T.C.
SELÇUK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

KATI ATIK DEPO SAHASI GENÇ SIZINTI SULARININ ANAEROBİK VE AEROBİK ARITILABİLİRLİĞİ

Tuba YILMAZ

DOKTORA TEZİ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

KONYA, 2009

ÖZET

Doktora Tezi

KATI ATIK DEPO SAHASI GENÇ SIZINTI SULARININ ANAEROBİK VE AEROBİK ARITILABİLİRLİĞİ

Tuba YILMAZ

Selçuk Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Ali BERKTAY
İkinci Danışman: Yrd.Doç.Dr.Dilek ERDİRENÇELEBİ

2009, 145 Sayfa.

Jüri:

Prof. Dr. Ali BERKTAY — Doç. Dr. M.Faik SEVİMLİ
Yrd.Doç.Dr. Bilgehan NAS — Doç.Dr.Sinan UYANIK

Yrd.Doç.Dr.Ergün PEHLİVAN

Bu çalışmada, Konya kenti katı atık düzenli depo sahası sızıntı sularının anaerobik ve aerobik arıtılabilirliği araştırılmıştır. Bu amaçla 20 L toplam hacimli, 4 bölmeli Anaerobik Perdeli Reaktör (APR) ile 2 L hacimli Hareketli Yatak Biofilm Reaktör (HYBR) kullanılmıştır. APR ve HYBR için seçilen hidrolik bekletme süreleri sırasıyla 4 gün ve 10.67 saattir. Çalışma, oda sıcaklığı (22 ± 3 ^{0}C) ve mezofilik şartlar (37 ± 2 ^{0}C) olmak üzere iki farklı işletme koşulunda gerçekleştirilmiş olup anaerobik reaktör 470 gün çalıştırılmıştır. Oda sıcaklığı koşullarında 0.52, 0.76, 1.05 kg KOİ/m^3.gün ve mezofilik şartlarda ise 0.52, 0.76, 1.05, 1.62, 3.12, 3.8, 6.5, 8.32 ve 10.2 kg KOİ/m^3.gün olmak üzere toplam 12 organik yükleme uygulanmıştır. Çalışmada yükleme 3.12 kg KOİ/m^3.gün'e çıkarıldığında sisteme HYBR reaktörü eklenmiştir. Oda sıcaklığı çalışmalarında, 0.52 ve 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede KOİ/SO_4^{-2} oranı 20 iken 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede bu oranın 4'e düşmesi nedeniyle sistemde Sülfat İndirgeyen Bakteriler (SİB), metan bakterileri ile rekabete girmiş ve baskın duruma geçmiştir. Bu nedenle toplam çözünmüş sülfür konsantrasyonunda, sülfat giderimine paralel olarak artışlar görülmüş ve konsantrasyonu 350 mg/L'ye çıkması sonucunda ise sistemde mikroorganizmalar, özellikle metan bakterileri, inhibe olmuş ve arıtım verimi %80'den %32'ye kadar düşmüştür. Mezofilik şartlarda APR işletmesinde ise KOİ giderim verimleri %80-91 aralığında değişmiştir. HYBR'nin sisteme eklenmesi ile verim %90-94 aralığına yükselmiştir. HYBR, yükleme genelinde, artan organik yüklemeye bakmaksızın, %64 KOİ giderim verimi sağlamıştır. Tüm yüklemeler boyunca metan oluşum hızı

0.205-0.338 m^3 CH_4/kg $KOİ_{giderilen}$ ve toplam gaz oluşum hızı 0.385-0.46 m^3 gaz/kg $KOİ_{giderilen}$ arasında değişmiştir. 1.62 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemeden sonra, artan organik yükleme ve UYA birikimine bağlı olarak metan üretimi ve yüzdesinde düşmeler gözlenmiştir. APR'deki KOİ giderim verimi ise %80-88 aralığında değişim göstermiştir.

Anahtar Kelimeler: sızıntı suyu, anaerobik arıtım, aerobik arıtım, Anaerobik Perdeli Reaktör (APR), Hareketli Yatak Biofilm Reaktör (HYBR)

ABSTRACT

PhD Thesis

ANAEROBIC-AEROBIC TREATMENT OF YOUNG LANDFILL LEACHATE

Tuba YILMAZ

Selcuk University
Graduate School of Natural and Applied Science
Department of Environmental Engineering

Supervisor: Prof. Dr. Ali BERKTAY
Co-Supervisor: Assist.Prof.Dr.Dilek ERDİRENÇELEBI
2009, pages: 145

Jury:

Prof. Dr. Ali BERKTAY — Assoc. Prof.Dr. M.Faik SEVIMLI
Assist.Prof.Dr. Bilgehan NAS — Assoc. Prof.Dr. Sinan UYANIK

Asist.Prof.Dr. Ergün PEHLIVAN

In this study, anaerobic and aerobic treatment of leachate in municipal solid waste landfill site was investigated. For this aim, 20 L-Anaerobic Baffled Reactor (ABR) with four baffles and 2 L-MBBR were used. Hydraulic retention time of each reactors were 4 days and 10.67 hours, respectively. Studies were carried out at two different temperatures as ambient temperature (22 ± 3 ^{0}C) and mesophilic conditions (37 ± 2 ^{0}C) for 470 days. In ambient temperature studies 0.52, 0.76, 1.05 kg COD/m^3.day and in mesophilic conditions 0.52, 0.76, 1.05, 1.62, 3.12, 3.8, 6.5, 8.32 ve 10.2 kg COD/m^3.day organic loading rates were applied. MBBR was added to the system at 3.12 kg COD/m^3.day organic load. In ambient temperature studies, at 0.52 ve 0.76 kg COD/m^3.day organic loading rates, COD/SO_4^{2-} ratio was 20 and it reduced to 4 at 1.05 kg COD/m^3.day organic loading rate. Due to the low ratio of COD/SO_4^{2-}, competition between Sulphate Reducing Bacteria (SRB) and metan bacteria started and SRB was dominant in the reactor. Total dissolved sulphide concentration increased to 350 mg/L owing to sulphate removal by SRB. High concentration of total dissolved sulphide inhibited microorganisms, espacially methane archeas and COD removal efficiency decreased from 80% to 32%. In mesophilic conditions, COD removal efficiencies were 80-91% in ABR. After addition of MBBR to the system, total removal efficiency increased and varied between 90-94%. HBBR contributed to this removal efficieny with 64% COD removal. During all organic loadings, methane and total gas production yields were

varied between 0.205-0.338 m^3 CH_4/kg $COD_{removed}$ and 0.385-0.46 m^3 gas/kg $COD_{removed}$, respectively. Methane production and percentage decreased after 1.62 kg COD/m^3.day organic loading rate due to overloading and VFA accumulation. Also COD removal efficiency of ABR decreased and varied between 80-88%.

Keywords:, leachate, anaerobic treatment, aerobic treatment, Anaerobic Baffled Reactor (ABR), Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR).

ÖNSÖZ

Bu çalışma, Selçuk Üniversitesi, Mühendislik-Mimarlık Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü Öğretim Üyelerinden Prof. Dr. Ali BERKTAY ve Yrd.Doç.Dr.Dilek ERDİRENÇELEBİ danışmanlığında hazırlanarak, Selçuk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsüne Doktora Tezi olarak sunulmuştur.

Doktora tezimi yöneten ve çalışmamda bilgi ve tecrübelerinden faydalandığım değerli hocam Sayın Prof. Dr. Ali BERKTAY'a sonsuz saygı ve teşekkürlerimi sunarım. Ayrıca tez çalışmalarım süresince, yardımcı danışmanlığımı yürüten hocam Yrd.Doç.Dr.Dilek ERDİRENÇELEBİ'ye teşekkür ederim.

Bu çalışma Çevre Mühendisliği Bölümü Atıksu Arıtımı laboratuarlarında gerçekleştirilmiştir. Bunun için Çevre Mühendisliği Bölümü Başkanlığına, Çevre Mühendisliği Bölümü Öğretim Elemanlarına ve Atıksu Arıtma laboratuarı sorumlusu Yrd.Doç.Dr.Bilgehan NAS hocama teşekkür ederim.

Tez çalışmalarım boyunca numune alma esnasındaki yardımlarından ve desteğinden dolayı Arş.Gör. Ahmet AYGÜN'e teşekkür ederim.

Bu çalışmaya BAP 07101010 nolu Proje ile maddi destek sağlayan Selçuk Üniversitesi Bilimsel Araştırma Proje Koordinatörlüğüne de teşekkürlerimi sunarım.

Ayrıca numune alma aşamalarındaki yardımından, sabrından, desteğinden ve her türlü manevi katkısından dolayı sevgili babama, çalışmalarım esnasındaki sabırlarından, manevi desteklerinden ve her konudaki ilgilerinden dolayı anneme ve kız kardeşime ve doktora çalışmam sırasında maddi ve manevi yardımlarıyla bana her zaman destek olan, eşim Cihan YILMAZ'a sabrı ve desteği için sonsuz teşekkürler…

Tuba YILMAZ
Konya, 2009

İÇİNDEKİLER

ÖZET……..... i
ABSTRACT…… iii
ÖNSÖZ…… v
İÇİNDEKİLER…… vi
KISALTMALAR LİSTESİ…….. ix
ŞEKİLLER DİZİNİ……..... x
TABLOLAR DİZİNİ……. xiv
1. GİRİŞ…… **1**
1.1. Çalışmanın Amacı…….. 1
1.2. Çalışmanın Önemi…….. 2
1.3. Çalışmanın Kapsamı…….. 2
2. KAYNAK ARAŞTIRMASI…… **5**
2.1. Depolama Sahasında Oluşan Biyolojik Prosesler…….. 5
2.2. Atık Stabilizasyon Fazları…….. 5
2.2.1. Alışma fazı…….. 5
2.2.2. Geçiş fazı…….. 7
2.2.3. Asit fazı…… 7
2.2.4. Metan fazı…… 8
2.2.5. Olgunlaşma fazı…… 8
2.3. Sızıntı Suyu Tanımı ve Oluşumu…… 10
2.4. Sızıntı Suyu Karakteristiğine Etki Eden Faktörler…….. 12
2.4.1. Atık içeriği…….. 12
2.4.2. Atık yüksekliği……. 12
2.4.3. Nem…….. 13
2.4.4. Oksijen……. 13
2.4.5.Sıcaklık……. 14
2.4.6. Depolama sahası yaşı…….. 14
2.5. Sızıntı Suyu Miktarı…… 16
2.6. Anaerobik Arıtım…… 18
2.6.1. Anaerobik Mikroorganizmalar……. 21
2.6.1.1. Hidroliz bakteriler…… 21
2.6.1.2. Asit üreten bakteriler……. 22
2.6.1.3. Metan bakterileri…… 22
2.6.1.4. Sülfat İndirgeyen Bakteriler (SİB)…… 23

2.6.2. Anaerobik arıtımı etkileyen faktörler…….. 24
2.6.2.1. Nutrientler…… 24
2.6.2.2. pH…… 25
2.6.2.3. Sıcaklık…… 26
2.6.2.4. Alkalinite ve uçucu asitler…… 27
2.6.2.5. Toksisite…… 28
2.6.3. Anaerobik Arıtımda Kullanılan Reaktörler…… 30
2.6.3.1. Tam karışımlı anaerobik reaktörler…….. 30
2.6.3.2. Anaerobik temas reaktörler…….. 31
2.6.3.3. Anaerobik filtreler……. 31
2.6.3.4. Anaerobik akışkan/genleşmiş yatak reaktörler…… 31
2.6.3.5. Hibrit reaktörler…… 32
2.6.3.6. Anaerobik perdeli reaktörler …… 32
2.6.3.7. Yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörler…….. 33
2.6.3.8. Membran anaerobik reaktörler…… 33
2.6.3.9. İki kademeli anaerobik reaktörler…… 34
2.6.3.10. Anaerobik dönen biyodiskler …… 34
2.6.3.11. Anaerobik ardışık kesikli reaktörler…….. 34
2.6.5. Anaerobik Perdeli Reaktörler (APR)…….. 35
2.6.5.1. Anaerobik perdeli reaktör tanımı……. 35
2.6.5.2. Anaerobik perdeli reaktör uygulamaları…….. 37
2.7. Aerobik Arıtım……. 45
2.7.1. Aerobik arıtımı etkileyen faktörler…….. 46
2.7.1.1. Çözünmüş oksijen…… 46
2.7.1.2. Alkalinite, pH ve sıcaklık..…… 46
2.7.1.3. Toksik maddeler…… 47
2.7.2. Hareketli Yatak Biofilm Reaktörler (HYBR)……. 47
2.7.2.1. Hareketli Yatak Biofilm Reaktörler tanımı…….. 47
2.7.2.2. Hareketli Yatak Biofilm Reaktörler uygulamaları…… 48
3. MATERYAL-METOD…… 55
3.1. Materyal…….. 55
3.1.1. Sızıntı suyu…….. 55
3.1.2.Mikroorganizma…… 60
3.1.3. Anaerobik Perdeli Reaktör (APR)…….. 60
3.1.4. Hareketli Yatak Biofilm Reaktör (HYBR)…….. 64
3.2. Metod…….. 68

4. DENEY SONUÇLARI……..…….. 69
4.1. Sızıntı Suyu Karakterizasyon Çalışmaları…….. 69
4.2. Oda Sıcaklığında Reaktör Çalışmaları…… 73
4.2.1. 0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme……. 73
4.2.2. 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme……. 76
4.2.3. 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme……. 79
4.3. Mezofilik Şartlarda APR Çalışmaları…… 84
4.3.1. 0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme……. 84
4.3.2. 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme……. 87
4.3.3. 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme……. 91
4.3.4. 1.62 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme……. 95
4.4. Mezofilik Şartlarda APR-HYBR Çalışmaları……. 98
4.4.1. 3.12 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme……. 98
4.4.2. 3.8 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme…… 103
4.4.3. 6.5 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme…… 107
4.4.4. 8.32 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme……. 111
4.4.5. 10.2 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme……. 115
5. TARTIŞMA…….. 124
5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER……..…….. 129
6. KAYNAKLAR……..……..……. 135

KISALTMA LİSTESİ

AKM	Askıda Katı Madde
AMD	Asitli Maden Drenaj
APR	Anaerobik Perdeli Reaktör
BOİ	Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
EC	Elektriksel İletkenlik
HBS	Hidrolik Bekleme Süresi
HYBR	Hareketli Yatak Biofilm Reaktör
KAS	Katı Alıkonma Süresi
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
OYH	Organik Yükleme Hızı
SİB	Sülfat İndirgeyen Bakteri
TKM	Toplam Katı Madde
TKN	Toplam Kjeldahl Azotu
TOK	Toplam Organik Karbon
TUYA	Toplam Uçucu Yağ Asitleri
UAKM	Uçucu Askıda Katı Madde
UYA	Uçucu Yağ Asitleri

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1.	Anaerobik parçalanma prosesi ve metan oluşumu	6
Şekil 2.2.	Atık stabilizasyon fazları	9
Şekil 2.3.	Katı atık depolama sahalarında sızıntı suyu oluşumu.	10
Şekil 2.4.	Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşumu	11
Şekil 2.5.	Anaerobik proseslerde enerji akımı	20
Şekil 2.6.	Metanolden metan üretimi	26
Şekil 2.7.	Anaerobik Perdeli Reaktör çeşitleri	36
Şekil 3.1.	Konya kenti katı atık depolama sahası yeri	57
Şekil 3.2.	Konya kenti katı atık depolama sahası uydu görüntüleri	58
Şekil 3.3.	Konya kenti katı atık depolama sahası ve sızıntı suyu numune alma noktası	59
Şekil 3.4.	Çalışmada kullanılan Anaerobik Perdeli Reaktörün genel görünüşü	61
Şekil 3.5.	Anaerobik Perdeli Reaktörün üstten görünüşü ve reaktördeki bölmeler	61
Şekil 3.6.	Çalışmada kullanılan Anaerobik Perdeli Reaktör ve boyutları	62
Şekil 3.7.	Anaerobik Perdeli Reaktörün şematik olarak işletimi	62
Şekil 3.8.	Mezofilik şartlarda işletilen Anaerobik Perdeli Reaktör	63
Şekil 3.9.	Çalışmada kullanılan Hareketli Yatak Biofilm Reaktör, çökeltme tankı ve boyutları	64
Şekil 3.10.	HYBR'de kullanılan taşıyıcı malzeme	65
Şekil 3.11.	Mezofilik şartlarda işletilen Anaerobik Perdeli Reaktör ve Hareketli Yatak Biofilm Reaktör	66
Şekil 4.1.	2006 yılı Konya kenti katı atık depolama sahası sızıntı sularının KOİ, $BOİ_5$ konsantrasyonlarının ve yağış değerlerinin aylara göre değişimi	70
Şekil 4.2.	Oda sıcaklığında 0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı her bir bölmede KOİ konsantrasyonları	73
Şekil 4.3.	Oda sıcaklığında 0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş KOİ, çıkış KOİ ve KOİ giderimi (%)	74
Şekil 4.4.	Oda sıcaklığında 0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme hızında zamana karşı reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları	75
Şekil 4.5.	Oda sıcaklığında 0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme hızında zamana karşı çıkış suyu pH değeri, bikarbonat ve UYA konsantrasyonları	76
Şekil 4.6.	Oda sıcaklığında 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı her bir bölmede KOİ konsantrasyonları	77
Şekil 4.7.	Oda sıcaklığında 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş KOİ, çıkış KOİ ve KOİ giderimi (%)	77
Şekil 4.8.	Oda sıcaklığında 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme hızında zamana karşı reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları	78

Şekil 4.9.	Oda sıcaklığında 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme hızında zamana karşı çıkış suyu pH değeri, bikarbonat ve UYA konsantrasyonları	79
Şekil 4.10	Oda sıcaklığında 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı her bir bölmede KOİ konsantrasyonları	80
Şekil 4.11.	Oda sıcaklığında 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş KOİ, çıkış KOİ ve KOİ giderimi (%)	80
Şekil 4.12.	Oda sıcaklığında 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme hızında zamana karşı reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları	81
Şekil 4.13.	Oda sıcaklığında 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme hızında zamana karşı çıkış suyu pH değeri, bikarbonat ve UYA konsantrasyonları	82
Şekil 4.14.	Artan organik yüklemelerde zamana karşı toplam çözünmüş sülfür ve sülfat konsantrasyonlarının değişimi	83
Şekil 4.15.	Mezofilik şartlarda 0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı her bir bölmede KOİ konsantrasyonları	85
Şekil 4.16.	Mezofilik şartlarda 0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş KOİ, çıkış KOİ ve KOİ giderimi (%)	85
Şekil 4.17.	Mezofilik şartlarda 0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları	86
Şekil 4.18.	Mezofilik şartlarda 0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı çıkış suyu pH değeri, alkalinite ve UYA konsantrasyonları	87
Şekil 4.19.	Mezofilik şartlarda 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı her bir bölmede KOİ konsantrasyonları	89
Şekil 4.20.	Mezofilik şartlarda 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş KOİ, çıkış KOİ ve KOİ giderimi (%)	89
Şekil 4.21.	Mezofilik şartlarda 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemedezamana karşı reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları	90
Şekil 4.22.	Mezofilik şartlarda 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı çıkış suyu pH değeri, alkalinite ve UYA konsantrasyonları	91
Şekil 4.23.	Mezofilik şartlarda 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı her bir bölmede KOİ konsantrasyonları	92
Şekil 4.24.	Mezofilik şartlarda 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş KOİ, çıkış KOİ ve KOİ giderimi (%)	92
Şekil 4.25.	Mezofilik şartlarda 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları	93
Şekil 4.26.	Mezofilik şartlarda 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı çıkış suyu pH değeri, alkalinite ve UYA konsantrasyonları	94
Şekil 4.27.	Mezofilik şartlarda 1.62 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı her bir bölmede KOİ konsantrasyonları	95
Şekil 4.28.	Mezofilik şartlarda 1.62 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş KOİ, çıkış KOİ ve KOİ giderimi (%)	96

Şekil 4.29. Mezofilik şartlarda 1.62 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları 97

Şekil 4.30. Mezofilik şartlarda 1.62 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı çıkış suyu pH değeri, alkalinite ve UYA konsantrasyonları 97

Şekil 4.31. Mezofilik şartlarda 3.12 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı her bir bölmede KOİ konsantrasyonları 99

Şekil 4.32. Mezofilik şartlarda 3.12 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş KOİ, çıkış KOİ ve KOİ giderimi (%) 99

Şekil 4.33. Mezofilik şartlarda 3.12 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları 101

Şekil 4.34. Mezofilik şartlarda 3.12 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı çıkış suyu pH değeri, alkalinite ve UYA konsantrasyonları 102

Şekil 4.35. Mezofilik şartlarda 3.12 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş, çıkış suyu KOİ konsantrasyonu, ile APR ve MBBR'de KOİ giderimi (%) 103

Şekil 4.36. Mezofilik şartlarda 3.8 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı her bir bölmede KOİ konsantrasyonları 104

Şekil 4.37. Mezofilik şartlarda 3.8 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş KOİ, çıkış KOİ ve KOİ giderimi (%) 104

Şekil 4.38. Mezofilik şartlarda 3.8 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları 105

Şekil 4.39. Mezofilik şartlarda 3.8 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı çıkış suyu pH değeri, alkalinite ve UYA konsantrasyonları 106

Şekil 4.40. Mezofilik şartlarda 3.8 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş, çıkış suyu KOİ konsantrasyonu, ile APR ve MBBR'de KOİ giderimi (%) 106

Şekil 4.41. Mezofilik şartlarda 6.5 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı her bir bölmede KOİ konsantrasyonları 107

Şekil 4.42. Mezofilik şartlarda 6.5 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş KOİ, çıkış KOİ ve KOİ giderimi (%) 108

Şekil 4.43. Mezofilik şartlarda 6.5 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları 109

Şekil 4.44. Mezofilik şartlarda 6.5 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı çıkış suyu pH değeri, alkalinite ve UYA konsantrasyonları 110

Şekil 4.45. Mezofilik şartlarda 6.5 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş, çıkış suyu KOİ konsantrasyonu, ile APR ve MBBR'de KOİ giderimi (%) 111

Şekil 4.46. Mezofilik şartlarda 8.32 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı her bir bölmede KOİ konsantrasyonları 112

Şekil 4.47. Mezofilik şartlarda 8.32 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş KOİ, çıkış KOİ ve KOİ giderimi (%) 112

Şekil 4.48. Mezofilik şartlarda 8.32 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları 113

Şekil 4.49. Mezofilik şartlarda 8.32 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı çıkış suyu pH değeri, alkalinite ve UYA konsantrasyonları 114

Şekil 4.50. Mezofilik şartlarda 8.32 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş, çıkış suyu KOİ konsantrasyonu, ile APR ve MBBR'de KOİ giderimi (%) 115

Şekil 4.51. Mezofilik şartlarda 10.2 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı her bir bölmede KOİ konsantrasyonları 116

Şekil 4.52. Mezofilik şartlarda 10.2 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş KOİ, çıkış KOİ ve KOİ giderimi (%) 116

Şekil 4.53. Mezofilik şartlarda 10.2 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları 117

Şekil 4.54. Mezofilik şartlarda 10.2 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı çıkış suyu pH değeri, alkalinite ve UYA konsantrasyonları 118

Şekil 4.55. Mezofilik şartlarda 10.2 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş, çıkış suyu KOİ konsantrasyonu, ile APR ve MBBR'de KOİ giderimi (%) 119

Şekil 4.56. Değişen organik yüklemelerde elde edilen toplam gaz, metan gazı üretim hızları ve metan gazı yüzdesi 120

Şekil 4.57. Çalışmada bölmelerde elde edilen toplam çözünmüş sülfür konsantrasyonu ile son bölmedeki sülfat konsantrasyonunun zamana karşı değişimi. 122

TABLOLAR DİZİNİ

Tablo 1.1.	Çalışma takvimi	4
Tablo 2.1.	Genç ve olgun katı atık sızıntı suyu kompozisyonu	15
Tablo 2.2.	Depolama sahası yaşına bağlı olarak BOİ/KOİ oranları ve sızıntı suyu tipi	16
Tablo 2.3.	Avrupa ülkelerindeki sızıntı suyu miktarları	17
Tablo 2.4.	Değişik substratlar için teorik biyokütle dönüşüm oranları ve optimum KOİ/N/P oranları	21
Tablo 2.5.	Anaerobik proseslerde bazı toksik maddeler ve etkileri	28
Tablo 2.6.	Bazı toksik maddelerin anaerobik ayrışma sürecini etkileyen konsantrasyonları	29
Tablo 2.7.	Anaerobik arıtımda kullanılan reaktörler ve bunların organik yük ve KOİ giderme verimleri bakımından karşılaştırılması	35
Tablo 3.1.	2006 Şubat-Aralık ayları arasında yapılan sızıntı suyu debi ölçüm sonuçları	56
Tablo 3.2.	HYBR prosesinde kullanılan sentetik taşıyıcı malzemelerin teknik özellikleri	65
Tablo 3.3.	Çalışmada kullanılan işletme şartları	67
Tablo 4.1.	2006 yılı Konya kenti katı atık depolama sahası sızıntı sularının KOİ, $BOİ_5$ konsantrasyonları, $BOİ_5$/KOİ oranı, pH ve yağış değerlerinin aylara göre değişimi	69
Tablo 4.2.	Konya kenti katı atık depolama sahası sızıntı sularının genel karakterizasyonu	71
Tablo 4.3.	Çalışmada kullanılan sızıntı suyunun karakterizasyonu ve örnek çalışma ile karşılaştırması	72
Tablo 4.4.	Anaerobik çalışmalar için inorganik nutrient kompozisyonu	100
Tablo 4.5.	Çalışmada mezofilik şartlarda uygulanan tüm yüklemeler için ilk hafta ve kararlı konum UYA konsantrasyon aralıkları	123
Tablo 5.1.	Mezofilik şartlarda tüm yüklemelerde APR, HYBR, APR+HYBR'de elde edilen KOİ giderimleri (%)	125
Tablo 5.2.	Sızıntı suyu arıtımında kullanılan aerobik reaktörler, işletme koşulları ve arıtım performansları	126
Tablo 5.3.	Sızıntı suyu arıtımında kullanılan anaerobik reaktörler, işletme koşulları ve arıtım performansları	127

1. GİRİŞ

1.1. Çalışmanın Amacı

Katı atıkların uzaklaştırılması ve bertarafı özellikle kentsel bölgelerin önemli problemlerinden biridir. Evsel ve endüstriyel katı atıkların nihai bertaraf metotlarından biri depolama olup, düzenli ve vahşi depolama olmak üzere iki gruba ayrılır. Yapılan çalışmalar, kentsel katı atık bertarafı için en uygun çözümün düzenli depolama olduğunu ortaya koymaktadır. Düzenli depolama, ekonomikliğinin yanında, atığın kontrollü şartlar altında inert ve stabilize olmuş maddelere kadar ayrışmasına da imkan vermektedir (Öztürk, 1999). Düzenli depolama sahalarının tasarımında gaye; yeraltı sularının ve yüzey sularının kalitesinin korunması, hava kalitesinin korunması ve gaz toplama amaçlı donanımlar ile enerji kazanma, depo sahasının etkili ve uzun süreli kullanımı ve depolama sona erdiğinde arazinin değerlendirilebilmesidir. Düzenli depolama sahalarının işletilmesinde karşılaşılan en önemli sorun sızıntı suyunun toplanması ve arıtılmasıdır.

