıntı suyunda yapılan MAP Çöktürmesi çalışmalarında pH'nın $\text{NH}_3\text{-N}$, KOl ve $\text{PO}_4\text{-P}$ üzerine etkisi belirlenmiştir. En yüksek $\text{NH}_3\text{-N}$ giderimi % 90-91 oranında pH= 7.27 ~ 8.00 arasında elde edilmiştir. MAP çöktürmesiyle KOl 'nin % 75-81 oranında giderilmesi ileriki arıtma kademeleri (anaerobik) için bir avantajdır. $\text{PO}_4\text{-P}$ giderimi ise pH= 7,45'den sonra artmaktadır.

HÇYR'de arıtılmış sızıntı suyunda yapılan çalışmada pH ve FeCl_3 'ün MAP çöktürmesi neticesinde $\text{NH}_3\text{-N}$, KOl ve $\text{PO}_4\text{-P}$ 'un üzerine etkisi belirlenmiştir. pH= 7.54 ve 8.06 iken FeCl_3 kullanılmadan MAP çöktürmesi yapılmış ve % 89 $\text{NH}_3\text{-N}$ giderimi elde edilmiştir. Aynı suda FeCl_3 ilavesiyle pH= 7,49 iken % 91 $\text{NH}_3\text{-N}$ giderimi elde edilmiştir. Anaerobik olarak arıtılan sızıntı suyunda FeCl_3 ilave edilerek yapılan MAP çöktürmesinde KOl giderim verimi % 33-39 civarında olmaktadır (Tablo 4.8).

4.3 Ultrafiltrasyon ve Ters Osmoz

Düzenli depolama sahası genç sızıntı sularının biyolojik olarak arıtılması neticesinde özellikle KOl ve Amonyak deşarj limitlerine kadar düşürülememektedir. Bu bölümde HÇYR'de arıtılmış sızıntı suyunun membran proseslerden, ultrafiltrasyon (UF) ve ters osmoz (RO) ile ileri arıtımı incelenmiştir.

Membran filtreler sızıntı suyunda askıda veya çözünmüş halde bulunan organik ve inorganik maddelerin ayrılmasında kullanılır. Ultrafiltrasyonda, molekül ağırlığı ters osmoza göre daha yüksek molekül ağırlıklı maddeler tutulur ve membran delik çapı 0,05-1mm arasındadır. Ultrafiltrasyon, ters osmoz sistemlerinde, ters osmoz membranlarını korumak için kullanılır. Ultrafiltrasyon ve ters osmoz proseslerinde membrandan madde geçişini sağlayan sürücü kuvvet, basınç farkıdır. Ultrafiltrasyonda osmotik basınç farkı, ters osmoza göre daha düşüktür. Ultrafiltrasyon mebranlar 2-10 bar, ters osmoz membranlar ise 20-80 bar basınçta çalıştırılır. Ters osmoz, inorganik maddelerin ve molekül ağırlığı çok düşük olan organik maddelerin sıvıdan yüksek oranda ayrılmasında yoğun olarak kullanılır. Ters osmozda çözünmüş madde konsantrasyonu, akış hızı, basınç, sıcaklık, AKM ve pH önemli değişkenlerdir. Basınç arttıkça akış değeri artar. Yüksek konsantrasyonlu çözeltilerin osmatik basıncı yüksek olduğundan, akış değeri azalır. Sıcaklık ile osmatik basınç ve geçirgenlik katsayısı artar. Ters osmozda membranın tıkanmasını önlemek için suda bulunan askıda katı ve kolloidal maddelerin önceden ayrılması

gerekmektedir. Bu maddeler membran yüzeyini tıkararak hem akının azalmasına hem de sızıntı suyu kalitesinin bozulmasına sebep olurlar.

Seyfried (1995), Mecherich (Almanya) depolama alanı sızıntı suyu arıtma tesisinde ters osmoz üzerine yaptığı çalışmada Tablo 4.9'da görülen neticeleri elde etmiştir.

Tablo 4.9 : Sızıntı suyunda biyolojik arıtma ve ters osmoz uygulaması

Parametre (mg/L)	Sızıntı Suyu Girişi		Biyolojik Arıtma Çıkışı		Ters Osmoz Çıkışı	
	Ortalama	Maximum	Ortalama	Maximum	Ortalama	Maximum
KOİ	3176	6440	1301	1755	16,8	48
BOİ ₅	1062	4540	23,7	64	2,11	5,5
Org.N	251	1449	82,1	125	5,71	9,8
NH ₄ -N	884	1153	1,9	92	0,48	4,2
NO ₃ -N	32	110	129	440	10	22,5
NO ₂ -N	0,1	0,6	2,4	75,2	0,12	0,79
N-inorganik	916	1173	131,2	430	10,6	20,6
Pb	0,593	0,9	0,142	0,19	<0,001	<0,001
AOX	1261	2750	775	1360	<0,01	0,015
Cl ⁻	2172	5430	2010	2300	29	73

Bresi v.d. (1995) genç, orta yaşlı ve yaşlı depo sızıntı sularının biyolojik, ozonlama ve ters osmoz dizisinden oluşan arıtma sisteminde arıtılması neticesinde sırasıyla %78-94, %60-65 ve % 23-52 KOİ giderimi olduğunu belirlemişlerdir.

Courant v.d.(1995), Arnouilles-Mantes (Fransa) depolama alanı sızıntı sularının biyolojik ve ters osmoz sistemler ile arıtılması neticesinde % 99,9 KOİ ve TOK giderim verimleri elde etmişlerdir.

Odayeri (Kemerburgaz-İSTANBUL) düzenli depolama alanından hasıl olan sızıntı sularının arıtıldığı HÇYR çıkış suyunda tezdeki çalışma paralelinde Yalçın(1998) tarafından ultrafiltrasyon ve ters osmoz sistemi ile ileri arıtma deneyleri yapılmıştır. Pilot tesisin akım şeması Şekil 4.3'de görülmektedir. Ultrafiltrasyon (UF) membranında 4 bar, kuyu suyu membranında (BW) 25 bar, deniz suyu membranında (SW) 50 bar basınç uygulanmıştır.

HÇYR'de arıtılmış sızıntı suyunun kirlilik yükü hala yüksek olduğundan önce UF membrandan geçirilmiş, oluşan süzüntü suyu ters osmoz için kuyu suyu ve deniz suyu membranlarına verilmiştir. UF ile UF + Ters osmoz sistemlerinde arıtılan HÇYR çıkış sularının nihai kalite değerleri Tablo 4.10'da verilmiştir.

Netice olarak, UF ile BW membranlı ters osmoz beraber kullanıldığında KOİ 1700 mg/L'den 7 mg/L'ye, renk 4400 Pt.Co. Birimi'nden 30 Units'e, iletkenlik ise 6500 mS/cm'den 300 ms/cm'ye inmiştir. Burada % 99 KOİ, %99 renk ve % 96 iletkenlik giderme verimi elde edilmiştir.

UF ile SW ters osmoz membranları beraber kullanıldığında ise KOİ 2900 mg/L'den 340 mg/l'ye, amonyak 950 mg/L'den 270 mg/L'ye, renk 2600 Pt.Co.Birimi'nden 165 Pt.Co.Birimi'ne ve iletkenlik 22000 mS/cm'den 4000 mS/cm'ye düşürülmüştür. Burada % 88 KOİ, % 72 amonyak, % 93renk ve % 82 iletkenlik giderme verimi elde edilmiştir. UF + SW ters osmoz membranlarında iletkenliği çok yüksek suda çalışıldığından verim UF + BW ters osmoz membranlarına göre düşük olmuştur.

HÇYR + UF + BW membranlı ters osmoz arıtma sistemi sonunda; KOİ değeri 7-8 mg/L'ye düşürüldüğünden 100 mg/L olan SKKY deşarj standartlarının çok altında bir değer elde edilebilmektedir.

Tablo 4.10 : HÇYR çıkış suyu ile yapılan UF ve Ters Osmoz deney sonuçları

Membran Tipi	Numune	KOİ mg/L	Amonyak mg/L	Renk Pt.Co.Birimi
UF	Giriş	1729	-	4440
UF	Deney başında çıkış	468	-	820
UF	deney sonunda çıkış	391	-	860
UF	konsantre	1374	-	4464
Ters osmoz (BW)	giriş	354	-	850
Ters osmoz (BW)	deney başında çıkış	8	-	45
Ters osmoz (BW)	deney sonunda çıkış	7	-	30
Ters osmoz (BW)	konsantre	299	-	770
UF	Giriş	2877	946	2580
UF	Deney başında çıkış	2285	980	640
UF	Konsantre	2945	882	4770
UF	deney sonunda çıkış	2052	868	820
Ters osmoz (SW)	konsantre	2621	1064	880
Ters osmoz (SW)	deney başında çıkış	343	269	165

5. SIZINTI SUYU KARAKTERİZASYONU VE MİKTARI

5.1 Sızıntı Suyu Karakterizasyonu

Bu bölümde, Türkiye'deki düzenli depolama alanlarından hasıl olan sızıntı sularının karakterizasyonu üzerinde durulacaktır. Yurt dışında sızıntı suyu karakterizasyonu ile ilgili pek çok çalışma yapılmıştır. Genç ve yaşlı depo sızıntı suyu bileşenleri Ek E (Tablo E1)'de verilmiştir(Tchobanoglaus v.d., 1993). Chian ve De Walle (1976, 1977)'nin açıklanan depo yaşına göre sızıntı suyu bileşenleri de Ek E (Tablo E.2)'de, Ehrig (1990) ve Kruse (1994) tarafından belirlenen sızıntı suyunun fazlara göre karakterizasyonu ise Ek E (Tablo E.3)'de görülmektedir.

Türkiye'de düzenli depolama alanlarının kullanılması çok kısa bir geçmişe sahip olduğundan sızıntı suyu karakterizasyonu üzerine yeterli veri bulunmamaktadır. Kemerburgaz-Odayeri (İstanbul Avrupa yakası) düzenli depolama alanı sızıntı suyu karakterizasyonu üzerine yapılan çalışmalar sırası ile Tablo 5.1 ve Tablo 5.2'de yine 1995'de işletmeye alınan Şile- Kömürcüoda (İstanbul Asya Yakası) düzenli depolama alanı sızıntı suyu karakterizasyonu belirlenmesi üzerine yapılan çalışmalar Tablo 5.3'te verilmiştir. 1997 yılının ikinci yarısında işletmeye alınan Bursa düzenli depolama alanı sızıntı suyu özellikleri ile ilgili yapılan çalışmalar Ek E (Tablo E.4)'de görülmektedir. 1993'de işletmeye alınan Hamitler (İzmir) düzenli depolama alanı sızıntı suyu bileşenlerinin belirlenmesi üzerine yapılan çalışmalar Ek E (Tablo E.5)' de verilmiştir. Yukarıda yapılan tüm çalışmalar esnasında depolama alanına katı atık kabulü devam etmiştir.

Hamitler (İzmir) düzenli katı atık depolama alanında Küçükgül (1997) tarafından yapılan çalışmada, hazırlanan özel bir hücre 72500 ton Haziran ve Temmuz aylarına ait katı atık ile doldurulduktan sonra üzeri kil ile kapatılarak geçirimsizlik temin edilmiştir. Sadece bu hücreden hasıl olan sızıntı suyu bileşenlerinin belirlenmesi ile ilgili yapılan çalışmalar Ek E (Tablo E.6)'da görülmektedir. Genç depo özelliğine sahip bu hücrede başlangıçta KOİ= 69000 mg/L, AKM= 1200 mg/L, Sülfat= 1800 mg/L, Kurşun = 0,68 mg/L, Nikel = 2,2 mg/L değerleriydeyken 1,5 yıl sonra

Tablo 5.1 : Odayeri (Kemerburgaz-İstanbul) düzenli depolama alanı sızıntı suyu karakteristikleri

Parametre	İTÜ (1995, 1996)				İSKİ(95)		YTÜ (1996)	
	28.Mar.95	06.Haz.95	07.Ara.95	10.Ağu.96	30.Haz.95	10.Nis.96	13.May.96	
pH	6	6,5	7	6,4	6,01	6,3	5,8	
KOl	30000	45000	51100	60000	70000	24000	65000	
BOI ₅	20000	21000			31200			
TKN	409	400	1900	1910		580	700	
NH ₃ -N	375	350	1800	1200			500	
Top P	5	5	8,8	1,3	2,2	8,5	7,5	
Pb		0,08			0,5			
Cd		0,3						
Cr		1,3						
Fe		115						
Zn		0,7						
T.Çöz.Mad.					35700			
AKM	3920	2630	305	2660		1130		
UAKM	2730	1860	125					
SO ₄		500	2900		450			
Cu		0,5	0,5		0,2			
Hg		0,2	0,01					
Ni		0,15	0,75					
Cl		3020	5300					
Tuzluluk					%2			
Alkalinite			18900			6800	14200	

pH hariç tüm parametreler mg/L

Tablo 5.1.a : Odayeri düzenli depolama alanı sızıntı suyu karakteristikleri

Parametre	İstanbul Teknik Üniversitesi (1998, 1999)									
	01.Eki.98	02.Kas.98	03.Ara.98	06.Oca.99	02.Şub.99	29.Mar.99	29.Nis.99	29.May.99	15.Haz.99	
pH	6,5	6,8	7,2	7,3	7,3	7,5	7,8	7,8	7,5	
KOl	39500	40200	21000	26900	29200	19000	10150	8365	10500	
BOI ₅	29500	29800	15000	18500	23000	12800	6900	5500	7200	
TKN	1890	2330	1345	2350	1610	1700	1870	2170	2080	
NH ₃ -N	1525	1927	630	1435	1360	1600	1740	1830	1820	
Top P	70	27	19,2	45	8,5	21,6	77	29	0,45	
Pb	0,5	0,7	0,8	<1	<1	<1	0,6	0,6	15	
Cd	0,1	0,08	0,1	<0,2	<0,2	<0,2	<0,1	<0,1	0,09	
Cr	<0,05	0,5	4,5	0,85	<0,5	<0,5	0,7	1	0,58	
Fe	2,5	93	23,5	60	45	<1	37	58	14,00	
Zn	1,5	1,85	0,8	1,25	0,7	0,01	0,6	1,2	0,79	
T Çöz.Mad.	29800	28400	16600	22000	15900	19400	15350	16070	16375	
İletkenlik	32000	34000	24500	32000	26000	32400	30000	30500	32000	
AKM	1165	890	560	645	210	500	560	480	625	

pH hariç tüm parametreler mg/L

Tablo 5.2 : Odayeri düzenli depolama alanı sızıntı suyu KOİ değerleri (Bu çalışma)

Tarih	29,9,97	1,10,97	3,10,97	6,10,97	13,10,97	7,11,97	14,11,97	19,11,97
KOl, mg/L	47600	46000	36000	30500	18000	14000	11500	13000
Tarih	5,12,97	15,12,97	22,12,97	2,1,98	7,1,98	14,1,98	21,1,98	26,1,98
KOl, mg/L	16000	15000	11100	12800	13600	12500	10500	13100

Tablo 5.3 : Kömürçüoda depolama alanı sızıntı suyu karakteristikleri

Parametreler	İstanbul Teknik Üniversitesi (1998, 1999)													
	01.Eki.98	02.Kas.98	03.Ara.98	06.Oca.99	02.Şub.99	29.Mar.99	29.Nis.99	29.May.99	15.Haz.99	15.Tem.99				
pH		6,8	7,6	7,7	7,8	7,8	7,6	7,8	7,8	7,5				
KOİ	12500	31600	19000	14100	12100	18400	12700	13100	43700	22500				
BOİ ₅	7500	19000	12000	8000	7100	11200	8500	9800	28580	13100				
TKN	1280	2033	1850	2045	2200	1970	2380	2390	2435	1821				
NH ₃ -N	1010	2010	950	1850	1900	1830	2130	2025	2210	1686				
Top- P	12	21	16,8	18	25	34	58	15	18	23				
Pb	0,1	0,5	0,2	<1	<1	1	0,6	1	0,73					
Cd	0,8	0,05	0,07	<0,2	<0,2	<0,2	<0,1	<0,1	0,16					
Cr	<0,05	1,4	0,4	<0,5	<0,5	65	19	40	151					
Fe	<0,01	193	15	26	35	65	19	40	151					
Zn	0,8								2,04					
T Çözünmüş	11000	23100	16500	18000	16200	25000	17100	17300	34125					
İletkenlik	19500	33000	31000	34000	32000	33800	33000	34000	43500	30750				
AKM	465	640	625	675	410	890	800	1570	2050					

Tablo 5.3 (Devam)

Parametreler	Marmara Üniversitesi (İnanç v.d. 1998, 1999)																	
	.Ağus.98	.Eylül.98	.Ekim.98	.Kasım.98	.Aralık.98	.Ocak.99	.Şubat.99	.Mart.99	.Nisan.99	.Mayıs.99	.Haziran.99	.Minumum	.Maksimum					
pH	6,90	7,40	7,80	7,70	7,70	8,00	7,60	7,70	7,80	7,30	7,10	6,20	8,20					
KOİ	34188	23850	19975	22440	20240	12810	13750	16650	15200	19700	26800	18800	47800					
BOİ ₅	24848	19700	13360	15828	9010	7650	8450	9500	9880	12950	18900	6820	38500					
TKN	2325	2614	2155	2518	2100	2550	2720	2640	2920	2650	2680	1825	2984					
NH ₃ -N	2218	2050	1975	2253	1890	2335	2380	2350	2650	2310	321	1660	2690					
Top- P	3,10	3,10	4,40	1,90	3,70	1,60	0,80	2,30	3,93	3,44	0,51	0,45	6,36					
Pb	2,06	1,30	0,87	0,56	0,62	0,69	0,40	0,49	0,57	0,57	0,31	0,31	3,57					
Cd	0,10	0,12	0,12	0,11	0,08	0,05	0,07	0,08	0,04	0,21	0,04	0,04	0,21					
Cr	0,45	0,57	0,78	0,11	0,37	0,15	0,30	0,11	0,07	0,91	0,07	0,07	0,91					
Fe	113,10	79,00	58,40	50,60	50,00	44,50	17,50	4,90	6,27	6,19	7,41	4,91	245,50					
Zn	1,67	0,84	1,30	0,89	0,89	0,68	0,79	0,85	0,88	0,87	1,07	0,48	3,61					
Cu	0,29	0,02	0,20	0,18	0,18	0,14	0,22	0,11	0,10	0,11	0,17	0,11	0,42					
Ni	1,12	1,04	1,03	0,50	0,64	0,56	0,39	0,57	0,81	0,36	0,81	0,36	2,23					
Mn	8,48	5,12	2,26	4,48	1,23	0,92	0,82	0,84	0,90	0,27	0,97	0,27	21,10					
AKM	1873	1896	2085	1873	1310	1400	1285	1470	1590	1740	2080	940	2915					
Klorid	3611	2429	3250	4097	1550	4125	4180	4900	725	725	7400	30500	11750					
Renk	14453	18728	12775	18190	11100	15900	17200	16500	10500	11000	10900	6900	11750					
Alkalinite	10013	9888	9650	9000	7225	11100	10650	9800	10500	11000	10900	6900	11750					

pH hariç tüm parametrelerin birimi mg/L

KOI= 2580 mg/L, AKM= 50 mg/L, Sülfat= 40 mg/L, Kurşun= 0,010 mg/L, Nikel= 0,11 mg/L değerlerine kadar düşmüştür. KOI değerinin yüksek olması bu sızıntı suyunun genç depo sızıntı suyu olduğunu göstermektedir.

Ek E (Tablo E.4)'de görülen Bursa düzenli depolama alanı sızıntı suyu da KOI ve BOI₅ değerleri yüksek olduğundan (KOI= 18000-50000 mg/L, BOI₅= 13000-43000 mg/L) ve BOI₅/KOI= 0,51-0,77 değeri 0,4 – 0,8 (Tablo 2.13) arasında kaldığından asit fazında ve genç depo sızıntı suyu özelliğine sahiptir.

Kemerburgaz-Odayeri (İstanbul) ve Şile-Kömürcüoda (İstanbul) düzenli depolama alanları işletmeye alınalı 4 yıl olmasına rağmen Tablo 5.1 Tablo 5.2 ve Tablo 5.3'de verilen değerler asit fazında ve genç depo sızıntı suyu özelliklerini göstermektedir. Bu sızıntı sularında özellikle KOI=8500-70000 mg/L, BOI₅= 5500-30000 mg/L ve BOI₅/KOI= 0,44 – 0,80 ve BOI₅/TKN= 2.5-15.7>>1 olduğundan genç depo sızıntı suyu olduğu kolayca anlaşılmaktadır.

Hamitler depolama alanı sızıntı suyu özellikleri dikkate alındığında BOI ve KOI değerinin çok yüksek, BOI₅/KOI= 0,46 – 0,68 ve BOI₅/TKN= 2.7 – 8,1 >> 1 olması dolayısıyla asit fazında ve genç depo sızıntı suyu özellikleri olduğu ortadadır.

Genç depo sızıntı sularında başlangıçtaki İnert KOI oranını belirlemek üzere İstanbul- Odayeri düzenli depolama alanında oluşan sızıntı suları üzerinde, bu tezle eş zamanlı olarak Üner (1999) tarafından yürütülen deneysel çalışma sonuçları yeniden değerlendirilerek, İnert KOI oranının yaklaşık % 4 olduğu belirlenmiştir.