Katı atık depo sahasına giren atıklar, kimyasal, biyolojik ve fiziksel değişimlere uğrar. Bir reaktör gibi çalışan bu sahalarda üç fiziki faz bulunur. Bunlar katı faz (atık), sıvı faz (sızıntı suyu) ve gaz fazıdır. Katı fazdaki çözünmüş ya da askıda organik maddeler ve inorganik iyonlar, çözünerek sıvı fazı beslerler ve sızıntı suyunun kirletici parametrelerini arttırırlar. Gaz fazı başlıca CO_2 ve CH_4 gazlarından oluşur.

Depolama sahalarında oluşan sızıntı suları, depolanan atığın türüne bağlı olarak organik maddeleri ve çeşitli toksik metalleri içerir. Sızıntı suyunun yüksek organik içeriği, yeraltı suları ve yüzey suları için önemli bir sorun oluşturmaktadır.

Oldukça kompleks bir kompozisyona sahip sızıntı sularını deşarj edilebilir limitlere çekmek için; bilinen biyolojik (aerobik, anaerobik) ve kimyasal (kimyasal çöktürme, oksitleme) arıtma yöntemleri yalnız başlarına yeterli gelmemektedir. Bunların birkaçı birlikte kullanılarak ancak etkin arıtım sağlanabilmektedir.

Bu çalışmanın amacı Konya ili Katı Atık Düzenli Depolama Sahasında oluşan sızıntı sularının karakterizasyonunu yapmak, anaerobik ve aerobik yöntemlerle arıtılabilirliğini araştırmak ve arıtım verimlerini belirlemektir.

1.2. Çalışmanın Önemi

Sızıntı suları katı atık depo sahalarının önemli sorunlarından biri olup, gerek yeraltı suyu, gerekse yüzeysel sular için potansiyel tehlike oluşturmaktadır. Ayrıca yapılan araştırmalarda, katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı suyunun canlılarda akut ve kronik toksisiteye bağlı olarak teratojenik, mutajenik ve karsinojenik etkilere sahip olduğu görülmüştür. İçerdikleri yüksek kirlilik yüklerinden ve bahsedilen olumsuz etkilerinden dolayı sızıntı sularının arıtılma zorunluluğu ortaya çıkmaktadır.

Bu çalışma ile sızıntı sularının hem anaerobik, hem de aerobik arıtılabilirliği araştırılmış ve uygun yöntem belirlenerek sızıntı sularının yeraltı ve yüzey sularını kirletmesinin önlenmesi ve/veya çevreye verebileceği zararların önüne geçilmesi hedeflenmiştir.

1.3. Çalışmanın Kapsamı

Bu çalışmada Konya ili Katı Atık Düzenli Depolama Sahası sızıntı sularının anaerobik ve aerobik arıtımının araştırılması hedeflenmiştir. Çalışma beş aşamada gerçekleştirilmiştir. Çalışmanın ilk aşaması, bir yıllık karakterizasyon çalışmalarına ayrılmış, bu aşamada katı atık depo sahası sızıntı suyunun özellikle $BOİ_5$ ve KOİ değerleri ile $BOİ_5$/KOİ oranları incelenmiş, aylık yağış değerleri ile sızıntı suyu seyrelmeleri takip edilmiştir.

Çalışmanın ikinci aşaması, anaerobik reaktör için kullanılacak olan mikroorganizmaların, sızıntı suyuna ve Anaerobik Perdeli Reaktöre adaptasyonuna ayrılmıştır.

Çalışmanın üçüncü aşamasında, Anaerobik Perdeli Reaktör kullanılarak sızıntı suyunun oda sıcaklığında arıtımı araştırılmıştır.

Çalışmanın dördüncü aşamasında, düşük KOİ/SO_4^{2-} oranları nedeniyle sistemde Sülfat İndirgeyen Bakteriler (SİB) baskın konuma geçmiş, metan gazı oluşumu düşmüştür. Ayrıca yüklemenin başında, düşük organik yüklemeye nazaran, sistem KOİ giderim verimi %80 civarında olmuştur. Bu nedenlerle KOİ giderim verimini ve metan gazı oluşumunu artırmak amacıyla reaktörün işletme şartları değiştirilmiş ve mezofilik şartlara geçilmiştir. Dördüncü aşamada reaktörün altına yerleştirilen bir ısıtıcı vasıtasıyla APR $37 \pm 2\ ^0$C'de işletmeye alınmıştır.

Çalışmanın beşinci aşamasında, artan organik yüklemeye bağlı olarak çıkış suyundaki KOİ artışları nedeniyle Anaerobik Perdeli Reaktörün devamında Hareketli Yatak Biofilm Reaktör işletmeye alınmış ve çıkış KOİ konsantrasyonunun düşürülmesi hedeflenmiştir. Çalışmanın her bir aşamasının başlangıç ve bitiş tarihlerini gösteren Çalışma Takvimi Tablo 1.1'de verilmektedir.

Tablo 1.1. Çalışma takvimi

YAPILAN ÇALIŞMA	2006 YILI												2007 YILI								2008 YILI												2009 YILI			
	Aylar												Aylar								Aylar												Aylar			
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4
1																																				
2																																				
3																																				
4																																				
5																																				
6																																				
7																																				

*1: Konya Kenti Katı Atık Depo Sahası Sızıntı Suyu Karakterizasyon Çalışmaları

2: Anaerobik Reaktör Çamurunun Sızıntı Suyuna Adaptasyonu

3: Sızıntı Suyuna Adapte Olmuş Çamurun Anaerobik Perdeli Reaktöre Adaptasyonu

4: Oda Sıcaklığında Anaerobik Perdeli Reaktör Çalışmaları

5: Mezofilik Şartlarda Anaerobik Perdeli Reaktör Çalışmaları

6: Aerobik Reaktör Çamurunun Sızıntı Suyuna Adaptasyonu

7: Mezofilik Şartlarda Anaerobik Perdeli Reaktör+Hareketli Yatak Biofilm Reaktör Çalışmaları

2. KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1. Depolama Sahasında Oluşan Biyolojik Prosesler

Evsel katı atık düzenli depolama sahasında bir dizi fiziksel, kimyasal ve mikrobiyolojik prosesler oluşur. Sahada meydana gelen anaerobik parçalanma; hidroliz, asit üretimi ve metan üretimi olmak üzere başlıca üç ardışık kademeden meydana gelir.

Katı atık depo 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 safhasında ise aminoasitler, şekerler, alkoller; bütirik, propiyonik ve asetik asite, H_2 ve CO_2'e dönüşür. Son safha olan metan kademesinde ise CH_4 ve CO_2 oluşturulur. Şekil 2.1.'de anaerobik parçalanma prosesi ve metan oluşumu aşamaları görülmektedir.

2.2. Atık Stabilizasyon Fazları

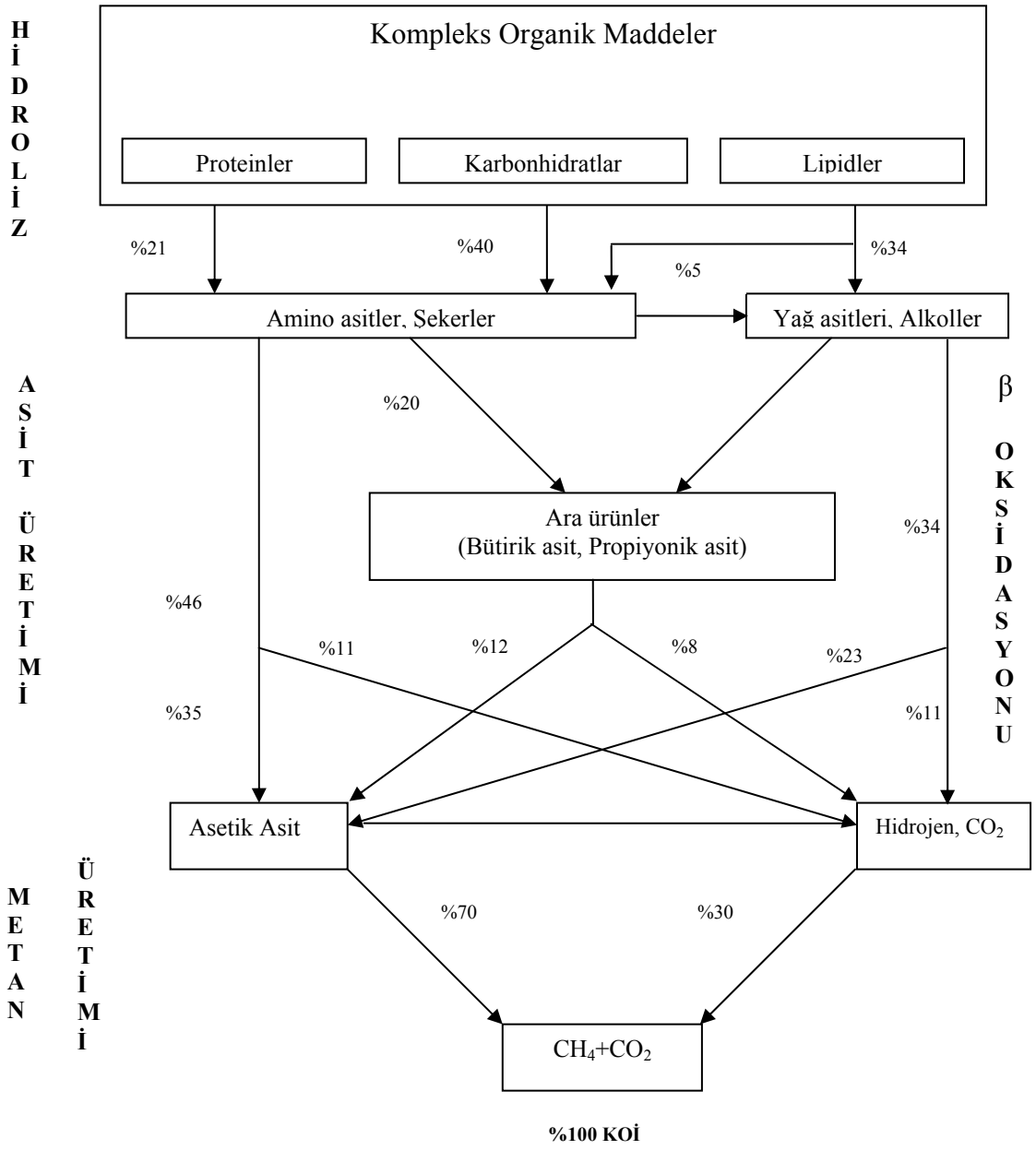
Sızıntı suyu ile ilgili yapılan depolama çalışmalarda katı atık sızıntı suyu kompozisyonunun çok farklılıklar gösterdiği görülmüştür. Zira katı atık depo sahasının yaşı ve katı atığın stabilizasyon derecesi, sızıntı suyu karakterine etki eden en önemli faktörlerden biridir. Depo sahasına boşaltılan atıkların ayrışması, beş fazdan oluşmaktadır. Bunlar sırasıyla alışma, geçiş, asit, metan ve olgunlaşmadır.

2.2.1. Alışma fazı

Depolama sahasına atıklar serildikten sonra, evsel katı atıkların biyolojik olarak parçalanabilir organik kısmı biyolojik olarak ayrışmaya başlar. Bu faz taze atıktaki havadan gelen oksijen ve depolama alanına ulaşan yağmur suyundaki oksijenle karakterize edilir. Bu fazda aerobik şartlar hakimdir ve sadece depolama alanının üst tabakalarında aerobik şartlar oluşur.

Proteinler önce amino asitlere daha sonra karbondioksit, su, nitrat ve sülfatlara parçalanır. Karbonhidratlar, karbondioksit ve suya dönüşür; yağlar da yağ asitlerine

hidrolize olurlar. Bunlar daha sonra uçucu asitler ve alkalilerin başlangıç formasyonları boyunca basit yapılara parçalanırlar (Murat, 1996). Selüloz, enzimler yardımıyla glikoza, daha sonra bakteriler yardımıyla karbondioksit ve suya dönüşür. Tüm bu ekzotermik reaksiyonlar sıcaklığın artmasına neden olurlar. Önceden oluşmuş sızıntı sularını göz önüne alınmazsa genelde bu aerobik basamak kısadır ve önemli miktarda sızıntı suyu oluşumu gerçekleşmez (Andrettola ve Canras 1992; Boduroğlu 1993).



Şekil 2.1. Anaerobik parçalanma prosesi ve metan oluşumu (Anderson ve diğ., 2003)

2.2.2. Geçiş fazı

İkinci fazda çözünmüş oksijenin tükenmesiyle, anaerobik şartlar daha baskın hale gelir. Depolama alanının anaerobikliği arttıkça, nitrat ve sülfat, azot gazı ve hidrojen sülfite dönüştürüldüğü için azalır. Oksidasyon-redüksiyon potansiyeli (ORP), (-150) – (-300) milivolt olduğunda, metan üretimi başlar. Oksidasyon-redüksiyon potansiyeli düştükçe, evsel atıktaki organik maddeyi metan ve karbondioksite dönüştürmekle sorumlu olan mikrobiyal topluluk, kompleks organik maddeleri organik asitlere ve üçüncü fazda bahsedilen başlangıç ürünlerine dönüştürerek üçüncü fazı başlatır (Tchobanoglous ve diğ., 1993). Bu fazda organik asit oluşumuna ve CO_2 gazının yüksek basıncına bağlı olarak sızıntı suyu pH değerinde düşme eğilimleri görülür.

2.2.3. Asit fazı

Başlangıç basamağı, yüksek molekül ağırlıklı bileşiklerin diğer bileşiklere hidrolizidir. İkinci basamak asit oluşumudur. Organik asit üretimi arttıkça hidrojen gazı üretimi artar ve asidojenik aktivite hızlanma eğilimi gösterir. Bu aşamada ilk basamağın ürünleri, asetik asit gibi düşük molekül ağırlıklı bileşiklere ve düşük konsantrasyonlarda fulvik asite dönüştürülür. Bu basamakta oluşan gazın büyük kısmı CO_2'i ve düşük oranlarda da hidrojen gazını içerir. Bu basamaktaki mikroorganizmalar fakültatif ve zorunlu anaerobik bakterilerdir.

Sızıntı suyu pH değeri, karbondioksit basıncının artması ve organik asit oluşumunun devam etmesine bağlı olarak, 5 ve daha altı değerlere düşebilir. Sızıntı suyundaki organik asitlerin bozunmasıyla birlikte $BOİ_5$, KOİ ve iletkenlik değerleri önemli miktarda artar. Düşük pH ayrıca mevcut ağır metallerin çözünmesine yardım eder.

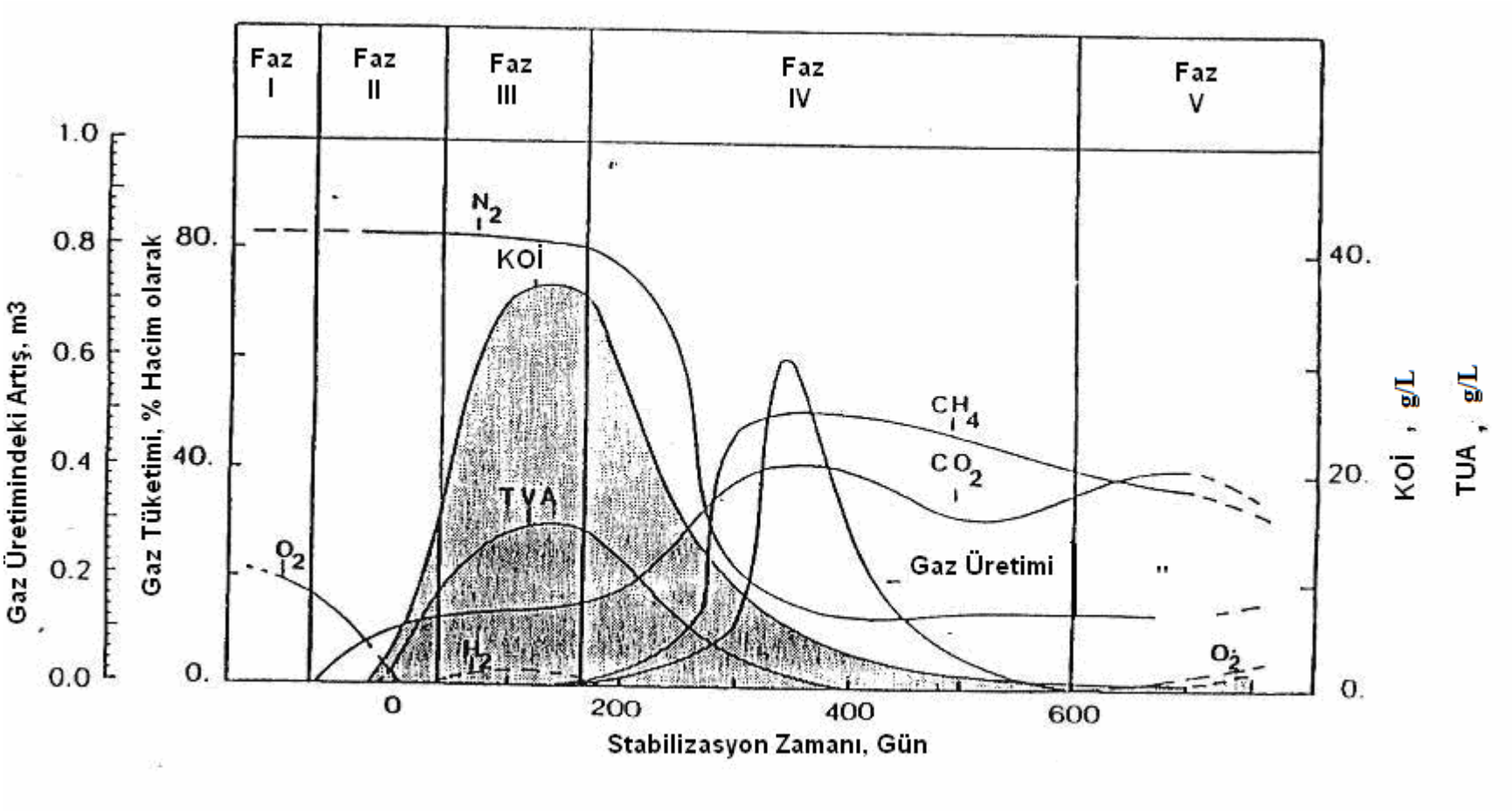
2.2.4. Metan fazı

Bu fazın esas aktivitesi üçüncü fazda oluşan asetik asit ve hidrojen gazının metan gazı ve karbondioksite dönüşümüdür. Bu dönüşümü anaerobik metanojenik mikroorganizmalar yapar ve bunlar ya üçüncü fazın sonlarında ya da dördüncü fazın başlarında oluşurlar.

Asit ve hidrojen gazı dönüşümüne bağlı olarak, pH değerleri daha nötral olan 6-8 değerlerine yükselir. Bu pH artışı sızıntı suyunda $BOİ_5$, KOİ ve iletkenlik değerlerinde düşüşlere neden olur. Sızıntı suyundaki ağır metal konsantrasyonu, yüksek pH değeriyle birlikte azalır.

2.2.5. Olgunlaşma fazı

Dördüncü fazda biyolojik olarak parçalanabilir organik maddelerin metan ve karbondioksite dönüşümü tamamlanınca, olgunlaşma fazı başlar. Depolama sahasından aşağıya doğru nemin hareketiyle, ayrışma için kullanılmamış olan organik madde parçalanmaya başlar. Kalıntı organik maddelerin biyolojik olarak yavaş parçalanması nedeniyle depolama sahası gaz oluşum oranı düşer. Bu fazda yine CO_2 ve CH_4 gazı oluşumları vardır, az miktarda da oksijen ve azot oluşur. Olgunlaşma fazı boyunca sızıntı suyu, biyolojik olarak parçalanması zor olan humik ve fulvik asit içerir. Şekil 2.2'de atık stabilizasyon fazları ve fazlardaki atık içerikleri verilmektedir.

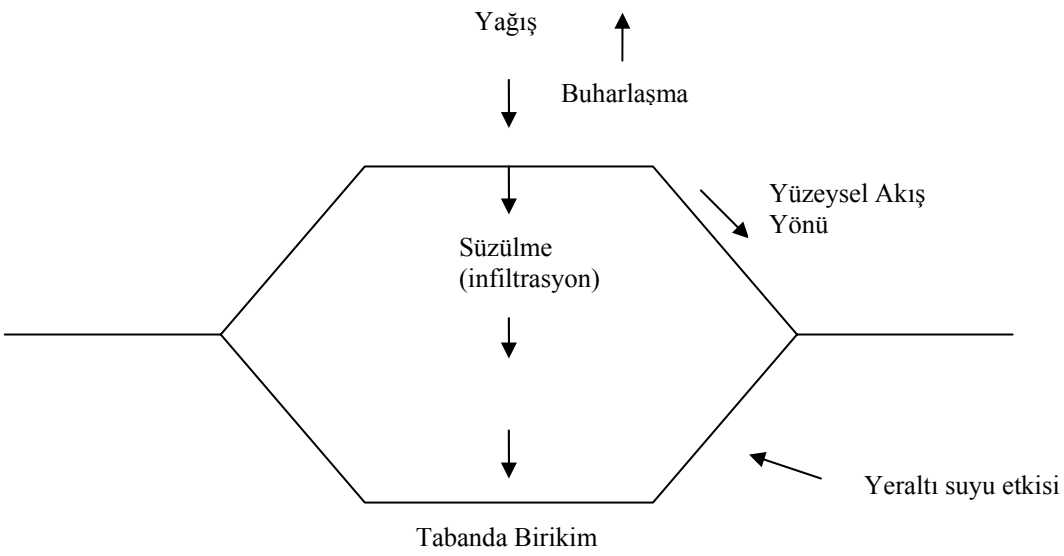


Şekil 2.2. Atık stabilizasyon fazları (Farquar ve Rovers, 1997)

2.3. Sızıntı Suyu Tanımı ve Oluşumu

Sızıntı suyu yağmurların yağması, karların erimesiyle oluşan suların ve atığın kendi bünyesindeki nemin depolama sahasına sızmasıyla oluşan, atıklardaki kirleticileri bünyesine alarak kirletici özellik kazanan sulardır (Farquar, 1988). Sızıntı suyu, karmaşık ve oldukça değişken, çözünmüş organik, inorganik, bakteriyolojik bileşenleri ve askıda katı maddeleri içerir. Ayrıca sızıntı suyu, atık içerisindeki organik maddelerin tam ya da kısmi mikrobiyal bozunmaya uğraması sonucu, yüksek konsantrasyonlarda içerdikleri zehirli organik maddelerin ve ağır metallerin yanında bozunmanın ara ürünlerini de ihtiva eder.