İstanbul Odayeri ve Kömürcüoda ile Bursa ve İzmir Hamitler düzenli depolama alanları sızıntı suları ile yapılan çalışmaları dikkate alarak Türkiye'de genç depo sızıntı suyu özellikleri Tablo 5.4.'deki gibi özetlenebilir. Odayeri ve Kemerburgaz sızıntı sularının 1 yıl boyunca gösterdiği değişim incelenmiştir. Odayeri için Tablo 5.1'de ve Kömürcüoda için Tablo 5.3'de İstanbul Teknik Üniversitesi'nce verilen değerler ay içinde alınan tek numunenin neticesidir. Ancak Tablo 5.3'te Marmara Üniversitesi tarafından bulunan neticeler ay içinde alınan birkaç numune (kompozit) analizinin ortalamasıdır. Dolayısıyla Marmara Üniversitesi tarafından Kömürcüoda için verilen değerler aylık ortalamayı daha gerçekçi bir şekilde yansıtmaktadır. Aynı ay içinde sızıntı suyu bileşenlerinde büyük farklılıklar olduğu Tablo 5.2'de açıkça görülmektedir. KOI değeri 01.10.1997 tarihinde 46000 mg/L, 03.10.1997 tarihinde 36000 mg/L, 06.10.1997 tarihinde 30500 mg/L iken 13.10.1997 tarihinde 18000 mg/L'ye kadar düşmektedir. Ek E (Şekil E.1)'de de görüldüğü

Tablo 5.4 : Türkiye’de genç depo sızıntı suyu özellikleri

Parametre	Değeri
pH	6,5 – 8,2
KOl	8400 – 70000
BOİ	5500 – 39500
TKN	400 – 3000
NH ₃ -N	350 – 2700
Top-P	0,45 – 77
Pb	0,04 – 3,60
Cd	0,01 – 0,20
Cr	0,01 – 1,40
Fe	6 – 245
Zn	0,40 – 3,60
Cu	0,02 – 0,50
Ni	0,15 – 2,20
Mn	0,10 – 0,20
AKM	200 – 3000
Top.Çöz.Mad.	11000 – 36000
Alkalinite	6800 – 19000
İletkenlik	20000 – 34000

pH hariç tüm parametrelerin birimi mg/L

gibi Ekim 98, Kasım 98, Mayıs 99 ve Haziran 99 tarihlerinde tek numune neticesi ile kompozit numune neticesi arasında büyük farklar vardır. Sızıntı suyu KOİ ve BOİ konsantrasyonu yaz aylarında yükselmekte, kış aylarında ise düşmektedir Ek E (Şekil E.1 ve Şekil E.2). KOİ değeri Odayerinde 01.10.1998’de 39500 mg/L iken 29.05.1998’de 8365 mg/L’ye kadar düşmekte, Kömürcüoda’da ise Ağustos 98’de 34188 mg/L iken Ocak 99’da 12810 mg/L’ye kadar düşmektedir. Yaz aylarında katı atığın; yüksek oranda organik madde içermesi KOİ değerinin yüksek, kış aylarında ise düşük oranda organik madde ve yüksek oranda kül içermesi KOİ değerinin düşük olmasına sebep olmaktadır. İleriki bölümlerde de görüleceği gibi sızıntı suyu miktarı yaz aylarında kış aylarına göre (yağışa rağmen) daha fazladır. Buradan da anlaşılacağı üzere sızıntı suyunun en önemli kaynağı atığın ihtiva ettiği su muhtevasıdır.

Ek E (Şekil E.3 ve Şekil E.4)'te TKN ve $\text{NH}_3\text{-N}$ 'nin zamanla değişimi görülmektedir. 1995 yılında 400 mg/L olan TKN 1999 yılında 2900 mg/L seviyesine çıkmıştır. Ağustos 1998 ile Haziran 99 arasında TKN ve $\text{NH}_3\text{-N}$ 'da büyük değişiklikler olmamıştır.

Ek E (Şekil E.5 ve Şekil E.6)'da Pb, Cd, Cr ve Ni değerlerinin zamanla değişimi verilmiştir. Bu değerler şekilde görüldüğü gibi yıl içinde çok büyük değişiklikler göstermemektedir. Ek E (Şekil E.7 ve Şekil E.8)'de Top-P ve Mn değerlerinin zamanla değişimi görülmektedir. Düzenli depolamada evsel atıklar bertaraf edildiğinden ağır metal yönünden yüksek değerlere sahip değildir.

Ayrıca, sızıntı suyunda bulunan kirletici parametrelerin kütleli değişimleri Ek E (Şekil E.9, Şekil E.10, Şekil E.11, Şekil E.12, Şekil E.13, Şekil E.14, Şekil E.15 ve Şekil E.16)'da görülmektedir. Kütleli bazda verilen grafikler, konsantrasyon bazında verilen grafiklere çok benzemektedir.

5.2 Sızıntı Suyu Miktarı

Katı atık düzenli depolama alanlarında hasıl olan sızıntı suyu miktarı yağış, yüzeysel akış yer altı suyu, geri devir, atığın özellikleri, atığın bozunması, evopatranspirasyon, infiltrasyon, su tutma ve atık kalınlığına bağlı olarak değişir. Tablo 5.5'de muhtelif ülkelerde depolama alanlarından çıkan çöp sızıntı suyu miktarları görülmektedir. Bu ülkelerde çöp sızıntı suyu 0,05 – 16.6 m³/ha.gün arasında değişmektedir. İstanbul'daki düzenli depolama alanında CH2M-HILL (1992) tarafından proje safhasında ilk 5 yıl (1995-2000) yılı için bu değer 5 m³/ha.gün olarak tahmin edilmiştir. Ancak fiiliyatta 5 m³/ha.gün değerinin çok düşük kaldığı ortaya çıkmıştır.

Ek E (Tablo E.7)'de Kemerburgaz-Odayeri alanında Ek E (Tablo E.8)'de ise Şile-Kömürcüoda çöp depolama alanında 01 Eylül 1997-31 Mayıs 1999 tarihleri arasında depolanan evsel atık ve çıkan sızıntı suyu miktarı verilmektedir. Ek E (Şekil E.17 ve Şekil E.18)'de görüldüğü gibi sızıntı suyu miktarı, yaz aylarında yüksek orandaki organik maddelerden dolayı yüksek, kış aylarında ise düşük orandaki organik madde ile yüksek orandaki külden dolayı düşük olmaktadır. Odayeri depolama alanında 1997 kış aylarında sızıntı suyu miktarı 13400 m³/ay iken, 1998 yaz aylarında 30800 m³/ay değerine kadar yükselmektedir. Kömürcüoda depolama alanında ise 1997 kış

Tablo 5.5 : Değişik ülkelerde düzenli depolama alanı sızıntı suyu miktarı

	Sızıntı Suyu Miktarı (m ³ /ha.gün)	Yağış (mm/yıl)	Açıklamalar	Referans
İspanya	0,05 0,2	307 400	Depolama alanı 95ha, atık yüksekliği 55 m, 1978'den beri işletiliyor	Nolting (1995) Gössele (1993)
Hollanda	7,2	823	Depolama alanı 48 ha, atık yüksekliği 26 m, 1979'dan beri işletiliyor	Nolting (1995)
İngiltere	0,5 4,2-16,6	998 1010	Depolama alanı 35 ha, 1995'den beri işletiliyor.	Nolting (1995)
Danimarka	0,89 0,2-0,9	624 714	Depolama alanı üzeri açıkken Depolama alanı üzeri kapalıyken	Nolting (1995) Hjelmar (1989)
İsveç	0,68 - 0,80 0,3 - 0,11			Nilsson (1993) Nilsson (1993)
Yunanistan	0,11 - 0,16	387		Kouzel (1993)
İtalya	2,2 8,2			Boldi (1993) Liberti (1995)
İstanbul (Türkiye)	5		CH2M HILL'in İstanbul için ilk 5 yıl için tahmini (2000 yılına kadar)	CH2M HILL (1992)
Almanya	4,0-13,0 2,6 - 5,9 3,2 - 8,1 0,7 - 1,1 0,4 5,9 3,5 - 8,3 0,06 - 0,9 0,8	261-298 556-1057 651-998 770 571 632 501-728 510-1160 594	Depolama alanı 22 ha Çelik tekerlekli kompaktör ile sıkıştırma Üzeri örtülmüş ve bitkilendirilmiş, çelik tekerlekli kompaktör Üzeri killi toprakla örtülü genç depo, sızıntı suyu geri devirli Killi toprakla örtülü Üstü örtülü ve bitkilendirilmiş Paletli traktör ile sıkıştırılmış Düşük değerler genç, yüksek değerler yaşlı depo için Depolama alanı 20 ha	Nolting (1995) Ehrig (1983) Ehrig (1983) Ehrig (1983) Ehrig (1983) Ehrig (1983) Ehrig (1983) Ehrig (1983) Nolting (1995)
İstanbul (Odayeri)	24,5-56,9 (37,6)		Depolama alanı 25 ha, 1995'den beri işletiliyor	Bu çalışma
İstanbul (Kömürçüoda)	22,7-42,1 (29,5)		Depolama alanı 20 ha, 1995'den beri işletiliyor	Bu çalışma

aylarında sızıntı suyu miktarı min. 9100m³/ay iken, 1998 yaz aylarında 16000 m³/ay değerine kadar yükselmektedir.

Odayeri depolama alanına gelen katı atık miktarı Kömürcüoda'ya göre daha fazla olduğundan çıkan sızıntı suyu da fazladır. Odayerinde depolanan atık Kömürcüoda'ya göre 2,5 kat daha fazla iken çıkan sızıntı suyu sadece 1,5 kat fazladır. Gelen atığa göre değerlendirme yapıldığında Odayeri depolama alanından çıkan sızıntı suyu miktarı (yaz aylarında 0,17-0,20 m³/ton atık, kış aylarında 0,10-0,13 m³ ton atık) Kömürcüoda depolama alanından çıkan sızıntı suyu miktarından (yaz aylarında 0,18-0,23 m³/ton atık, kış aylarında 0,13-0,19 m³/ton atık) daha düşüktür. Bunun en önemli sebebi; atık yüksekliği, depolanan katı atığa göre geniş bir depolama alanı kullanılması ve yüksek miktarda yağıştır. Odayerinde depolanan atık miktarı 180-190 ton/ay iken kullanılan toplam alan 25 ha'dır, Kömürcüoda'da ise depolanan atık 75-80 ton/ay iken kullanılan toplam alan 20 ha'dır. Odayeri vadi olduğundan atık yüksekliği 35-40 m, Kömürcüoda ise dağ yamacı olduğundan atık yüksekliği 20-25 m civarındadır.

Katı atık depolanan alanların genişliği dikkate alındığında yıllık ortalamaya göre sızıntı suyu miktarı; Odayeri depolama alanı için 37,6 m³/ha-gün, Kömürcüoda depolama alanı için 29,5 m³/ha-gün olarak bulunur. Bu değerler Tablo 5.5'de verilen değerlerin çok üzerindedir.

Katı atık depolama alanının işletmeye alındığı ve katı atık depolama yüksekliğinin düşük olduğu ilk zamanlarda sızıntı suyu katı atık içinde uzun süre bekleyemediğinden (süzülme mesafesi kısa olduğundan) kısa sürede drenaj borularına ulaşmakta olduğu gözlenmiştir. Aşırı miktarda gelen sızıntı suyu depolama alanı üzerine boru ile direkt (yağmurlama sistemi olmadan) olarak geri devir ettirilmiştir. Ancak katı atık yüksekliğinin düşük olması ve sızıntı suyunun kanallanmaya maruz kalması sızıntı suyu miktarını düşürmemiştir. Katı atık depolama yüksekliğinin arttığı ileriki yıllarda, sızıntı suyu depolama alanı üzerine yağmurlama sistemi ile pulvarize şekilde geri devir ettirilmiştir. Özellikle yaz aylarında bu şekilde yapılan geri devir, sızıntı suyu miktarını % 30-40 civarında azalttığı belirlenmiştir. Ayrıca koyu siyah renkte olan sızıntı suyunun rengi geri devirden sonra daha açık renge dönüşmüştür. Bu da, geri devir ile organik kirliliğin düştüğünü göstermektedir. Ancak geri devir esnasında aşağıdaki problemler ile karşılaşıldığından geri devir işlemi durdurulmuştur.

- Geri devir; 1/3 eğimli, üzeri toprak ile örtülü alanda uygulanmıştır. Sızıntı suyunun büyük bir kısmı katı atık içine sızmadan yüzeyden akarak şev sonundaki hücre seddesinden drenaj kanalına ulaşmaktadır.
- Düz alanlar üzerine yapılan geri devirlerde atığın sızdırma kapasitesi çok düşük olduğundan, yüzeyde sızıntı suyu gölcükleri oluşmaktadır. Sızıntı suyu gaz bacalarından kolay ve hızlı bir şekilde drenaj borularına ulaşmaktadır.
- Geri devir neticesinde yüzeyde oluşan sızıntı suyu gölcükleri koku ve sinek problemi oluşturmaktadır.
- Geri devir yaptırılan bölge aşırı sızıntı suyundan dolayı bataklık haline gelmektedir. Bu bölgede iş makinalarının çalışması imkansız hale gelmektedir.
- Yağmurlama sistemi ile yapılan geri devir esnasında, sürekli yön değiştiren rüzgar sızıntı suyu zerreciklerini çevreye yaymaktadır. Bu da çalışanların sağlığı için son derece tehlikeli olmaktadır.
- Depolamaya yeni başlandığından toplam depolama yapılan alan küçük bir alandır. Bu da uygun geri devir yapılabilecek alan bulunmasını zorlaştırmaktadır.
- Geçici toprak örtüsü yapılmış alana geri devir yaptırılması halinde, bu alana düşen yağmur suları da drenaj borularına ulaşmaktadır. Bu da sızıntı suyu miktarını arttırmaktadır.

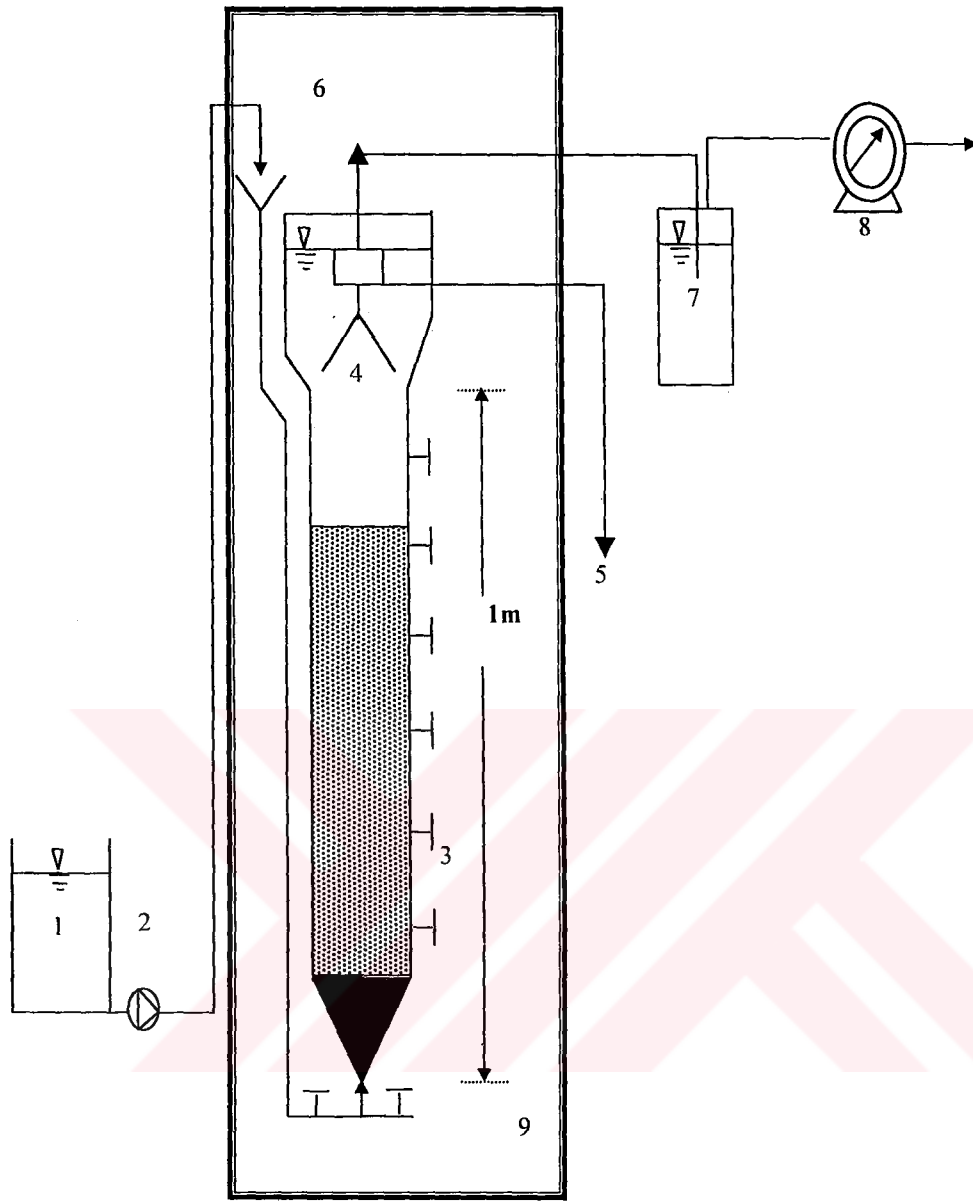
6. DENEYSEL ÇALIŞMALARDA KULLANILAN SİSTEM VE YÖNTEMLER

Bu çalışmada, İstanbul Büyükşehir Belediyesi Odayeri (Kemerburgaz) katı atık düzenli depolama alanından hasıl olan genç sızıntı sularının anaerobik olarak arıtılabilirliği, laboratuvar ölçekli yukarı akışlı havasız çamur yataklı reaktörde (HÇYR) araştırılmıştır. Değişik organik yük ve işletme şartlarında KOİ giderimi, biyogaz üretimi ve sistem verimini etkileyen bilimsel ve teknik veriler elde edilmiştir.

6.1 Deney Tesisi Ve Kullanılan Atığın Özellikleri

Çalışmada kullanılan ve şematik resmi Şekil 6.1'de görülen yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı model reaktörün gövdesi pleksiglas borudan imal edilmiş olup iç çapı 120 mm'dir. Reaktörün net gövde yüksekliği 1 m ve çöktürme bölgesi yüksekliği 0,30 m olmak üzere toplam yükseklik 1,30 m'dir. Ters koni şeklinde özel bir sıvı-katı ayırıcı teşkil edilerek çöktürme bölgesinde çökelen çamurlar sisteme geri döndürülmekte ve üretilen biyogaz toplanmaktadır. Arıtılan su savaklardan dışarı alınmaktadır. Hasıl olan biyogaz ters koni şeklindeki gaz toplama yapısının üstünden dışarıya alınıp gaz-sıvı ayırıcıdan geçirildikten sonra ıslak gazmetrede ölçüm yapılmaktadır. Reaktörün çeşitli seviyelerinden çamur numunesi alabilmek için yukarıdan aşağıya doğru eşit aralıklarda 6 adet numune alma musluğu yerleştirilmiştir. Sızıntı suyu girişi bir pompa vasıtasıyla tabandan yapılmaktadır. Reaktörün faydalı hacmi 10.4 L, çökeltme bölgesinin hacmi ise ~ 6 L'dir. Mezofilik şartları sağlamak üzere reaktör $34 \pm 2^{\circ}\text{C}$ 'lik sabit sıcaklık odasında kurulmuştur.

Odayeri (Kemerburgaz) evsel katı atık düzenli depolama sahası 3-4 yıllık bir geçmişe sahip olduğundan kullanılan sızıntı suyu genç depo sızıntı suyu sınıfına girmektedir. Sızıntı suyu KOİ'si yaz aylarında 35000-50000 mg/L, kış aylarında ise 9000-25000 mg/L civarında değişmektedir. Çalışmada kullanılan ham sızıntı suyunun özellikleri Tablo 6.1'de görülmektedir.



- | | |
|---------------------------|-------------------------|
| 1. Besleme Haznesi | 6. Gaz Hattı |
| 2. Besleme Pompası | 7 Gaz-Sıvı Ayırıcı |
| 3. Numune Alma Muslukları | 8. Islak Gazmetre |
| 4. Gaz Toplam Yapısı | 9. Sabit Sıcaklık Odası |
| 5. Çıkış Hattı | |

Şekil 6.1: Yukarı akışlı havasız çamur yataklı reaktör

Tablo 6.1: Kemberburgaz-Odayeri evsel katı atık düzenli depolama alanı sızıntı suyu analizleri (1995-1999 arasında ölçülen değerler)

Parametre	Yaz Ayları	Kış Ayları
pH	6,0-7,3	6,8-8,0
KOl	35000-50000	9000-25000
BOI ₅	21000-25000	7000-19000
TKM	37500	-
AKM	2630-3930	210-1200
UKM	1860-2730	-
TÇM	17000-21000	15000-20000
TKN	2000-2600	1800-2700
NH ₃ -N	1750-2400	1500-2400
Toplam P	5-6	10-45
SO ₄	495-950	-
Cr	1,3-2,2	0,11-4,5
Cu	0,5	0,11-0,42
Fe	100-130	2,5-90
Cd	0,2	0,08-0,12
Hg	0,04-0,06	-
Pb	0,08	0,4-0,87
Ni	0,9-1,3	0,11-0,78
Fenol	6-7	-

pH hariç diğer parametrelerin birimi mg/L

6.2 Deneysel Çalışma Planı

Aşı çamuru, Pakmaya İzmit tesislerindeki HÇYR'den alınmıştır. Kullanılan aşı çamurundaki UKM miktarı 10.000 mg/L'dir. Reaktör, musluk suyu ile KOl'si 10.000 mg/L'ye seyreltilmiş sızıntı suyu ile 3,6 L/gün debide beslenmeye başlanmıştır. Çalışma esnasında HÇYR'de sıcaklık 34 ± 2 °C ve pH=7,7-8,4 arasındadır. Reaktöre girişte pH 8'in altında kalması için gerektiğinde giriş sızıntı suyuna 6 N HCl ilave edilmiştir. Sızıntı suyundaki fosfor eksikliğinden dolayı KOl:N:P = 350:5:1 oranının sağlanması için besleme suyuna fosforik asit ilave edilmiştir. 10,4 L hacimli reaktör, çalışma boyunca 3,6 ; 5,3 ; 5,9 ; 8,6 ; 10,6 ; 10,7 ; 11,1 ; 13,4 ve 19,3 kgKOl/m³.gün organik yük ile beslenmiştir. Besleme hortumunun ezilmesi veya tıkanması sebebiyle zaman zaman kesintiler olmuştur. Çalışma başlangıcından itibaren 96, 115 ve 271. günlerde besleme durmuştur. Arıza giderildikten sonra

beslemeye devam edilmiştir. Özellikle 136. günde beslenen suda kireç + havalandırma ile amonyak sıyırması uygulandığından reaktörün alt kısmı inorganiklerin çökmesi dolayısıyla sertleşerek tıkanmıştır. Bu durumda reaktör içindeki çamur tamamen dışarı alınmış ve reaktör içi komple temizlenmiştir. Reaktör içinden dışarı alınan çamura Pakmaya'dan alınan bir miktar yeni çamur ilave edilerek sistem yeniden beslemeye başlanmıştır. Reaktör 204. günde % 72 KOİ giderme verimi sağladığından 204. güne kadar yapılan ölçümler değerlendirmeye alınmamıştır. Besleme suyunun KOİ'si 9000-25000 mg/L arasında tutulmuştur. Çalışmada uygulanan işletme programı Tablo 6.2'de, parametrelerin ölçme sıklığı ve analiz metodları ise Tablo 6.3'de verilmiştir.

Tablo 6.2 : Deneysel çalışmada uygulanan işletme programı

Parametre	Değerler
Hidrolik Bekleme Süresi (gün)	2,84-0,94
Giriş KOİ'si (mg/L)	9000-25000
Hacimsel Organik Yük (kg KOİ/m ³ .gün)	3,6-19,4
Hidrolik Yük (m ³ /m ² .gün)	0,35-1,06

Tablo 6.3 : Parametrelerin ölçme sıklığı ve analiz metodları

Parametre	Ölçme Sıklığı	Analiz Metodu
Sıcaklık	Günlük	Termometre
pH	Günlük	pH metre
KOİ	Haftada 3 kez	AWWA Standart Methods (1992)
TKM	Ayda 1 kez	"
UAKM	Ayda 1 kez	"
NH ₃ -N	Haftada 3 kez	"
Q _{gaz}	Günlük	Islak Gazmetre

7. DENEY SONUÇLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ

7.1 Organik Yük ve KOİ

Havasız Çamur Yataklı Reaktör 325 gün süreyle işletilmiştir. Sürekli beslenen bu reaktörde Tablo 7.1'de görülen 9 kararlı hal oluşmuştur

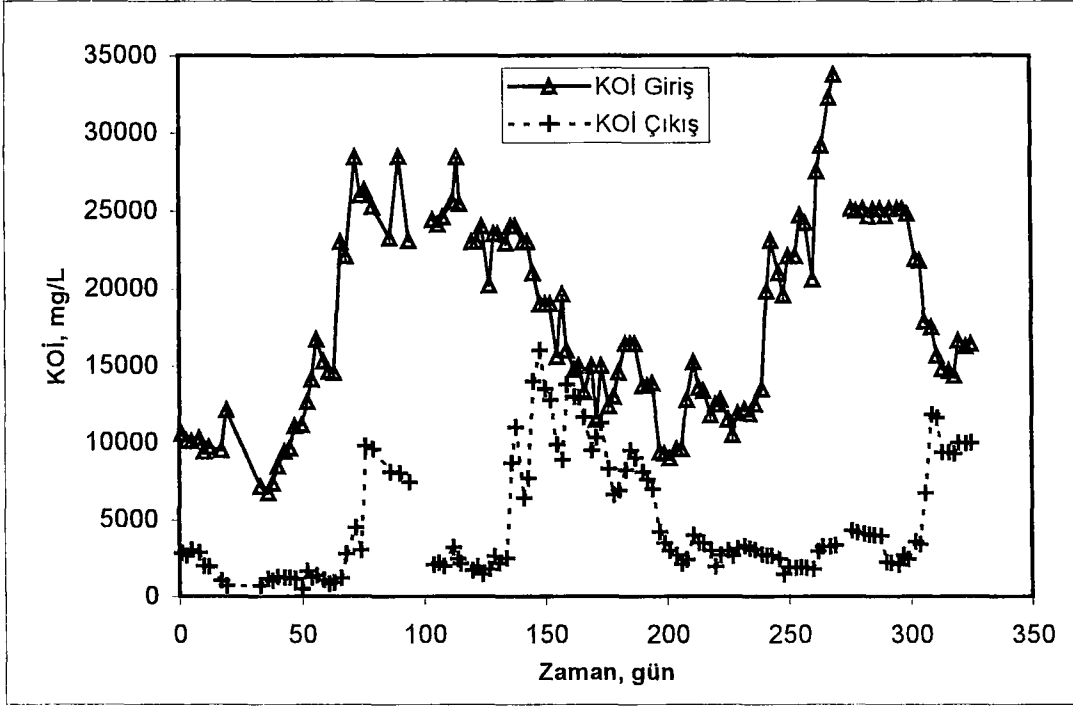
Çalışma süresince organik yük 3,6-19,3 kg KOİ/m³-gün arasında değişmiştir. Reaktörde giriş ve çıkış KOİ değişimleri Şekil 7.1'de, KOİ giderme verimi ise Şekil 7.2'de görülmektedir. 136-201. günler arası ile 302-325. günler arasında KOİ gideriminin çok düşük olduğu görülmektedir. 136. günde, amonyak gideriminde kullanılan kireç, reaktör tabanında birikip sertleşerek sızıntı suyu girişini tamamen kapadığından reaktör içindeki çamur dışarı alınmıştır. Reaktör komple boşaltılarak temizlendikten sonra dışarıya alınan çamura ilaveten yeni aşı çamuru ile doldurulup yeniden beslenmiştir. Sistem ancak 204. günde % 72 verime ulaşmıştır. Dolayısıyla 136-204. günler arasındaki çalışmalar kararlı hal değerlendirmesine katılmamıştır.

Ayrıca 302-325. günler arasında reaktör şok hidrolik yük denemelerinde 11 L/gün ($t = 0,94$ gün) gibi yüksek bir debiyle beslenmiş ve verim % 40 seviyelerine düşmüştür. Kararlı hal değerlendirmesine 302-325. günler arasındaki değerler de alınmamıştır. Şekil 7.2'de 136 ila 204 ve 302 ila 325.günler dikkate alınmamıştır. Çalışma süresince kararlı hallerde KOİ giderimi %84 ile %94 arasında gerçekleşmiştir.

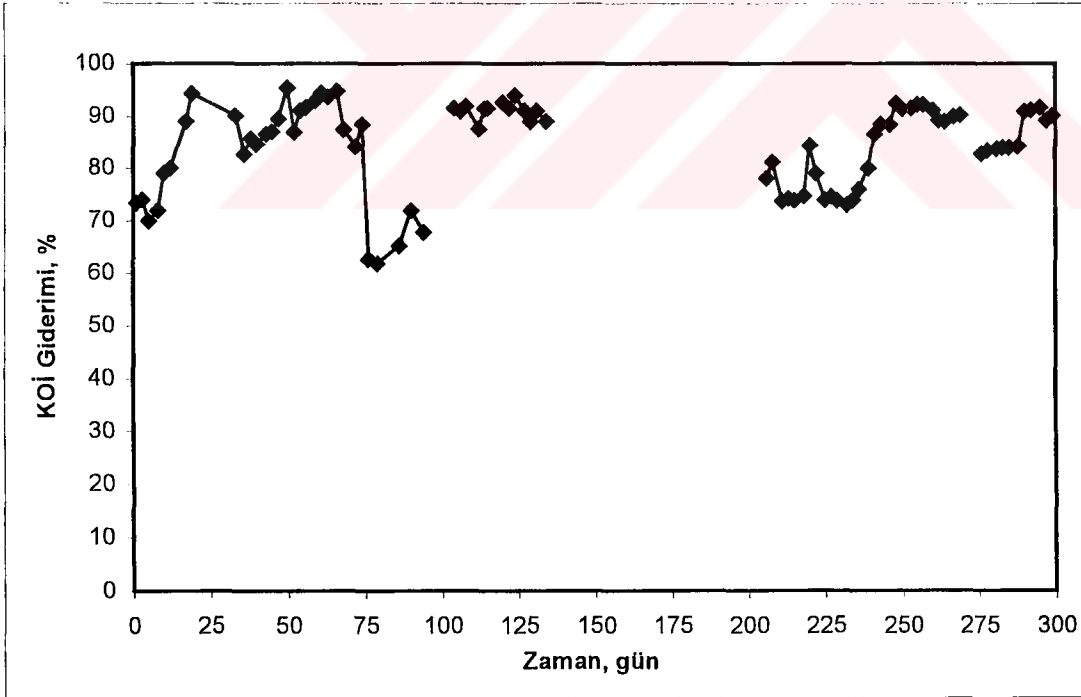
Organik yük, çıkıştaki KOİ konsantrasyonunu ve dolayısıyla temel besi maddesi (substrat) kullanım hızını da doğrudan etkilemektedir. Kararlı durumdaki çıkış KOİ değerlerinin organik yük ile değişimi Tablo 7.1'de açıkça görülmektedir. Organik yük arttıkça çıkış KOİ değerleri de artmaktadır. Temel besi maddesi (KOİ) kullanımı (giderim) hızının (R_L), organik yük ile değişimi Şekil 7.3'de verilmiştir. KOİ giderim hızı beklendiği gibi organik yük ile doğrusal bir değişim göstermekte ve reaktöre verilen KOİ'nin ortalama olarak % 90.7'si giderilebilmektedir.

Tablo 7.1 : HÇYR'ün kararlı hal işletme sonuçları

Başlangıçtan İtibaren Süre (gün)	Hidrolik Bekleme Süresi (gün)	Organik Yük (kgKOI/ m ³ .gün)	Girişteki KOİ (mg/L)	Çıkıştaki KOİ (mg/L)	pH		Alkalinite mgCaCO ₃ /L		TKN (mg/L)		NH ₃ -N (mg/L)		KOİ giderimi %
					Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	
1-19	2,84	3,6	10250	615	6,5-7,7	7,9-8,2	2294	2630					94
20-49	1,7	5,3	9000	630	6,9-7,7	8,0-8,3	2125	2178					93
50-63	1,7	8,6	14700	882	6,5-7,5	8,0-8,5	3035	3590	568	470	473	395	94
64-115	2,35	10,7	25250	2020	5,2-7,3	7,8-8,6	5872	4800	1288	875	1099	804	92
120-134	2,07	11,1	22900	1832	7,1-7,3	7,7-8,4	3800	3950			1350	950	92
204-239	2,07	5,9	12250	1960	7,0-8,5	8,2-8,8	7800	7250			2150	1700	84
241-260	2,07	10,6	21900	1750	5,8-6,1	8,1-8,5							92
262-288	2,07	13,4	27800	2780	5,5-7,1	8,0-8,5							90
290-299	1,29	19,3	24950	2495	5,6-5,9	7,2-8,2							90



Şekil 7.1 : KOİ değerinin zamanla değişimi



Şekil 7.2 : KOİ giderme veriminin zamanla değişimi

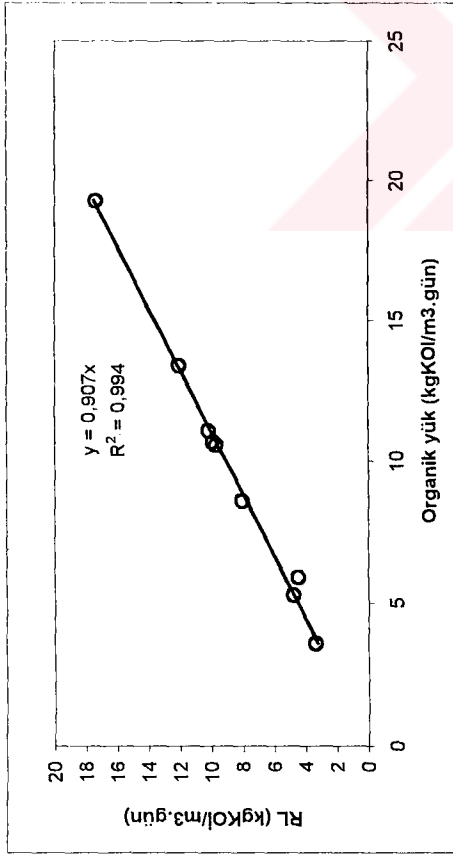
KOI giderme veriminin organik yüke bağlı olarak değişimi de çalışma boyunca incelenmiştir. Kararlı durumda KOI giderme verimi ile organik yük arasındaki ilişki Şekil 7.4'de belirtilmiştir. Organik yük arttıkça KOI giderme veriminin %90'a kadar düştüğü, en iyi şartlarda ise % 94'e yükseldiği görülmektedir. Aynı grafikte, yüksek pH(~8,8) ve alkalinite(7800 mgCaCO₃/L)'de NH₃-N inhibisyonu sebebiyle KOI giderme veriminin 204-239.günler arasında % 84'e düştüğü de görülmektedir.

Organik yük, hidrolik bekleme süresi ve KOI giderim veriminin zamanla değişimi Şekil 7.5'de verilmiştir. Yüksek pH ve alkalinite NH₃ inhibisyonu, KOI giderme veriminin 76 ila 94.günler ve 204 ile 241. günlerde düşmesine sebep olmuştur. 136 ila 204.günlerde ise daha önce belirtildiği gibi kireçten dolayı tıkanan reaktör komple boşaltılıp temizlenmiş ve önceki çamura yeni aşı çamuru da ilave ederek sistem yeniden beslenmeye başlanmıştır. HÇYR ancak 204.günde % 72 KOI giderim verimine ulaşmıştır. 302 ila 325. günler arasında da 11 L/gün ($\theta = 0,94$ gün) gibi çok yüksek debide hidrolik şok yükler tatbik edilmiştir. Yüksek hidrolik ve organik yük dolayısıyla reaktörde verim % 40'a kadar düşmüştür. Burada organik yükten çok şok hidrolik yük verimi etkileyen başlıca faktör olmuştur.

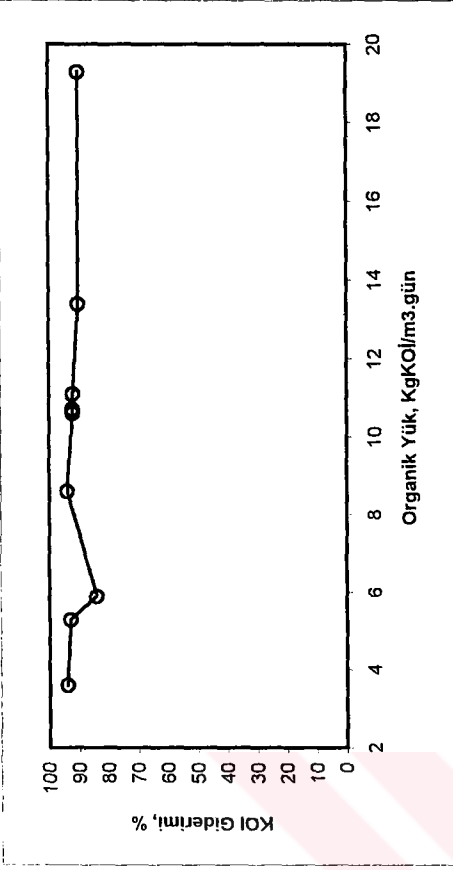
7.2 pH, Alkalinite Ve Amonyak

Anaerobik arıtma prosesinin kararlılığında önemli parametreler olan pH, alkalinite ve amonyak çalışma boyunca izlenmiştir.Yüksek pH'ı kontrol etmek için 6 N HCl ile müdahale edilmiştir. Reaktöre giriş pH'ı büyük bir salınım göstermesine rağmen çıkış pH'ı nisbeten nötr değerler almaktadır (Şekil 7.6).

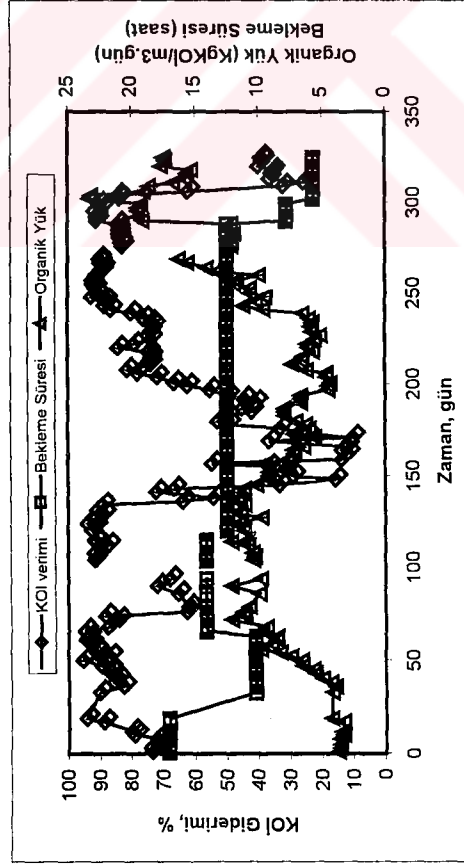
Giriş suyunda başlangıçta 2280 mgCaCO₃/L olan alkalinite ileriki günlerde 7800 mg CaCO₃/L değerine kadar çıkmıştır (Şekil 7.7). Sızıntı suyunun tipik yüksek pH ve alkalinite seviyesi reaktör içinde de aynı şekilde yüksek pH ve alkaliniteye sebep olmaktadır (Şekil 7.8). Genç depo sızıntı sularında NH₃-N da çok yüksektir. Sızıntı suyundaki yüksek pH, alkalinite ve belirgin NH₃-N, amonyak inhibisyonuna sebep olur. pH'ın 8,5'in üzerinde kaldığı durumlarda (76 ila 94 ve 204 ila 236.günler arası) NH₃-N inhibisyonu ve KOI giderme verimlerinin belirgin şekilde düştüğü gözlenmiştir (Şekil 7.2 ve 7.8). İnanç vd.(1999) Kömürcüoda depolama alanı genç sızıntı suyunda yaptıkları çalışmada alkalinite 10.000 mg/L amonyak 2700mg/L ve pH değeri 8,5'un üzerinde olduğu durumlarda anaerobik arıtmayı etkilediğini tesbit etmişlerdir.



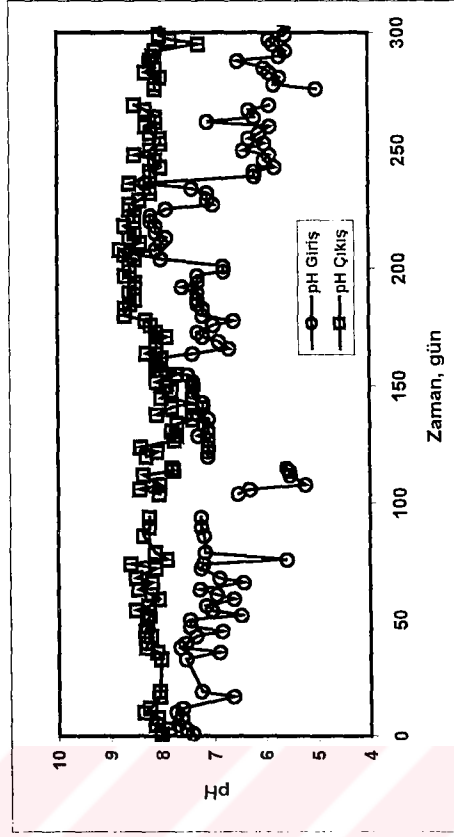
Şekil 7.3 : KOİ giderme hızı (R_L) ile organik yük arasındaki ilişki



Şekil 7.4 : Kararlı durumda KOİ giderme verimi ile organik yük arasındaki ilişki



Şekil 7.5 : Organik yük, reaktörde bekleme süresi ve KOİ giderim veriminin zamanla değişimi



Şekil 7.6 : Reaktör giriş ve çıkış pH'nın zamanla değişimi

7.3 Biyogaz Üretimi

HÇYR'de üretilen gaz miktarı ile giderilen KOİ arasındaki ilişki Şekil 7.9'de görülmektedir. KOİ giderme hızında olduğu gibi, günlük gaz üretimi de organik yükü lineer olarak artmaktadır. Bu çalışmada, giderilen gr KOİ başına ortalama olarak 0,44 L gaz üretildiği (Y_{gaz}) belirlenmiştir. pH= 8,0, Alkalinite= 5000 mg CaCO₃/L ve T= 35 ± 1°C işletme şartlarında reaktörden çıkan gazdaki beklenen CO₂ miktarı % 10'dan az olduğundan, metan verimi (Y_{CH_4}) 0,39 L CH₄/gr giderilen KOİ olarak hesaplanmıştır. Bu değer teorik maksimum (0,395 l CH₄/gr KOİ gid.) civarındadır.

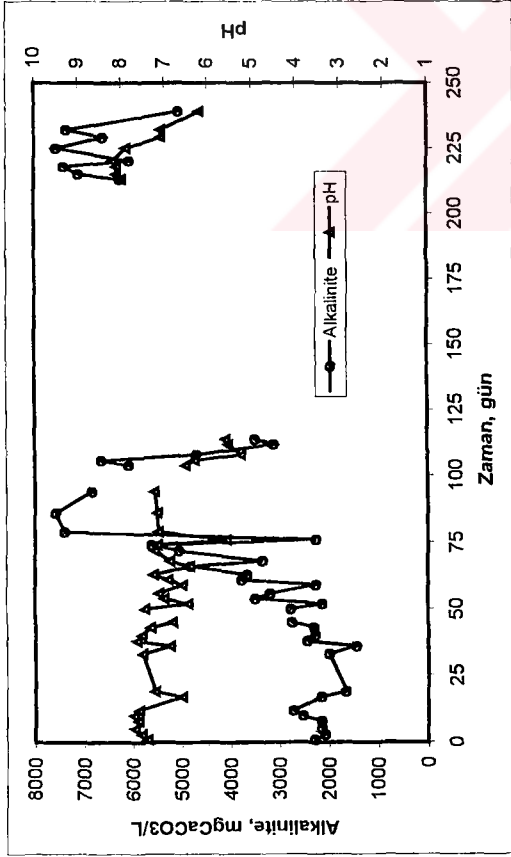
7.4 Biyokitle (Çamur) Birikimi

Reaktördeki biyokitle dağılımını belirlemek için, kararlı hallerde 6 ayrı seviyeden alınan çamur numunelerinde uçucu katı madde tayini yapılmıştır. Deney sonuçlarına göre havasız çamur yataklı reaktörde biyokitlenin yükseklikle değişiminin üniform olmadığı ve çamur konsantrasyonunun tabandan yukarıya doğru gittikçe azaldığı gözlenmiştir (Şekil 7.10). Reaktörün en alt kısmında 1. numune alma noktasında UKM, konsantrasyonu 34.100 mg/L'den başlayarak 257.günde 85.200 mg/L'ye çıkmıştır. En üst numune alma, noktasında ise UKM konsantrasyonu 1900-2400 mg/L'ye kadar düşmüştür. Reaktörde 1.numune alma noktasındaki çamurun UKM/TKM oranı 0,27 , en üst numune alma noktasında ise UKM/TKM oranı 0,60 civarındadır. Tabana yakın kısımdaki düşük UKM/TKM oranı, sızıntı sularının arıtımında sıkça rastlanan yüksek orandaki inorganik çöktülerden kaynaklanmaktadır. Biyokitle birikimi organik yükteki artışa paralel olarak hızlanmakta ancak aynı zamanda gaz üretiminin ve debinin çok yüksek olmasına bağlı olarak sistemden kaçan çamur miktarı da artmaktadır.