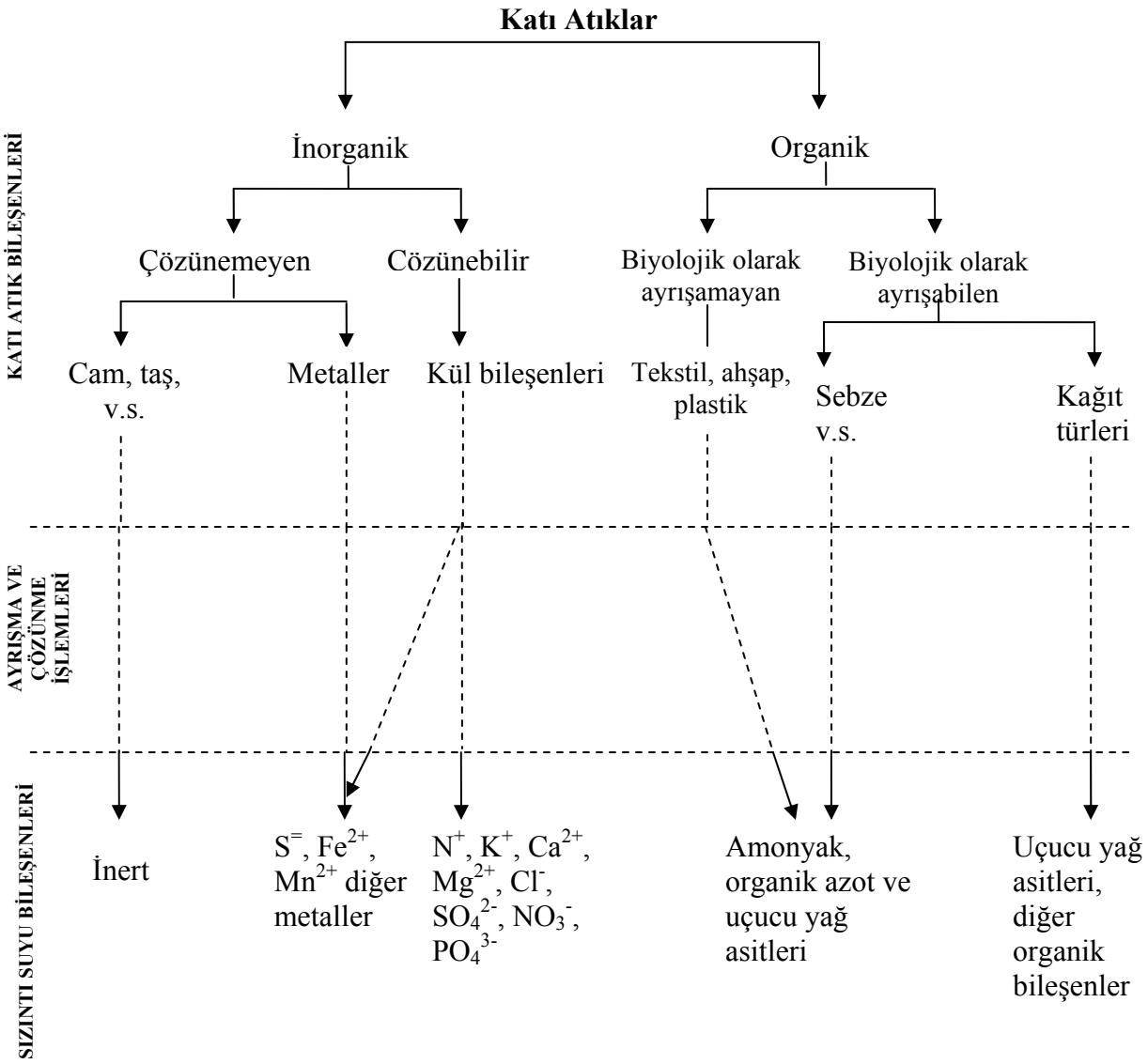
Sızıntı suyunun depolamalardaki oluşumunda etkili olan ana olaylar yüzeysel akış, buharlaşma ve infiltrasyondur. Katı atık depo sahalarında sızıntı suyunun oluşumu Şekil 2.3.'de verilmektedir.



Şekil 2.3. Katı atık depo sahalarında sızıntı suyu oluşumu

Sızıntı sularının kirlilik açısından oluşturdukları en önemli risk, yüzey sularına, yeraltı sularına veya denizlere karışarak kirletme potansiyeline sahip olmasıdır. Bu kirlenmenin önlenmesi için sızıntı suları deşarj edilmeden önce arıtılmalıdır.

Katı atıkların içinden süzülen sızıntı suyu, katı atıkların ana bileşenlerinden kaynaklanan çok sayıdaki element ve bileşiği ihtiva eder. Şekil 2.4.'de katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşumu görülmektedir.



Şekil 2.4. Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşumu (Günay, 2002)

2.4. Sızıntı Suyu Karakteristiğine Etki Eden Faktörler

Atıkların arasından sızan su, tabana doğru hareket ederken, kirletici maddeleri çözerek ve aynı zamanda süspanse ederek hareketli hale dönüşür. Sızıntı suyunun karakteristiği oldukça değişkendir ve birçok endüstriyel atıksuya göre daha geniş aralıkta kirlilik yüküne sahiptir. Sızıntı suyunun kimyasal bileşimi, depolanan atığın türüne, depolama yaşına ve atığın redoks potansiyeline bağlı olarak değişmektedir. Bununla birlikte katı atığın depolama sahasındaki derinliği, mevsim koşulları, depolama sahasının dizaynı ve işletilmesi gibi birçok faktör de sızıntı suyu karakterinde önem teşkil eder (Şafak, 2001).

2.4.1. Atık içeriği

Evsel atıklar içerik ve karakteristik açısından büyük farklılıklar gösterir. Atığın içeriği depolama alanındaki biyolojik aktivitenin derecesini belirler. Çöp, yemek ve bahçe atıkları ile bitki ve hayvan atıkları sızıntı suyundaki organik maddeye katkıda bulunur. Sızıntı suyundaki inorganik maddeler ise çoğunlukla kül atıkları, inşaat atıkları ve yıkıntılardan kaynaklanır (Pohland ve Harper, 1985). Katı atıklardaki kağıt miktarının artması, kağıdın birincil bileşeni olan lignin miktarının da artması demektir. Lignin anaerobik çürümeye karşı dayanıklı yapıdadır, dolayısıyla kağıt atıklarının mevcudiyeti atık ayrışımını azaltır. Katı atıklardaki çeşitliliğe bağlı olarak atık kompozisyonu ve sızıntı suyu arasında sadece genel yaklaşımlar yapılabilir.

2.4.2. Atık yüksekliği

Sızıntı suyundaki bileşenlerin konsantrasyonu, çökme ve süzme altındaki depolama alanının derinlerine doğru artar (Qasim ve Chiang, 1994). Derin dolgu alanları olgunlaşmaya ulaşmak için daha çok suya ve çürümenin olması için daha uzun sürelere ihtiyaç duyarlar. Dolgu alanına ulaşan su, atık boyunca hareket eder. Depolama alanından su süzüldüğünde, katı atıkla temas eder ve atıktaki kimyasallar sızmaya başlar. Derin depolama alanları sıvı ve katı arasında daha uzun temas

süreleri sunar ki bu da sızıntının kirletici konsantrasyonunu arttırır (McBean ve diğ., 1995).

2.4.3. Nem

Sızıntı suyu stabilizasyonu ve kalitesini etkileyen en önemli faktörlerden biri sudur. Nem ilavesi metan fazını hızlandıran etkiye sahiptir (Barlaz ve diğ., 1990). Depolama sahasındaki nem, hidroliz reaksiyonlarında reaksiyonu destekleyici rol oynar, nutrient ve enzimleri taşır, pH tamponlamasını sağlar, engelleyici etkisi olan bileşikleri seyreltir ve mikrobiyal hücre çoğalmasını kontrol eder. Düşük nem içeriğinde, anaerobik mikrobiyal faaliyet sızıntı suyu organik madde içeriğini yönlendiren önemli bir faktör olur (McBean ve diğ.,1995). Ayrıca nemin, metan fermantasyonunu destekleyici önemli bir rolü olduğu belirlenmiştir (Sulfita ve diğ.,1992; Miller ve diğ.,1994). Nem oranı düşük depolama alanları biyolojik aktivasyonu destekleyecek nem oranının düşük olması nedeniyle, düşük stabilizasyon oranlarına sahiptir. Literatürde tavsiye edilen nem aralığı minimum %25 optimum %40-70'dir (Barlaz ve diğ., 1990).

2.4.4. Oksijen

Depolama alanındaki serbest oksijen miktarı, ayrışma tipini belirleyicidir. Aerobik ayrışma atığın doldurulduğu başlangıç aşamalarında görülür ve dolgu yüzeyi ile hemen altında oluşur (McBean ve diğ., 1995). Aerobik ayrışma sonucu açığa çıkan kimyasallar anaerobik ayrışma sonucu açığa çıkan kimyasallardan büyük farklılık gösterirler (Bagchi, 1990). Aerobik ayrışma boyunca, mikroorganizma organik maddeyi CO_2, H_2O'ya parçalar, kalıntı organiklere indirgenir ve ısı açığa çıkar. Yüksek konsantrasyonlu organik asitler, amonyak, hidrojen, karbondioksit, metan ve su anaerobik ayrışma boyunca oluşur (McBean ve diğ., 1995). Faz değişimleri depolama alanındaki oksijen miktarındaki azalma sonucu olur.

2.4.5. Sıcaklık

Sıcaklık, sızıntı suyu karakterini etkileyen kontrol edilemeyen bir faktördür ve bakteriyel büyüme ile depolama alanındaki kimyasal reaksiyonları etkiler. Her mikroorganizmanın bir optimum büyüme sıcaklığı vardır ve bu sıcaklıktan herhangi bir sapma enzim deaktivasyonuna bağlı olarak büyümeyi azaltır ve hücre duvarı bozulur. $CaCO_3$ ve $CaSO_4$ gibi sızıntı suyundaki bazı bileşiklerin artan sıcaklıkla çözünürlükleri azalırken, $Ca_3(PO_4)_2$ ve $NaCl^-$ gibi birçok tuzun çözünürlüğü de sıcaklıkla artar.

2.4.6. Depolama Sahası Yaşı

Depolama sahası yaşı sızıntı suyu karakteristiğini doğrudan etkileyen bir faktördür. Sızıntı suyundaki kirletici konsantrasyonu, depolamayı takip eden 2. ve 3. yıllarda pik değerlere ulaşır (McBean ve diğ., 1995). Genelde yeni depolama sahalarından gelen sızıntı suları yüksek $BOİ_5$ ve KOİ değerlerine sahiptir ve bu değerler yaklaşık 10 yıllık bir depolama yaşı sonrası yavaş yavaş azalır (Akyürek, 1995). Tüm kirleticiler aynı zamanda pik konsantrasyonlara ulaşmaz, özellikle biyolojik parçalanabilirliklerine göre artan depolama yaşıyla organik bileşikler inorganik bileşiklere göre daha hızlı azalır. İnorganikler depolama sahasında infiltrasyon neticesinde, yağmur sularıyla yıkanma sonucu uzaklaştırılır, organik bileşiklerin konsantrasyonu ise yıkama kadar ayrışma ile de azaltılır (Qasim ve Chiang, 1994).

Depo sahasının yaşı katı sızıntı suyu karakterinin ölçümü ve izlenmesinde kolaylık sağladığından, birçok çalışmada sızıntı suyunun kalitesi depo yaşının bir fonksiyonu olarak tanımlanmıştır. Asidik fazda (genç) katı atık sızıntı suları yüksek organik madde konsantrasyonu ile karakterize edilmekte ve bu fazda $BOİ_5$/KOİ oranı genellikle 0.4-0.5 civarında veya daha yüksek değerler almaktadır. Metan fazındaki (olgun) katı atık sızıntı sularının organik madde konsantrasyonu daha düşüktür. Diğer bir ifadeyle olgun katı atık sızıntı sularında $BOİ_5$/KOİ oranı 0.1-0.3 veya daha düşük değerlere düşmektedir (Şafak, 2001). Tipik bir genç ve olgun katı atık sızıntı suyu özellikleri Tablo 2.1'de verilmektedir. Tablo 2.2.'de katı atıkların depolama sahasındaki stabilizasyon safhasına bağlı olarak sızıntı suyunda gözlenen genel $BOİ_5$/KOİ oranları verilmiştir. Tablodan da görüldüğü üzere depolama sahası

yaşlandıkça sızıntı suyunda biyolojik ayrışma zorluğu olan organiklerin oranı artmaktadır.

Tablo 2.1. Genç ve olgun katı atık sızıntı suyu kompozisyonu (Tchobanoglous ve diğ., 1993)

Parametre	**Genç Katı Atık Sızıntı Suyu (<2 yıl)**		**Olgun Katı Atık Sızıntı Suyu (>10 yıl)**
	Aralık	**Genel**	**Aralık**
$BOİ_5$	2000-30000	10000	100-200
TOK	1500-20000	6000	80-160
KOİ	3000-60000	18000	100-500
AKM	200-2000	500	100-400
Organik-N	10-800	200	80-120
NH_3-N	10-800	200	20-40
NO_3^-	5-40	25	5-10
Toplam P	5-100	30	5-10
PO_4-P	4-80	20	4-8
Alkalinite ($CaCO_3$)	1000-10000	3000	200-1000
pH	4.5-7.5	6.0	6.6-7.5
Sertlik ($CaCO_3$)	300-10000	3500	200-500
Ca^{2+}	200-3000	1000	100-400
Mg^{2+}	50-1500	250	50-200
K^+	200-1000	300	50-400
Na^+	200-2500	500	100-200
Cl^-	200-3000	500	100-400
SO_4^{2-}	50-1000	300	20-50
Fe	50-1200	60	20-200

Not: pH dışında tüm birimler mg/L cinsindendir.

Tablo 2.2. Depolama sahası yaşına bağlı olarak $BOİ_5$/KOİ oranları ve sızıntı suyu tipi

Depo sahası yaşı	$BOİ_5$/KOİ	Sızıntı suyu tipi
Yeni	0.70	Taze, hidroliz safhasında
Stabilizasyon safhası	0.50	Kısmen hidroliz olmuş
Stabilizasyon safhası	0.30	Kısmen stabil
Eski	0.10	Tam stabil

2.5. Sızıntı Suyu Miktarı

Düzenli depolama sahasında oluşan sızıntı suyu miktarı (nem) teorik olarak aşağıda verilen denklem ile hesaplanabilir.

$$L= P \times S_1 + W - E \times S_2 \quad (2.1)$$

L: Çöp sızıntı suyu oluşumu (m^3/yıl)

P: Yağış miktarı (m^3/m^2/yıl)

S_1: Çöp sahası tesirli drenaj alanı (m^2)

E: Evapotranspirasyon hızı (m^3/m^2/yıl)

S_2: Ortalama çöp bertaraf alanı (depo alanı) (m^2)

Aylık evapotranspirasyon

$$E_p=16 \times C \times (10 \times T/I)^b \quad (2.2)$$

$$I= (T/5)^{1,514} \quad (2.3)$$

$$b= 1.6 \times I/100+0.5 \quad (2.4)$$

T: Aylık ortalama sıcaklık (^{0}C)

C: katsayı

$$W = I_W \times Q \quad (2.5)$$

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

I_W: Sıkıştırma esnasında çöpten sızan birim su (m^3/t çöp)

Q: Çöp miktarı (t/yıl)

Düzenli depolama alanlarında çöp sızıntı suyu oluşumu depolama sahasına giren su miktarı ile doğru orantılıdır. Avrupa ülkelerindeki sızıntı suyu miktarları Tablo 2.3'de verilmektedir.

Tablo 2.3. Avrupa ülkelerindeki sızıntı suyu miktarları (Tüylüoğlu, 2001)

Ülke	**Sızıntı suyu miktarı**
İsveç	Ülke ortalaması 250-300 mm/yıl. Kil nihai örtü tabakası ile kaplı tesislerde 10-40 mm/yıl
Danimarka	350 mm/yıl işletme sırasında (Yıllık yağış yüksekliği 714 mm/yıl). Nihai örtü teşkilinden sonra 75 mm/yıl
Almanya	Yıllık yağışın %4-35'i (yıllık yağış yüksekliği 510-1160 mm
İspanya	7 mm/yıl (400 m/yıl yağış için)
İtalya	82 mm/yıl
Yunanistan	40-60 mm/yıl (387 mm/yıl yağış için)

2.6. Anaerobik Arıtım

Genç katı atık sızıntı sularında organik maddelerin büyük kısmı biyolojik olarak kolay ayrışabilir özellikte olan uçucu yağ asitlerinden ibarettir. Bu sularda $BOİ_5$/KOİ oranı genellikle 0.4-0.5 civarında veya daha yüksek bir değer almaktadır. Dolayısıyla katı atık depo sahası genç sızıntı sularında biyolojik yöntemler organik kirleticileri yüksek verimlerle arıtabilme olanağı tanımaktadır. Katı atık depo sahası sızıntı sularının arıtımında aerobik ve anaerobik yöntemlerden biri veya bunların kombinasyonları kullanılmaktadır.

Anaerobik arıtım, yüksek kirletici yüke sahip kompleks ve askıda organik maddelerin biyokimyasal süreçlerle havasız (oksijensiz) ortamda seri ve paralel çok adımlı biyokimyasal tepkimelerle ayrılması sonucu oluşur. Bu süreçlerde çeşitli mikroorganizma grupları etkilidir. Çeşitli anaerobik süreçlerde etkili olan mikroorganizma topluluğunun, reaktörün özelliklerine bağlı olarak biyofilmli sistemlerde taşıyıcı ortamın üzerine ince bir film tabakası halinde, anaerobik çamur yatağı sistemlerde ise granüler (topaklar) halinde oluştuğu gözlenmektedir (Aydemir, 2003).

Anaerobik arıtımda başlıca iki grup bakteri, asit ve metan bakterileri, görev alır. Bu iki bakteri de kendi arasında sırasıyla asit üretenler ve asetik asit üretenlerle, asetik asit kullanan ve hidrojen kullananlar olmak üzere alt gruplara ayrılırlar. Kompleks organik maddelerin anaerobik ayrışması genel olarak üç safhalı bir proses halinde ele alınabilir.

- Yüksek molekül ağırlıklı katı ve çözünmüş organik maddelerin hidrolizi,
- Düşük molekül ağırlıklı organik maddelerin asit bakterilerince muhtelif uçucu yağ asitleri ve takiben asetik asite dönüştürülmesi,
- Asetik asit, H_2 ve CO_2'den metan üretimi

Bu süreçte ilk önce polisakkaritler, protein ve lipid gibi polimerik yapıdaki kompleks maddeler hücre dışı enzimler aracılığıyla daha küçük boyutta ve hücre zarından geçebilecek çözünebilir ürünlere parçalanırlar. Basit ve çözünebilir formdaki bu bileşikler fermentasyon veya anaerobik oksidasyonla kısa zincirli yağ asitlerine, alkollere, hidrojene, karbondioksite ve amonyağa dönüşürler. Asetat dışındaki kısa zincirli yağ asitleri de asetata, hidrojen gazına ve karbondioksite

dönüşürler. Sürecin son safhasında asetatın parçalanması veya H_2 ile CO_2'nin sentezi yoluyla CH_4 üretimi gerçekleştirilir.

Metan ve karbondioksite dönüşen polimerik organik substratların anaerobik ayrışması dokuz alt adımda özetlenmiştir.

1. Organik polimerlerin fakültatif veya zorunlu hidroliz bakterilerinin ürettiği hücre dışı enzimler tarafından hidrolizi,
2. Organik monomerlerin hidrojen, bikarbonat, kısa zincirli organik asitler, alkoller ve metilamine dönüşümü,
3. İndirgenen organik substratların zorunlu hidrojen üreten anaeroblar tarafından bikarbonat ve asetata oksidasyonu,
4. Homoasetat fermentasyonu yapan bakteriler tarafından karbondioksit ve hidrojenden asetat üretimi,
5. Sülfat ve nitrat indirgeyicileri tarafından indirgenmiş organik maddelerin bikarbonat ve asetata yükseltgenmesi,
6. Sülfat ve nitrat indirgeyicileri tarafından asetatın bikarbonata yükseltgenmesi,
7. Sülfat ve nitrat indirgeyicileri tarafından hidrojen yükseltgenmesi ve sülfatın indirgenmesi ile hidrojenin sülfite veya nitratın, nitrit, azot veya amonyuma indirgenmesi,
8. Asetatın metan ve karbondioksite dönüşmesi,
9. Hidrojenin metana dönüşmesi.

Metan bakterileri metan üretimi için CO_2+H_2, asetat, metanol, metilaminler ve karbonmonoksit gibi substratları kullanırlar. Metan üretimi ile ilgili reaksiyonlar aşağıdaki gibidir (Tchobanoglous ve diğ., 1991)

$$4H_2 + CO_2 \longrightarrow CH_4 + 2H_2O \quad (2.6)$$

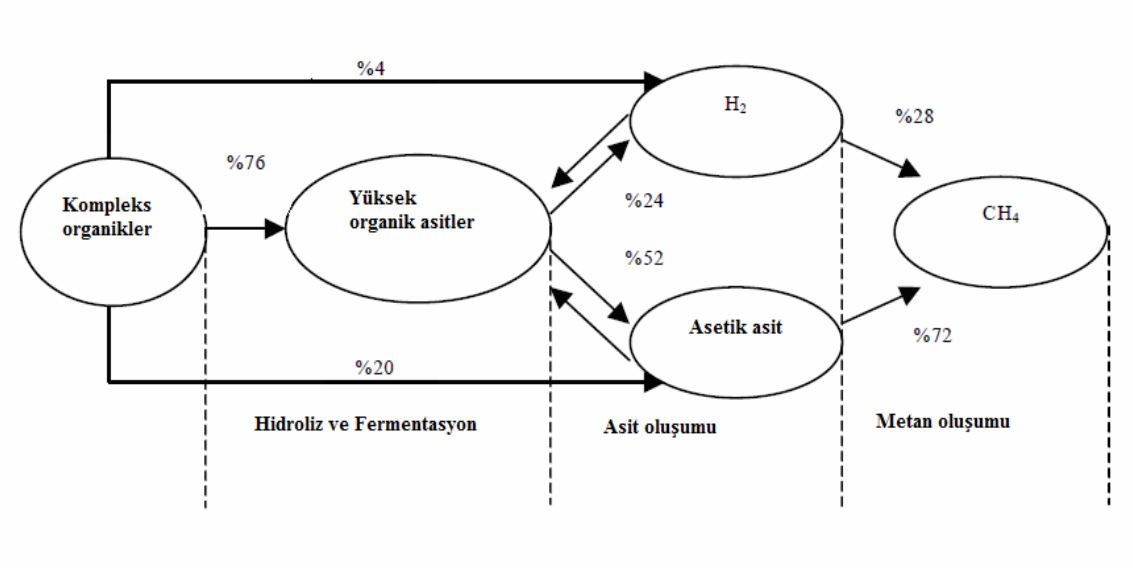
$$4\ HCOOH \longrightarrow CH_4 + 3\ CO_2 + 2\ H_2 \quad (2.7)$$

$$CH_3COOH \longrightarrow CH_4 + CO_2 \quad (2.8)$$

$$4\ CH_3OH \longrightarrow 3\ CH_4 + CO_2 + 2\ H_2 \quad (2.9)$$

$$4\ (CH_3)_3N + 12\ H_2O \longrightarrow 9\ CH_4 + 3\ CO_2 + 6\ H_2O + 4\ NH_3 \quad (2.10)$$

Anaerobik ortamda açığa çıkan CH_4'ün yaklaşık %72'sinin CH_3COOH'dan %28'inin de H_2+CO_2 yoluyla üretildiği bilinmektedir. Anaerobik arıtım proseslerinde enerji akımı Şekil 2.5.'de verilmektedir.



Şekil 2.5. Anaerobik proseslerde enerji akımı

Organik atıkları etkili bir şekilde stabilize eden bir anaerobik arıtma sisteminde asit ve metan bakterileri dinamik bir denge durumunda olmalıdırlar. Dinamik denge durumunu oluşturmak için reaktör içinde çözünmüş oksijen, ağır metaller, sülfatlar gibi inhibisyona neden olan bileşikler bulunmamalıdır. Aynı zamanda ortamın pH değeri 6.5-8.0 aralığında olmalıdır. Bu değer 6.2'nin altına düşerse metan bakterileri faaliyet gösterememektedirler. Anaerobik reaktörlerde yeterli arıtımın olabilmesi için alkalinite 1000-5000 mg/L arasında olmalıdır. Biyolojik aktivitenin yeterli derecede olabilmesi için azot ve fosfor gibi besi maddeleri de ortamda yeterli miktarda bulunmalıdır. Bu nutrientlerin oranları biyokütle dönüşüm oranına göre belirlenebilir (Tablo 2.4.). 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. Optimum sıcaklık, mezofilik bakteriler için 30-38 ^{0}C (35 $\pm$ 1 ^{0}C), termofilik bakteriler için 49-57 ^{0}C (55 $\pm$ 1 ^{0}C)'dir (Öztürk, 1999).

Tablo 2.4. Değişik substratlar için teorik biyokütle dönüşüm oranları ve optimum KOİ/N/P oranları (Öztürk, 1999)

	Dönüşüm Oranı g UAKM/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

Ortamda elektron vericisi olarak sülfatın bulunması durumunda, sülfat indirgeyen bakteriler aktif hale gelmektedir. Sülfatın sülfide indirgenmesi esnasında hidrojen kullanımı vardır. Bu durumda, sülfat indirgeyen bakteriler, metanojen ve homoasitojenlerle rekabete girerler. Ortamda H_2 konsantrasyonunun kısıtlı olması durumunda, rekabet halinde olan bu bakterilerin aktiviteleri, sülfat indirgeyenler >metanojenler> homoasitojenler şeklinde sıralanmaktadır ve prosesteki biyolojik denge bozulmuş olur (Öztürk, 1999).

2.6.1. Anaerobik Mikroorganizmalar

2.6.1.1. Hidroliz Bakterileri

Metanojenler ve asidojenler, genelde karmaşık polimerik besinleri kullanmada yetersiz olduğundan, bu karmaşık maddeler ilk olarak suda çözünebilen monomerlere parçalanırlar. Hidroliz, karmaşık polimerlerin anaerobik olarak indirgenmesinde ilk temel adımdır. Hidrolitik türler tarafından üretilen hücre dışı enzimlerin birçoğu (protaz, lipaz, selulaz, pektinaz, amilaz, kitinaz) karmaşık substratları parçalayabilir. Bu enzimler, büyük substrat moleküllerini bakteriyel hücre duvarından geçebilecek uygun büyüklüğe eriştirirler.

2.6.1.2. Asit Üreten Bakteriler

Anaerobik arıtımın ilk basamağı olan hidroliz safhasında üretilen monomerler, ikinci basamak olan asit üretim basamağında asetik asit, işletme şartlarının kararlı olması halinde ise asetik asitle beraber propiyonik, butirik, izobutirik, valerik ve izo valerik asit gibi yağ asitlerine dönüştürülür. Fermantasyon sırasında ortaya çıkan her asidik son ürün bir karboksilik asit grubu ($COOH^-$) içerir ve bu yüzden bu fermantasyondan sorumlu mikroorganizmalar, asit üreten bakteriler olarak adlandırılırlar. Asit üretimi safhasında görev alan iki farklı bakteri grubu yer alır. Bunlar fermentasyon veya asidojenik bakteriler ve asetojenlerdir.

Asidojenik bakteriler organik polimerlerin hidrolizinde ve devamında açığa çıkan oligomer ve monomerler gibi hidroliz ürünlerinin organik asit ve solventlere dönüştürülmesinde rol alırlar. Asidojenik basamak çok farklı fermentatif cins ve türü içerir; Bu grubun fakültatif üyeleri besi ile girebilen oksijen kalıntılarını tüketerek, oksijene duyarlı metanojenleri korumaya yardımcı olurlar (Anderson ve diğ., 2003).