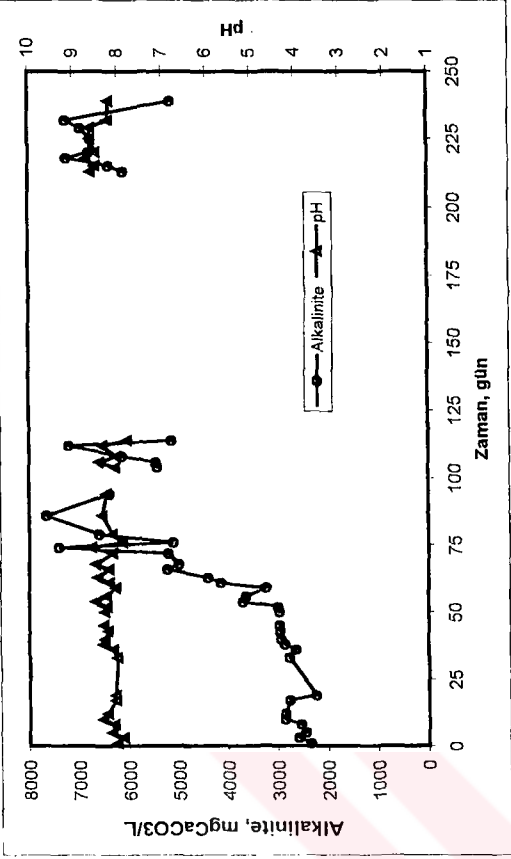
7.5 Kinetik Değerlendirme

Kinetik değerlendirmede, Grau ve arkadaşları (1975) tarafından geliştirilen lineerleştirilmiş İkinci Mertebe Kinetiği esas alınmıştır. Çalışmalarda aşağıda verilen lineerleştirilmiş model kullanılmıştır.

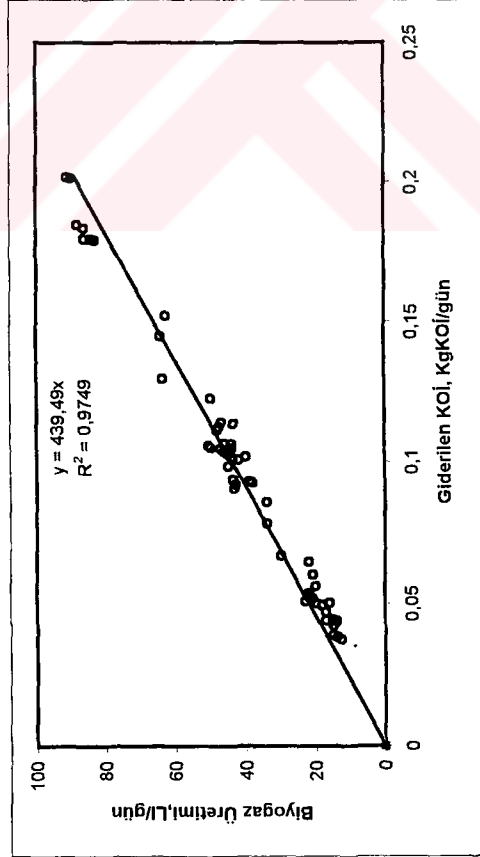
$$(S_0 \cdot \theta) / (S_0 - S) = \theta / E = a + b\theta \quad \dots\dots\dots(7.1)$$



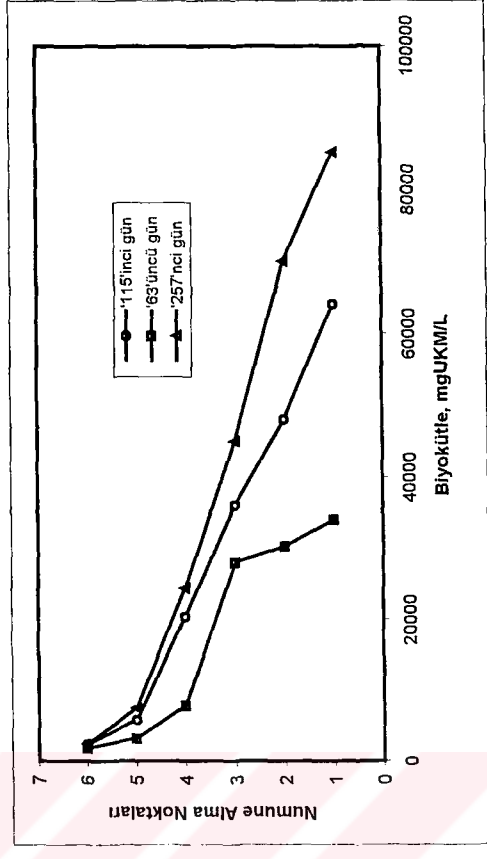
Şekil 7.7 : Reaktör girişinde alkalinite ve pH'ın zamanla değişimi



Şekil 7.8 : Reaktör çıkışında alkalinite ve pH'ın zamanla değişimi



Şekil 7.9 : Giderilen organik yük ile gaz üretimi arasındaki ilişki



Şekil 7.10 : Biyokütle miktarının reaktör boyunca değişimi

Burada ; E : KOİ giderim verimi (%)

θ : Hidrolik bekleme zamanı (gün)

$a = S_0 / (k_{2(s)} \cdot X_0)$ b : sabit

S_0, S : Giriş ve çıkış KOİ konsantrasyonları (mg/L)

X_0 : Reaktördeki ortalama biyokitle (UAKM) konsantrasyonu (mg/L)

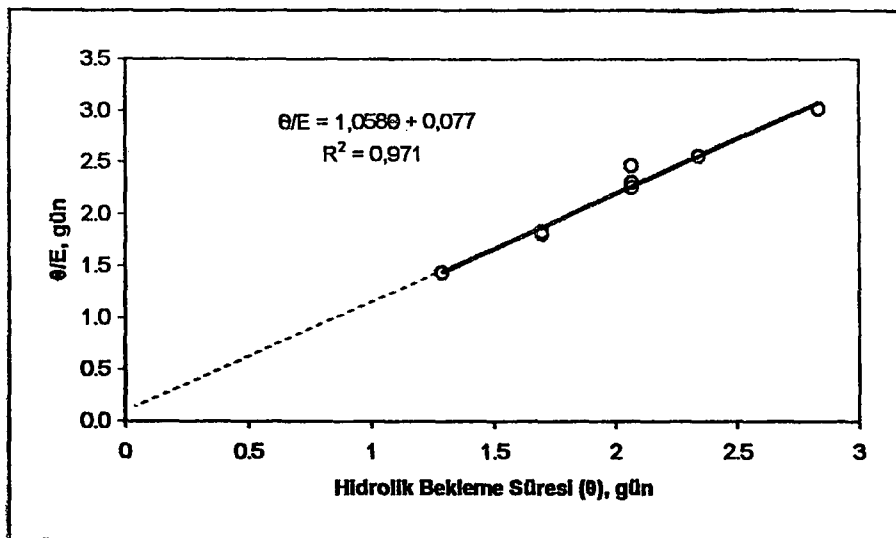
$k_{2(s)}$: İkinci mertebe kinetiği KOİ giderim hızı (1/gün)

Çalışmada ikinci mertebe kinetiği KOİ giderim hızı katsayısı $k_{2(s)} = 5,01 \text{ gün}^{-1}$ bulunmuştur. Tablo 7.1'de özetlenen kararlı durum işletme verileri için ikinci mertebe kinetiği uygulanarak Şekil 7.11' de görülen doğru elde edilmiştir. Buradan da anlaşılacağı üzere lineerleştirilmiş ikinci mertebe kinetiği modeli çok iyi bir yaklaşım sağlamaktadır. Model denklemi,

$$\theta / E = 1.058 \theta + 0.077, \quad R^2 = 0.971 \quad \dots\dots\dots (7.2)$$

ifadesiyle verilebilir. Model denklemi ile kararlı hallere ait ortalama S_0 ve θ değerleri için çıkış KOİ değerleri (S) hesaplanmıştır (Tablo 7.2). Model denkleminde hesaplanan değerler ile deneysel çalışmadan elde edilen değerler özellikle $S_0 > 15.000 \text{ mgKOİ/L}$ için birbirine çok yakındır.

Tablo 7.3'de muhtelif çalışmalarda ikinci mertebe kinetiği için elde edilen a ve b model sabitleri ile $k_{2(s)}$ değeri topluca verilmiştir. Tabloda görüldüğü üzere İstanbul'daki düzenli depolama alanlarının genç sızıntı suları yukarı akışlı anaerobik reaktörde kolayca arıtılabilmektedir.



Şekil 7.11 : Deney sonuçlarının ikinci mertebe kinetiğine uygulanması

Tablo 7.2 : Ortalama S değerleri ile modelden hesaplanan sonuçların karşılaştırılması

S ₀ mg/L	S mg/L	S _{model} mg/L	İzafi Hata(%) (S-S _{model})/S
10250	615	805	31
9000	630	844	34
14700	882	1378	56
25250	2020	2104	4
22900	1832	1993	9
12250	1960	1100	44
21900	1750	1906	9
27800	2780	2420	13
24950	2495	2631	5

Tablo 7.3 : Muhtelif anaerobik çalışmalarda ikinci mertebe kinetiğinin uygulanması

Atığın Cinsi	Reaktör Tipi	Giriş KOİ mg/L	Hidrolik Bekleme Süresi (gün)	k _{2(s)} gün ⁻¹	a	b	Referans
Sentetik(glikoz)	HÇYR	560-730	0,17-1,0	1,655	0	1,099	Ubay(1991)
Sentetik(glikoz)	HÇYR	3000	0,3-0,67	2,87	0,08	1,02	Öztürk(1989)
Evsel atıksu	HÇYR	230-445	0,25-1,0	2,17	0,02	1,346	Ubay(1994)
Sentetik (glikoz)	HÇYR	3000-10000	0,3-1,5	13,6	0,018	1,02	Ubay(1989)
Bira sanayii	HAYR	200-300	0,2-1,7	2,1	0,1	1,015	Öztürk(1990)
Sentetik (glikoz)	ATR	14750	4,8-2,4	-	0,073	1,073	Anderson(1978)
Süt sanayi	MAR	29000-58000	1,9-7,4	-	0,1	1,015	Li(1984)
Zeytin yağ sanayi	HÇYR	7000-23000	0,8-1,4	-	0,087	1,31	Öztürk, Ubay(1997)
Genç depo sızıntı suyu	HÇYR	9000-27800	1,3-2,8	5,01	0,077	1,058	Bu çalışma
Genç depo sızıntı suyu	HAKR	1875-15400	2-10	3,5-10,4	0,177	1,158	Timur (1996)

HÇYR : Havasız çamur yataklı reaktör
 HAYR : Havasız akışkan yataklı reaktör
 ATR : Havasız temas reaktör
 MAR : Membran anaerobik reaktör
 HAKR : Havasız ardışık kesikli reaktör

$$\bar{Y}_{üst} = \bar{Y} + t_{\alpha/2} \cdot S_{ey} ((N + 1) / N)^{1/2} \quad \dots\dots\dots(7.5)$$

$$\bar{Y}_{alt} = \bar{Y} - t_{\alpha/2} \cdot S_{ey} ((N+1) / N)^{1/2} \quad \dots\dots\dots(7.6)$$

Burada ;

$r_{x,y}$ = Korelasyon katsayısı

S_{ey}^2, S_y^2 = Varyans

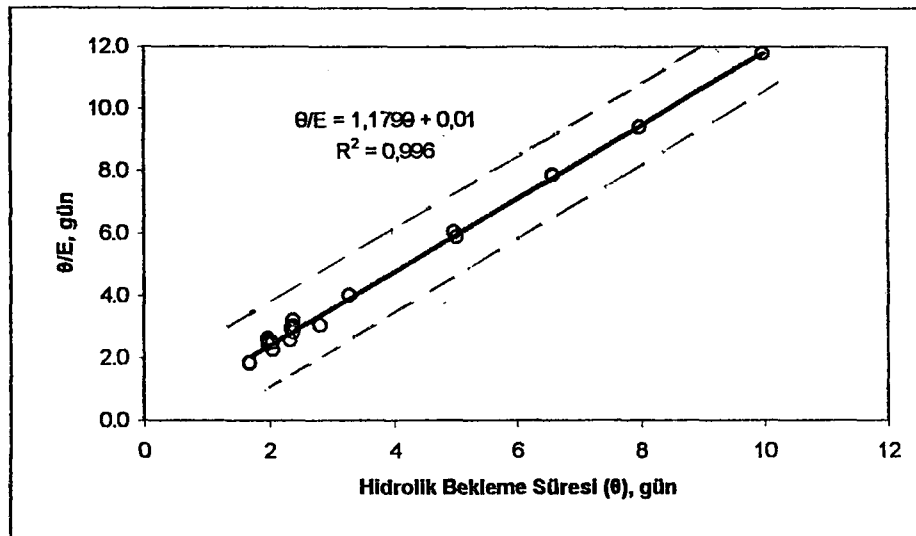
N : Veri sayısı

$\bar{Y}_{üst}, \bar{Y}_{alt}$: Güven bölgesi üst ve alt limiti

Mevcut deneysel verilere göre $\bar{Y}_{üst} = 4.27$ gün ve $\bar{Y}_{alt} = 3.25$ gün için model denkleminin % 95' lik güven bölgesi Şekil 7.12' de gösterilmiştir.

Tablo 7.5 : Tablo 7.4' deki veriler için ikinci mertebe kinetiği uygulaması

Atık su	Reaktör	Giriş KOİ (mg/L)	θ (gün)	$k_2(s)$ (gün ⁻¹)	a (gün)	b (gün)	Referans
Sızıntı Suyu	HF,HHYR, ve HÇYR	2500-17000	2-2,4	-	0,520	1,009	İnanç(1999)
Sızıntı Suyu	HAKR	1875-15400	2-10	3,5-10,4	0,1765	1,1585	Timur(1996)
Sızıntı Suyu	HÇYR	9000-27800	1,29-2,84	5,01	0,077	1,058	Bu çalışma
Sızıntı Suyu	HF,HHYR, HAKR,HÇYR	1875-27800	1,29-10	-	0,01	1,179	Bu çalışma



Şekil 7.12 : HAKR, HHYF, HÇYR ve HF çalışmalarının ikinci mertebe kinetiğine uygulanması ve % 95' lik güven bölgesi

8. SONUÇ VE ÖNERİLER

Katı atık depolama alanı genç sızıntı suyu karakterizasyon ve miktarının belirlenmesi, yukarı akışlı havasız çamur yataklı reaktörde (HÇYR) genç sızıntı suyunun arıtılabilirliğinin araştırıldığı bu tezde elde edilen başlıca sonuçlar aşağıda özetlenmiştir.

8.1 Genç Depo Sızıntı Suyu Karakterizasyonu

Odayeri (Kemberburgaz-İstanbul Avrupa Yakası), Kömürcüoda (Şile-İstanbul Asya Yakası, Bursa ve Hamitler (İzmir) düzenli depolama alanları sızıntı suları üzerine yapılan karakterizasyon çalışmaları incelenmiştir. En fazla 4-4,5 yıllık geçmişe sahip olan sözkonusu depolama alanlarının sızıntı suları göz önüne alınarak Türkiye için Tablo 5.4'de verilen sızıntı suyu karakterizasyonu elde edilmiştir.

Bu sızıntı suları; çok yüksek BOI_5 , KOI değerleri ile $BOI_5/KOI = 0,4-0,8$ aralığında kaldığından ve $BOI_5/TKN = 2,5-15,7 \gg 1$ olduğu için asit fazındaki genç depo sızıntı suyu özelliğine sahiptir.

Düzenli depolama alanında KOI ve BOI_5 değerleri yaz aylarında yüksek kış aylarında ise yaz aylarına göre 2/3 oranında daha düşüktür. Yaz aylarındaki yüksek KOI ve BOI_5 değerlerine katı atıkta bulunan yüksek orandaki organik madde, kış aylarındaki düşük KOI ve BOI_5 değerlerine ise katı atıkta bulunan düşük oranda organik madde sebep olmaktadır.

Sızıntı suyunda $KOI/N/P$ oranı yaklaşık $23333/4622/1 - 1564/27/1$ civarında olduğundan biyolojik arıtma için ortama fosfor ilave edilmesi gerekmektedir.

8.2 Sızıntı Suyu Miktarı

Odayeri ve Kömürcüoda düzenli depolama alanlarında sızıntı suyu miktarı yaz aylarında artmakta kış aylarında ise düşmektedir. Sızıntı suyu miktarı, Odayeri

depolama alanında 1997 kış aylarında 13400 m³/ay iken 1998 yaz aylarında 30800 m³/ay' a, Kömürcüoda depolama alanında ise 1997 kış aylarında 9100 m³/ay iken, 1998 yaz aylarında 16000 m³/ay değerlerine kadar yükselmektedir. Sızıntı suyu miktarını etkileyen en önemli unsur kış aylarında kül oranının, yaz aylarında ise organik madde oranının çok yüksek olmasıdır.

Katı atığı depolama yüksekliği ve kullanılan depolama alanı büyüklüğü sızıntı suyu miktarını etkilemektedir. Odayerinde depolanan atık miktarı Kömürcüoda'ya göre 2,5 kat daha fazla iken, çıkan sızıntı suyu sadece 1,5 kat daha fazladır. Sızıntı suyu miktarı, Odayeri depolama alanında yaz aylarında 0,17-0,20 m³/ton atık, kış aylarında 0,10-0,13 m³/ton atık iken Kömürcüoda depolama alanında yaz aylarında 0,18-0,23 m³/ton atık, kış aylarında 0,13-0,19 m³/ton atık değerindedir. Katı atık depolanan alanların büyüklüğü dikkate alındığında yıllık ortalamaya göre sızıntı suyu miktarı Odayeri depolama alanı için 37,6 m³/ha-gün, Kömürcüoda depolama alanı için 29,5 m³/ha-gün olarak hesaplanmıştır.

8.3 Sızıntı Suyu ile Anaerobik Arıtılabilirlik Çalışmaları

3-4 yıllık bir geçmişe sahip olan Odayeri düzenli depolama alanı sızıntı sularının HÇYR'de arıtılabilirlik çalışmaları yapılmıştır ve aşağıdaki netilecelere ulaşılmıştır.

8.3.1 Organik yük ve KOİ giderimi

9000-25000 mg/L KOİ değerine sahip sızıntı suyu 3,6-11 L/gün debilerle HÇYR'e beslenmiştir. Hacimsel organik yükün 3,6-19,3 kgKOİ/m³-gün civarında olduğu HÇYR'de 9 ayrı kararlı hal incelenmiş ve %84-94 KOİ giderimi sağlanmıştır. Kararlı haller dikkate alındığında organik yük arttıkça KOİ gideriminin düştüğü görülmektedir. 3,6 kgKOİ/m³.gün organik yükte %94 KOİ giderimi elde edilirken, organik yük 19,3 kgKOİ/m³-gün'e çıktığında KOİ giderme verimi %90'a düşmektedir. KOİ giderme hızı (R_L) ile organik yük arasında doğrusal bir değişim olmakta ve reaktörde ortalama %90,7 KOİ giderme verimi elde edilebilmektedir.

8.3.2 pH ve alkalinite

Reaktöre giriş pH'ı büyük bir salınım göstermesine rağmen, reaktörden çıkış pH'ı nisbeten dengelenmekte ve nötr değerler almaktadır. pH'ın 9'a yaklaşması ve alkalinitenin 7800 mg CaCO₃/L'ye çıkması amonyak inhibisyonuna sebep olmuş ve

KOI giderim verimini %62'ye kadar düşürmüştür. Yüksek miktarda amonyak ve alkalinite bulunan genç depo sızıntı sularında, inhibisyonu önlemek için giriş suyuna müdahale ederek reaktördeki pH 8'in altına tutulmalıdır.

8.3.3 Biyogaz üretimi

HÇYR'de giderilen organik yük ile gaz üretimi arasında lineer bir ilişki vardır. Giderilen gr KOI başına ortalama olarak 0,44 L gaz üretildiği (Y_{gaz}) belirlenmiştir. Metan üretimi ise 0,39 L CH_4 /gr. giderilen KOI giderilen olarak hesaplanmıştır.

8.3.4 Biyokitle birikimi

Reaktörde biyokitlenin yükseklikle değişimi üniform değildir. Çamur(biyokitle) konsantrasyonu tabandan yukarıya doğru gittikçe azalmaktadır. Reaktörün en alt noktasında 257'nci günde 85200 mg/L olan UKM (çamur) konsantrasyonu en üst noktasında 2400 mg/L' ye kadar düşmektedir. Reaktörün en alt noktasında UKM/TKM 0,27 iken en üst noktasında 0,60 civarındadır.

8.3.5 Kinetik değerlendirme

Anaerobik arıtma sürecinin kinetik değerlendirilmesi çalışmalarında, lineerleştirilmiş ikinci mertebe kinetiği esas alınmıştır. Deney verileri ile model doğrusu arasında %97,1 oranında oldukça yüksek bir korelasyon olduğu belirlenmiştir ve ikinci mertebe KOI giderim hızı, $k_{2(s)} = 5,01 \text{ gün}^{-1}$ bulunmuştur. Bu çalışmada elde edilen,

$$\theta / E = 1,058 \theta + 0,077 \quad \dots\dots\dots(8.1)$$

model denkleminde kararlı hallere ait ortalama S_0 ve θ değerleri için çıkış KOI değerleri (S) hesaplanmıştır. Bu değerler ile deneysel çalışmadan elde edilen değerler özellikle $S_0 > 15000 \text{ mg/L}$ için birbirine çok yakındır.

Türkiye'de genç depo sızıntı sularının Havasız Akışkan Yataklı Reaktör (HAKR), Havasız Hibrid Yataklı Reaktör (HHYR), Havasız Çamur Yataklı Reaktör (HÇYR) ve Havasız Filtre (HF)'de anaerobik olarak arıtılabilirliği üzerine yapılan çalışmalar ile bu çalışmanın kararlı durum sonuçlarına ikinci mertebe kinetiği uygulanmıştır. Bu durumda genelleştirilmiş ikinci mertebe kinetik modeli

$$\theta / E = 1,179 \theta + 0,01 \quad (R^2= 0,996) \quad \dots\dots\dots(8.2)$$

ifadesiyle verilebilir. Bu model 1,3-10 günlük hidrolik bekleme süreleri ve 2000-28000 mg/L giriş KOL' leri için kullanılabilecektir.

8.4 Öneriler

Bu tez sonunda aşağıdaki önerilerin ileriki çalışmalar için yararlı olacağı düşünülmektedir :

- . Sızıntı suyu miktarı ve kirlilik yükünü çok büyük oranda artıran katı atık bünyesindeki organik maddelerin kaynağında ayrılarak toplanıp değerlendirilmesi depolama alanlarının işletilmesini büyük oranda kolaylaştıracaktır. Avrupa Birliği mevzuatı gereği olarak da bu tür bir uygulamaya acilen başlanmalıdır.
- . Sızıntı sularının öncelikle evsel atıksular ile birlikte arıtımı düşünülmelidir.
- . Uygun bir arıtma seçeneği olarak Membran Bioreaktör veya Anaerobik Ön Arıtmayı takiben Ultrafiltrasyon + Ters Osmoz veya Nanofiltrasyon sistemi önerilebilir.
- . Anaerobik Arıtma sonrası MAP çöktürmesinin de ekonomik fizibilesi detaylı olarak araştırılmalıdır.