Diğer grup asit bakterileri olan asetojenik bakterilerin ana görevi metanojenler tarafından metabolizma için kullanılan asetat, karbondioksit ve hidrojen üretimidir. İki farklı asetojenik bakteri grubu vardır. İlk grup zorunlu hidrojen üreten asetojenlerdir ki; bunlar proton indirgeyen asetojenler olarak da tanımlanabilirler. Bunlar büyük yağ asitleri, alkol ve diğer yüksek yağ asitlerinden asetik asit, karbondioksit ve hidrojen üretirler. Zorunlu hidrojen üreten asetojenler düşük hidrojen konsantrasyonlarında büyüme yeteneğine sahiptirler. Metanojenler özellikle yağ asitleri tarafından ve zorunlu hidrojen üreten asetojenler ise hidrojen tarafından inhibe olurlar. Hidrojen veya yağ asitleri konsantrasyonlarında oluşabilecek önemli artış, bu bakteri gruplarının inhibasyonunu başlatacaktır. İkinci asetojenik bakteri grubu ise, hidrojen ve karbondioksitten asetat üreten, tam anlamıyla anaerobik mikroorganizmalar olan homoasetojenlerdir (Anderson ve diğ., 2003).

2.6.1.3. Metan Bakterileri

Metanojenler, hassas anaeroblardır ve metabolizma faaliyetlerinin son ürünleri metan gazıdır. Metan bakterileri fizyolojileri gereği en etkili şekilde pH= 6.5-8.0

aralığında faaliyet gösterirler. Bu nedenle asidojenik ve asetojenik bakterilerin son ürünlerinden dolayı oluşan asitli ortamlara karşı zayıf tamponlanmış durumlarda hassastırlar. Metan bakterilerinin kullanabilecekleri besin maddeleri sınırlı olup bunlar, asetik asit, H_2 ve tek karbonlu bileşiklerdir. Metanojenler kullandıkları besi maddesine göre, asetoklastik metanojenler ve hidrojen tüketen metanojenler olmak üzere iki gruba ayrılmışlardır. Asetoklastik bakteriler için metan üretim kaynağı asetattır ve bu üretilen metanın %70'ine kaynaklık eder. Diğer tür ise daha önce hidrolitik bakteriler ve asit üreten bakteriler tarafından üretilen hidrojeni kullanarak karbondioksiti,formatı, metanolu ve metalaminleri oluştururlar ve metan üretiminin %30'unu sağlarlar (Anderson ve diğ., 2003).

2.6.1.4. Sülfat İndirgeyen Bakteriler (SİB)

Sülfat indirgeyen bakteriler, sülfatı elektron alıcısı olarak kullanırlar. Atıksu içerisinde bulunan sülfat, organik madde ilavesi ile anaerobik şartlarda sülfat indirgeyen bakterilerin (SİB) aktiviteleri sonucu indirgenerek H_2S'e dönüşür.

Kükürt elementinin değerliği SO_4^{2-} için +6 iken, bu değer H_2S için -2'dir. Dolayısıyla, SO_4^{2-}'ın H_2S'e indirgenmesi için ortama elektron verilmesi gerekmektedir. Bu elektron, ortamda bulunan organik maddenin oksidasyonu ile sağlanabilir.

Denklem (2.11), (2.12), (2.13) ve (2.14)'de verilen reaksiyonlar gereğince sülfat indirgenmesi sonucu oluşan HCO_3 miktarı metan bakterilerinin aktivitesi ile oluşan HCO_3 miktarından daha yüksektir (Mizuno ve diğ., 1998).

$$4\ H_2 + SO_4^{2-} + H^+ \longrightarrow HS^- + 4H_2O \qquad \Delta G^0 = -153\ KJ/mol \qquad (2.11)$$

$$CH_3COO^- + SO_4^{2-} \longrightarrow HS^- + 2\ HCO_3^- \qquad \Delta G^0 = -72\ KJ/mol \qquad (2.12)$$

$$4\ H_2 + HCO_3^- + H^+ \longrightarrow CH_4 + 3\ H_2O \qquad \Delta G^0 = -136\ KJ/mol \qquad (2.13)$$

$$CH_3COO^- + H_2O \longrightarrow CH_4 + HCO_3^- \qquad \Delta G^0 = -31\ KJ/mol \qquad (2.14)$$

Çoğu SİB'ler sülfat dışında farklı maddeleri de elektron alıcısı olarak kullanabilirler. Bunlar elementel sülfür, fumarat, nitrat, dimetilsülfoksid, Mn(IV) ve Fe(III)'dür. Sülfat indirgeme prosesi oksijen varlığında inhibisyona uğramaktadır. Bu

nedenle, SİB'ler zorunlu anaerobik bakteriler olarak tanımlanır ve sülfatça zengin ortamlarda bulunurlar.

Düşük SO_4^{2-} konsantrasyonlarında belirgin olmamakla birlikte sülfat indirgeyen bakteriler de özellikle metan üretimini çeşitli şekillerde etkileyebilmektedir. Bu bakteriler bir yandan bazı organik asit ve alkolleri asetik aside oksitler ve sülfatlar da H_2S'e dönüştürülürler. H_2S, metan bakterileri için gerekli bir besi maddesidir ve başka kaynaklardan elde edilememesi halinde sülfatlardan karşılanırlar. Ancak SO_4^{2-} konsantrasyonunun çok yüksek olması durumunda sülfat giderimi sonucu meydana gelecek H_2S konsantrasyonu artacak ve metan bakterileri için inhibisyona neden olacak seviyelere ulaşacaktır ve sülfat giderme bakteriler metan bakterileri ile birlikte H_2 için rekabete girebilirler, sülfat bakterileri metan bakterilerine kıyasla daha az hassas oldukları için, bu rekabette baskın gelme olasılıkları daha yüksektir.

2.6.2. Anaerobik Arıtımı Etkileyen Faktörler

Anaerobik arıtımı etkileyen başlıca faktörler aşağıdaki gibi kısaca özetlenebilir.

2.6.2.1. Nutrientler

Biyolojik proseslerde mikroorganizmaların yeni hücre sentezi yapabilmeleri ve büyüyebilmeleri için besi maddelerine ihtiyaçları vardır. Etkili çürüme performansına ulaşabilmek için nutrientler yeterli miktarda bulunmalıdır. Anaerobik arıtma için gerekli en önemli nutrientler azot ve fosfordur. Hücrenin ampirik formülü $C_5H_7NO_2$ olarak kabul edilmektedir ve bakteri hücresinin yaklaşık %12'si azot, %1.5'u fosfordur. Temel besi elementleri olan azot ve fosfor toplam KOİ'nin %1-1.5'i kadar olduğu zaman yeterli olmaktadır.

Azot, proteinlerin, enzimlerin, RNA ve DNA sentezinde kullanılır. Başlıca azot kaynakları, proteinlerin hidrolizi, aminoasitlerin bozunması ve üre gibi protein olmayan azotlu bileşiklerin hidrolizinden gelen amonyaktır. En önemli azotlu bileşik, hayvansal bir atık türü olan üredir. Üre suda çözündüğü için havasız reaktörlerin

çıkışında önemli miktarda bulunabilir ve bakteriler tarafından aşağıdaki denkleme göre NH_3 ve CO_2'ye parçalanır.

$$CO(NH_2)_2 + H_2O \longrightarrow CO_2 + 2NH_3 \qquad (2.15)$$

Bakteriyolojik büyüme için gerekli fosfor miktarı azotun 1/5-1/7'si kadardır. Fosfor, enerji üretimi (ATP), RNA ve DNA sentezi için gereklidir. Fosfor ihtiyacı genellikle düşüktür ancak mutlaka bulunması gerekir.

Diğer nutrientler, azot ve fosfordan daha düşük konsantrasyonlarda gereklidir. Bunlar, demir, nikel, kobalt, sülfür, kalsiyum, magnezyum, potasyum, bakır, çinko, baryum ve bazı iz elementlerdir. Bakteriyolojik büyümenin gerçekleşebilmesi için iz elementlerin çözünmüş halde bulunmaları gerekir.

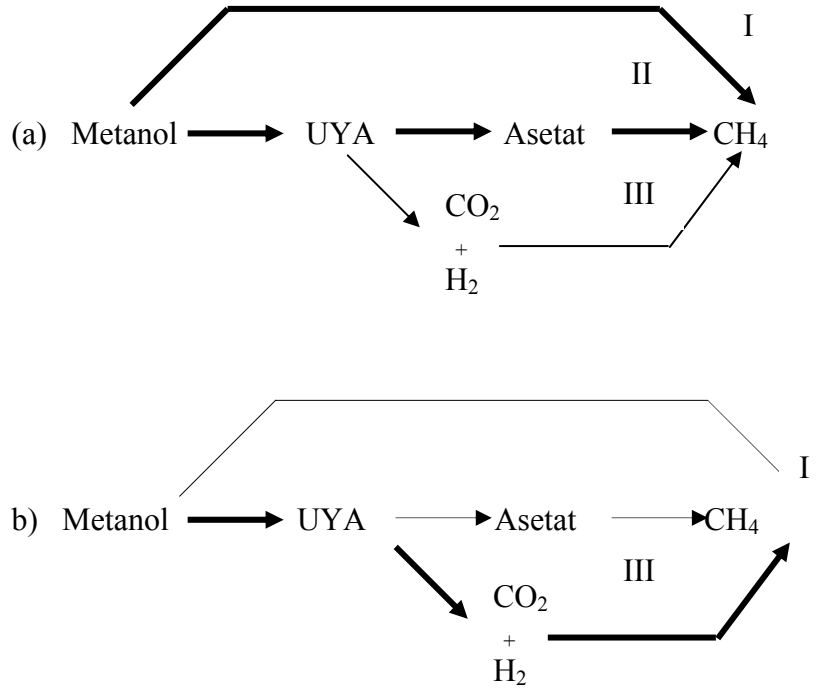
2.6.2.2. pH

Anaerobik proseslerde optimum pH aralığının 6.5-8.0 olduğu kabul edilmektedir. Organik maddelerin anaerobik olarak nihai ürünlere dönüşümü birden fazla bakteri türü tarafından gerçekleşir. Bu türlerin içerisinde pH'a karşı en hassas tür metan bakterileridir.

Anearobik reaktörlerde organik yük çok arttığında ya da sıcaklık düştüğünde asit üreten bakterilerin ürettiği uçucu yağ asitlerinin metan bakterileri tarafından tüketilme hızı yavaşlar ve sonrasında pH düşmeye başlar. Eğer sistemin tamponlama kapasitesi yeterli değilse, pH mikroorganizmalar için istenmeyen seviyeye kadar düşer ve sonuçta metan üretimi azalır ya da durabilir. Sızıntı sularının alkalinitesi genellikle yüksek olduğundan, arıtmada düşük pH problemi ile karşılaşılmaz, bazı hallerde pH probleme sebep olabilecek kadar yüksek olabilir.

Metan bakterilerinin faaliyet gösterebilmesi için uygun pH'ın 6-8, optimum 7 olması uygundur. $pH<5.5$'de asit bakterileri de belli ölçüde inhibisyona uğrarlar. pH 9'a yükselirse, metan üretimi durmakta ve optimum pH aralığına ulaşıldığında mikroorganizmalar faaliyetlerine devam edebilmektedirler. $pH>8$ için aktivitenin aniden düşmesi ortamdaki serbest (iyonize olmamış) NH_3 miktarıyla ilgilidir.

Metan gazının hidrojen veya asetik asit kullanılarak meydana gelme yüzdeleri pH ile değişimi Şekil 2.6.'da görülmektedir (Öztürk, 1999). Burada pH'nın 7.0 değeri ve 5.0-6.0 aralığındaki değerleri için metanolün parçalanma reaksiyonlarındaki baskın adımlar gösterilmektedir.



Şekil 2.6. Metanolden metan üretimi (a) pH=7 için, (b) pH=5,0-6,0 için (Öztürk, 1999)

2.6.2.3. Sıcaklık

Sıcaklık anaerobik arıtımı etkileyen en önemli faktörlerden biridir. Anaerobik arıtımda başlıca iki sıcaklık aralığından söz edilebilir. Bunlar mezofilik şartları temsil eden 25-40 ^{0}C (opt.35 ^{0}C) ve termofilik şartları temsil eden 50-60 ^{0}C (opt.55 ^{0}C) sıcaklık kademeleridir. Metan üretimi, sıcaklık arttıkça artar ve 35 ^{0}C'de ilk pik değerine ulaşır. 45 ^{0}C'de bir sınır söz konusudur bu değerin üzerinde termofilik kademe başlar ve 55 ^{0}C'de metan üretimi maksimum seviyeye ulaşıncaya kadar tekrar artmaya başlar (Öztürk, 1999).

Anaerobik arıtımda sıcaklığın mümkün olduğunca sabit tutulması ve gün içinde 2 ^{0}C'den fazla değişmemesi gerekir. Çoğalma hızları daha yüksek olan asit bakterileri sıcaklık değişimlerine çabuk uyum sağlarken, metan bakterileri bu değişime aynı oranda uyum sağlayamadıkları için sistemde dengesizlik ve uçucu asit birikimi gözlenir.

Sıcaklık ayrıca sistem içindeki organik maddelerin çözünürlüğü üzerine de etkilidir. Sıvı organik bileşiklerin çözünürlüğü 0-35 ^{0}C mertebesinde önemli oranda değişmezken, katı organik maddelerin çözünürlüğü azalan sıcaklıkla azalır. Uçucu yağ asitlerinin nötr pH aralığındaki çözünürlükleri önemli derecede düşüktür ve sıcaklığın uçucu yağ asitlerinin çözünürlüğüne etkisi %10 mertebesindedir.

Birçok inorganik bileşiklerin çözünürlüğü sıcaklığın düşmesiyle azalır. Özellikle $CaCO_3$, $Ca_3(PO_4)_2$, $CaSO_4$, $FePO_4$ gibi bileşiklerin çözünürlüğü artan sıcaklıkla azalır. Bu sebeple yüksek konsantrasyonlarda Ca^{2+} içeren sızıntı sularının arıtımında işletme sıcaklığının yüksek olması tıkanma problemlerine neden olur.

2.6.2.4. Alkalinite ve uçucu asitler

Anaerobik arıtımda özellikle de alıştırma safhasında sistemdeki Toplam Uçucu Asit (TUYA) konsantrasyonuna dikkat edilmelidir. Bu değer 1000-1500 mg/L'yi (HAC) aşmamalıdır. Sistemde TUYA konsantrasyonunun yüksek olması asit birikiminin bir göstergesidir. Uçucu asit birikiminin olası sebepleri aşırı organik yükleme, iz element eksikliği, hidrolik kısa devre, N ve P yetersizliği, zehirlilik etkisi, H_2 kısmi basıncının yüksek olmasıdır. Anaerobik reaktörün emniyetli işletilmesi, pH'nın 6.2'nin altına düşmemesini sağlamak ve yeterli arıtımın olması için alkalinite 1000-5000 mg/L arasında olmalıdır.

2.6.2.5. Toksisite

Anaerobik arıtımda birçok toksik ya da inhibisyona neden olan organik ve inorganik madde bulunabilir. Toksik maddenin zararlı konsantrasyonu birbirlerine göre farklılık gösterebilir. Toksik seviyeler hidrolik bekletme süresi, sıcaklık, çamur yaşı, pH ve mikroorganizma konsantrasyonu gibi işletme şartlarına bağlıdır (Alkan ve diğ., 1996.)

Anaerobik proseslerde bazı toksik maddeler ve etkileri Tablo 2.5.'de verilmektedir. Tablo 2.6.'da ise bazı toksik maddelerin anaerobik ayrışma sürecini engelleyen konsantrasyonları verilmektedir.

Tablo 2.5. Anaerobik proseslerde bazı toksik maddeler ve etkileri (Wiegant ve Zeeman, 1986)

Substrat	**Ürün**	**İnhibitör**	**Etki**
Hidrojen	Metan	Amonyum	Kuvvetli
		Propiyonik asit	Orta
Asetik asit	Metan	Amonyak	Orta
		Hidrojen	Orta
		Asetik asit	Az
		Propiyonik asit	Orta
Propiyonik asit	Asetik asit	Hidrojen	Kuvvetli
		Asetik asit	Orta

Tablo 2.6. Bazı toksik maddelerin anaerobik ayrışma sürecini engelleyen konsantrasyonları (Öztürk, 1999)

Madde	Zararlı konsantrasyonu seviyesi (mg/L)
NH_4^+, NH_3	1500-2000*
Çözünmüş H_2S, HS^-, S^{2-}	100-150
Na^+	4000-6000
K^+	3000-5000
Ca^+	3000-5000
CN^-	0.5-1
Alkil benzen sülfonat	500-700

* Özellikle pH>7.5 halinde zararlı

Toksisite kontrolü için, toksik maddeyi atıktan uzaklaştırma, atığın seyreltilmesi, çöktürme ya da çözünmeyen formata dönüştürme, toksik maddeyi başka bir forma çevirme, mikroorganizmalara yeterli alışma sürelerinin sağlanması yöntemlerinden biri ya da birkaçı uygulanabilir.

Ağır metaller de anaerobik arıtım üzerinde toksik etkiler oluşturabilir. Cu, Zn, Ni gibi ağır metallerin düşük ancak çözünmüş konsantrasyonları anaerobik proseslerde toksik olmaktadır. Cr^{6+}'da toksisiteye sahip ağır metallerden olmakla birlikte sistem pH değerinde Cr^{3+}'e dönüşmesi nedeniyle toksik etkisi yok olabilmektedir.

Toksisiteye neden olan bir diğer önemli etken de sülfit konsantrasyonudur. Sülfit yüksek konsantrasyonlarda birçok bakteri için toksiktir. Sülfit konsantrasyonunun 200 mg/L'ye ulaşması halinde sülfit toksisitesi problem oluşturacak seviyeye ulaşmıştır ve teorik olarak 200 mg/L sülfit 600 mg/L sülfat tarafından üretilmektedir (McCarty ve Rittmann, 2001). Yüksüz hidrojen sülfidin bakterileri olumsuz etkilediği düşünülmektedir bunun nedeni sadece yüksüz hidrojen sülfidin (H_2S) bakterilerin hücre zarından geçebilmesi, yüklü hidrojen sülfidin ise (HS^-) hücre zarından geçememesidir. Sülfatın indirgenmesi sonucu oluşan H_2S, hücre içi sülfür metabolizmasını olumsuz yönde etkileyerek ya da hücre içi pH dengesini değiştirerek inhibisyona sebep olmaktadır (Omil ve diğ., 1998). Sülfat

indirgenmesinden oluşan inhibisyon substrat için rekabetten dolayı ve çözünmüş sülfür iyonlarının metanojenlerin hücre fonksiyonlarını etkilemelerinden dolayı olmak üzere iki farklı şekilde olabilir. Pratikte KOİ/SO_4^{2-} oranının 7-10'dan düşük değerlerinde önemli miktarda inhibisyon gerçekleşir (Vavilin ve diğ., 1995). Bununla birlikte belirli seviyeleri aşmaması halinde anaerobik sistemlerde sülfat oluşumu çok da olumsuz bir olay değildir çünkü sülfitler bakteri büyümesi için gerekli besi maddesini karşılarlarken, başarılı bir arıtım için gerekli düşük yükseltgenme-indirgenme potansiyelinin sağlanmasına, ağır metallerden kaynaklanacak toksisitenin önlenmesine de yardımcı olur (McCarty ve Rittmann, 2001).

2.6.3. Anaerobik arıtımda kullanılan reaktörler

Anaerobik arıtımda kullanılan reaktörler ve bunların organik yük ve KOİ giderme verimleri bakımından karşılaştırılması Tablo 2.7.'de verilmektedir. Anaerobik arıtımda kullanılan başlıca reaktörleri aşağıdaki şekilde özetlemek mümkündür.

2.6.3.1. Tam karışımlı anaerobik reaktörler

Tam karışımlı ve geri devirsiz reaktörlerdir. Ortalama çamur bekleme süresi (KAS) ile hidrolik bekleme süresi (HBS) birbirine eşittir. Bu tip reaktörlerde atıklar hızlı bir şekilde ayrışmaktadır. Metan bakterilerinin sistemden kaçmasını önlemek için gerekli olan minimum çamur bekleme süresi 4-10 gündür, pratikte uygulanan süre 12-30 gün olarak verilmektedir. Bu reaktörler özellikle yüksek partikül ve çözünmüş organik madde içeren atıksular için uygundur. Hacminin çok büyük oluşu ve çıkış suyunda yüksek katı madde konsantrasyonu nedeniyle daha çok arıtma çamurlarının çürütülmesinde kullanılmaktadır. Bu reaktörler için organik yükleme değerleri 1-10 kg KOİ/m^3.gün aralığında değişmektedir.

2.6.3.2. Anaerobik temas reaktörler

Bu reaktörler anaerobik aktif çamur prosesi olarak da bilinirler. Klasik anaerobik çürütücülerden farkı, çürütücüye geri devri sağlayan çöktürme tanklarının kullanılmasıdır. Katı geri devri, yüksek çamur bekleme süresi sağlayarak arıtım performansını arttırır, düşük hidrolik bekleme süresinde çıkış suyunda düşük organik madde konsantrasyonu sağlar ve gerekli çürütücü hacmini azaltır.

Anaerobik temas reaktörlerinin arıtım performansı genellikle tam karışımlı anaerobik reaktörlerinkinden daha fazladır. 2 g/L KOİ içeren yüksek biyolojik parçalanabilir atıksular için %90-95 oranında KOİ giderimi elde edilebilir.

2.6.3.3. Anaerobik filtreler

Atıksudaki karbonlu organik maddelerin giderimi için filtre içine değişik tipte katı medya ile doldurularak bağlı biyokütle oluşumu sağlanan reaktörlerdir. Atıksu tabandan girip yukarıya doğru çıkarken filtre üzerindeki anaerobik bakteri ile temas eder. Bakteri katı medya üzerinde yapışıp kalır. Reaktör yukarı akışlı ya da aşağı akışlı olabilir.

Medya üzerinde mikrobiyal büyüme oluşturarak, yüksek biyokütle konsantrasyonu ve uzun çamur bekleme süreleri sağlar. Çamur bekleme süreleri 100 güne kadar çıkabilir. Düşük hidrolik bekleme sürelerinde yüksek çamur yaşları elde edilebildiğinden, mevcut ortamın sıcaklığında düşük kirlilikteki atıksuların arıtılmasında da kullanılabilmektedirler.

2.6.3.4. Anaerobik akışkan/genleşmiş yatak reaktörler

Taşıyıcı yüzey üzerine tutunarak, aktif biyokütle bağlanımını sağlayan taşıyıcı malzemeler içeren anaerobik sistemlerdir. Bu malzeme, bağlı biyokütlelerle birlikte, genellikle giriş suyu ve geri devir debisinin birleşimi ile oluşturulan yukarı akışlı yüksek sıvı hızı ile akışkanlaştırılırlar. Sıvı debisinin miktarı ve yatağın genleşme miktarına göre reaktörün akışkan ya da genleşmiş yataklı reaktör olduğu belirlenir.

Genleşmiş yataklı sistemlerde, yatak hacminin %15-30 oranında artışını sağlayacak yeterli akış verilir. Biyokütle konsantrasyonu 15000-40000 mg/L'ye kadar çıkar. Büyük miktarda biyokütle oluşacağı için genleşmiş yataklı reaktörler evsel atıksuların düşük hidrolik bekleme zamanlarında arıtılması için de kullanılır.

Daha yüksek yukarı akışlarda %25-300 yatak genişlemesi sağlanır ve yatak akışkan hale gelir. Akışkan yataklı reaktörlerde taşıyıcı malzeme akışkan sıvı ile tamamen desteklenir ve böylece yatak içinde serbestçe hareket edebilir. Bu tip reaktörler, şok yüklemelerden etkilenmez ve oldukça yüksek giderim kapasitelerine sahiptirler. Ancak yatak genleşmesi ya da akışkanlığı için gerekli enerji, sistemin en büyük dezavantajlarından biridir. Birçok pilot ölçekli çalışmalarda 10-20 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemelerde %80'lik giderim elde edilmiştir.

2.6.3.5. Hibrit reaktörler

Hibrit reaktörler anaerobik çamur yataklı reaktör ile anaerobik filtrenin birleşimidir. Filtre kısmının hacmi toplam hacmin %50-70'i arasında değişir. Bu reaktörlerde biyolojik arıtmanın büyük kısmı alt kısımdaki havasız çamur yatağı reaktörde sağlanırken, üstteki filtre genellikle çökeltme ile katı sıvı ayrımını sağlar ve reaktörden biyokütle kaçışını önler. Filtrede dolgu malzemesi olarak 100 m^2/m^3 özgül yüzeyli plastik malzemeler ile yaklaşık 55^0 eğimle döşenen oluklu levhalar kullanılmaktadır. Hibrit reaktörler 5-10 kg KOİ/m^3.gün'lük organik yüklemelerde başarıyla kullanılmaktadır.

2.6.3.6. Anaerobik perdeli reaktörler

Atıksu akımının perdelerle yukarı akış moduna getirildiği reaktörlerdir. Bu reaktör tipi ile farklı tipte atıkların laboratuvar ve pilot ölçekli tesislerde arıtımı konusunda çok sayıda çalışma bulunmakla birlikte henüz gerçek ölçekte uygulama deneyimi bulunmamaktadır (Barber ve Stuckey, 1999, Öztürk, 1999) Bu tip reaktörlerle ilgili detaylı açıklama Bölüm 2.7.5'de verilmektedir.

2.6.3.7. Yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörler

Tipik bir yukarı akışlı çamur yataklı reaktör biyolojik reaksiyon ve çökelme olmak üzere iki tabakadan oluşur. Atıksu, biyolojik granüller veya floklardan oluşan çamur yatağının içinden süzülerek yukarıya doğru çıkar. Anaerobik şartlarda oluşan gazlar, biyolojik granüllerin oluşumuna yardım eden iç sirkülasyon oluşturur. 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 çıkışı engelini kırarak bağlı gazın serbest hale geçmesini sağlar. Yüzeye doğru çıkan granülün gazı ayrılınca, granül çamur yatağının üzerine geri döner gaz ise reaktörün üzerindeki gaz toplama bölmesinde toplanır. Biyolojik granüller ve nihai çamur ihtiva eden su, reaktör içindeki çökelme bölümünden geçerken duru su savaklanır, çamur ise çamur yatağının üzerinde kalır.

Yukarı akışlı çamur yataklı reaktörlerde, yüksek biyokütle konsantrasyonu sağlanır bu da yüksek hacimsel organik yüklemelerde yüksek giderimlere ulaşılmasına imkan sağlar. Reaktör, birçok gıda yönetiminde, fermentasyonunda, endüstriyel atıksuların, sızıntı sularının ve çamurların arıtılmasında başarıyla kullanılmaktadır.

2.6.3.8. Membran anaerobik reaktörler

Ana kısmı tam karışımlı anaerobik bir reaktörden oluşan bu sistemde katı madde ayırımında çökelme yerine bir ultrafiltrasyon sistemi kullanılmaktadır. Ultrafiltrasyon birikimindeki gözenekli sentetik membran üzerinden akarken suyu alınan biyokütle sisteme geri döndürülmekte ve çamur yaşı istenildiği kadar arttırılmaktadır. Genelde KOİ 10000 mg/L'nin üzerindeki ve debisi nispeten küçük endüstriyel atıklar için uygundur. 10-15 kg KOİ/m^3.gün'lük organik yüklemelerde işletilebilmektedir.

2.6.3.9. İki kademeli anaerobik reaktörler

Klasik yüksek hızlı çürütücülerde asit ve metan bakterileri olmak üzere iki farklı mikroorganizma türü vardır ve organik yükleme limitlerin üzerine çıktığında ve hidrolik bekleme süresi kritik seviyeye ulaştığında reaktörde arıtma performansı da düşer. İki kademeli anaerobik reaktörlerde asit ve metan üretiminin tek bir reaktörde meydana geldiği tek kademeli reaktör şeklinde uygulamak yerine bu iki safhanın ayrıldığı iki kademeli (asit rektörü-metan reaktörü) reaktör şeklinde kullanılmaktadır. Faz ayrımına gidilerek organik yükün %50'ye yakın oranda arttırılması mümkündür.

2.6.4.10. Anaerobik dönen biyodiskler

Bir tank içinde dönen şaftlar üzerine yerleştirilmiş bir seri diskten veya plastik medyadan oluşan kafesten oluşan reaktörlerdir. Aerobik dönen biyodisklerle benzerlik gösterir ancak reaktör üzeri kapatılır, sıvı yüzeyinde anaerobik ve anoksik atmosfer oluşturulur ve oksijen transferi istenmediği için aerobik sistemlere kıyasla anaerobik sistemde, diskler tank içine daha batık halde yerleştirilirler.

2.6.4.11. Havasız ardışık kesikli reaktörler

Doldurma, reaksiyon, çökelme ve boşaltma devrelerini ihtiva eden kesikli bir işletmenin uygulandığı reaktörlerdir. Reaktör hacmi, sürekli beslenen reaktörlere göre bir miktar büyük tutularak çökelme özelliği çok iyi olan granüler biyokütle ile yüksek verimde arıtım sağlanır. Çökelme süresi tipik olarak 30 dakika civarındadır. Bu reaktörlerde, sistemde küçük K_s seviyesinde çoğalabilen metan bakterilerinin selektif olarak gelişmesi nedeniyle uçucu asit konsantrasyonu genelde çok düşüktür.

Tablo 2.7. Anaerobik arıtımda kullanılan reaktörler ve bunların organik yük ve KOİ giderim verimleri bakımından karşılaştırılması (Öztürk, 1999)

Reaktör tipi	**Organik yük kg KOİ/m^3.gün**	**KOİ Giderim Verimi (%)**
Anaerobik temas reaktörü	1-6 (3-5)*	80-95
Anaerobik filtre	1-18 (7-10)	80-95
Anaerobik akışkan yataklı reaktör	1-60 (15-30)	80-90
Anaerobik çamur yatağı	5-15 (10-15)	85-95
Membranlı anaerobik reaktör	1-30 (15)	85-95

* Parantez içindeki rakamlar kurulu tesislerdeki uygulanmış yüklerdir.

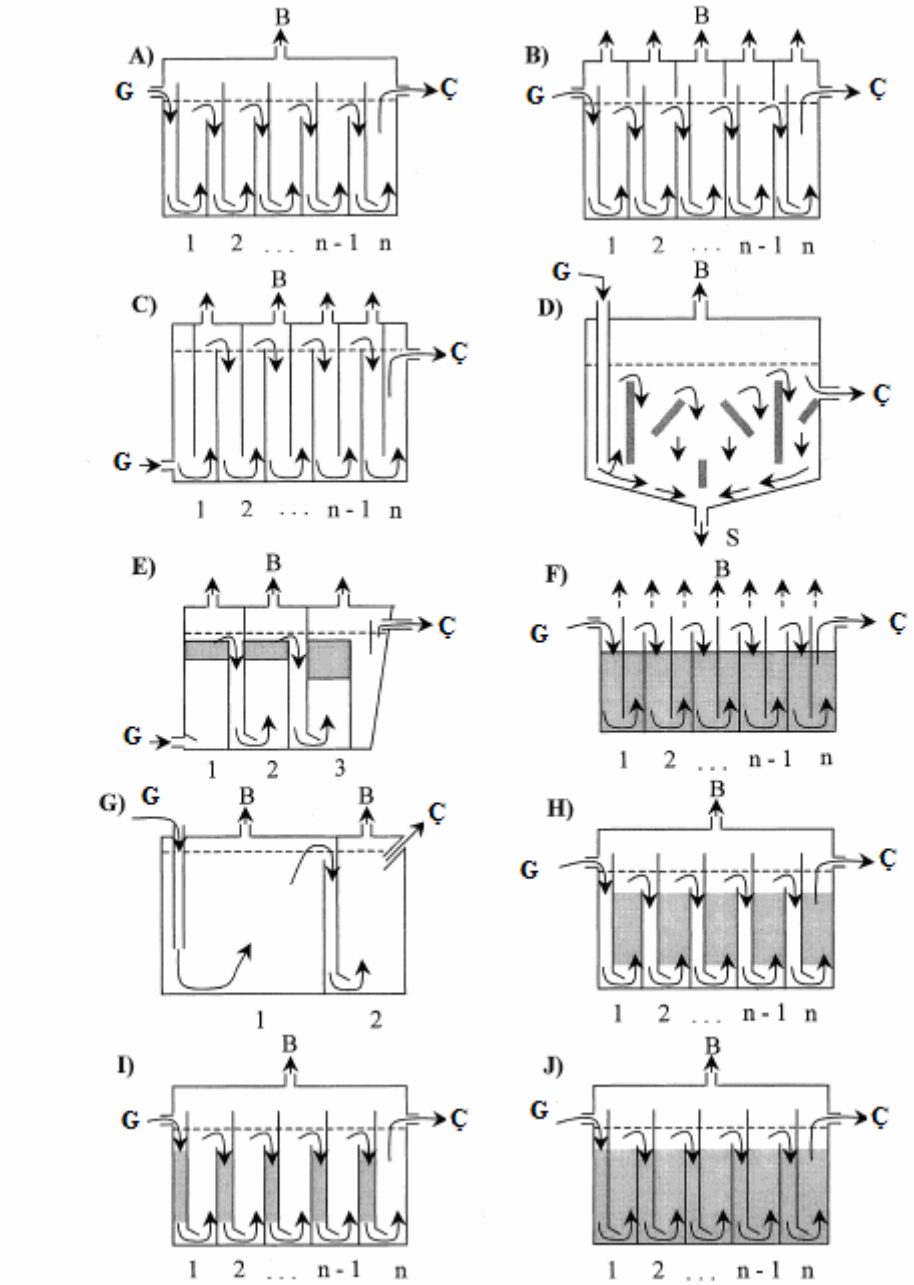
2.6.5. Anaerobik Perdeli Reaktörler (APR)

2.6.5.1. Anaerobik Perdeli Reaktör (APR) tanımı

Anaerobik arıtım için kullanılan en yaygın reaktör tipi tam karışımlı reaktörlerdir. Ancak bu tip reaktörlerde tam karışımlı aktif biyokütlenin sistemden kaçışı gibi temel sorunlarla karşılaşılmakta ve bu gibi sistemlerin birkaçında aktif biyokütle sabitlenerek problemin üstesinden gelinebilmektedir. Bu gibi sistemler mevcut partikül madde miktarına bağlı olarak kurulurlar ve sadece hidroliz olabilir atıksular için uygundurlar. Yukarı Akışlı Çamur Yataklı Reaktörler (YAÇYR) ve Anaerobik Perdeli Reaktörler (APR) bu gibi durumlara karşı kullanılabilecek iki reaktördür. Bu reaktörlerin başarısı yüksek flokülasyon, iyi çökelebilirlik ve bu reaktörlerde oluşan yoğun metanojenik çamur granüllerinden gelmektedir (Skiadas ve Lyberators, 1998).

Anaerobik Perdeli Reaktörler (APR) ilk olarak 1983'de McCarty ve arkadaşları tarafından geliştirilmiştir ve organik kirletici içeren atıksuyun reaktör girişinden çıkışına doğru geçişi esnasında perdelerin alt ve üstünden geçmesini mecbur kılan bir seri perdeden oluşmuş reaktör dizaynıdır (Barber ve Stuckey, 1999). Reaktördeki bakteri akım karakterine ve gaz üretimine bağlı olarak yükselir ve çökelir ancak reaktörde aşağıya doğru yavaş hareket eder. Bölmelendirme ile asit ve metan bakterileri gibi hassas anaerobik popülasyonları birbirinden ayrılabilmekte ve daha iyi arıtım verimi sağlanabilmektedir. Bu reaktörler diğer yüksek hızlı anaerobik

reaktörlerle karşılaştırıldığında hidrolik ve organik şok yüklemelere karşı daha dirençli olması, daha yüksek çamur yaşı ve etkin biyokütle tutunumu gibi avantajlara sahiptir (Bell ve diğ., 2000). Reaktörün orijinal dizaynı Şekil 2.7 A'da verildiği gibidir. Ancak Şekil 2.7.B'deki konfigurasyonu daha yaygın kullanılmaktadır. Reaktör performansını artırmak için Şekil 2.7. D-J'de verilen farklı modifikasyonları da oluşturulmuştur (Barber ve Stuckey, 1999).



Şekil 2.7. Anaerobik Perdeli Reaktör çeşitleri A) Tek gaz toplama hazneli B) Bölmeli gaz toplama hazneli C) Dikey D) Yatay E) Çökelme zonlu hibrit reaktör F) Üstü açık G) Genişletilmiş ilk bölmeli H-J arası çeşitli uygulamaları H)yukarı köşeli I) aşağı köşeli J) Bütün reaktör (G: Atıksu giriş, Ç: Atıksu çıkış, B: biyogaz, S: Katılar)

2.6.5.2. Anaerobik Perdeli Reaktör (APR) uygulamaları

Anaerobik Perdeli Reaktörler atıksu girişinden çıkışına doğru birçok perdeden oluşan reaktörlerdir ve akım bu perdelerin altından ve üstünden olur. Bu perdelerin oluşturduğu bölme sayısı atıksu arıtımında önemli parametrelerden biridir. Boopathy (1998) domuz atıklarının arıtımında APR bölme sayısının etkisini araştırmıştır. Bu amaçla 4 laboratuvar ölçekli APR reaktörü kullanılmış ve bu reaktörlerde 2, 3, 4 ve 5 bölme oluşturulmuştur. Bölme sayısının arttırılmasının, partikülün sistemde kalması üzerine önemli etkisi olmuştur. 4 ve 5 bölmeli APR'de diğer reaktörlere kıyasla daha fazla gaz oluşumunun olduğu gözlenmiş, 4 veya 5 bölmeli APR'nin en iyi arıtım performansını ve maksimum gaz oluşumunu sağladığı belirtilmiştir.

Arıtım performansına etki eden diğer faktörleri hidrolik bekleme süresi (HBS), organik yükleme hızı (OYH), sıcaklık, geri devir,…vb. şeklinde sıralamak mümkündür. APR'deki çevresel değişikliklere karşı mikroorganizmanın tepkisinin incelendiği bir çalışmada, hidrolik bekleme süresinin 40 saatten 20 saate düşürülmesiyle 35 ^{0}C'de işletilen 8 bölmeli APR'de organik yüklemenin de iki katına çıkması nedeniyle reaksiyon hızı ve biyokütle oluşumu artmış, sistemde KOİ giderim verimi yükselmiştir. Reaktörde sıcaklığın 35 ^{0}C'den 25 ^{0}C'ye düşmesiyle ise KOİ giderim verimi %96'dan %93'e düşmüştür. Geri devir oranının artmasıyla reaktördeki karışım da artmıştır ancak verim negatif yönde etkilenmiştir. Bunun nedeni düşük geri devirlerde daha düşük ancak yeterli derecede karışımın sağlanması ve biyokütle floklarına substrat katkısı, devamında ise aktivitenin yükselmesidir. Daha fazla geri devirde ise floklardaki mikroorganizmanın çok yakın ortaklığı, mikroorganizmada etkin elektron transferini düşürecek hasara neden olmaktadır (Nachaisyasit ve Stuckey, 1995).

Sıcaklık, reaksiyon kinetiğini etkilemesi nedeniyle arıtım performansı için önemli faktörlerden biridir. Özellikle anaerobik reaktörlerde sıcaklık performansı arıtım açısından önemli bir parametredir. Langenhoff ve Stuckey (2000), farklı sıcaklık değerlerinde APR'nin seyreltilmiş atıksuyun (KOİ=500 mg/L) arıtımındaki performans değişimini araştırmışlardır. 10-80 saat hidrolik bekleme süresinde işletilen, 10 L ve 8 bölmeli APR kullanılarak yapılan çalışmanın ilk aşamasında sistemde 35 ^{0}C'de 10 gün HBS değerleri için ortalama %90 KOİ giderimi elde

edilmiştir. Daha sonra sıcaklık değerleri 20 ^{0}C ve 10 ^{0}C'ye indirilmiş, bu değerlerde KOİ giderim verimleri sırasıyla %70 ve %60'a düşmüştür. Ancak düşüşler çok fazla olmadığı için evsel atıksu arıtma tesisi işletme maliyetini düşürmek adına düşük sıcaklıklarda reaktörün işletilebileceği sonucuna ulaşılmıştır.

Endüstriyel atıksuların değişken özelliklerinden dolayı, organik şok yüklemeler reaktör tasarımındaki en önemli unsurlardan biridir. Bu şok yüklemeler birkaç saat gibi çok kısa sürelerde ya da orijinal işletme şartlarına geri dönmeden önce günler veya haftalar süren daha uzun sürelerde olmak üzere iki farklı şekilde oluşabilir. İlk durumda mikroorganizmanın şok yüklemeye tepkisi özdeştir ancak ikinci durumda yeni bir kararlı konum söz konusudur ki; bu gerek KOİ gerekse diğer parametreler açısından orijinal işletme şartlarıyla özdeş olabilir ya da olmayabilir. Nachaiyasit ve Stuckey (1997) yaptıkları çalışmada APR'de organik şok yüklemelerin performansa etkisini incelemişlerdir. Buna göre 10 L hacimli 8 bölmeli APR sabit hidrolik bekleme süresinde (20 saat) işletilmiş ve 4.8 kg KOİ/m^3.gün OYH'de %98 KOİ giderimi elde edilirken, OYH'nin 9.6 kg KOİ/m^3.gün'de 20 günlük işletilmesinde önemli bir değişiklik gözlenmemiş ancak OYH'nin 4.8 kg KOİ/m^3.gün'den 18 kg KOİ/m^3.gün'e çıkarılıp, 20 gün işletilmesi sonucunda KOİ giderim verimi %90'a düşmüştür. Sistemdeki yüksek katı konsantrasyonunun KOİ giderimini iyileştirmesinden ziyade stabiliteyi arttırdığı belirlenmiştir.

APR'nin en önemli avantajlarından biri de asit ve metan fazlarını birbirinden ayırıp, farklı bakteri gruplarının en uygun şartlarda gelişimine imkan sağlamasıdır. APR'nin işletim karakterinin incelenmesi üzerine 25 L'lik 5 bölmeli APR kullanılarak yapılan çalışmada, bölmeler ilerledikçe oluşan metan gazı miktarının arttığı, ilk üç bölmede toplam gaz içeriğinin H_2, CO_2 ve CH_4'den oluştuğu son iki bölmede oluşan gazın ise sadece CO_2 ve CH_4 içerdiği belirlenmiştir. Reaktörde ikinci bölmede oluşan UYA konsantrasyonunun maksimum olduğu takip eden bölmelerde konsantrasyonun giderek azaldığı, hemen hemen tüm UYA'nın reaktörde giderilebildiği bulunmuştur (Wang ve diğ., 2004).

Anaerobik perdeli reaktörlerin tekstil endüstrisi atıksuyu, viski imalathanesi atıksuyu, soya üretimi, dondurma atıksuları gibi birçok endüstri atıksuyunun arıtımında kullanımı mevcuttur. Bell ve Buckey (2003) tekstil endüstrisi atıksularının arıtımında APR verimini araştırmışlardır. Bunun için 8 bölmeli APR 35 ^{0}C'de

işletilmiştir. Sentetik atıksu ile yapılan çalışmada 4.8 kg KOİ/m^3.gün sabit organik yüklemede değişken C1 Reactive Red 141 boya konsantrasyonunda 20 saatlik hidrolik bekleme süresinde çalışılmıştır. Reaktörün ilk bölmesinde pH değeri düşmüş bu da atıksu içerisindeki organik maddenin parçalanması ve UYA oluşumu ile ilişkilendirilmiştir. Reaktörde boya maddesi ilavesi sonucu KOİ giderim veriminde çok az farklılık gözlenmiştir. 250 mg/L boya ilavesinde %92 olan KOİ giderim verimi boya konsantrasyonunun 500 mg/L'ye çıkmasıyla %91'e düşmüştür. KOİ gideriminin büyük çoğunluğu ilk üç bölmede gerçekleşmiştir. Son üç bölmede ise çok düşük KOİ giderimleri gözlenmiştir. Bu ise biyogaz sonuçları ile ve populasyon karakteristiğiyle kanıtlanmıştır ve düşük metabolik aktiviteyle ilişkilendirilmiştir. Renk giderim verimi en yüksek %87 (100 mg/L boya konsantrasyonu) en düşük ise %65 (500 mg/L boya konsantrasyonu) olarak belirlenmiştir. Renk gideriminin bir kısmının biyokütle üzerine adsorpsiyonla bir kısmının ise parçalanma sonucu olduğu belirlenmiştir. 1. ve 6. bölme arasında metan gazı hacmi artan bir profil sergilerken son iki bölmede metabolik aktivitenin düşmesi ile eşleştirilen bir azalma görülmüş, uygulamada son iki kompartmanın çıkarılabileceği sonucuna varılmıştır.

Zhu ve diğ. (2008), 4 bölmeli APR reaktörünü 35 ^{0}C'de 1.2-6.0 kg KOİ/m^3.gün OYH değerinde 39.5 saat hidrolik bekleme süresinde soya üretim atıksularının arıtımını çalışmışlar, bu değerlerde %92-97 KOİ giderimi elde etmişlerdir. Bu artan yükleme, mikroorganizma üzerine substrat akışının artması ve mikrobiyal büyümenin desteklenmesinin net bir sonucu olarak açıklanmıştır. Sistemde ilk bölme asidojenik bakterilerin Baskın olduğu bölme olarak tespit edilmiş, hidroliz aşaması sonucu organik maddelerin daha küçük moleküllere parçalandığı sonraki bölmede ise asetik asit ve hidrojene dönüşerek KOİ gideriminin sağlandığı sonucuna varılmıştır. Organik yüklemenin artmasıyla oluşan gaz miktarı da artmıştır. Reaktörün 3. ve 4. bölmelerinde metanojenlerin baskın halde olduğu belirlenmiştir.

Akkuna ve Clark (2000), viski üretimi atıksularının arıtımında APR kullanımını araştırmışlar, KOİ değeri 9500 mg/L olan atıksuyu farklı hidrolik bekleme sürelerinde (2, 4, 7 ve 10 gün) %80 KOİ giderimi elde edecek şekilde arıtım sağlamışlardır. HBS değerinin 2'den 10 güne çıkmasıyla biyogaz üretiminde 10 L/gün'den 22 L/gün'e kadar bir artış gözlenmiş ve biyogazın %60-%70'i metandan oluştuğunu belirlemişlerdir.

Dondurma atıksularının arıtımında farklı OYH değerlerinde (0.62, 0.96, 1.78, 3.04, 5.18, 10.0 ve 14.4 kg KOİ/m^3.gün) APR performansı ve stabilitesi üzerine yapılan bir araştırmada 4 bölmeli 100 L hacminde APR, 35 ^{0}C'de işletilmiştir. Çalışmada tüm OYH değerlerinde %99 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. KOİ'nin büyük kısmının (%80) reaktörün ilk bölmesinde giderildiği, diğer bölmelerde sırasıyla %15, %5, %5 giderim verimleri elde edildiği belirlenmiştir. İlk bölme asit, diğer bölmeler metan bakterilerin baskın olduğu bölmeler olarak tespit edilmiştir. İlk bölmede toplam gazın %45-50'si CH_4 iken takip eden diğer üç bölmede ise %65-69'u CH_4 gazı olduğu görülmüş ve bu ilk bölmenin asidojenik reaksiyonların hakim olması durumunu destekler nitelikte bulunmuştur (Uyanık ve diğ., 2002).

Krishna ve diğ. (2008) düşük kirlilikteki kompleks atıksuların arıtımında APR kullanımını incelemişlerdir. Çalışmada 500 mg/L kosantrasyonunda atıksu kullanılmış, 10 L'lik 8 bölmeli reaktörde arıtım performansı araştırılmıştır. Çalışmada 0.6, 0.8, 1.2, 1.5 ve 2.0 kg KOİ/m^3.gün olmak üzere farklı organik yüklemelerde, 20, 15, 10, 8 ve 6 saatlik hidrolik bekleme süreleri kullanılmıştır. En yüksek organik yüklemede bile %89'luk bir toplam KOİ giderim verimi elde edilmiştir. UYA konsantrasyonları, hidroliz ve asit fazlarının ilk birkaç bölmede gerçekleştiğini göstermiştir. APR reaktöründeki akım karakteristiğine bakıldığında ise akımın piston akım ile tam karışımlı arasında bir özellik gösterdiği görülmüştür. Sistemde tüm hidrolik bekleme süreleri için toplam gaz hacminin 0.27-0.31 m^3/kg $KOİ_{giderilen}$ ve metan gazı hacminin ise 0.18-0.21 m^3/kg $KOİ_{giderilen}$ olduğu belirlenmiştir.

3200 L hacimli 8 bölmeli reaktör pilot ölçekli APR ile, evsel atıksu arıtımı üzerine yapılan çalışmada farklı HBS değerlerinde (20-60 saat) arıtım performansları incelenmiş, 60 saat HBS değerinde %60'ın altında KOİ giderimi elde edilirken, HBS değeri 32 saat olunca verim %80'e yükselmiş, 20 saat HBS değerinde ise verim %70-%90 aralığında değişim göstermiştir. Yüksek katı alıkonma süresi nedeniyle reaktörde patojen giderimi de sağlanmış, arıtılmış atıksudaki toplam koliform ve E.Coli değerleri sırasıyla 43000 EMS/100 mL ve 7000 EMS/100 mL olarak belirlenmiştir (Dama ve diğ., 2002).

APR'nin sızıntı sularının arıtımında hidroliz-asit fazı aşamasındaki performansının incelenmesi üzerine yapılan çalışmada 13.2 L hacminde 4 bölmeli

APR oda sıcaklığında 13.2-26.4 saat hidrolik bekleme süresinde çalıştırılmıştır. Çalışmada olgun sızıntı suyu kullanılmış ve sızıntı suyu farklı oranlarda evsel atıksu ile karıştırılarak arıtılmaya çalışılmıştır. APR arıtımda hidroliz ve asit fazı arıtım ünitesi olarak rol almış ve bir ön arıtım aşaması olarak düşünülmüştür. Düşük V_L:V_M ($V_{Leachate}$:$V_{Municipal}$) oranlarında (1:9, 2:8 gibi) düşük organik madde konsantrasyonu nedeniyle APR'de hidroliz ve asit fazı oluşmuş, çok az hatta hiç metan fazı görülmemiştir. Dolayısıyla düşük $BOİ_5$ giderimi ve yüksek $BOİ_5$/KOİ oranı gözlenmiştir. V_L:V_M oranının biraz daha arttırılmasıyla (4:6, 5:5, 6:4 gibi), 3. ve 4. bölmede gaz ölçümüyle sonuçlanan belirgin bir metan fazı görülmüş, çıkış suyunda daha az $BOİ_5$/KOİ oranı artışı belirlenmiştir. Bununla birlikte hidroliz ve asitleşme ile $BOİ_5$ artışının hidrolik bekleme süresiyle orantılı olduğu belirlenmiştir. Sonuçlar APR'de sızıntı suyu evsel atıksu karışımı ile biyolojik arıtılabilirliğin arttırılması maksadıyla sistemin çalıştırılması halinde $BOİ_5$/KOİ oranının 0.15-0.3'den 0.4-0.6'ya yükseltilebileceğini göstermiştir (Wang ve Shen, 2000).

Bodkhe (2009), modifiye edilmiş anaerobik perdeli reaktörle evsel atıksu arıtımı üzerine çalışmıştır. Çalışmada toplam hacmi 37 L olan 3 kompartmandan oluşan birbirine seri bağlı 3 reaktör kullanılmıştır. 6 gün ile 0.13 gün arasında farklı HBS değerlerinde sistem performansı araştırılmıştır. En uygun HBS 0.25 gün olarak bulunmuş ve bu bekleme süresinde KOİ giderim veriminin %84 ve $BOİ_5$ giderim veriminin %87 olduğu belirlenmiştir. Reaktörün ilk birkaç perdesinde UYA konsantrasyonu yüksek çıkmış dolayısıyla bu bölmelerde hidroliz ve asit fazının hakim olduğu tespit edilmiştir. Biyogaz üretimi 0.34 m^3/kg $KOİ_{giderilen}$ ve metan içeriği %67 olarak bulunmuştur.