KAYNAKLAR

- Anderson, G.K. and Donelly, T.,** 1978. Anaerobic Contract Digestion for Treating High Strength Soluble Wastes, *in New Processes of Wastewater Treat. and Recovery*, pp. 210-218, Eds. Mattoch, G., Ellis Harwood PL., USA.
- Andreottola, G. and Cannas, P.,** 1995. Chemical and Biological Characteristics of Leachate, *Proc. Med-Campus Solid Waste Management and Research Network*, Boğaziçi Üniversitesi, İstanbul, 23-27 October.
- Anderson, G.K., Öztürk, I. and Saw, C.B.,** 1990. Pilot-Scale Experiences on Anaerobic Fluidized Bed Treatment of Brewery Wastes, *Water Science Tech.*, **22**(9), 157-166.
- AWWA, APHA, WEF,** 1980. Standart Methods For Examination of Water and Wastewater, Mc Graw-Hill, Washington, USA.
- Baig, S., Coulomb, I., Courant, P., Liechti, P.,** 1999. Treatment of Landfill Leachates, USA.
- Barlaz, M.A., Milke, M.W. and Ham, R.K.,** 1987. Gas Production Parameters in Sanitary Landfill Simulators, *Waste Management and Res.*, **5**, 27-32.
- Beyazıt, M., Oğuz, B.,** 1994. Mühendisler İçin İstatistik, Birsen Yayınevi, İstanbul.
- Beone, G. and Borton, G.,** 1997. A Transportable Full Scale Plant for Landfill Leachate Treatment by Reverse Osmosis and Vacuum Evaporation, *Int. Landfill Sym.*, Sardinia, **3**, 385-402.
- Bils Tad, T.,** 1997. Membrane Operations, *Water Science Tech.*, **36**(2), 17-24.
- Blakey, N.C. and Archer, D.,** 1995. Bioreactor Landfill: A Microbiological Review, *Int. Landfill Symp*, Sardinia, **1**, 97-116.

- Blakey, N.C. and Cossu, R., 1998.** Anaerobic Treatment of Landfill Leachate, *Int Training Seminar, Ucnice*, XII.1 – XII.14.
- Bogner, I., Spokas K. and Jolas, J., 1993.** Comparison of Measured and Calculated Methane Emission, *Int. Landfill Symp.*, Sardinia, **1**, 605
- Borzacconi, L., 1997.** Simultaneous Carbon and Nitrogen Removal From Sanitary Landfill Leachate, *Int. Conference On Anaerobic Digestion*, Japon, **3**, 305-308.
- Boyle, W.C. and Ham, R.K., 1974.** Biological Treatability of Landfill Leachate, *J. Water Pollut. Control Fed*, **46**(5), 860-872.
- Bull, P.S., Evans, J.V., Wechsler, R.M. and Cleland, K.J., 1983.** Biological Technology of the Treatment of Leachate from Sanitary Landfills, *Water Res.*, **17**(11), 1473-1481.
- Cameron, R.D. and Koch, F.A., 1980.** Toxicity of Landfill Leachates, *J. Water Pollut. Control Fed.*, **52**, 760.
- Carley, B.N. and Mavinic, D.S., 1991.** The Effects of External Carbon Loading on Nitrification and Denitrification of High-Ammonia Landfill Leachate, *Res. JWPCF*, **63**(1), 51-59.
- Chang, J.E., 1989.** Treatment of Landfill Leachate with an Upflow Anaerobic Reactor Combining a Sludge Bed and a Filter, *Water Science Technology*, **21**, 133-143.
- Chian, S.K. and DeWalle, F.B., 1997.** Removal of Heavy Metals from Fatty Acid Wastewater with a Completely Mixed Anaerobic Filter, *32. Int. Waste Conference*, West Lafayette, Indiana, 1977.
- Chien, P.H. and Chien, C.Y., 1997.** Nitrogen Control in Landfill Leachate Treatment, *Int. Landfill Sym.*, Sardinia, **3**, 293-301.
- Christensen, T.H. and Kjeldsen, P., 1989.** Basic Biochemical Processes in Landfills, *Sanitary Landfilling : Process., Tech., and Env. Impact.* Academic Press.

- Christensen, T.H. and Cossu, R.**, 1998. Basic processes in Landfills, *Int. Training Seminar*, Venice, II.1 – II.20.
- CH₂M HILL-ANTEL**, 1994. Katı Atık Yönetimi Etüdü, İstanbul Büyükşehir Belediyesi
- Collivignarelli, C.**, 1993. Recent Developments in Landfill Leachate Treatment Technology, *Int. Landfill Sym.*, Sardinia, **1**, 867-881.
- Contois, D.E.**, 1959. Kinetics of Bacterial Growth. Relationship Between Population Density and Specific Growth Rate of Continuous Cultures, *J. Gen. Microbial.*, **21**, 40-50.
- Cook, E.N. and Foree, E.G.**, 1974. Anaerobic Biostabilisation of Sanitary Landfill Leachate, *J. of Water Pollution Control Federation* **46**(2), 380-392.
- Cossu, R., Serra, R. and Muntoni, A.**, (1995). Physico-Chemical Treatment of Leachate, In: *Proc. Med-Campus Solid Waste Managemet and Research Network.*, 23-27 October, Boğaziçi Üniversitesi, İstanbul.
- Courrant, P. and Amar, D.**, 1995. Leachate Treatment Coupling by Membrane Reactor and Reverse Osmosis, *Int. Landfill Sym.*, Sardinia, **1**, 541-550.
- Dass, P. and Tamke, G.R.**, 1977. Leachate Production at Sanitary Landfill Sites, *Journal of the Environmental Eng. Division*, **E6**, 38.
- Ehrig, H., J.**, 1991. Control and Treatment of Landfill Leachate, A Review. Harwell 1991 Symposium : *Challenges in Waste Management*, EAE Harwel, May, **1**, 50
- Ehrig, H., J.**, 1993. Quality and Quantity of Sanitary Landfill Leachate, *Waste Management and Research*, **1**, 53-68.
- Ehrig, H., J. and Schelchase, T.**, 1993. Pollution Potential and Long Term Behaviour of Sanitary Landfills, *International Landfill Symposium*, Sardinia, **2**, 1203-1225.
- Eykamp, W. and Steen, J.**, 1992. Ultrafiltration and Reverse Osmosis, Koch Membrane Systems Inc. Wilmington, Massachussetts.

- Farquhar, G. J. and Rovers, F., A., 1973.** Gaz Production During Refuse Decomposition, *Water, Air and Soil Pollution*, **2**(1973), 483.
- Farquhar, G. J. and Rovers, F., A., 1997.** Gaz Production During Refuse Decomposition, *Int. Landfill Sym*, Sardinia, **1**, 3-12.
- Foree, E.G. and Reid, V.M., 1993.** Anaerobic Biological Stabilization of Sanitary Landfill Leachate, University of Kentucky, *Office of Research and Eng. Services. Report No. VKY TR65-73-CE17*, pp.51
- Gössele, P., et al., 1993.** Long Term Investigation of Selected Landfill Sites in the EC, Project STEP CT 90-0070-DSCN, Comission for the EC.
- Gromadecki, F., 1995.** Changing of Leachate-Properties of Never Sanitary Landfills and the Importance for Treatment, *International Landfill Symp.*, Sardinia, **1**, 391-395.
- Grau, P., Dohanyas, M. and Chudoba, J., 1975.** Kinetics of Multicomponent Substrat Removal by Activated Sludge, *Water Res.*, **9**, 337-343.
- Guiot, S.R. and Van Den Berg, L., 1985.** Performance of an Upflow Anaerobic Reactor Combining a Sludge Blanket and a Filter Treating Sugar Waste, *Biotechnology and Bioeng.*, **27**, 800-806.
- Gujer, W. and Zehnder, A.J.B., 1983.** Conversion Processes in Anaerobic Digestion, *Water Sci. Tech.*, **15**(8/9), 127-167.
- Gurijala, R. and Suflita, J. M., 1993.** Environmental Factors Influencing Methanogenesis from Refuse in Landfill Samples, *Environ. Sci. Technol.*, **27**(6), 1176-1181.
- Haarstad, K., 1997.** Methane In Landfills, *International Landfill Symposium*, Sardinia, **4**, 33-41.
- Ham, R., VD., 1979.** Recovery, Processing and Utilization of Gas Sanitary Landfills, *USUPA, EPA-600/2-79-00*, February, 133-138.
- Harmsen, J., 1983.** Identification of Organic Compounds in Leachate from a Waste Tip, *Water Res.*, **17**(6), 699-705.

- Harzt, K.E., Klink, R.E. and Ham, R.K., 1982.** Temperature Effects : Methane Generation from Landfill. *Journal of the Env. Eng. Div., ASCE*, **108**, 626
- Henry, J.G., Prasad, D. and YOUNG, H., 1985.** Studies in Anaerobic Filter Treatment of Leachates. *Proceedings Conference on New Directions and Research in Waste Treatment and Residual Management*, University of British Columbia, Vancouver, June, 297-306.
- Henry, J.G., Prasad, D. and Young, H., 1987.** Removal of Organics from Leachates by Anaerobic filter, *Water Res.*, **21**(11), 1395-1399.
- Heyer, K.V. and Stegmann, R., 1998.** Leachate Treatmet: Principles and Options, *Int Training Seminar*, Venice X.1-X.18.
- Hjelmar, O., 1989.** Characterization of Leachate from Landfilled MSWI Ash, *Proceedings of the International Conference on Municipal Waste Combustion*, Hollywood, Florida, USA, April, 11-14.
- Hjelmar, O., Johannessen, L.M., Ehrig, H.J., at al, 1995.** Composition and Management of Leachate from Landfills Within the EU, *Int. Landfill Sym.* Sardinia, **1**, 243-26.
- Ho, S.Y, Boyle , W.C. and Ham, R.K., 1974.** Chemical Treatment of Leachates from Sanitary Landfills, *J. Water Pollution Control Federation*, **46**(7), 1776-1791.
- Hohl, J., 1992.** Biological Leachate Treatment by an Upflow Fixed Bed Reactor, *Waste Management Int.*, **2**, 70, Mülthaler's Buch GmbH, München.
- Hulshoff Pol, L.W., Be Zeeuw, W.J., 1983.** Granulation in UASBR, *Water Science Technology*, **15**(8/9), 291-304.
- İnanç, B., Çallıl, B., Saatçi, A., 1999.** Characterization and Anaerobic Treatment of the Sanitary Landfill Leachate in Istanbul, *W. Science and Tech.*, **1**, 25
- İSKİ, 1995.** İSKİ Lab., İSTAÇ A.Ş. İçin Yapılan Yayınlanmamış Analiz Raporu Sonuçları, İstanbul.
- İTÜ, 1998, 1999.** İTÜ Çevre Müh. Bölümü Lab., İSTAÇ A.Ş. İçin Yapılan Yayınlanmamış Analiz Raporu Sonuçları, İstanbul.

- Iza, J., Keenan, P.J. and Switzenbaum, M.S., 1992.** Anaerobic Treatment of Municipal Solid Waste Landfill Leachate: Operation of a Pilot Scale Hybrid UASB/AF Reactor, *Water Sci. Technol.*, **25**(7), 255-264.
- Kabdaşlı, I. Tünay, O., Oztürk, I., Yılmaz, S., Arıkan, O., 1999.** Ammonia Removal from Young Landfill Leachate by Magnesium Ammonium Phosphate Precipitation and Air Stripping, *W. Sci. Tech.*, **41**(1), 337
- Karhadkar, P.P., Audic, J.M., Faump, G.M. and Khanna, P., 1987.** Sulfide and Sulfate Inhibition of Methanogenesis, *Water Res.*, **21**(9), 1061-1066.
- Keenan, J.P., Iza, J. and Switzenbaum, M.S., 1992.** Municipal Solid Waste Landfill Leachate Treatment with a Pilot-Scale, Hybrid Upflow Anaerobic Sludge Bed Filtre Reactor, Emphasizing Inorganic Solids Development, *Proc. 46th Purdue Industrial Waste Conf.* Purdue University, pp. 773-782.
- Kennedy, K.J., Hamoda, M.F. and Guiot, S.G., 1988.** Anaerobic Treatment of Leachate Using Fixed Film and Sludge Bed Systems, *J. Water Pollut. Control Fed.*, **60**(9), 1675-1683.
- Kouzelli A., Christoulas D., Bosbogianni, A., 1993.** Leachate Degradation after Recirculation, *Proceedings of the fourth Int. Landfill Symp.*, Sardinia, Italy, October, **1**, 85.
- Krug, M.N., Ham, R.K., 1997.** Field Evoluotion of Leachate Characteristics, *Int. Landils Symp.*, Sardinia, October, **2**, 151-159.
- Küçükgil, O., 1997.** Katı Atık Düzenli Depolama Sahaları Sızıntı Suyu Özellikleri Değişimini İfade Eden Bir Matematiksel Model, *Doktora Tezi*, İTÜ, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Lema, J.M., Mendez, R. and Blazquez, R., 1988.** Characteristics of Landfill Leachates and Alternatives for their Treatment: A Review, *Water, Air, and Soil Pollut.*, **40**, 223-250.
- Lettinga, G. and Hulshoff, P., 1991.** UASB Process Design for Various Types of Wastewaters, *Water Science Tech.*, **24**, 87-108.

- Liberti, L. and Notarnicola, M.,** 1997, Field Evolution of Leachate Characteristics, *Int. Landfill Symp.*, Sardinia, **2**, 151-159.
- Luning, L. and Tent, J.,** 1993. Gaseous Emission of Landfill Sites, *Int Landfill Sym.*, Sardinia, **1**, 657-668.
- Luong, J.H.J.,** 1987. Generalization of Monod Kinetics for Analysis of Growth Data with Substrate Inhibition, *Biotechnol and Bioeng.*, **29**, 242.
- Mata- Alvarez, J. and Martinez-Viturtia, A.,** 1986. Laboratory Simulation of Municipal Solid Waste Fermentation with Leachate Recycle, *Journal of Chemical Tech. and Biotechnology*, **36**, 547
- Mennricvh, A. and Albers, H.,** 1986. Anaerobic Pre-treatment of High Concentrated Landfill Leachates, *Proc. EWPCA Conf. Anaerobic Treatment: A Grown-up Technology*, Amsterdam (The Netherlands), 361-371.
- Metry, A. and Cross, F.L.,** 1976. Leachate Control and Treatment, *Environmental Monograph Series*, **7**, 101.
- Mc Bean, E.A., Rovers, F.A., Farqohar, G.I.,** 1995. Solid Waste Landfill Engineering and Design, Prentice Hall, New Jersey.
- Mc Carty, P.L. and McKinney, R.E.,** 1961. Salt Toxicity in Anerobic Digestion, *Water Pol. Control Fed. Journal*, **33**, 399.
- Mc Carty, P.L.** 1964. Anaerobic Waste Treatment Fundemantals, Part I, II, III, and IV, Public Works, pp.91-94
- Mc Carty, PL. and Smith, D.P.,** 1986. Anaerobic Wastewater Treatment, *Environ. Sci. Technol.*, **20**(12), 1200-1206.
- Monod, J.,** 1949. The Growth of Bacterial Cultures, *Ann. Rev. Microbiol*, **3**, 77.
- Mosey, F.E.,** 1983. Kinetic Descriptions of Anaerobic Digestion, *Proc. 3 rd. Int. Symp. On Anaerobic Digestion*, Boston, 170-175.
- MÜ,** 1998, 1999. Marmara Üniversitesi Lab., Yayınlanmamış Analiz Raporu Sonuçları, İstanbul.

- Nedwell, D.B. and Reynolds, P.J.**, 1996. Treatment of Landfill Leachate by Methanogenic and Sulfate-Reducing Digestion, *Water, Res.*, **30**(1), 21-28.
- Nilson, P.**, 1993. Optimizing Biogas by Controlled Deposition of Solid Waste, ISWA Yearbook 1993/4, *Int. Directory of Solid Waste Management*.
- Nolting, B., GösseleÖSSELE, P.**, 1995. Use of Water Balance for Landfill Site Monitoring, *Int. Landfill Sym.*, Sardinia, **1**, 263-284.
- Nozhevnikova, A.N., Nekrasova, V.K., Lebedev, V.S. and Lifshits, A.B.**, 1993. Microbiological Processes in Landfill, *W. Science Tech.*, **27**(2), 243-252.
- Öztürk, İ.**, 1986. Havasız Akışkan Yataklı Reaktörlerde Optimum İşletmeye Alma Stratejisi, *İTÜ Dergisi*, **44**, 26-36
- Öztürk, İ., Demir, İ.**, 1989. Havasız Çamur Yataklı Reaktörlerde Granülasyona Etki eden Faktörlerin Araştırılması, *İTÜ*.
- Öztürk, İ., Demir, İ. ve Ubay, G.**, 1990. A Unified Model for Anaerobic Treatment Systems in Instrumentation Control and Automation of Water and Wastewater Treatment and Transporting Systems, *Advanced in Water Pollution Control*, Editor: R. Briggs (ed), Pergamon Press.
- Öztürk, İ., Ubay, G. ve Ubay, E.**, 1994. Evsel Nitelikli Atıksuların Anaerobic Olarak Arıtılabilirliği ve Proses Kinetiğinin Araştırılması, *Tr. J. of Eng. and Environ. Sciences*, **18**, 175-183.
- Öztürk, İ., Ubay, G., ve Yılmaz, G.**, 1996. Sızıntı Sularının Biyolojik Arıtılabilirliği, *İTÜ, İnşaat Fak., Çevre Müh. Bölümü*.
- Öztürk, İ., Altınbaş, M., Arıkan, O., Demir, A.**, 1997. Anaerobic UASBR Treatment of Young Landfill Leachate, *Fresenius Env. Bulletin*, **8**(5/6), 389-396.
- Öztürk, İ.**, 1999. Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları, Su Vakfı Yayınları, İstanbul.

- Öztürk, İ., Altınbaş, M., Arıkan, O., Koyuncu, İ.,** 1999. Anaerobic and Membrane Reaktör Treatment of Young Landfill Leachate. *International Symp. On Anaerobic Digestion of Solid Waste*, Barcelona, June, Vol.II, 249-251.
- Öztürk, İ., Altınbaş, M., Arıkan, O., Baştürk, A., Tüylüoğlu, B. S.,** 1999. Anaerobic And Chemical Treatability of Young Landfill Leachate, *Proceeding of Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, Sardinia, Italy, October 1999, **2**, 311-318.
- Öztürk, İ., Timur, H., Altınbaş, M., Arıkan, O., Tüylüoğlu, B. S.,** 2000. Anaerobic Treatability of Leachate: A Comparative Evaluation for Three Different Reactor Systems, *Water Science Technology*, **42**(1-2), 287-292.
- Pavlostathis, S. G., Giraldo-Gomez, E.,** 1991. Kinetics of Anaerobic Treatment. Anaerobic Treatment Technology for Municipal and Industrial Wastewater. *Water Science and Tech.*, **24**(8), 35-65.
- Peters, T.A.,** 1989. Purification of Landfill Leachate with Membrane Filtration and the DT-Module, *Training Seminar, Venice*, XXIX.1 – XXIX.10.
- Pohland, F.G.,** 1971. Anaerobic Biological Treatment Process, Advanced in Chemistry Series 105. American Cinemical Society.
- Pohland, F.G.,** 1990. Leachate Recycle as Landfill Management Option. *J. Env. Eng., ASCE*, **106**, 1079-1069
- Pohland, F.G. and Harper, S.R.,** 1985. Critical Review and Summary of Leachate and Gas Production from Landfills, *EPA/600/2-86/073*.
- Qasım, S.R. and Chiang, W.,** 1994. Sanitary Landfill Leachate, Technomic Publishing Company Inc., USA.
- Rees, J.F.,** 1980. The Fate of Carbon Compounds in the Landfill Disposal of Organic Matter, *J. Chem. Tech. Biotech.*, **30**, 161-175.
- Rettenberger, G.,** 1988. Ultrafiltration and Reverse Osmosis, *Int. Training Seminar, Venice*, XVIII.1 – XVIII.6.
- Rchards, K.M. and Aitchison, E.M.,** 1991. Landfilling Greenhouse World. *Third Int. Symp.*, Sardinia, **2**, 33-43

- Robinson, H.D. and Maris, P.J., 1979.** Leachate from Domestic Waste. Generation, Composition and Treatment : A Riview, *Water Res. Centre Tech. Report TR 108. Mednenham Lab.,England, March.*
- Robinson, H.D., Barber, C. and Maris, P.J., 1982.** Generation and Treatment of Leachate from Domestic Wastes in Landfill, *W. Poll. Control*, **81**, 65-478.
- Robinson, H.D. and Maris, P.J., 1983.** The Treatment of Leachates from Domestic Wastes in Landfills, I. Medium-Strenght Leachate, *Water Res.*, **17**(11), 1537-1548
- Robinson, H.D. and Maris, P.J., 1985.** The Treatment of Leachates from Domestic Waste in Landfill Sites, *J. W. P. C. Fed.*, **57**(1), 30.
- Rosqvist, E., et al., 1997.** Water Flow In A Pilot-Scale Landfill, *International. Landfill Symp.*, Sardinia, **2**, 120
- Seyfried, C.F. and Baumgarten, G., 1995.** Operating Experiences and Runnig Costs of a Leachate Treatment Plant, *Int. Landfill Symposium*, Sardinia, **1**, 451-462.
- Serafin, G., 1998.** Landfill Leachate Treatment by Membrane Technology, *Int. Training Seminar, Venice*, XXXI.1 – XXXI.8.
- Sletten, R.S., Benjamin, M.M., Horng, J.J. and Ferguson, J.F., 1995.** Physical-Chemical Treatment of Landfill Leachate for Metals Removal, *Water Res.*, **29**(10), 2376-2386.
- Soyupak, S., 1979.** Modifications to Sanitary Landfill Leachate Organic Matter Migration Through Soil. *Ph.D. thesis*, Dept. Of Civil Eng. , University of Waterloo, Waterloo.
- Speece, R. E., 1983.** Anaerobic Biotechnology for Industrial Waste Water Treatment, *Environ. Science and Technology*, **17**, 9, 416A - 427A.
- Suflita, J.M., Gerba, C.P., Ham. R.K., Palmisana, A.C., Ratzhe, W.L. and Robinson, J.A., 1992.** The World's Largest Landfill, *Environ. Sci. Technol.*, **26**(8), 1486-1495.