Kuşçu ve Sponza (2006) yaptıkları çalışmada ardışık anaerobik perdeli reaktör ve tam karışımlı reaktör kullanarak artan p-nitrofenol ve KOİ yüklemelerinde sistem performansını araştırmışlardır. OYH 0.3-3.16 kg KOİ/m^3.gün ve p-NP 7.71, 15.41, 23.53, 33.33, 53.33 ve 80 g p-NP/m^3.gün yükleme değerlerinde 21.6 L 35 ^{0}C'de çalıştırılan 3 bölmeli APR ve 9 L tam karışımlı aerobik reaktör kullanılarak giderim verimleri incelenmiştir. Hidrolik bekleme süreleri 1-10.38 gün olan sistemde KOİ ve p-NP giderim verimleri yüklemelere göre sırasıyla %99-%71 ve %98-%90 olarak bulunmuştur. Toplam gaz, metan gazı üretimi ve metan yüzdeleri en düşük organik yüklemede ise 2220 mL/gün, 920 mL/gün ve %39 olarak ölçülürken, en yüksek

organik yüklemede 17696 mL/gün, 4320 mL/gün ve %16 değerleri elde edilmiştir. UYA konsantrasyonlarına bakıldığında ilk bölmede konsantrasyonun yüksek dolayısıyla pH değerinin düşük olduğu takip eden bölmelerde UYA'nın azaldığı, 1.28 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemesine kadar son bölmede konsantrasyonu sıfır olduğu, artan yüklemelerde ise UYA birikimi nedeniyle değerin arttığı belirlenmiştir.

Anaerobik arıtım ünitelerinde sülfür oluşumu, sistem performansında ve atıksu arıtımında önemli sorunlara neden olabilir. Sülfat indirgeyen bakteriler substrat için metanojenlerle rekabete girebilir ve sülfür oluşumu metan oluşumuna karşı baskın gelebilir. Yüksek konsantrasyonlarda sülfür ise sistemde toksik etki gösterebilir. Bu durumda, sülfatın hidrojen sülfüre indirgenmesi sonucu organik karbon karbondioksite oksitlenebilir. Bu da metan oluşumunu sınırlandırır. Choi ve Rim (1991), sülfat indirgeyen ve metan üreten bakterilerin özellikle KOİ/SO_4^{2-} oranının 1.7-2.7 arasında olması halinde rekabete girdiklerini, metan üreten bakterilerin bu oranın yüksek olması halinde, sülfat indirgeyen bakterilerin ise düşük olması halinde baskın duruma geldiğini belirtmişlerdir. Vossoughi ve diğ. (2003), 3000 mg/L konsantrasyonundaki sentetik atıksuyun APR ile arıtımında KOİ/SO_4^{2-} oranının sistem performansına etkisini araştırmışlardır. Bu amaçla 10 L hacimli 5 bölmeli APR reaktörü 35 ^{0}C'de 1 günlük hidrolik bekleme süresinde işletilmiştir. KOİ/SO_4^{2-} oranının 16.7'den 6.0'a düşmesi sonucu KOİ gideriminde çok az bir farklılık görülmüş, maksimum KOİ giderimi %86 sülfat giderimi ise %97 olarak belirlenmiştir. KOİ gideriminin %65'lik kısmı reaktörün ilk bölmesinde gerçekleştirilirken, KOİ gideriminde pozitif farklılık sülfat bakterilerinin yeni hücre oluşumunda KOİ tüketimiyle eşleştirilmiş ve stokiyometrik olarak 1800 mg sülfat indirgenmesi için 1200 mg KOİ gerektiği belirtilmiştir.

Sülfat indirgenmesinin APR'de organik madde giderimi üzerine etkisini araştırmak amacıyla bir başka çalışma da Barber ve Stuckey, (2000a) tarafından yapılmıştır. Çalışmada 10 L hacminde, 20 saat HBS'de 35 ^{0}C'de işletilen 8 bölmeli APR kullanılmıştır. KOİ/SO_4^{2-} oranı 40 (100 mg/L SO_4^{2-}) ve 8 de (500 mg/L SO_4^{2-}) sistem performansındaki değişimler incelenmiştir. Buna göre sülfat indirgenmesinin büyük kısmı ilk bölmede gerçekleşmiştir. Düşük konsantrasyonlarda, sülfat bulunmayan sisteme kıyasla sülfat içeren sistemde metan üretimi artmış bu da iyonize olamayan formda düşük miktardaki sülfürün metan bakterileri için nutrient

kaynağı olması ile ilişkilendirilmiştir. Sülfat konsantrasyonu arttıkça KOİ giderim verimi düşmüştür. UYA konsantrasyonu ise daha önceki çalışmalarla benzer şekilde asetat birikimi, asetoklastik aktivite eksikliği, propiyonat kullanımında ilerleme, inert bütirat kullanımıyla sonuçlanmıştır.

Bayrakdar ve diğ.(2009), APR kullanarak asitli maden drenaj sularının arıtımını araştırmışlardır. Bunun için 4 bölmeli 20 L hacminde APR, 35 ^{0}C'de 2 günlük hidrolik bekleme süresinde işletilmiştir. Asitli maden drenaj (AMD) sularını temsilen oluşturulan sentetik atıksuda karbon kaynağı olarak laktat (laktik asit tuzu) kullanılmış ve farklı konsantrasyonlarda Zn^+ ilave edilmiştir. Sistemde arıtımın sülfat indirgeyen bakteriler tarafından sağlanması hedeflenmiş, bu amaçla sabit KOİ/SO_4^{2-} oranında (0.67) çalışılmış ve artan organik yüklemeye bağlı olarak sülfat konsantrasyonu da arttırılmıştır. Çalışmada 1000 ve 2000 mg/L sülfat konsantrasyonları için %90 ve %80 sülfat giderimi elde edilmiştir. KOİ giderim verimleri ise %80-95 olarak belirlenmiştir. Sistemde sülfat indirgenmesi sonucu oluşan alkalinite sayesinde AMD sularının düşük pH değeri, reaktör içinde tamponlanmış ve nötral seviyelere ulaşmıştır. Zn giderim verimlerine bakıldığında Zn'nin çökelmesi ile %99 gibi yüksek giderimler elde edilmiş, çökelme 1. bölmede gerçekleşmiş, oluşan çamurdan Zn'nin geri kazanılabiliyor olması ve sadece 1. bölmeden çamur uzaklaştırılması, diğer bölmelerin bundan etkilenmiyor olması ve 1. bölmeye dışardan besleme yapılabilme imkanı APR'nin AMD sularının arıtımında etkin bir şekilde kullanılabilirliğini göstermiştir.

Literatüre bakıldığında anaerobik perdeli reaktör çalışma prensibini esas alacak şekilde reaktör modifikasyonları oluşturarak yapılan arıtma çalışmalarıyla da karşılaşılmaktadır. Liu ve diğ.,(2009) periyodik anaerobik perdeli reaktör kullanarak ilaç endüstrisi atıksularının arıtılabilirliğini araştırmışlardır. Çalışmada içi içe iki silindir ve bunların arasındaki alanın bölmelendirilmesi ile oluşturulan 18 L hacminde, 4 bölmeli reaktör kullanılmıştır. 1, 2, 4 ve 6 kg KOİ/m^3.gün OYH değerlerinde 2 günlük hidrolik bekleme süresinde KOİ giderimleri için 4 kg KOİ/m^3.gün OYH dışındaki tüm yüklemelerde salınımlar görülmüştür. Bu yüklemelerde sırasıyla %34.08, %82.47, %76.73 ve %35.12 giderim verimleri elde edilmiştir. Organik maddenin büyük kısmı birinci bölmede giderilmiştir. UYA konsantrasyonlarına bakıldığında KOİ kosantrasyonunun artmasıyla UYA

konsatrasyonunun da arttığı görülmüştür. İlk yüklemelerde asetat ve propiyonat, UYA konsantrasyonunun büyük kısmını oluştururken, özellikle son yüklemede sistemin stabilitesinin bozulduğunu gösteren butirat ve valerat konsantrasyonlarında artış gözlenmiştir. Dolayısıyla sistemin 6 kg KOİ/m^3.gün OYH değerinde performansı düşüş göstermiştir. Gaz üretimine bakıldığında 1, 2 ve 4 kg KOİ/m^3.gün OYH değerlerinde gaz üretiminin artmış ancak son yüklemede sistem performansının düşmesiyle ilişkili olarak gaz üretimi düşmüştür. Mikrobiyolojik analizler sonucunda da mikroorganizmaların 6 kg KOİ/m^3.gün OYH yüküne karşı direnç gösteremeyeceği ve yüklemeye adapte olamayacağı belirlenmiştir.

Anaerobik perdeli reaktörde, reaktör biçiminde değişikler uygulanabileceği gibi reaktöre taşıyıcı malzeme ekleyerek de performansı artırma çalışmaları yapılabilmektedir. Bambuyu taşıyıcı malzeme kullanarak işletilen 17 L hacimli 6 bölmeli APR'de SMP üretimi incelenmiş, farklı organik madde konsantrasyonlarında, HBS değerlerinde ve sıcaklıklarda reaktör performansı araştırılmıştır. Buna göre artan organik madde konsantrasyonu SMP üretimini arttırmış, düşük konsantrasyon (300 mg/L) mikroorganizma için nutrient eksikliğine neden olmuş ve SMP tüketimi görülmüştür. HBS değerinin 18 saatten 12 saate düşmesi ile SMP artmış, bu 18 saat bekleme süresinde beslemenin konsantrasyonun düşük olması ile eşleştirilmiştir. Ancak HBS değerinin 9'a düşmesi ile SMP değerlerinde çok az bir düşüş görülmüş bu da bu değerde asit fazının oluşamaması, asit fazındaki SMP üretiminin metan fazına kıyasla daha çok olması ile ilişkilendirilmiştir. Sıcaklığın düşmesiyle SMP üretiminde artış görülmüştür. Bunun nedeni düşük sıcaklıkta, biyokütlenin stres altında olması ve hücre koruması için daha çok SMP üretmesidir. Bununla birlikte bakteri metabolizmasında yavaşlama görülmüş, daha yavaş substrat ve SMP parçalanması belirlenmiştir (Feng ve diğ., 2008a). Başka bir çalışmada yine aynı sistemde 28 ^{0}C sabit sıcaklıkta, 48 saat ve 18 saatlik hidrolik bekleme sürelerinde KOİ giderim verimleri takip edilmiş, HBS'nin düşmesiyle %79 olan toplam KOİ giderim verimi %69'a inmiş, çözünmüş KOİ gideriminde belirgin farklılık gözlenmemiştir (Feng ve diğ., 2008b).

Bunların dışında anaerobik perdeli reaktörlerde denitrifikasyon ve nitrifikasyon amacıyla modifikasyonların yapılması da mümkündür. Bunun üzerine yapılan çalışmalarda 8 bölmeli 10 L hacimli bir APR'nin 35 ^{0}C'de 20 saat hidrolik bekleme süresinde işletilmesi durumunda %82 oranında denitrifikasyonun ilk iki bölmede anoksik şartlarda oluşturulabildiğini, farklı hava debilerinde ve farklı amonyak konsantrasyonlarında ise %15-%35 arasında değişen oranlarda nitrifikasyonun sağlanabileceği görülmüştür (Barber ve Stuckey, 2000a; Barber ve Stuckey, 2000b).

2.7. Aerobik Arıtım

Aerobik arıtma prosesleri mikroorganizmaların, askıda çoğaldığı veya sabit bir film üzerine bağlı çoğaldığı sistemlerden oluşmaktadır. Bütün aerobik arıtma proseslerinde organik atıklar, sentez ve oksidasyon olmak üzere iki yolla giderilirler. Diğer bir deyimle organik maddelerin bir kısmı yeni hücrelere dönüşürken (sentez) geri kalan kısım gerekli enerjiyi üretmek amacı ile oksidasyona tabi tutulurlar. Organik maddeler yok olmaya başlayınca biyolojik hücrelerin bir kısmı gerekli enerjiyi sağlamak amacı ile kendi kendini oksitler (içsel solunum). Bu değişim aşağıdaki reaksiyonlarla ifade etmektedir.

$$\text{Organik madde} + O_2 + N + P \longrightarrow \text{hücre} + CO_2 + H_2O + \text{biyolojik yollarla parçalanamayan çözünebilir kalıntı} \quad (2.16)$$

$$\text{hücre} + O_2 \longrightarrow CO_2 + H_2O + N + P + \text{parçalanamayan hücresel kalıntılar} \quad (2.17)$$

Mikroorganizmaların askıda çoğaldığı aerobik arıtma prosesleri, aktif çamur, havalandırmalı lagünler, ardışık kesikli reaktörler ve aerobik çürütme prosesleridir. Bunlardan aktif çamur prosesi en yaygın biyolojik arıtma prosesidir. Mikroorganizmaların sabit film üzerinde çoğaldığı aerobik arıtma prosesleri ise damlatmalı filtre, döner biyolojik filtre ve kaba filtrelerden oluşmaktadır.

2.7.1. Aerobik arıtımı etkileyen faktörler

2.7.1.1. Çözünmüş oksijen (ÇO)

Çözünmüş oksijen, biyolojik aktiviteyi etkileyen belki de en önemli parametredir. Mikrobiyal büyümenin tüm fazları yeterli oksijen gerektirir. Havalandırma tipine bakılmaksızın, aşağıdaki esaslara dikkat edilmelidir:

(a) Mikroorganizmaların atıksu ile temasını sağlamak için yeterli karışım sağlanmalıdır.

(b) Havalandırma havuzuna sağlanan oksijen miktarı tüm biyokütleye hizmet edecek düzeyde olmalıdır. Biyokütle merkezinde oksijence fakir bölge oluşturulmamalıdır.

Biyokütlenin iç kısımlarında anaerobik bölgeler yaratılmaması (ipliksi bakteriler için elverişli ortamın oluşturulmaması) için sistemde olması gereken minimum çözünmüş oksijen konsantrasyonu 2.0 mg/L'dir. Eğer nitrifikasyon isteniyorsa ve çözünmüş oksijen değeri 2.0 mg/L'nin altına iniyorsa, nitrifikasyon bakterilerinin aktivitesi azalacaktır. 3.0 mg/L'nin üzerindeki çözünmüş oksijen değerleri aşırı enerji tüketimine ve çamurun çökelme özelliklerinin bozulmasına neden olur.

2.7.1.2. Alkalinite, pH ve sıcaklık

Alkalinite ve pH biyolojik prosesin verimini etkiler. Mikroorganizmalar, özellikle nitrifikasyon bakterileri, pH değişiminden etkilenirler. Alkalinite, sistemin pH salınımlarına karşı koyabilmesini (tamponlamasını) sağlar. Aktif çamur prosesleri genelde 6.5-7.5 arasında değişen pH değerlerinde işletilirler. Bu aralık içerisinde kalsa bile ani pH değişimi mikroorganizmaların aktivitesini önemli ölçüde etkiler. Nitrifikasyon bakterileri pH ve sıcaklığa daha duyarlıdır. Aktif çamur mikroorganizmalarının aktivitesi artan sıcaklık ile artar. Sıcaklıkta 10 ^{0}C'lik bir artış aktivitenin ikiye katlanmasına neden olur. Sistemde nitrifikasyon gerçekleştiriliyorsa, sıcaklığın 10 ^{0}C'nin altına düşmesi azot giderimini pek etkilemez.

2.7.1.3. Toksik maddeler

Ağır metaller, asitler, bazlar ve pestisitler gibi toksik maddeler biyolojik aktiviteyi inhibe ederler. Bu durum, düşük Özgül Oksijen Kullanma Hızı (SOUR, Spesific Oxygen Uptake Rate) ile de ortaya konabilir. Sonuçta, aktif mikroorganizmalar yaşamlarını yitirecek ve çıkış suyu kalitesi azalacaktır. Karışık sıvının çökelebilirliğinde ve SOUR'daki ani azalma bu sorunun başladığını gösterir (Toprak, 2000).

2.7.2. Hareketli Yatak Biofilm Reaktörler (HYBR)

2.7.2.1. Hareketli Yatak Biofilm Reaktör (HYBR) tanımı

Hareketli Yatak Biofilm Reaktörler, biofilm büyümesini desteklemek için havalandırılmış veya havalandırılmamış tankta küçük silindirik şekilli polietilen taşıyıcı elementlerin kullanıldığı sistemlerdir. Aerobik proseslerde taşıyıcı elementler havalandırma ile sirküle edilirken anaerobik proseslerde mekanik karıştırıcılar kullanılmaktadır (Metcalf ve Eddy, 2003).

Hibrit sistemlerde farklı sentetik taşıyıcı malzemeler kullanılabilmektedir. Kullanılan sentetik taşıyıcı malzemelerin şekilleri, ebatları, doluluk oranları, yüzey alanları, yoğunlukları, reaktör içindeki konumları sistem performansını doğrudan etkilemektedir (Aygün, 2006). HYBR proseslerinin en önemli iki tasarım parametresi doluluk oranı ve spesifik yüzey alanıdır. Doluluk oranı, toplam reaktör hacminin %30-70 aralığında olmalıdır. Sentetik taşıyıcı malzemelerin reaktörde serbest hareket edebilmesi için doluluk oranının %70'den aşağı olması gerektiği belirtilmiştir (Ødegaard, 2000).

Hareketli Yatak Biofilm Reaktörleri esnek reaktör dizaynı, mevcut tesislerin kapasite artırımının kolaylığı, işletim ve kontrolünün kolay olması, çamur geri devrine gerek olmaması, mevcut durumda çökeltme havuzları üzerine olan katı yüklemesini azaltması, nitrifikasyon bakterileri için gerekli olan yüksek çamur yasının sağlaması, Çamur oluşumunu azaltması ve çökelme özelliklerini iyileştirmesi

gibi avantajlara sahiptir. HYBR prosesinin dezavantajları arasında iri kabarcıklı havalandırma ekipmanlarının kullanılması ve havalandırma ekipmanlarının bakım gereksinimini arttırması sayılabilir.

2.7.2.2. Hareketli Yatak Biofilm Reaktör (HYBR) uygulamaları

HYBR prosesinde doluluk oranı en önemli parametrelerden birisidir. Sistemde istenilen performansı sağlayacak ve taşıyıcı malzemenin hareketliliğini engellemeyecek kadar doluluk oranının sağlanması gerekmektedir. Sentetik taşıyıcı malzemelerin HYBR prosesinde serbestçe hareket edebilmesi için maksimum % 70 doluluk oranına müsaade edilmektedir (Ødegaard, 2000). Chen ve diğ., (2007) yaptıkları çalışmada fenton prosesi sonrası HYBR ile pestisit atıksularının arıtımı incelenmiştir. Pestisit atıksuları yüksek organik madde içerikli ve biyolojik olarak parçalanabilirliği düşük sulardır. Çalışmada fenton prosesi ile bu atıksuyun öncelikli olarak biyolojik olarak parçalanabilirliği arttırılmış ve $BOİ_5$/KOİ oranı 0.18'den 0.47'ye çıkarılmıştır. Daha sonra 5 L hacminde aerobik reaktörün silindirik şekilli, yüksek yoğunluklu polietilenin küçük yapılı zeolit, kömür tozu gibi maddelerle karışımından oluşan taşıyıcı malzeme ile doldurulması sonucu oluşturulan HYBR'de arıtım performansı incelenmiştir. Buna göre %20 doluluk oranında %85 KOİ giderimi elde edilirken, doluluk oranının %10'a düşmesiyle KOİ giderim verimi de %72 olarak belirlenmiştir.

HYBR proseslerinin kullanım alanlarına bakıldığında, atıksu arıtımı yanı sıra mevcut sistemdeki verim düşmelerine karşı performans iyileştirilmesinde kullanılabildiği de görülmektedir. İlave tank kullanılmadan, bekleme süresi arttırılarak iyileştirilmenin sağlanması, bu sistemlerin en önemli tercih nedenlerinden biri olmaktadır. Andreottola ve diğ. (2003) atıksu arıtma tesisinde artan organik ve hidrolik yüklerden dolayı arıtım verimi düşen aktif çamur prosesinin sentetik taşıyıcı malzeme kullanarak iyileştirilmesi üzerine bir araştırma yapmışlar ve pilot ölçekli tesisten elde edilen veriler doğrultusunda tam ölçekli tesis dizaynında gerekli değişiklikleri uygulamışlardır. Çalışmada % 50 doluluk oranında 2.7 – 7.4 saat arasında değişen hidrolik bekleme sürelerinde reaktör işletilmiştir. Pilot tesise 5.4-32 g KOİ/m^2.gün aralığında organik yükleme yapılmış ve ortalama % 79 KOİ

giderim verimi elde edilmiştir. Tam ölçekli tesiste ise aktif çamur prosesi yerine iki kademeli HYBR prosesi, klasik son çökeltim havuzu yerine lamella son çökeltim havuzu kullanarak tesis iyileştirilmiştir. Sistemin ilk kademesinde organik madde giderim çalışmaları, ikinci kademesinde ise nitrifikasyon çalışmaları yapılmıştır. HYBR prosesinin birinci kademesinde sentetik taşıyıcı malzeme üzerindeki katı madde miktarı 2.2 kg TKM/m^3 iken 2. kademesinde ise 1.3 kg TKM/m^3 olarak belirlenmiştir. 5.5-7 saat hidrolik bekleme süreleri için kararlı konumda % 88 KOİ giderimi elde edilmiştir. Nitrifikasyon kademesi olan ikinci kademede % 34-97 oranında nitrifikasyon olduğu tespit edilmiştir. Nitrifikasyon giderimindeki bu geniş aralığın sebebi, başlangıç periyodunda nitrifikayon bakterilerinin gelişememiş olması, dolayısıyla giderim tam elde edilememesi ile açıklanmıştır. Kararlı konumda ise % 90 nitrifikasyon verimine ulaşılmıştır.

Ødegaard ve diğ. (1993) yaptıkları çalışmada biyolojik ve kimyasal arıtımdan oluşan bir atıksu arıtma tesisinde HYBR ile iyileştirme çalışmalarını incelemişlerdir. Ortalama KOİ giderim verimi %92.8, ortalama azot giderimi %31.9, kimyasal arıtımın etkisiyle ortalama fosfor giderim verimi ise %96.7 olarak belirlenmiş ve bu çalışmayla HYBR prosesinin küçük atıksu arıtma tesislerinin iyileştirilmesinde etkin bir şekilde kullanılabileceği sonucuna varılmıştır.

Nitrifikasyon amonyağın önce nitrit daha sonra nitrata dönüştürülmesi olayıdır. Oluşan nitratın azot gazına dönüştürülüp sudan uzaklaştırılması ise denitrifikasyon işlemiyle sağlanır. Her iki proses verimi için de önemli bazı çevresel faktörler vardır. Bunların başında, substrat konsantrasyonu (organik madde miktarı), çözünmüş oksijen konsantrasyonu, sıcaklık pH ve alkalinite gelmektedir.

Maurer ve diğ. (2001) plastik ve süngerimsi farklı iki sentetik taşıyıcı malzeme kullanarak bu malzemelerin denitrifikasyon miktarlarını karşılaştırmışlardır. Pilot tesis kesikli olarak çalıştırılmış, maksimum denitrifkasyon oranı ve sıcaklığın etkisi, karbon kaynağı olarak kolay parçalanabilen asetatın ilave edildiği ve ilave edilmediği durumlarda incelenmiştir. Elektron alıcının sınırlayıcı olmaması için sisteme 30 mg/L nitrat ilave edilmiştir. Asetatın ilave edildiği durumda her iki sentetik taşıyıcı malzeme için benzer sonuçlar elde edilmiştir. Plastik sentetik taşıyıcı malzeme (Kaldnes) için % 60 doluluk oranında hacimsel denitrifikasyon oranı 441 g N/m^3.gün, sünger taşıyıcı malzeme için ise 420 g N/m^3.gün olarak

ölçülmüştür. Karbon kaynağının ilave edilmediği durumda ise hacimsel denitrifikasyon oranları arasında önemli fark görülmemiş, plastik (Kaldnes) için 130 g N/m^3.gün ve sünger taşıyıcı malzeme için 194 g N/m^3.g olarak belirlenmiştir.

Welander ve Mattiasson (2003) yaptıkları çalışmada, 750 mL hacminde reaktör Kaldnes malzemesi ile % 50 doluluk oranında, 3-20 ^{0}C'de işletilmiştir. Evsel nitelikli sentetik atıksu ile yapılan arıtma çalışmalarında sıcaklığın denitrifikasyon hızına olan etkisi araştırılmıştır. Çalışmada maksimum denitrifikasyon hızı 15 ^{0}C'de 2.7 g NO_x-N/m^2gün olarak belirlenmiştir. 30 ^{0}C'de 1.5 saat hidrolik bekleme süresinde Kaldnes sentetik taşıyıcı malzeme doldurularak işletilen sistemde maksimum denitrifikayon hızı 15 ^{0}C'de elde edilen dentirifikasyon hızının % 55 olduğu görülmüştür. Bu çalışmayla Kaldnes sentetik taşıyıcı malzemenin kullanıldığı sistemlerde denitrifikasyon hızı ile sıcaklık arasında zayıf bir bağ olduğu belirlenmiştir.

Sıcaklığın yanı sıra organik yükleme değerleri de nitrifikasyon-denitrifikasyon verimini etkileyen faktörlerdendir. Artan organik madde yükü hem nitrifikasyon hem de organik madde açısından arıtım performansını olumsuz yönde etkilemektedir. Orantes ve Gonzalez-Martinez (2002) yaptıkları çalışmada 2, 6, 10, 13, 18, 35 g KOİ/m^2.gün organik yüklemelerinde arıtım performanslarını incelemişlerdir. 30 dakikalık çökeltmeden sonra en yüksek organik yüklemede % 57, en düşük yüklemede % 81 KOİ giderim verimleri elde edilmiştir. Çamur oluşumu organik yüklemenin artmasına paralel olarak artmış, hidrolik bekletme süresinin artmasıyla ise azalmıştır. Çamur üretimi 2 g KOİ/m^2.gün organik yüklemede 45 g TKM/gün, 35 g KOİ /m^2gün organik yüklemede 979 g TKM/gün olarak belirlenmiştir. Sadece en düşük iki organik yüklemede etkin nitrifikasyon gözlenmiş, fosfor giderimleri ise 13 g KOİ/m^2.gün organik yüklemeye kadar nispeten daha yüksek görülmüştür.

HYBR prosesi, özellikle yüksek organik yüklemelerde başarılı bir şekilde kullanılabilirliği ve toksik yüklemelere karşı klasik biyolojik arıtım proseslerine kıyasla daha fazla toleransının olması, daha düşük hidrolik bekletme sürelerinde istenilen arıtım performansını sağlaması nedeniyle, endüstriyel atıksuların arıtımında tercih edilmektedir.

Jahren ve diğ. (2002) kağıt endüstrisi atıksularının mezofilik şartlarda HYBR ile arıtılabilirliğini araştırmışlardır. Bu amaçla Kaldnes taşıyıcı malzemeyle %58

oranında doldurulmuş 8.55 L etkin hacimli reaktör 55 ^{0}C'de işletilmiştir. Ortalama %62 olmak üzere %50-%75 çözünebilir KOİ giderim verimleri elde edilmiş, çözünebilir KOİ'nin yaklaşık %25'inin biyolojik olarak parçalanamayan formda olduğu belirlenmiştir. Giriş ve çıkış suyunun çözünebilir KOİ konsantrasyonunun sırasıyla %80-90 ve %85-95'inin karbonhidrat ve lignin benzeri maddelerden kaynaklandığı belirtilmiştir. Kağıt endüstrisi atıksularının arıtımında HYBR'nin kullanımı üzerine yapılan bir başka çalışma da, Dalentoft ve Thulin (1997) Kaldnes sentetik taşıyıcı malzemenin optimum kullanımını araştırdığı çalışmadır. Burada bir adet pilot ve iki adet tam ölçekli arıtma tesisinden elde edilen sonuçlar incelenmiştir. Tesislerden biri iki kademeli Kaldnes sentetik taşıyıcı malzeme kullanılarak inşa edilmiş, diğeri ise Kaldnes sentetik taşıyıcı malzeme kullanılan prosesin devamında aktif çamur prosesi kullanılarak oluşturulmuştur. Bu tesislerin karşılaştırılması sonucunda, HYBR prosesinin çeşitli işletim problemleri ve farklı yüklemelere karsı daha az hassas olması, çamur geri devrinin olmaması gibi avantajlara sahip olduğu belirlenmiş, iki kademeli Kaldnes kullanılarak inşa edilen tesisin işletme maliyeti, Kaldnes kullanılarak inşa edilmiş tesisin devamında aktif çamur prosesin kullanılmasıyla elde edilen tesisin işletme maliyetinden % 30 daha fazla olduğu görülmüştür.

Taşıyıcı malzemeleri kesikli sistemlere ilave ederek de performans arıtımı sağlanabilmektir. Sirianuntapiboon ve diğ., (2005), ardışık kesikli reaktörlere (AKR), 2.7 m^2 yüzey alanlı plastik taşıyıcı malzeme ilave ederek süt endüstrisi atıksularının arıtımını araştırmışlardır. Çalışmada bir adet de kontrol reaktörü oluşturulmuş ve reaktör taşıyıcı malzeme ilave edilmeksizin işletilmiştir. Buna göre en yüksek organik yüklemede bile (1340 g BOI_5/m^3.gün) taşıyıcı malzeme ilave edilmiş AKR'de KOİ, $BOİ_5$, TKN ve yağ-gres için sırasıyla %88.3, %83, %59.4 ve %82.4 giderim verimleri elde edilmiştir. Bu yüklemede malzeme ilave edilmemiş AKR'de ise elde edilen giderim verimleri sırasıyla %87, %79.9, %48.7 ve %79.3 olarak belirlenmiştir. Taşıyıcı malzeme ilave edilen AKR'de oluşan çamur miktarı ise malzeme ilave edilmemiş reaktörün 1/3'ü kadar olmuştur.

Aygün ve diğ. (2008) yaptıkları çalışmada HYBR reaktörünün farklı organik yüklemelerdeki arıtım verimini araştırmışlardır. Bunun için 2 L hacimli reaktör kurulmuş, sürekli besleme yapılarak 6, 12, 24, 48 ve 96 g KOİ/m^2.gün olacak şekilde

beş farklı yükleme değerinde çalışılmıştır. Atıksu olarak 500 mg/L KOİ konsantrasyonuna sahip sentetik atıksu kullanılmış, organik yükleme değerleri HBS değerleri değiştirilerek arttırılmıştır. Çalışmada 4-8 saat aralığında hidrolik bekleme sürelerinde reaktör işletilmiştir. Buna göre 6, 12, 24, 48 ve 96 g KOİ/m^2.gün organik yükleme değerlerinde sırasıyla %95.1, %94.9, %89.3, %68.7 ve %45.2 KOİ giderim verimleri elde edilmiştir. Elde edilen bulgulardan, artan organik yüklemeyle arıtım veriminin düştüğü belirlenmiştir. HYBR reaktöründe en yüksek organik yüklemede ulaşılan biyofilm konsantrasyonu ortalama 3.28 kg TKM/m^3.gün olmuştur. En düşük yüklemede oluşan çamur ile en yüksek yüklemede oluşan çamur miktarları sırasıyla 0.12 kg TKM/kg $KOİ_{giderilen}$ ve 0.56 TKM/kg $KOİ_{giderilen}$ olarak belirlenmiştir. Elde edilen bu sonuçlar doğrultusunda HYBR reaktörünün, düşük çamur oluşumu sağladığı bununla birlikte oluşan çamurun çökelme özelliklerinin iyi olduğu belirlenmiştir. Çalışmada HYBR reaktörünün organik madde gideriminde yüksek verimler sağladığı belirtilmiş, ayrıca tek başına kullanılabilmesinin yanı sıra yüksek organik yüklemelerde ön arıtım kademesi olarak bir alternatif olabileceği de vurgulanmıştır

Biyolojik olarak parçalanabilirliği zor olan atıksuların arıtılmasında askıda büyüme sistemlerine karşı üstünlüklerinden dolayı HYBR prosesleri başarılı bir şekilde kullanılabilmektedir. Fenol içeren atıksularda HYBR kullanımı üzerine yapılmış bir çalışmada, 22 L hacminde reaktör polietilen malzemeden yapılmış, silindirik şekilli taşıyıcı malzeme ile doldurulmuştur. Çalışmada fenolden kaynaklanan KOİ konsantrasyonunun atıksuyun KOİ konsantrasyonuna oranının ve farklı HBS (24, 20, 16, 12, 8 saat) değerlerinin sistem performansına etkisi incelenmiş olup, HBS değerinin artması dolayısıyla OYH artmasıyla KOİ giderim veriminin düştüğü gözlenmiştir. Maksimum KOİ giderim verimi fenol KOİ konsantrasyonu 400 mg/L değerinde %96 olarak belirlenmiştir. 480 mg/L fenol KOİ konsantrasyonunda (=220 mg/L fenol konsantrasyonu) KOİ giderim veriminde önemli düşüş görülmüştür. Sistem için en uygun $KOİ_{fenol}/KOİ_{toplam}$ 0.6 olarak belirlenmiş, bu oranda tüm HBS değerlerinde etkin giderim sağlanabilmiştir. Ayrıca çalışmada HYBR'nin hidrolik ve toksik şok yüklemelere karşı dirençli olduğu ve yaklaşık 2-3 HBS değerinde kararlı konuma geri dönebildiği belirlenmiştir (Borghei ve Hosseini, 2004).

Sızıntı suları yüksek kirletici konsantrasyonları nedeniyle çevre açısından önemli olan ve arıtılması gerekli sulardır. Bu suların arıtımının gerek biyolojik gerekse kimyasal yöntemlerle sağlanabilmesi üzerine birçok çalışma mevcuttur. Biyolojik arıtım üzerine yapılan çalışmalardan birinde, Welander ve diğ., (1998) endüstriyel ve evsel kaynaklı katı atık depo sahasından gelen sızıntı sularının nitrifikasyon-denitrifikasyonunda HYBR kullanımını araştırmışlardır. Taşıyıcı malzeme olarak iki farklı spesifik yüzey alanına sahip Natrix model 6/6C (yüzey alanı 210 m^2/m^3) ve 12/12C (yüzey alanı 390 m^2/m^3) polietilen malzeme kullanılmış, bunların arıtım performansları incelenmiştir. Bu amaçla, birbirine paralel iki sistem kurulmuş, her bir sistemde nitrifikasyon ve denitrifikasyon için sırasıyla %60 ve %40 doluluk oranlarında çalışılmıştır. Su sıcaklığı 10-26 ^0C arasında değişmiştir ve nitrifikasyon prosesi bu sıcaklık aralığında etkin bir şekilde gerçekleştirilmiştir. Çalışma sonunda maksimum hacimsel nitrifikasyon oranı 24 g $N/m^3.h$ (16 ^0C) ve denitrifikasyon oranı 55 g $N/m^3.h$ olarak en yüksek yüzey alanlı taşıyıcı malzemede elde edilmiştir. Toplam azot giderimi yaklaşık %90 olarak belirlenmiş, yüzey alanının giderim veriminde önemli rol oynadığı ancak oluşan fazla biyokütleden kaynaklanacak tıkanma problemleri de düşünülerek yüzey alanının seçilmesi gerektiği vurgulanmıştır.

Welander ve diğ. (1997) evsel katı atık depo sahası sızıntı sularının nitrifikasyonununda üç farklı sentetik taşıyıcı malzeme kullanarak farklı sıcaklık (5-20 ^0C) ve hidrolik alıkonma sürelerinin (0.4-4.3 gün) etkisini araştırmıştır. Bu üç reaktör ayrı ayrı A, B ve C taşıyıcı malzemeleriyle doldurulmuştur. Taşıyıcı malzeme A, %5 NH_4Cl ilave edilmiş polietilenden oluşturulan sıkıştırılmış tüp (yüzey alanı 200 m^2/m^3), malzeme B taşıyıcı içinde geçiş oluşturan boyuna duvarlar ve dışında boyuna kanatlar içeren tüp (yüzey alanı 390 m^2/m^3) ve malzeme C gözenekli selülozdan yapılmış küçük tüpten (yüzey alanı 1700 m^2/m^3) oluşmaktadır. A ve B malzemeleri ile doldurulan reaktörlerdeki doluluk oranları %60, C malzemesi ile doldurulan reaktörün ise %10'dur. A ve B taşıyıcı malzemesi içeren reaktörlerde benzer nitrifikasyon oranları elde edilmiş 4 günlük bekleme sürelerinde çıkış suyundaki amonyum konsantrasyonu kabul edilebilir seviyelere (>10 mg/L) ulaşmıştır, ancak C maddesi içeren reaktör çok daha düşük HBS değerlerinde (22 saat) düşük amonyum konsantrasyonlarına (2 mg/L) ulaşmıştır. Çalışmada

HYBR reaktörlerinde sıcaklığın nitrifikasyon etkisi olduğu, 5 ^{0}C'de elde edilen nitrifikasyon oranının 20 ^{0}C'de elde edilenin %77'si olduğu, enzimatik reaksiyonların nitrifikasyonu çok daha fazla etkilediği belirtilmiştir. KOİ giderim verimlerine bakıldığında %20-30 gibi düşük değerler elde edilmiş bu da sızıntı suyunun olgun olması, dolayısıyla sahadaki anaerobik reaksiyonlar sonucu kararlı hal alması ve biyolojik olarak zor parçalanabilir maddeler içermesi ile ilişkilendirilmiştir.

Sızıntı sularının arıtımı üzerine yapılan bir başka çalışmada ise anaerobik-aerobik HYBR kullanarak KOİ ve amonyum giderimi araştırılmıştır. Küçük yapılı, inorganik maddelerle karıştırılmış yüksek yoğunluklu polietilen malzeme taşıyıcı malzeme olarak kullanılmış ve anaerobik reaktörde %40, aerobik reaktörde %60 doluluk oranları sağlanacak şekilde reaktörlere yerleştirilmiştir. Çalışmada asıl KOİ giderimi anaerobik reaktörde metanlaşma ile sağlanmış, aerobik reaktör KOİ ve amonyum gideriminde ileri arıtım basamağı olarak kullanılmıştır. 4.08 kg KOİ/m^3.gün OYH'de anaerobik HYBR'de %91 KOİ giderimi elde edilirken, OYH'nin 15.70 kg KOİ/m^3.gün'e çıkmasıyla giderim verimi %86'ya düşmüştür. Bu yüklemelerde aerobik HYBR sayesinde OYH'deki yükselme, toplam KOİ giderim veriminde çok az bir etki göstermiş ve %94 olan giderim %92'ye inmiştir. HBS değeri, amonyum gideriminde önemli rol oynamış, 1.25 gün üzerindeki değerlerde %97 toplam amonyum azotu giderimi elde edilmiştir. Çalışmada ayrıca organik şok yüklemelere karşı sistem dayanıklılığı incelenmiş, OYH'nin 4 katı yüklemenin 24 saat uygulanması durumunda KOİ giderim veriminde %7 azalma görülmüş, ancak sistem 3 gün içinde eski haline geri dönmüştür (Chen ve diğ., 2008).

3. MATERYAL-METOT

3.1. Materyal

3.1.1. Sızıntı Suyu

Laboratuar çalışmalarında kullanılan sızıntı suyu Konya kenti katı atık düzenli depolama sahasından alınmıştır. Konya kenti katı atık düzenli depolama sahası şehrin doğusunda Aslım mevkiinde, eski katı atık depo sahasının yaklaşık 1 km kuzey doğusunda ve şehir atıksu arıtma tesisinin 500 m kuzeyinde bulunmaktadır. Alan en yakın yerleşim yeri olan sanayi bölgesine 3 km, havaalanına ise 5.5 km uzaklıktadır. Şekil 3.1'de Konya kenti katı atık düzenli depolama sahası haritası ve Şekil 3.2.'de Konya kenti katı atık düzenli depolama sahası uydu görüntüleri verilmektedir. Şekil 3.3'de ise depo sahası ve sızıntı suyunun toplandığı numune alma noktası görülmektedir.

Depolama sahasında evsel, evsel nitelikli ticari ve tıbbi atıklar depolanmaktadır ve depolama sahası toplam alanı 350 ha'dır.

Konya ilinde yaz aylarında oluşan toplam katı atık miktarı 600 ton/gün iken bu miktar kış aylarında 1000 ton/gün'e çıkmaktadır. Oluşan sızıntı suyu ise ortalama 100 m^3/gün olarak belirlenmiştir (Konya Büyükşehir Belediyesi, Çevre Koruma Daire Başkanlığı, 2006). Tablo 3.1.'de 2006 yılı sızıntı suyu miktarının aylara göre değişimi verilmektedir.

Tablo 3.1. 2006 Şubat-Aralık ayları arasında yapılan sızıntı suyu debi ölçüm sonuçları (Konya Büyükşehir Belediyesi, Çevre Koruma Daire Başkanlığı, 2006)

Tarih	Debi (m^3/gün)
8 Şubat	22
2 Mart	18
18 Mayıs	48
2 Haziran	50
16 Haziran	116
6 Temmuz	131
20 Temmuz	101
3 Ağustos	103
17 Ağustos	150
2 Eylül	148
15 Eylül	129
5 Ekim	129
20 Ekim	160
7 Kasım	131
16 Kasım	109
2 Aralık	61
Ortalama	**100**

Konya kenti katı atık depo sahası sızıntı suyu debi ölçüm ortalamasının karşılaştırılması için yaptığımız hesap sonuçları ise aşağıda verilmiştir.

Depolama alanı

A= 100000 m^2 = 10 ha

H = 6 ~ 8 m

φ = 350 mm/yıl

Katı Atık = 800 ton/gün

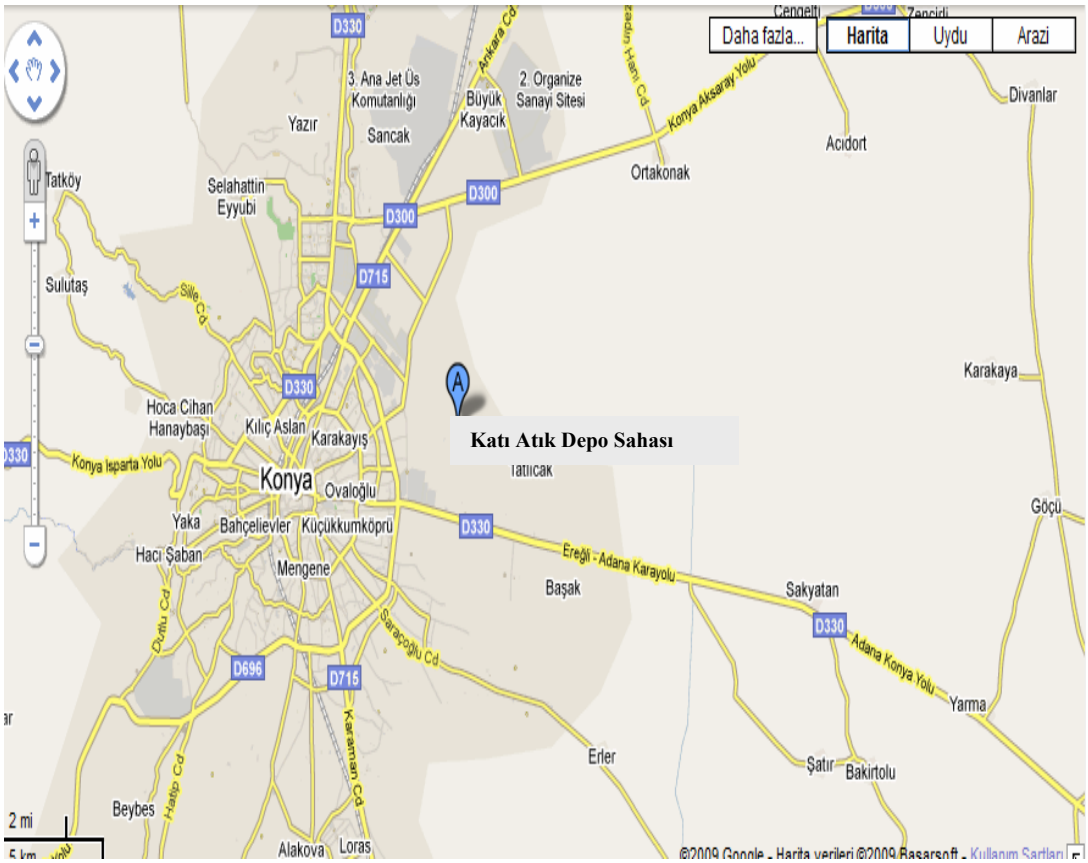
Nüfus $\tilde{=}$ 1000000 kişi

Sızıntı suyu debisi

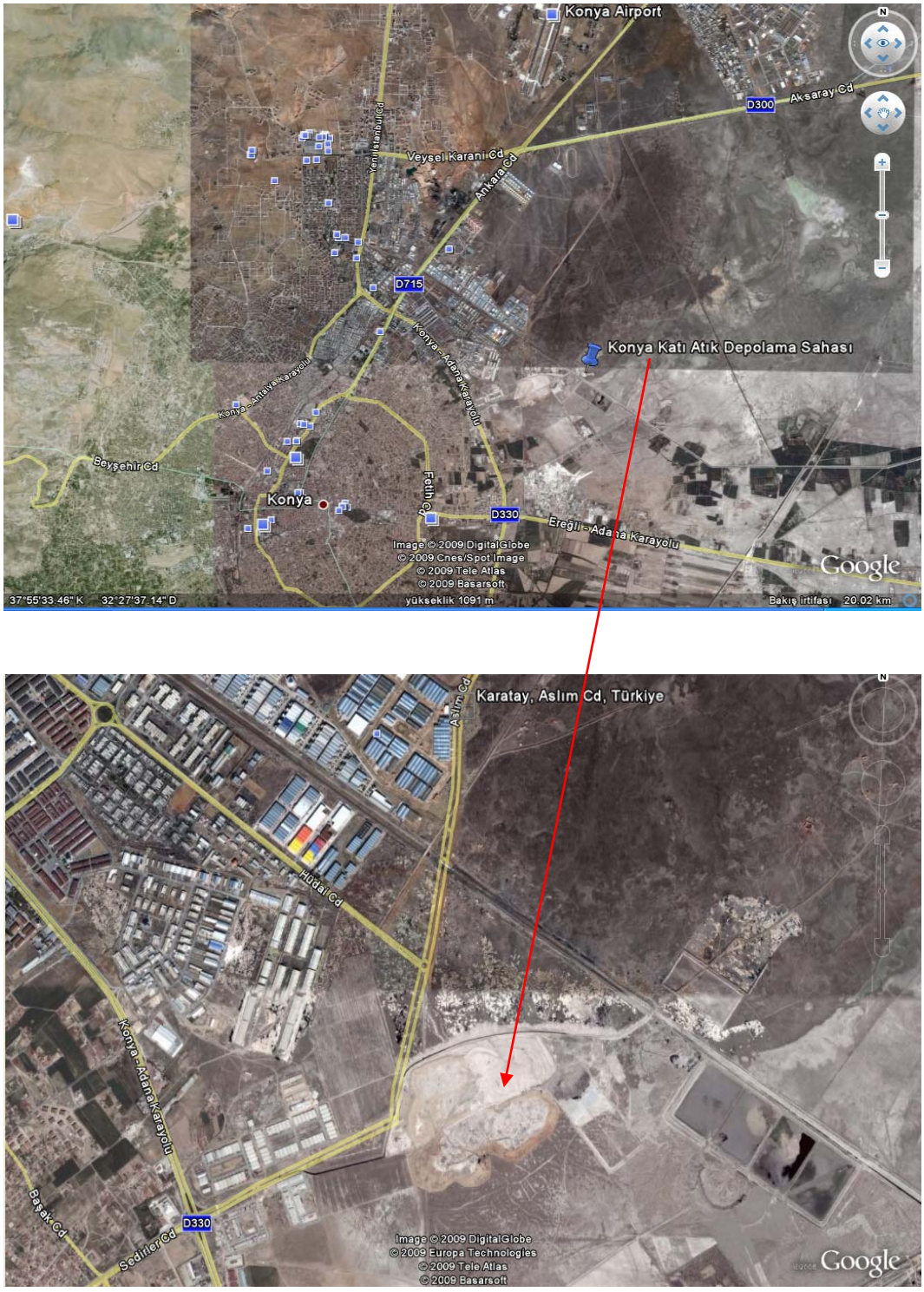
0.35 m x 10000 m^2 = 3500 m^3 / ha.yıl

$Q_{Sızıntı\ suyu}$ = 3500 m^3 /ha.yıl x 10 ha =35000 m^3/yıl

Q_{ort} = 35000 / 365 = 95 m^3 / gün $\tilde{=}$ 100 m^3 /gün



Şekil 3.1. Konya kenti katı atık depo sahası yeri



Şekil 3.2. Konya kenti katı atık depo sahası uydu görüntüleri



a-



b-

Şekil 3.3. a-b Konya kenti katı atık depo sahası ve sızıntı suyu numune alma noktası

3.1.2. Mikroorganizma

Anaerobik reaktör adaptasyonu için gıda ve tarım alanında üretim yapan Cargill firmasının Bursa şubesindeki anaerobik arıtım tesisinden granüler çamur alınmıştır. Çamur sızıntı suyuna adapte edilmek üzere laboratuvar şartlarında tam karışımlı reaktörlerde yaklaşık 6 ay sızıntı suyu ile beslenmiştir. Daha sonra çamur Anaerobik Perdeli Reaktöre doldurularak adaptasyon için beklenmiştir. 4 günlük hidrolik bekleme süresinde (HBS) reaktörün yaklaşık 2 ayda alıştırma safhasını geçip, işletmeye alınabileceği görülmüştür.

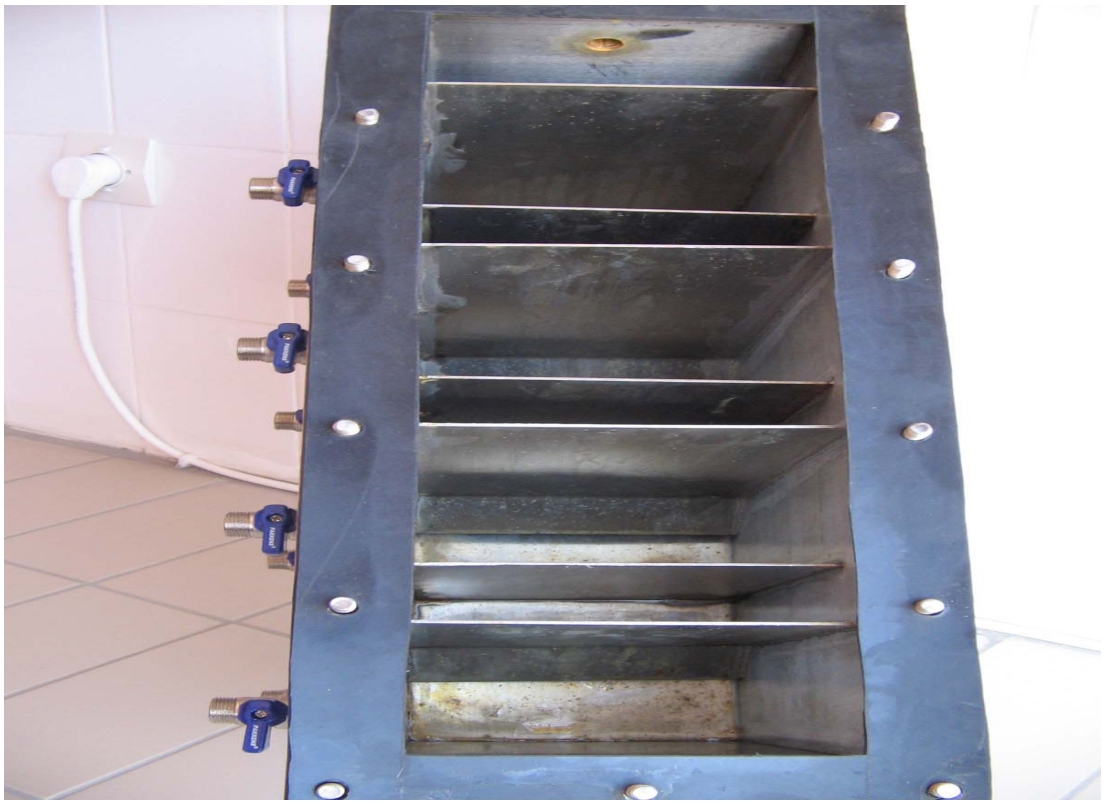
Aerobik reaktör için Başarakavak Atıksu Arıtma tesisinden alınan aktif çamur laboratuvar şartlarında sızıntı suyuna adapte edilmiştir. Adaptasyon aşamasında, taşıyıcı malzeme üzerinde biyokütle oluşumunun gerçekleşmesi için beklenmiş ve alıştırma safhası yaklaşık 1 ay sürmüştür.