- Suidan, M. T., Schroeder, A. T., Nath, R., Krishnan, E. R. and Brenner, R.C.,** 1993. Lanfill Leachate, *Water Sci. Technol.*, **27**(2), 273-282.
- Suthaker, S., Polprasert, C. and Droste, R.L.,** 1991. Sequencing Batch Anaerobic Reactors for Treatment of a High-Strength Organic Wastewater, *Water Sci. Technol.*, **23**, 1249-1257.
- Tabasaran, O.,** 1976. Überlegungen Zum Problem Deponiegas. *Müll und Abfall* 7, 304-308.
- Tchobanoglous, G.,** 1991. Wastewater Engineering Treatment and Disposal, Mc Graw-Hill, New York.
- Tchobanoglous, G., Theisen H., Vigil, S.A.,** 1993. Integrated Solid Waste Management, Engineering Principles and Management Issues, Mc Graw Hill, New York.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Eliassen, R.,** 1997. Solid Wastes, Mc Graw-Hill Book Company, New York.
- Timur, H.,** 1996. Anaerobic Treatment Kinetics of Municipal Landfill Leachate, *Ph. D. Thesis*, İTÜ, İstanbul.
- Timur, H., Öztürk, İ.,** 1997. Anaerobic Treatment Kinetics of Municipal Landfill Leachate, *Int. Conf. On Anaerobic Digestion*, Japon, **3**, 321
- Ubay, E.,** 1991. Seyreltik Atıksuların Havasız Arıtımı. *Master Tezi*, İTÜ, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Ubay, G.,** 1989. Havasız Çamur Yataklı Reaktörlerin Kinetik Modellenmesi, *Master Tezi*, İTÜ, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Ubay, G.,** 1993. Evsel Atık Suların Havasız Biyolojik Arıtımı Üzerine Bir Çalışma, *Doktora Tezi*, İTÜ, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Ubay, G., Öztürk, İ.,** 1997. Anaerobic Treatment of Olive Mill Effluents, *Water Science and Tech.*, **36**(2-3), 287-294.

- Uloth, V.C. and Mavinic, D.S.**, 1977. Anaerobic Biotreatment of a High Strenght Leachate, *J. Env. Eng., ASCE*, **103**, 647-661.
- Üner, H.**, 1999. Genç ve Yaşlı Depo Sularında Kalıcı İnert KOİ' lerin Belirlenmesi ve İnert KOİ Parametresinin Giderilmesinde Ozonlamanın Etkisi, *Bitirme Ödevi*, İTÜ, İstanbul.
- Valantini, A., Garuti, G.**, 1997. Anaerobic Degradation Kinetics of Particulate Organic Matters, *Conf. on Anaerobic Digestion*, Japon, **1**, 205
- Wen, T. C., Cheng, S. S. and Lay, J. J.**, 1995. A Kinetic model of a Recirculated Upflow Anaerobic Sludge Blanket Treating Phenolic Wastewater (Discussion), *Water Environ. Res.*, **67**(6), 1004.
- Wiegant, W.M., Claassen, J.A., Lettinga, G.**, 1985. Thermophilic Anaerobic Digestion of High Strenght Wastewaters, *Biotechnology and Bioengineering*, pp.1374-1381.
- Wright, P.J. and Austin, T.P.**, 1988. Nova Scotia Landfill Leachate Treatment Facility First of its Kind in Canada, *Env. Science and Eng.*, October, 12-14
- Wu, Y.C., Hao, D. J., Ou, K.C. and Scholze, R.J.**, 1988. Treatment of Leachate from Solid Waste Landfill Site Using a Two-Stage Anaerobic Filter, *Biotechnol and Bioeng.*, **31**, 257-266.
- Yalçın, F.**, 1998. Membran Proseslerle Endüstriyel Atıklarda Renk Giderimi, *Doktora Tezi*, İTÜ, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Young, J.C.**, 1991. Factors Affecting the Design and Performance of Flow Anaerobic Filtres, *Water Scince Tech.*, **24**, 133-135.
- YTÜ**, 1996. Yıldız Teknik Üniversitesi Çevre Müh. Bölümü Lab., İSTAÇ A.Ş. İçin Yapılan Yayınlanmamış Analiz Raporu Sonuçları, İstanbul.
- Yuen, S.T.S. and Styles J.R.**, 1995. An Active Landfill Management by Leachate Recirculation, *Int. Landfill Sym., Sardinia*, **1**, 403-418.

Zapf-Gilje, R., 1979. Effect of Temperature on Two-Stage Biostabilisation of Landfill Leachate. *Master's Thesis*, Dept. Of Civil Eng., University of British Columbia, Vancouver.

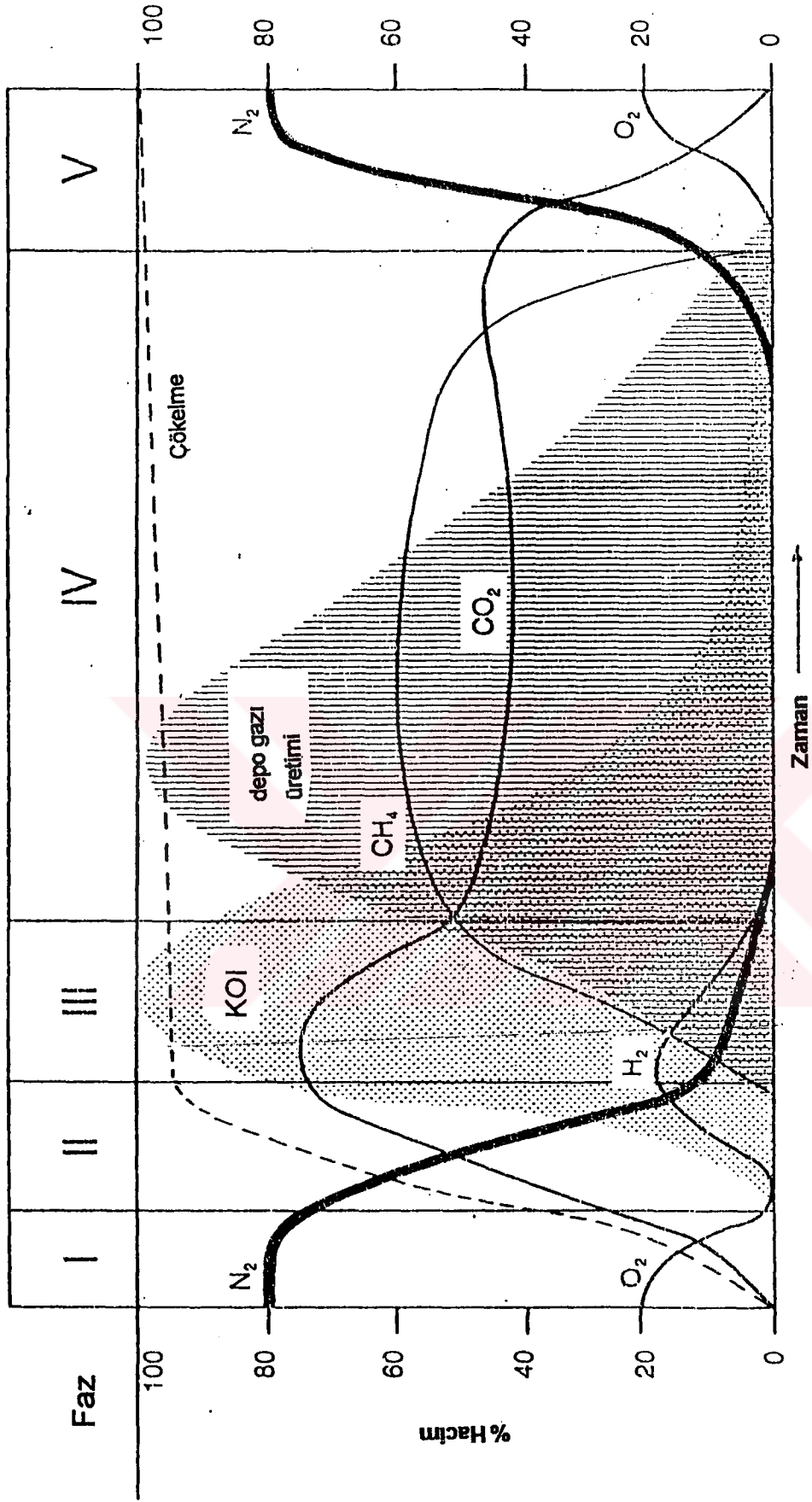
Zeew, W.J., 1994. Acclimation of Anaerobic Sludge for UASBR Start-up, *Ph. D. Thesis*, Agricultural University, Netherland.



EK B : Literatürde Sızıntı Suyu İle İlgili Yapılan Çalışmalar

Tablo B.1 : Sızıntı sularına ait çeşitli stabilizasyon kademelerindeki tipik kirlетici konsantrasyonlar (Pohland, 1985)

Parametre (mg/L)	Biyolojik Stabilizasyon Fazları				Aralık Değeri
	Geçiş fazı	Asit fazı	Metan fazı	Nihai Stabilizasyon fazı	
BOL ₅	100-10900	1000-57500	600-3400	4-120	4-57700
KOL	480-18000	1500-71100	580-9760	31-900	31-71700
TOK	100-3000	500-27700	300-2230	70-260	70-27700
UYA (mgHAc/L)	100-300	3000-18800	250-4000	-	0-18800
BOL/KOL	0.23-0.87	0.4-0.8	0.17-0.64	0.02-0.13	0.02-0.87
KOL/TOK	4.3-4.8	2.1-3.4	2.0-3.0	0.4-2.0	0.4-4.8
TKA	180-860	14-1970	25-82	7-490	7-1970
NO ₃ -N	0.1-5.1	0.05-19	Yok	0.5-0.6	0-5.1
NH ₃ -N	120-125	2-1030	6-430	6-430	2-1030
NH ₃ -TKA	0.1-0.9	0-0.98	0.1-0.84	0.5-0.97	0-1
T.Fosfor	0.6-1.7	0.2-120	0.7-14	0.2-14	0.2-120
Alkalinite (mgCaCO ₃ /L)	200-2500	140-9650	760-5050	200-3520	140-9650
TKM	2450-2050	4120-55300	2090-6410	1460-4640	1460-55300
pH	6-7	4.7-7.7	6.3-8.8	7.1-8.8	4.7-8.8
ORP-potansiyeli (mV)	(+40)-(+80)	(+80)-(-240)	(-70)-(-240)	(+97)-(+163)	(-240)-(+163)
Cu	0.085-0.39	0.005-2.2	0.03-0.18	0.02-0.056	0.005-2.2
Fe	68-312	90-2200	115-336	4-20	4-2200
Pb	0.001-0.004	0.01-1.44	0.01-0.1	0.01-0.1	0.001-1.44
Mg	66-96	3-1140	81-505	81-190	3-1140
Mn	0.6	0.6-41	0.6	0.6	0.6-41
Ni	0.02-1.55	0.03-79	0.01-1.0	0.07	0.02-79
K	35-2300	35-2300	35-2300	35-2300	35-2300
Na	20-7600	-	-	-	20-7600
Zn	0.06-21	0.06-21	0.4-6.0	0.4	0.06-220
Cl ⁻	30-5000	30-5000	30-5000	30-5000	30-5000
SO ₄ ⁴⁻	10-458	10-3240	-	5-40	5-3240
Cd	190-490	70-3900	76-490	76-254	70-3900
Cr	0.023-0.28	0.06-18	0.05	0.05	0.02-18
İletkenlik (μS/cm)	2450-3310	1600-17100	2900-7700	1400-4500	1400-17100
T.Koliform (1/100mL)	1-10 ⁵	1-10 ⁵	-	-	1-10 ⁵
Fekal Koliform (1/100 mL)	1-10 ⁵	1-10 ⁵	-	-	1-10 ⁵



Şekil B.1 : Katı atıkların stabilizasyonu esnasında bazı parametrelerin zamanla değişimi (Farquar v.d., 1997)

Tablo B.2 : Değişik sularda azot konsantrasyonları (Mc Bean v.d., 1995)

	Depo Yaşı (Yıl)	NH ₃ -N (mg/L)	Org-N (mg/L)	NO ₃ -N (mg/L)
Kanalizasyon suyu	-	15	10	0
YAS	-	0	0	5
Genç depo sızıntı suyu	1	1000-2000	500-1000	0
Almanya'da depo sızıntı suyu	12	1100	-	-
İllinois depo sızıntı suyu	15	860	-	-
Rainham depo sızıntı suyu	24	17	-	-
Waterleo depo sızıntı suyu	35	12	-	-

Tablo B.3 : Asit fazı ve metan fazında sızıntı suyu özellikleri (Krug, 1997).

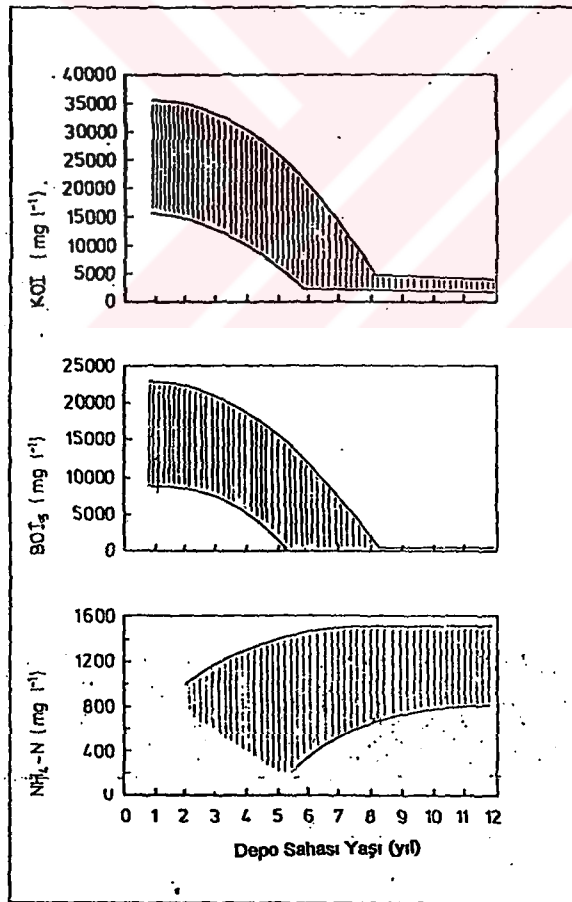
Parametre		Asit Fazı	Metan Fazı
BOI ₅	mg/L	10-50000	10-2000
KOI	mg/L	100-62000	50-7500
pH	-	4.5-7.0	7.0-8.2
Sertlik	mg/L	100-14000	100-6000
Demir	mg/L	10-1100	10-400
Kadmiyum	mg/L	1-130	1-20
İletkenlik	Umho	500-35000	500-20000
Klorür	mg/L	10-6000	10-4500
Sodyum	mg/L	10-3700	10-2000

Tablo B.4 : Sızıntı suyu karakteristiklerinin depo yaşına göre değişimi (Mc Bean v.d., 1995)

Parametre (mg/L)	1 yıl	5 yıl	15 yıl
BOI	20000	2000	50
TKN	2000	400	70
Amonyak-N	1500	350	60
TÇK	20000	5000	2000
Klor	2000	1500	500
Sülfat	100	400	50
Fosfat	150	50	-
Kalsiyum	2500	900	300
Sodyum, Potasyum	2000	700	100
Demir, Magnezyum	700	600	100
Alüminyum, Çinko	150	50	-

Tablo B.5 : Sızıntı suyu özelliklerinin depo yaşına göre değişimi (Timur, 1996)

Parametreler	<1 Yıl	<5 Yıl	<10 Yıl
pH	4,8-5,2	5,0-6,6	5,6-6,1
KOl (mg/L)	19700-45300	137-34900	293-10600
TOK (mg/L)	7300-16350	83-9,150	108-3080
Toplam Katı (mg/L)	10000-33000	718-18400	1920-5350
TÇK (mg/L)	5350-20330	124-10300	770-3300
Alkalinite (mg/L)	4150-7700	184-7600	1240-2900
Klor (mg/L)	620-1880	5,3-730	115-193
Cd (mg/L)	0,005-0,89	<0,001-0,162	<0,05-0,009
Cr (mg/L)	0,09-16,8	0,003-0,410	0,025
Cu (mg/L)	0,03-0,12	0,009-0,09	0,025
Fe (mg/L)	308-1,136	195-1820	98,7-855
Pb (mg/L)	0,077-3,15	0,003-0,082	<0,05-0,08
Zn (mg/L)	46-298	0,18-75	<0,025-0,167



Şekil B.2 : Depo yaşına göre sızıntı suyundaki KOI, BOI, NH₄-N değişimi (Ehrig v.d., 1993).

Tablo C.1 : Fiziksel –kimyasal arıtma ile sızıntı suyu arıtımı çalışmaları

Arıtma Prosesi	Başlangıçta KOİ mg/L	BOİ KOİ	KOİ TOK	Arıtma Sistemi	KOİ Giderimi %	Doz	Referans
Yumaklaştırma ve Ç+A1öktürme	14,9	0,45	3,45	Kireç	13	2,760mg/L Ca(OH) ₂	Cook ve Foree(1974)
	9,1	0,75	-	Demir klorür	16	1000mg/L	Ho v.d.(1974)
	9,1	0,75	-	Alüm	5	1000mg/L	
	10,8	0,74	-	Kireç	4	1840mg/L	
	558	0,27	-	Anaerobik çürütücü çıkış suyunun kireç ile arıtımı	8	2700 mg/L	
	366	0,11	-	Anaerobik çürütücüye müteakip havalandırılmalı lagünden çıkan suyun kireç ile arıtımı	29	1400 mg/L	
	4800	0,66	-	Alüm ve kireç	40	2250 mg/L Al ₂ (SO ₄) ₃ 800 mg/L CaO 2500mg/L	Kaar (1972)
				Demir sülfat	13		
	3400	0,81	-	Kireç	0	100mg/L	Rogers(1973)
	1240	0,66	2,78	Kireç ve havalandırma	8	210mL Doymuş kireç/ L sızıntı suyu	
	1234	0,68	2,88	Demir ve havalandırma	0	200mg/L FeCl ₃	Simensen ve Odegaard(1971)
	1234	0,68	2,88	Alüm ve havalandırma	11	180mg/L Al ₂ (SO ₄) ₃	
	5033	0,6	-	Kireç	24	1350mg/L	Thornton ve Blanc(1973)
	12923	0,57	-	Kireç	26	1200mg/L	Van Fleet v.d.(1974)
	2000	0,36	-	Alüm	31	2700mg/L	

Tablo C.1 : Fiziksel - kimyasal arıtma ile sızıntı suyu arıtımı (Devam)

Arıtma Prosesi	Başlangıçta KOİ mg/L	BOİ KOİ	KOİ TOK	Arıtma Sistemi	KOİ Giderimi %	Doz	Referans
	2820	0,65	2,89	Kireç	26	450mg/L	Chian ve De Walle(1977) Fillos v.d.(1990)
	2000	-	0,1	Alüm ve katyonik polimer	45	200mg/L Alum ve 330mg/L polimer	
Aktif Karbon ve İyon Değişirme Adsorbsiyonu	330	0,07	2,57	Havalandırma lagun çıkış suyunun doldur boşalt aktif karbon arıtımı	25	200mg/L Alum	Cook ve Foree(1974)
					70	-	
	3290	0,45	3,45	Kireç ile arıtılmış suyun aktif karbon kolonu ile arıtımı	81	15d.HRT ilk Hacimden sonra	Cook ve Foree(1974)
	4920	0,75	-	Aktif karbon, doldur boşalt	34	16000mg/L	Ho v.d.(1974)
	7213	0,75	-	Aktif karbon, kolon	59	45d.HRT	
	5500	0,66	2,73	Aktif karbon, doldur boşalt	60	3 hacim devirden sn. 160000mg/L	Karr(1972) Pohland ve Kang(1975)
	184	0,18	1,5	Aktif çamur arıtımına müteakip doldur boşalt karbon arıtımı	91	10000mg/L	
	120	0,18	150	Aktif çamur arıtımına müteakip iyon değişimi arıtımı	58	5000mg/L Katyon ve anyonik reçine karışımı	
	2000	0,36	-	Aktif karbon kolonu	71		Van Fleet v.d.(1974)
	632	0,65	2,89	Alum ile arıtılma müteakip aktif karbon kolonu	94		
	346	Küçük 0,1	2,55	Aktif karbon kolonu	70		Chian ve De Walle(1977)
	527	Küçük 0,1	2,46	Havalandırma lagun'a müteakip aktif karbon kolonu Havalandırma lagun'a müteakip iyon değişimi kolonu	50		

Tablo C.1 : Fiziksel - kimyasal arıtma ile sızıntı suyu arıtımı arıtımı (Devam)

Aritma Prosesi	Başlangıçta KOİ mg/L	BOİ KOİ	KOİ TOK	Aritma Sistemi	KOİ Giderimi %	Doz	Referans
	932	-	2,9	Anaerobik filtreye müteakip aktif karbon kolonu	50		
Kimyasal Oksidasyon	522	Küçük 0,1	2,7	Anaerobik filtre + havalandırmayı müteakip aktif karbon kolonu	70		
	330	0,07	2,57	Klorlama	33	65 mL/L	Cook ve Foree(1974)
	1500	0,75	-	Kalsiyum hipoklorit ile Klorlama	8	8000 mg/L	Ho v.d.(1974)
	7162	0,75	-	Ozonlama	37	4st. 7700 mg O ₃ /L	
	4800	0,66	2,73	Klorlama	22	2000 mg/L Klor	Karr(1972)
Ters Osmoz	139	0,04	2,1	Ozonlama	22	4st. 34 mg O ₃ /L	
	1250	-	2,9	Anaerobik filtreye müteakip ozonlama	37		
	627	-	2,5	Havalandırılmalı laguna müteakip ozonlama	48	3 st. 400 mg O ₃ /L	
	53,3	0,65	2,89	pH 5,5 seluloz asetat membran ile ters osmoz	0,56	%50 lçinden geçirme verimi	Chian ve De Walle(1977)
	53,3	0,65	2,89	pH 8,0 seluloz asetat membran ile ters osmoz	89	%50 lçinden geçirme verimi	
	900	-	2,9	Anaerobik filtreye müteakip ters osmoz	98	%77 lçinden geçirme verimi	
	536	-	2,5	Havalandırılmalı lagun'a müteakip ters osmoz, seluloz asetat membran	95	%50 lçinden geçirme verimi	

Tablo E.3 : Evsel atık düzenli depolama alanı sızıntı suyu karakterizasyonu (Ehrig 1990, Kruse 1994)

Parametre	Sızıntı Suyu (Ehrig, 1990)				Sızıntı Suyu (Kruse, 1994)			
	Asit fazı		Metan Fazı		Asit Fazı		Metan Fazı	
	Min-Max	Ortalama	Min-Max	Ortalama	Min-Max	Ortalama	Min-Max	Ortalama
pH	4,5-7	6	7,5-9	8	6,2-7,8	7,4	6,7-8,3	7,5
KOI	6.000-60.000	22.000	500-4.500	3.000	950-40.000	9.500	700-28.000	3.400
BOI ₅	4.000-40.000	13.000	20-550	180	600-27.000	6.300	200-10.000	1.200
TOC	1.500-25.000	7.000	200-5.000	1.300	350-12.000(2)	2.600(2)	300-1.500(2)	880(2)
AOX	540-3.450	1.674	524.2.010	1.040	260-6.200	2.400	260-3.900	1.545
org-N	10-4.250	600	10-4.250	600				
NH ₄ -N	30-3.000	750	30-3.000	750	17-1.650	740	17-1.650	740
TKN	40-3.425	1,35	40-3.425	1,350	250-2.000	920	250-2.000	920
NO ₂ -N	0-25	0,5	0-250	0,5				
NO ₃ -N	0,1-50	3	0,1-50	3				
SO ₄	70-1.750	500	10-420	80	35-925	200	20-230	90
Cl	100-5.000	2.100	100-5.000	2.100	315-12.400	2.150	315-12.400	2.150
Na	50-4.000	1.350	50-4.000	1.350	1-6.800	1.150	1-6.800	1.150
K	10-2.500	1.100	10-2.500	1.100	170-1.750	880	170-1.750	880
Mg	50-1.150	470	40-350	180	30-600	285	25-300	150
Ca	10-2.500	1.200	20-600	60	80-2.300	650	49-310	150
Top-P	0,1-30	6	0,1-30	6	0,3-54	6,8	0,3-54	6,8
Cr	0,03-1,6	0,3	0,3-1,6	0,3	0,002-0,52	0,155	0,002-0,53	0,155
Fe	20-2.100	780	3-280	15	3-500	135	2-120	36
Ni	0,02-2,05	0,2	0,02-2,05	0,2	0,01-1	0,19	0,01-1	0,19
Cu	0,004-1,4	0,08	0,004-1,4	0,08	0,005-0,56	0,02	0,005-0,56	0,09
Zn	0,1-120	5	0,03-4	0,6	0,05-16	02.Şub	0,06-1,7	0,6
As	0,005-1,6	0,16	0,005-1,6	0,16	0,0053-0,11	0,0255	0,0053-0,11	0,0255
Cd	0,0005-0,14	0,006	0,0005-0,14	0,006	0,0007-0,525	0,0375	0,0007-0,525	0,0375
Hg	0,0002-0,01	0,01	0,0002-0,01	0,01	0,000002-0,025	0,0015	0,000002-0,025	0,0015
Pb	0,008-1,02	0,09	0,008-1,02	0,09	0,008-0,4	0,16	0,008-0,4	0,16

EK E : Sızıntı Suyu Karakterizasyonu Ve Miktarının Belirlenmesi İle İlgili Yapılan Çalışmalar

Tablo E.2 : Genç ve yaşlı depo sızıntı suyu karakteristikleri (Tchobanoglous v.d.,1993)

Parametre	Genç Depo (2 yıldan az)			Yaşlı Depo (10 yıldan fazla)	
	Minumum	Maksimum	Ortalama	Minumum	Maksimum
pH	4,5	7,5	6	6,6	7,5
KOl	3000	60000	18000	100	500
BOİ	2000	30000	10000	100	200
TOK	1500	20000	6000	80	80
AKM	200	20000	500	100	160
Org-N	10	800	200	80	120
NH ₃ -N	10	800	200	20	40
Top-P	5	100	30	5	10
Alkalinite	1000	10000	3000	200	1000
Ca	200	3000	1000	100	400
Mg	50	1500	250	50	200
KOl	200	1000	300	50	400
Na	200	2500	500	100	200
Cl	200	3000	500	100	400
SO ₄	50	1000	300	20	50
Fe	50	1200	600	20	200

pH hariç tüm parametrelerin birimi mg/L

Tablo E.1 : Depo yaşına göre sızıntı suyu karakteristikleri (Chian ve De Walle, 1976, 1977 a)

Parametre	Depo Yaşı		
	1 yıl	5 Yıl	16 Yıl
pH	5,2-6,4	6,3	
KOl	10000-40000	8000	400
BOİ	7500-28000	4000	80
Top.Çöz.Mad	10000-14000	6794	1200
AKM	100-700		
Alkalinite	800-4000	5180	2250
Top- P	25-35	12	8
Ca	900-1700	308	109
Na	450-500	810	34.
K	295-310	610	39
SO ₄	400-650	2	2.
Mn	75-125	0,06	0,6
Mg	160-250	450	90
Fe	210-235	6,3	0,6
Zn	10-30.	0.1	0.1
Cu		<0,5	<0,5
Cd		<0,05	<0,05
Pb		0,5	1

pH dışında tüm parametreler mg/L

Tablo E.4 Bursa düzenli depolama alanı sızıntı suyu karakteristiği(Küçükgil, 1997)

Tarih	KOİ (mg/L)	BOİ ₅ (mg/L)	pH
3,1,98	30000	23000	7,2
17,1,98	56000	43000	7,2
9,2,98	42000	34500	7,2
21,2,98	27000	18000	7,4
7,3,98	34500	25000	6,8
21,3,98	20000	14000	7,1
4,4,98	17000	10500	7,3
15,4,98	20000	13000	7,2
2,5,98	22000	15000	7,3
16,5,98	21500	14500	6,8
30,5,98	18000	11500	6,8
18,6,98	22500	14500	7,2
25,6,98	34000	20000	7,2
11,7,98	37000	25500	6,7
24,7,98	44000	27000	6,7
31,7,98	52000	34000	6,4
15,8,98	55000	39000	7,7
22,8,98	35000	18000	7,1
29,8,98	18000	13000	7
5,9,98	47000	30000	6,7
19,9,98	53000	39000	7
9,10,98	19000	14000	7,2
14,11,98	43500	33000	7,5

Tablo E.5 Hamitler (İzmir) Düzenli Depolama Alanı Sızıntı Suyu Karakteristiği (Timur, 1996)

Parametre	10.11.1993	14.11.1994	19.01.1995	01.06.1995
pH	7,52	7,8	7,3	7,8
TOK	4550	5770	5110	6000
BOİ ₅	6900	11000	10980	10750
KOİ	14900	19070	16170	19980
AOX	784-823	520		
NH ₄ -N	2780-3290	1470	1120	2524
NO ₃ +NO ₂ -N	1414	155		95
TKN	2580	1610	1350	2650
Alkalinite	13050	7040	7260	12120
Uçucu Asit		9490	9830	7730
F	460	650		
Cl	6330	5620		
SO ₄	142	352		
PO ₄ -P		48	79	66
İnorg. C		735	479	2060
Top.Çöz.Mad.		22570	15590	22080
Fe		14,2	44	
Zn		0,38	1,06	
Mg		640	364	
Mn		0,11	5,3	
Ca		97	788	
Cd		<0,01	<0,01	
Cr		<0,02	0,78	
Cu		0,02	0,13	
Pb		<0,04	<0,04	
Ni		0,45	0,32	

pH hariç tüm parametrelerin birimi mg/L

Tablo E.6: Hamitler(Izmir) depolama alanında seçilen özel hücrede sızıntı suyu bileşenlerinin değişimi (Küçükil, 1997)

Parametreler							
Gün	KOI	AKM	Sülfat	Kurşun	Nikel	pH	Kadmiyum
1	69640	1050	1820	0	0.3	7.3	0
8	64520	1204	1538	0.23	0.876	7.2	0
15	65520	953	1354	0.043	1.429	7.3	0.002
22	61980	1110	1631	0.17	1.4	7.1	0.013
29	63600	874	1534	0.05	1.52	6.8	0.02
36	64350	941	1356	0.16	1.619	6.7	0.041
43	59620	902	1421	0.39	1.34	6.6	0.032
50	57980	798	1374	0.47	1.47	6.6	0.023
57	56740	958	1359	0.35	1.87	6.4	0.018
64	61530	732	1436	0.54	2.057	6.3	0.011
71	57680	675	1245	0.41	1.984	6.2	0.01
78	55610	541	1095	0.49	2.196	6.3	0.02
85	44080	1004	1110	0.31	1.75	6.1	0.015
92	51610	671	954	0.68	1.89	6.1	0.011
99	60200	543	1007	0.5	2.234	5.9	0.01
106	55870	498	1020	0.64	2.203	5.6	0.01
113	53180	562	932	0.67	0.89	5.7	0.008
120	52600	548	892	0.7	1.85	5.5	0.005
127	48090	510	946	0.58	1.47	5.9	0.009
134	47520	497	851	0.54	1.58	6.1	0.009
141	49020	554	1038	0.59	1.06	6.2	0.013
148	6840	65	271	0.17	0.42	6.4	0
155	7995	66	254	0.14	0.36	6.6	0
162	6630	213	205	0.09	0.47	6.9	0
169	7220	53	120	0.12	0.29	7.1	0.001
176	6903	82	86	0.16	0.32	7	0.001
183	12402	11	311	0.25	0.98	7.5	0.001
190	17082	131	379	0.38	0.44	7.8	0
197	12168	228	131	0.28	0.46	8.3	0
204	21550	130	423	0.32	0.68	7.9	0
211	22080	92	520	0.15	0.29	7.9	0
218	17550	250	343	0.12	0.14	7.9	0
225	23250	183	455	0.14	0.25	7.9	0
232	18915	59	270	0.25	0.22	8	0
239	12090	60	49	0.16	0.27	8.1	0
246	14440	128	77	0.12	0.24	7.8	0.01
253	12920	342	202	0.14	0.27	8	0

pH hariç tüm değerler mg/L

Tablo E.6 : Hamitler(Izmir) depolama alanında seçilen özel hücrede sızıntı suyu bileşenlerinin değişimi (Küçükil, 1997) (Devam)

Parametreler							
Gün	KOI	AKM	Sülfat	Kurşun	Nikel	pH	Kadmiyum
260	15620	118	154	0,07	0.26	7.8	0
267	11180	331	162	0.07	0.39	7.8	0
274	10410	148	251	0.1	0.42	7.7	0
281	4370	80	105	0.05	0.23	8.2	0
288	4484	143	62	0.05	0.25	8.2	0
295	3392	389	104	0.05	0.21	8.2	0
302	3276	285	52	0.04	0.2	8.3	0
309	3373	401	157	0.08	0.29	8.3	0
316	3040	134	125	0.04	0.27	8.4	0
323	3173	198	146	0.05	0.23	8.4	0
330	3078	188	167	0.06	0.27	8.5	0
337	2907	250	224	0.03	0.22	8.4	0
344	3762	124	112	0.03	0.25	8.4	0
351	3306	90	69	0	0.15	8.6	0
358	3800	32	257	0	0.16	8.5	0
365	3139	78	58	0.01	0.33	8.7	0
372	3040	14	94	0.01	0.32	8.7	0
379	3439	38	41	0.014	0.16	8.6	0.001
386	3230	53	78	0	0.3	8.6	0.001
393	3021	56	30	0.01	0.35	8.6	0
400	2926	56	47	0.01	0.37	8.7	0
407	2850	27	138	0.01	0.35	8.2	0
414	2774	47	272	0.02	0.213	8.4	0.003
421	8812	82	116	0.01	0.195	8.4	0
428	2527	31	132	0.009	0.186	8.4	0
435	2788	40	44	0.01	0.178	8.4	0
442	2793	31	32	0.019	0.158	8.2	0
449	2793	316	133	0.019	0.146	8.3	0
456	2850	76	26	0.013	0.149	8.5	0.001
463	2793	22	26	0.005	0.145	8.4	0
470	8212	41	23	0.012	0.138	8.4	0.001
477	2683	25	34	0.015	0.135	8.3	0
484	2905	52	22	0.02	0.148	8.4	0.004
491	2496	56	17	0.016	0.125	8.4	0.004
498	2809	39	32	0.014	0.129	8.3	0
505	2785	48	28	0.009	0.115	8.4	0
512	2576	51	37	0.011	0.11	8.4	0.001

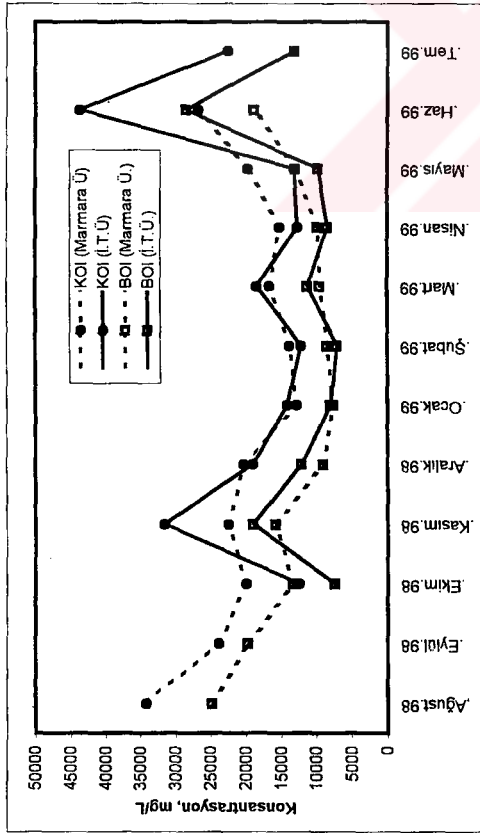
pH hariç tüm değerler mg/L

Tablo E.7 : Odayeri depolama alanı sızıntı suyu değerleri

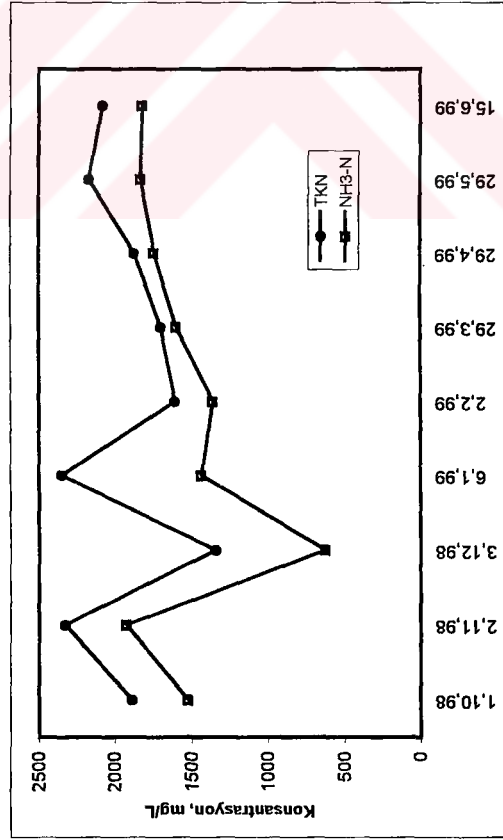
	Katı Atık (ton/ay)	Toplam Döküm Alanı (ha)	Sızıntı Suyu (m ³ /ay)	Sızıntı Suyu (m ³ /ton atık)	Sızıntı Suyu (m ³ /ha-gün)
Eylül 97	133200	15	15100	0,11	33,6
Ekim 97	139900	15	17600	0,13	39,1
Kasım 97	135300	15	20400	0,15	45,3
Aralık 97	138100	15	15200	0,11	33,8
Ocak 98	138700	15	16300	0,12	36,2
Şubat 98	129900	15	13400	0,10	29,8
Mart 98	134100	15	16000	0,12	35,6
Nisan 98	135400	15	19800	0,15	44,0
Mayıs 98	136000	15	21600	0,16	48,0
Haz. 98	146100	17	25500	0,17	50,0
Tem 98	154400	17	29000	0,19	56,9
Ağus 98	153200	17	30800	0,20	60,4
Eylül 98	155300	25	29400	0,19	39,2
Ekim 98	155900	25	19200	0,12	25,6
Kasım 98	153700	25	20400	0,13	27,2
Aralık 98	178300	25	21700	0,12	28,9
Ocak 99	176700	25	22800	0,13	30,4
Şubat 99	181600	25	18400	0,10	24,5
Mart 99	195300	25	26100	0,13	34,8
Nisan 99	179900	25	23600	0,13	31,5
Mayıs 99	182600	25	22300	0,12	29,7

Tablo E.8 : Kömürcüoda (Şile) depolama alanı sızıntı suyu değerleri

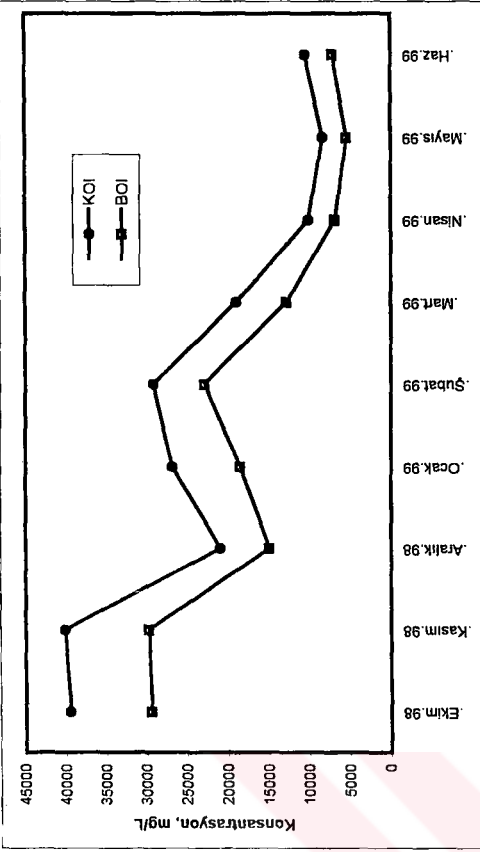
	Katı Atık (ton/ay)	Toplam Döküm Alanı (ha)	Sızıntı Suyu (m ³ /ay)	Sızıntı Suyu (m ³ /ton atık)	Sızıntı Suyu (m ³ /ha-gün)
Eylül 97	63200	13	11000	0,17	28,2
Ekim 97	69900	13	11300	0,16	29,0
Kasım 97	68400	13	9100	0,13	23,3
Aralık 97	76400	13	9700	0,13	24,9
Ocak 98	72300	13	10400	0,14	26,7
Şubat 98	66700	13	9900	0,15	25,4
Mart 98	71700	13	13000	0,18	33,3
Nisan 98	70600	13	15200	0,22	39,0
Mayıs 98	70300	13	16400	0,23	42,1
Haz. 98	75800	13	15600	0,21	40,0
Tem 98	76600	13	16000	0,21	41,0
Ağus 98	73300	13	13000	0,18	33,3
Eylül 98	74200	17	11600	0,16	22,7
Ekim 98	76200	17	14400	0,19	28,2
Kasım 98	75000	17	13300	0,18	26,1
Aralık 98	82700	17	13700	0,17	26,9
Ocak 99	79600	17	14900	0,19	29,2
Şubat 99	73700	17	12300	0,17	24,1
Mart 99	82400	20	14500	0,18	24,2
Nisan 99	76700	20	15500	0,20	25,8
Mayıs 99	76600	20	15700	0,20	26,2



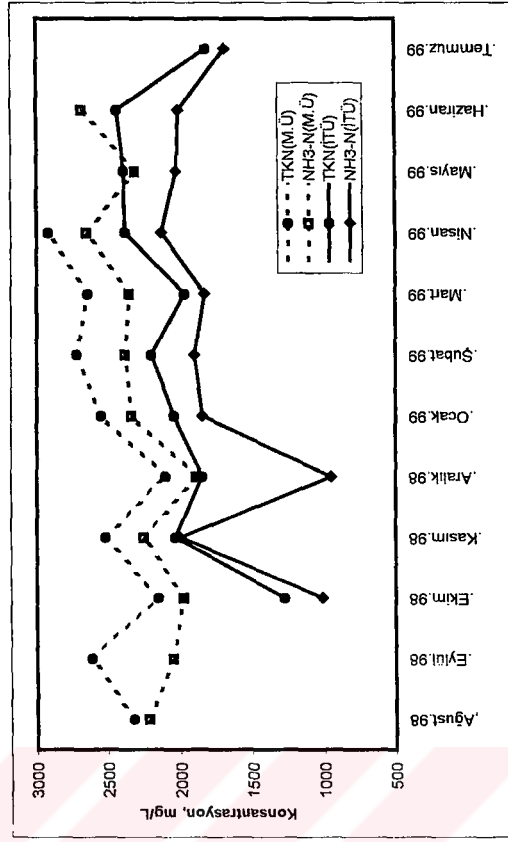
Şekil E.1 Kömürçüoda düzenli depolama alanı sızıntı suyu KOİ ve BOİ₅ değerleri (İ.T.Ü. ve M.Ü., 1998, 1999)



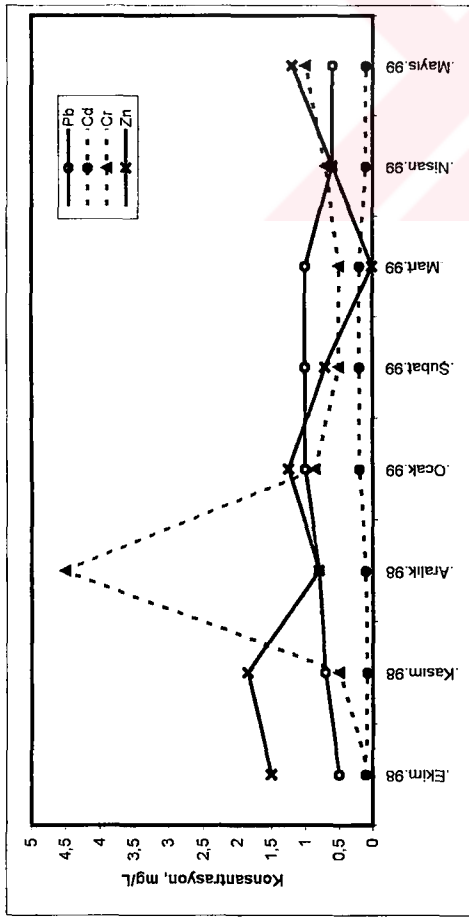
Şekil E.3 Odayeri düzenli depolama alanı sızıntı suyu TKN ve NH₃-N değerleri (İ.T.Ü., 1998, 1999)



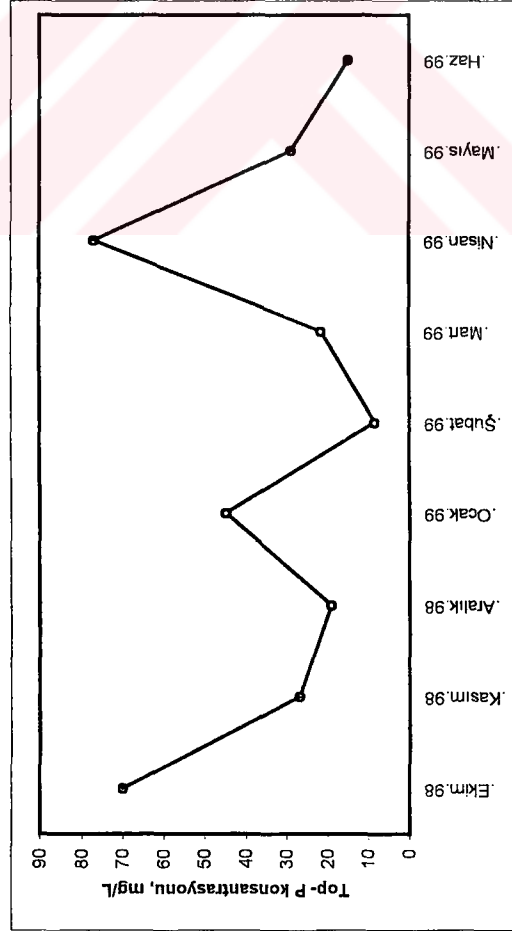
Şekil E.2 Odayeri düzenli depolama alanı sızıntı suyu KOİ ve BOİ₅ değerleri (İ.T.Ü., 1998, 1999)



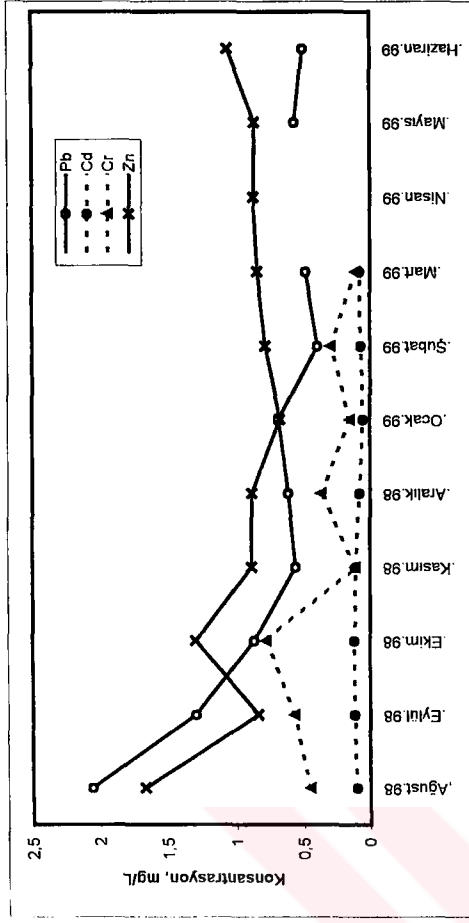
Şekil E.4 Kömürçüoda düzenli depolama alanı sızıntı suyu TKN ve NH₃-N değerleri (İTÜ ve MÜ, 1998, 1999)



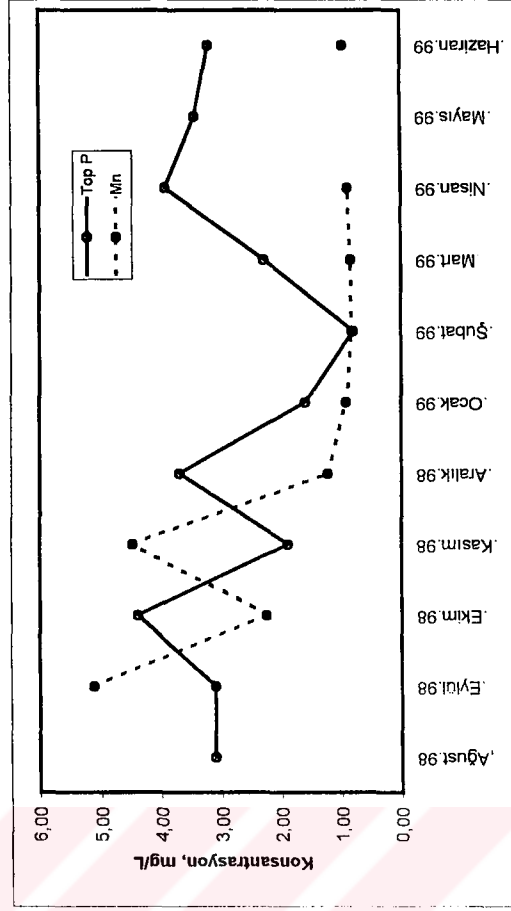
Şekil E.5 : Odayeri düzenli depolama alanı sızıntı suyu
Pb, Cd, Cr ve Zn değerleri (I.T.Ü., 1998, 1999)



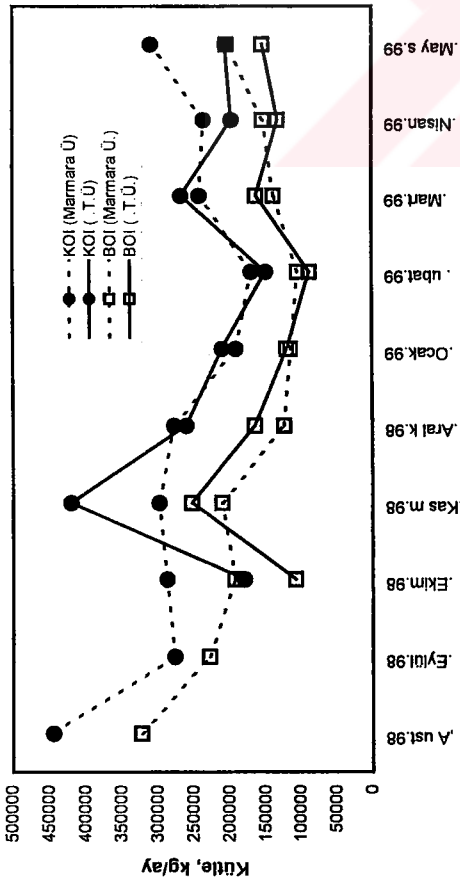
Şekil E.7 : Odayeri düzenli depolama alanı sızıntı suyu
Top-P değerleri (I.T.Ü., 1998, 1999)



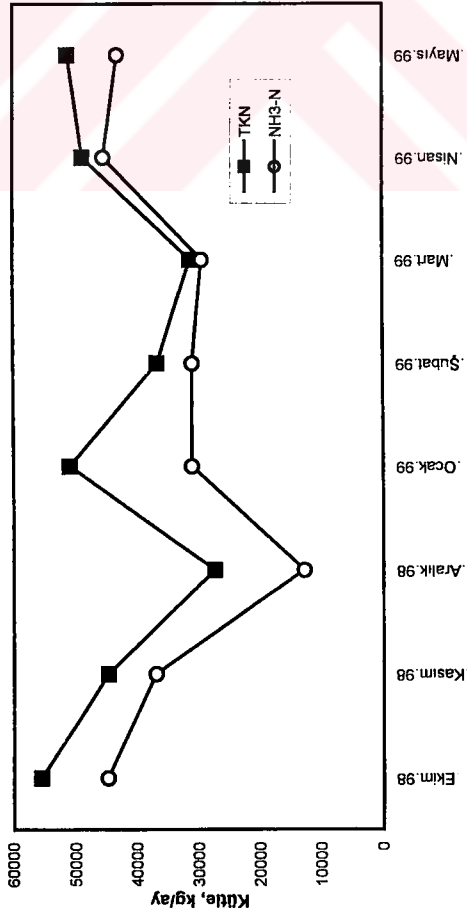
Şekil E.6 : Kömürcüoda düzenli depolama alanı sızıntı suyu
Pb, Cd, Cr ve Zn değerleri (Marmara Ü., 1998, 1999)



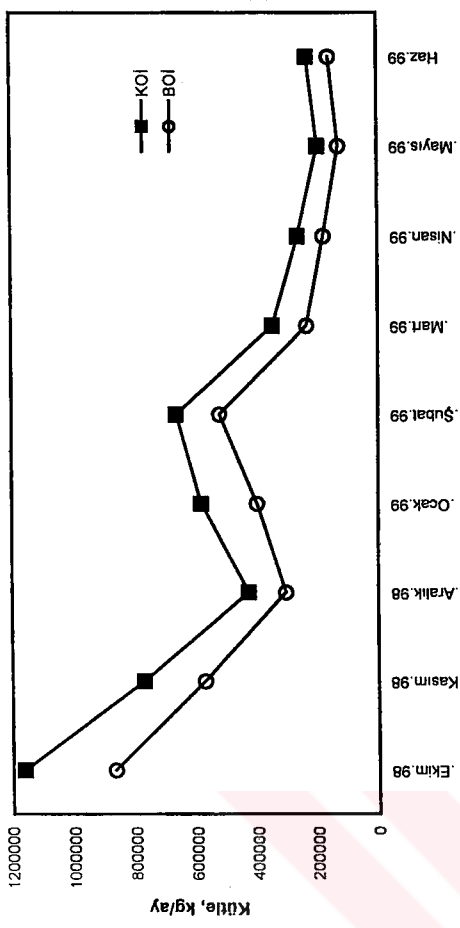
Şekil E.8 : Kömürcüoda düzenli depolama alanı sızıntı suyu
Top-P ve Mn değerleri (Marmara Ü., 1998, 1999)



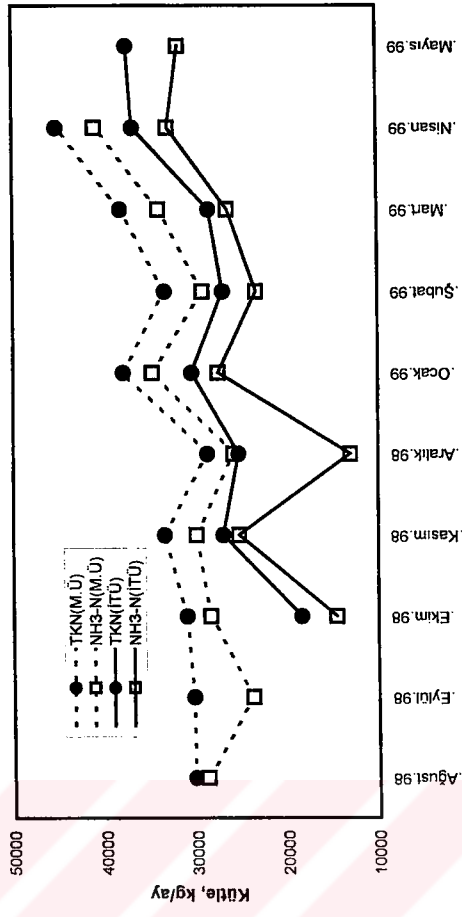
Şekil E.9 : Kömürçüoda düzenli depolama alanı sızıntı suyu, kütesel KOI ve BOI değerleri (ITÜ, Marmara Ü., 1998, 1999)



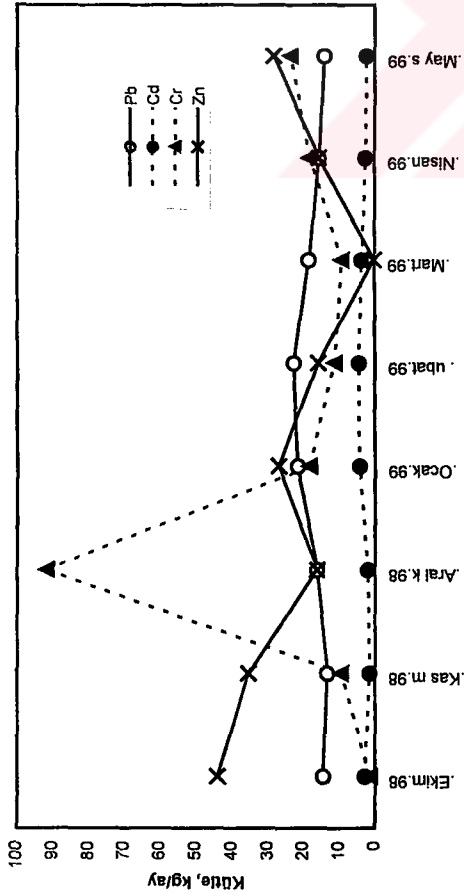
Şekil E.11 : Odayeri düzenli depolama alanı sızıntı suyu, kütesel TKN ve NH₃-N değerleri (ITÜ, 1998, 1999)



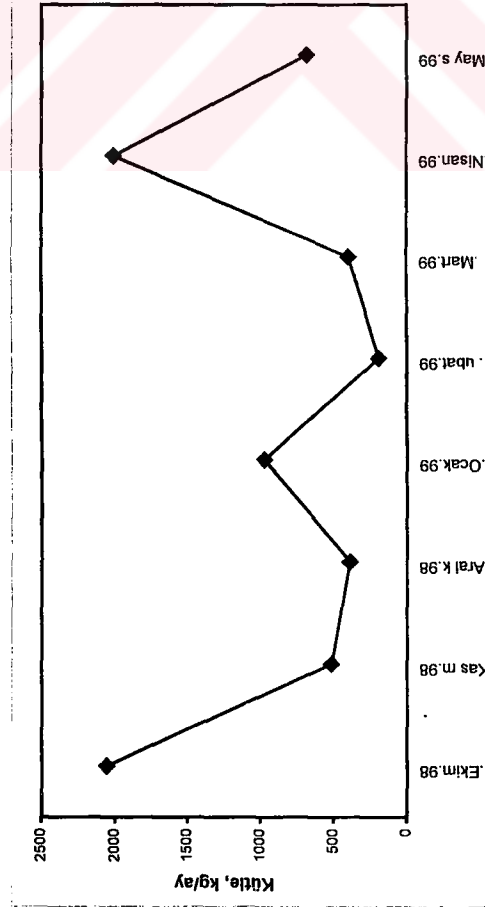
Şekil E.10 : Odayeri düzenli depolama alanı sızıntı suyu, kütesel KOI ve BOI değerleri(ITÜ, 1998, 1999)



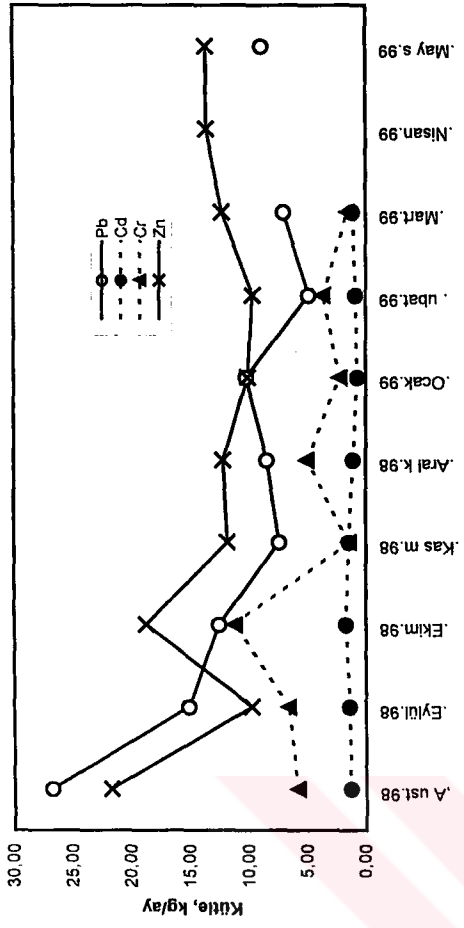
Şekil E.12 : Kömürçüoda düzenli depolama alanı sızıntı suyu, kütesel TKN ve NH₃-N değerleri(ITÜ, MÜ, 1998, 1999)



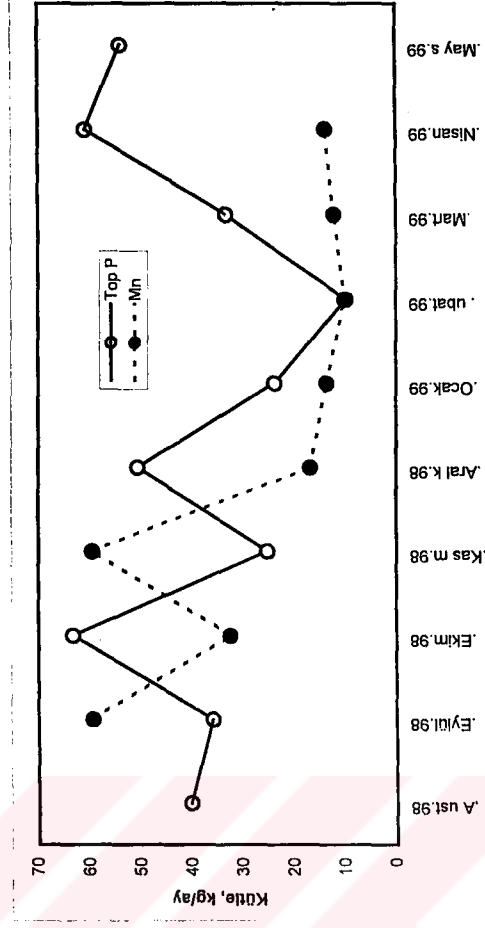
Şekil E.13 : Odayeri düzenli depolama alanı sızıntı suyu, kütleel Pb, Cd, Cr ve Zn değerleri (İTÜ, 1998, 1999)



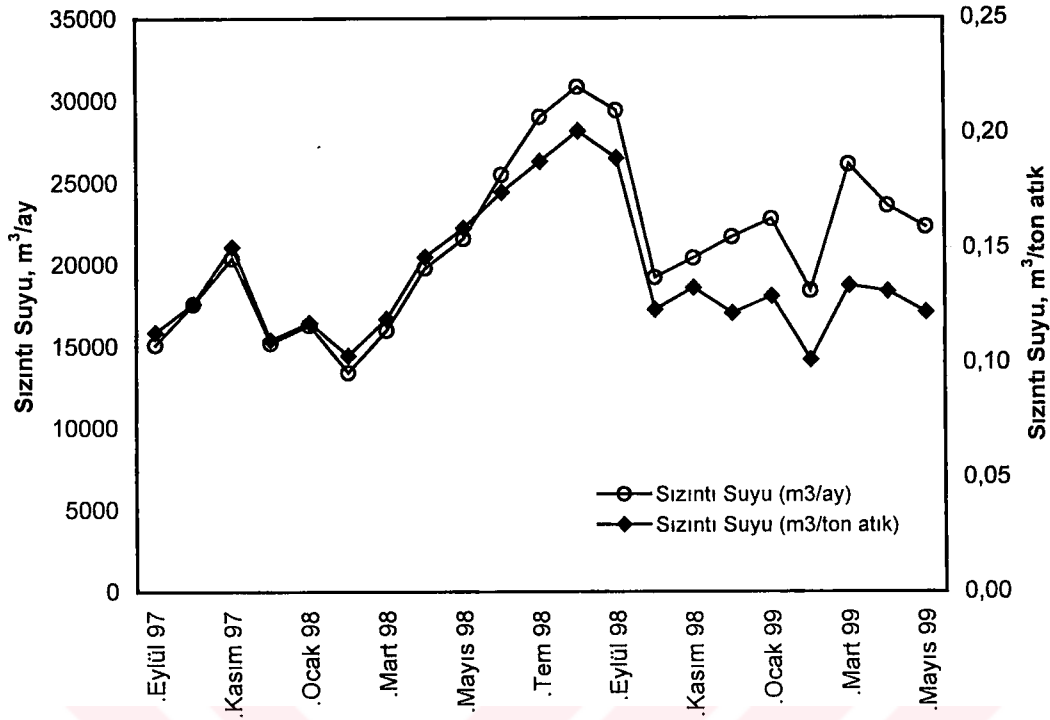
Şekil E.15 : Odayeri düzenli depolama alanı sızıntı suyu, kütleel Top-P değerleri (İTÜ, 1998, 1999)



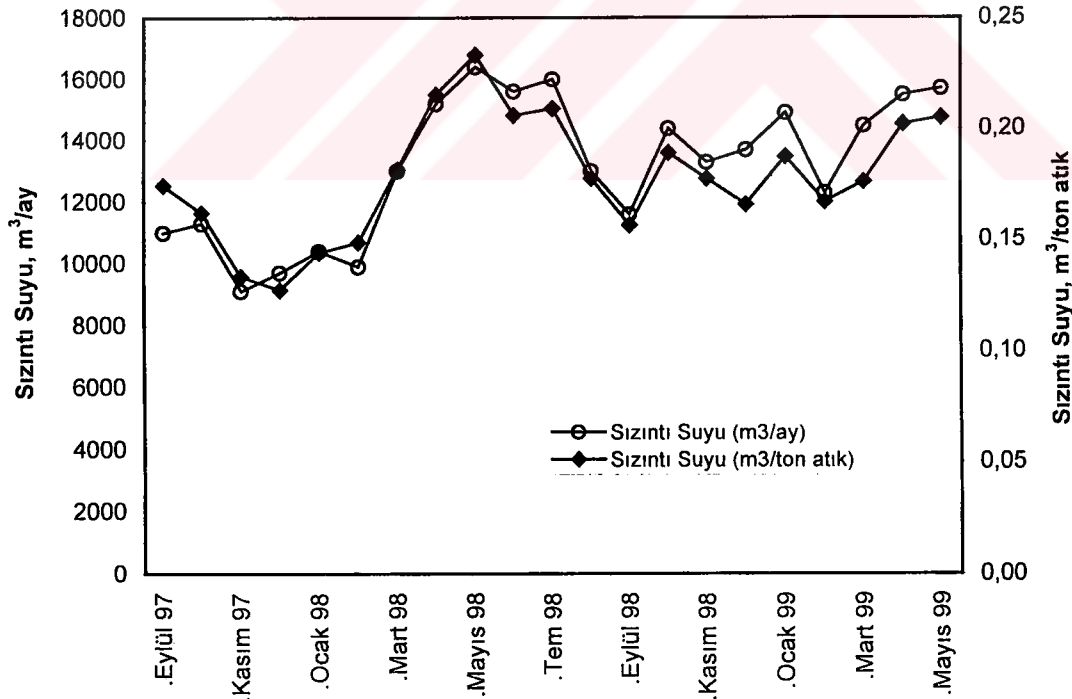
Şekil E.14 : Kömürcüoda düzenli depolama alanı sızıntı suyu, kütleel Pb, Cd, Cr ve Zn değerleri (M.Ü., 1998, 1999)



Şekil E.16 : Kömürcüoda düzenli depolama alanı sızıntı suyu, kütleel Top-P ve Mn değerleri (Marmara Ü., 1998, 1999)



Şekil E.17 : Odayeri düzenli depolama alanı sızıntı suyu miktarının değişimi



Şekil E.18 : Kömürcüoda düzenli depolama alanı sızıntı suyu miktarının değişimi