3.1.3. Anaerobik Perdeli Reaktör (APR)

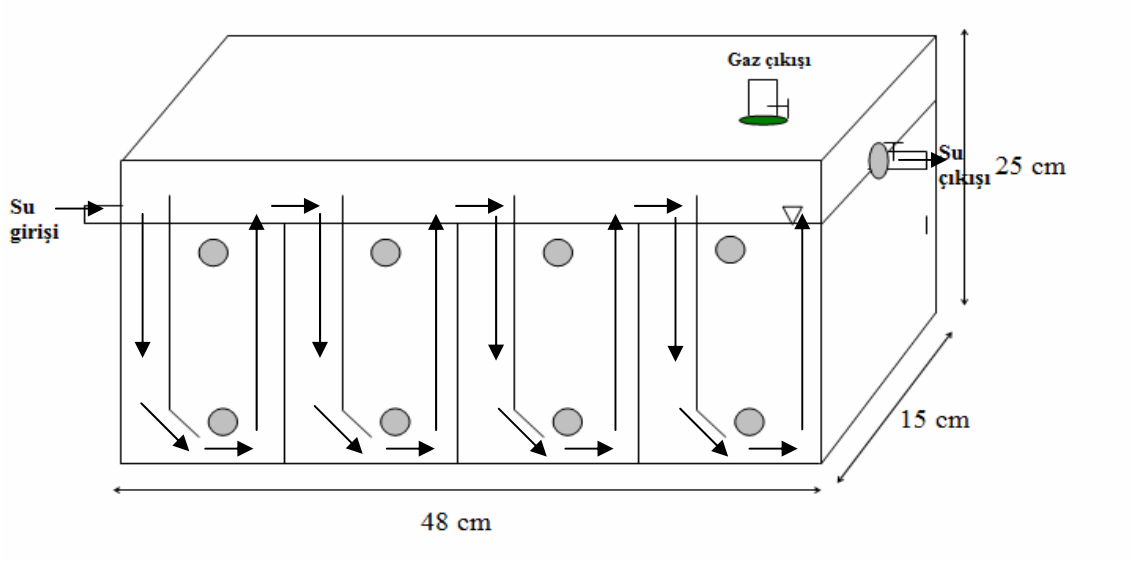
Çalışmada toplam hacmi 20 L, etkin hacmi 18 L olan 4 bölmeli Anaerobik Perdeli Reaktör kullanılmıştır. Reaktörün her bir bölmesinde su ve çamur numunesi alınmak üzere numune muslukları yer almaktadır. Reaktör yüksekliği 25 cm, genişliği 15 cm ve uzunluğu 48 cm olacak şekilde tasarlanmıştır. Reaktörde karışımın sağlanabilmesi amacıyla her bir bölmedeki perdelerde 45^0 açılı uçlar oluşturulmuştur. Perdelerin her bir bölmesinde yukarı ve aşağı akışlı bölümler bulunmaktadır ve aşağı akışlı bölüm genişliği 4 cm, yukarı akışlı bölüm genişliği ise 8 cm'dir. Atıksu numune alma musluğu reaktörün tabanından 170 mm, çamur numune alma musluğu ise 80 mm yukarıdadır. Şekil 3.4., Şekil 3.5. ve Şekil 3.6.'da çalışmada kullanılan reaktör ve boyutları görülmektedir.



Şekil 3.4. Çalışmada kullanılan Anaerobik Perdeli Reaktörün genel görünüşü

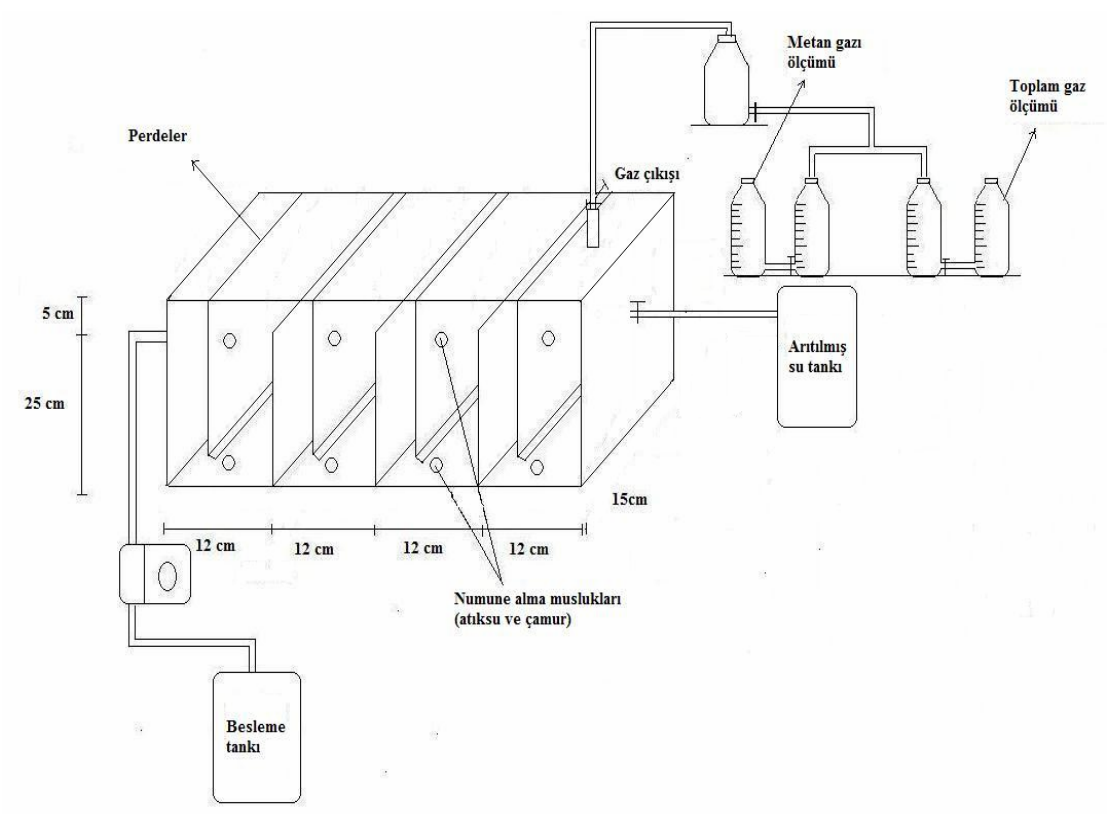


Şekil 3.5. Anaerobik Perdeli Reaktörün üstten görünüşü ve reaktördeki bölmeler



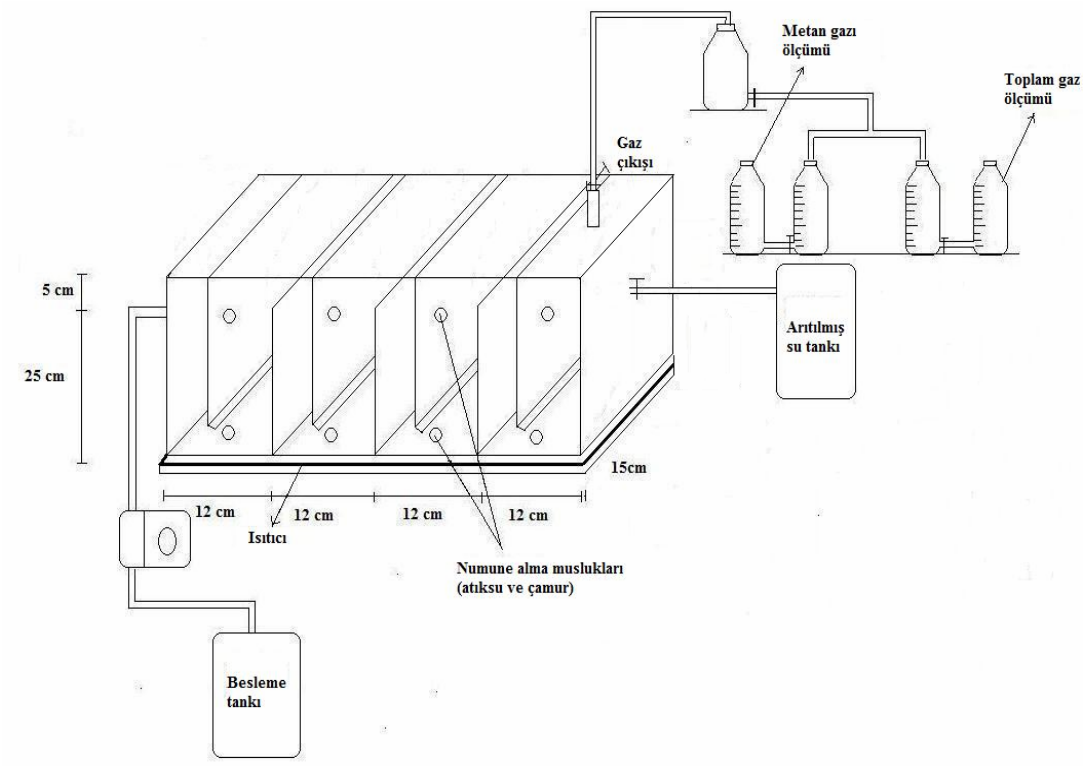
Şekil 3.6. Çalışmada kullanılan Anaerobik Perdeli Reaktör ve boyutları

Reaktör iki farklı sıcaklıkta işletilmiştir. Öncelikle reaktör oda sıcaklığında işletmeye alınmış (22 ± 3 ^{0}C) ve arıtım verimleri incelenmiştir. Şekil 3.7'de oda sıcaklığında işletme esnasında kurulan sisteme görülmektedir.



Şekil 3.7. Anaerobik Perdeli Reaktörün şematik olarak işletimi

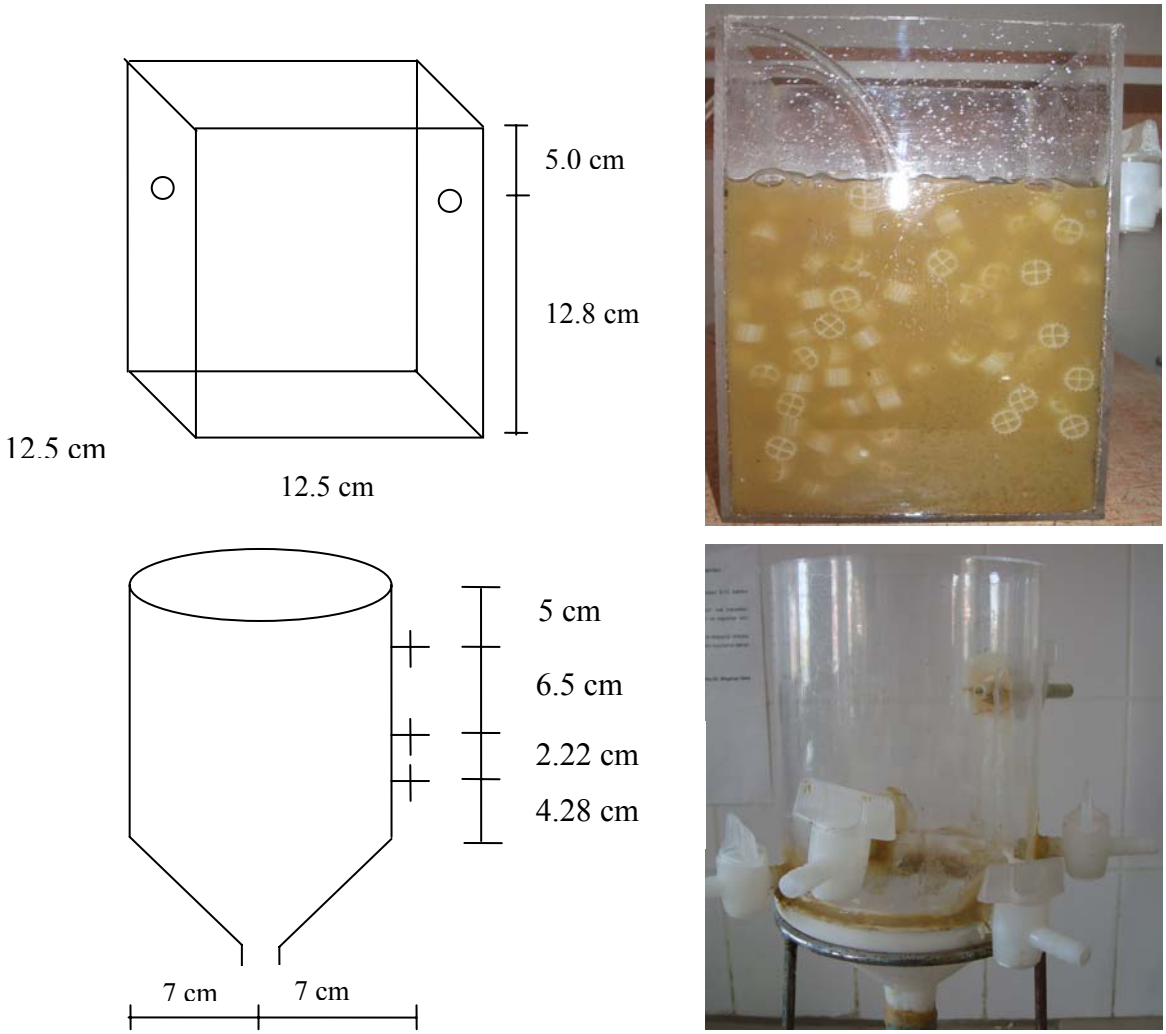
Oda sıcaklığında sızıntı suyu arıtım verimlerinin, düşük organik yüklemelerde bile %80 ve altında olması nedeniyle sıcaklığın değiştirilmesine karar verilmiştir. Yaklaşık 3 ay oda şartlarında işletim sonrasında Şekil 3.8.'de gösterildiği gibi bir ısıtıcı yardımıyla reaktör mezofilik şartlara getirilerek organik madde giderim veriminin yükseltilmesi hedeflenmiş ve arıtım çalışmalarına devam edilmiştir. Reaktörde hidrolik bekletme süresi (HBS) 4 gün olacak şekilde bekleme süresi sabit tutulmuştur. Reaktör sürekli olarak çalıştırılmış olup yüklemeler Heidolph marka manuel pompa ile yapılmıştır. Oda sıcaklığı çalışmalarında (22 ± 3 ^{0}C) 0.52, 0.76, 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme değerlerinde, 37 ± 2 ^{0}C çalışmalarında ise 0.52, 0.76, 1.05, 1.62, 3.12, 3.8, 6.5, 8.32, 10.2 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme değerlerinde çalışılmıştır. Yüklemeler için standart bir süreç belirlenmemiş olup reaktörde arıtımın genel mekanizması tanımlanıncaya ve arıtımda kararlı hal elde edilinceye kadar yükleme sonuçları izlenmiştir. Reaktörün her bir bölmesinden alınan numunelerde günlük olarak KOİ, toplam çözünmüş sülfür, UYA, alkalinite, bikarbonat analizleri, reaktör çıkışında ise bu analizlere ilaveten SO_4^{2-} analizi, toplam gaz ile CH_4 gazı ölçümleri yapılmıştır.



Şekil 3.8. Mezofilik şartlarda işletilen Anaerobik Perdeli Reaktör

3.1.4. Hareketli Yatak Biofilm Reaktör (HYBR)

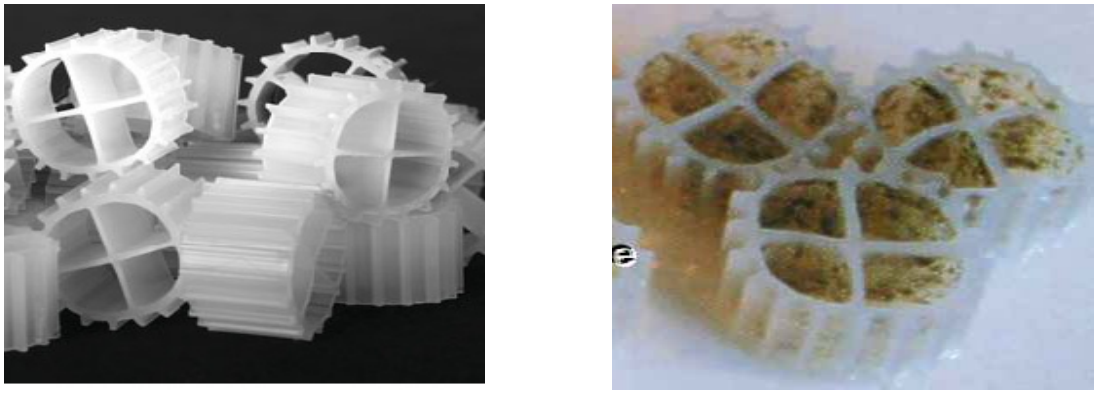
Çalışmada kullanılan HYBR sistemi, etkin hacmi 2 L olan HYBR reaktörü ve 1.2 L hacimli son çökeltme tankından oluşmaktadır. Kullanılan HYBR reaktörünün ve son çökeltme havuzunun boyutları Şekil 3.9'da verilmiştir. Havalandırma tankına % 50 doluluk oranı sağlanacak şekilde 1000 adet Kaldnes K1 sentetik taşıyıcı malzeme ilave edilmiştir. Biyolojik aktivitenin oluşması ve karışımın sağlanması amacıyla reaktör içinde minimum 2 mg/L oksijen konsantrasyonu sağlanacak şekilde hava pompası kullanılmıştır. Kaldnes malzeme ve malzemede biyokütle oluşumu sonrası görünüm Şekil 3.10'da ve malzemenin teknik özellikleri Tablo 3.2.'de verilmiştir.



Şekil 3.9. Çalışmada kullanılan Hareketli Yatak Biofilm Reaktör, çökeltme tankı ve boyutları

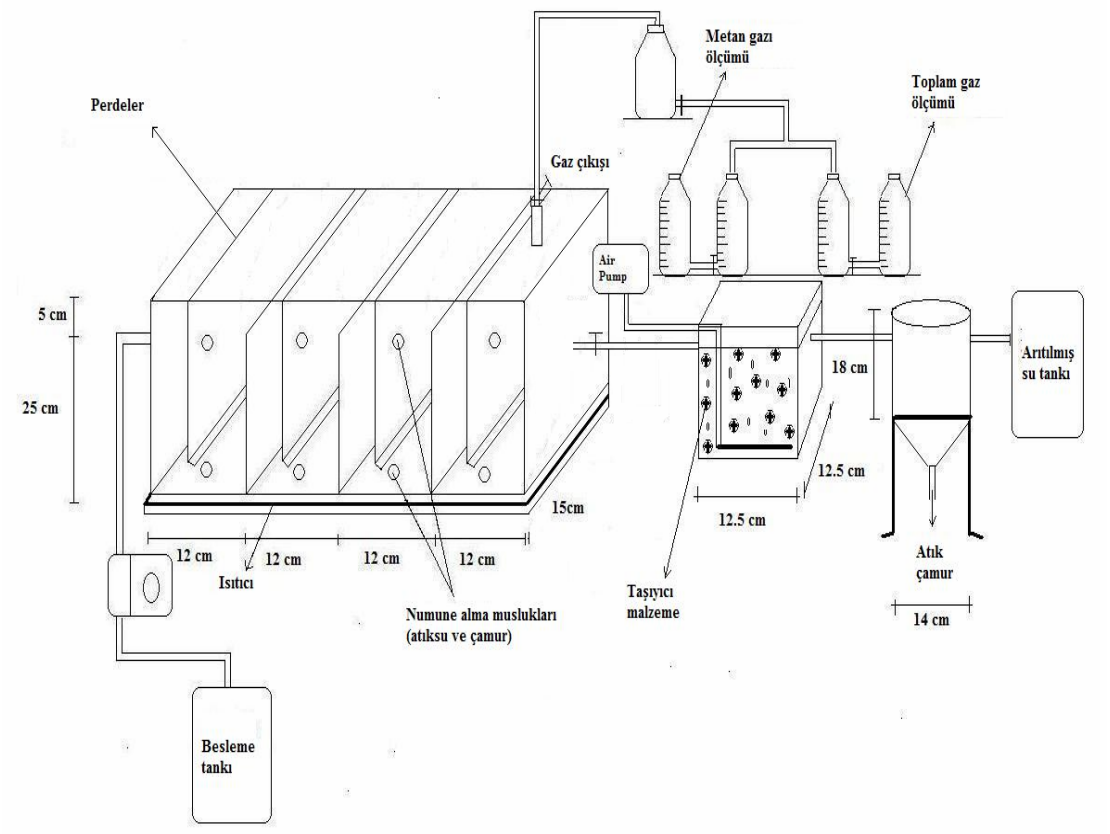
Tablo 3.2. HYBR prosesinde kullanılan sentetik taşıyıcı malzemelerin teknik özellikleri

Sentetik Taşıyıcı Malzeme	**K1**
Uzunluk (mm)	7
Çap (mm)	9
Etkin Yüzey Alanı (m^2/m^3)	500
Yoğunluk (kg/m^3)	950
Korunmuş Yüzey Alanı (m^2/m^3)	500
Toplam Yüzey Alanı (m^2/m^3)	800



Şekil 3.10. HYBR'de kullanılan taşıyıcı malzeme (biyokütle oluşumu öncesi ve sonrası)

Reaktördeki hidrolik bekleme süresi 10.67 saattir. HYBR, çalışmanın OYH değeri 1.62 kg KOİ/m^3.gün ve üzeri olan aşamasında artan organik yükleme sonucu çıkış suyundaki KOİ değerinin düşürülmesi amacıyla sisteme eklenmiştir. Şekil 3.11'de çalışmada kullanılan APR ve HYBR reaktörleri görülmektedir.





Şekil 3.11. Mezofilik şartlarda işletmeye alınan Anaerobik Perdeli Reaktör ve Hareketli Yatak Biofilm Reaktör

Tablo 3.3.'de çalışmada kullanılan işletme şartları yer almaktadır. Çalışmada sistem sabit HBS değerinde (4 gün) çalıştırılmış, hedeflenen organik yüklemeye ham sızıntı suyunda seyreltmeler yapılarak ulaşılmıştır. Seyreltme işleminde çeşme suyu kullanılmış ve sızıntı suyu günlük hazırlanmıştır. Sızıntı suyu 0.52-1.62 kg KOİ/m^3.gün OYH değerlerinde sadece APR ile arıtılmaya çalışılmıştır. Anaerobik reaktörden çıkış KOİ konsantrasyonunun yükselmesi nedeniyle 3.12 kg KOİ/m^3.gün OYH değerinden itibaren ise arıtımda APR+HYBR kullanılmaya başlanmıştır.

Tablo 3.3. Çalışmada kullanılan işletme şartları

Organik Yükleme (kg KOİ/m^3.gün)	**Sıcaklık (^{0}C)**	**İşletme Süresi (gün)**	**Kullanılan Reaktör**
0.52	22 ± 3	31	APR
0.76	22 ± 3	25	APR
1.05	22 ± 3	15	APR
0.52	37 ± 2	20	APR
0.76	37 ± 2	22	APR
1.05	37 ± 2	54	APR
1.62	37 ± 2	31	APR
3.12	37 ± 2	45	APR+HYBR
3.8	37 ± 2	37	APR+HYBR
6.5	37 ± 2	42	APR+HYBR
8.32	37 ± 2	48	APR+HYBR
10.2	37 ± 2	55	APR+HYBR

3.2. Metot

Karakterizasyon çalışmaları esnasında kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), toplam katı madde (TKM), askıda katı madde (AKM), klor analizleri Standart Metotlara (APHA, AWWA, WEF 2005) göre yapılmıştır (KOİ; 5220.C'de, TKM; 2540.D, Klor; 4500.C). Fe, Pb, Cd, Cr, Ni, Zn, Mg ve Ca parametreleri Perkinelmer Optima DV 2200 model ICPOS cihazı ile; $BOİ_5$ analizi ise Oxi Top kullanılarak Winkler metodu (APHA, AWWA, WEF, 2005, No: 5210) esasına göre; UYA, alkalinite ve bikarbonat analizleri Ander-Yang 3 noktalı titrimetrik metotla (Anderson ve Yang, 1992), pH ve EC ölçümleri Multi 340i pH metre ve iletkenlik probu ile yapılmıştır. Renk Standart Metotlar 2120.C ile NO_3-N, PO_4-P ve NH_4-N ölçümleri LCK-340, LCK 302-LCK 303 ve LCK 350 kitleriyle spektrofotometrik yöntemle yapılmıştır. Ölçümlerde Hach Lange DR 5000 model spektrofotometre kullanılmıştır.

Deneyler boyunca APR reaktörünün her bölmesinde kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), uçucu yağ asitleri (UYA), bikarbonat ve pH değerleri takip edilmiş, çıkışta buna ilave olarak çözünmüş sülfür ve sülfat analizi yapılmıştır. Çözünmüş sülfür ve sülfat analizleri Standart Metotlara (APHA, AWWA, WEF, 2005) göre yürütülmüştür (toplam çözünmüş sülfür; 4500.S^-.F, sülfat; 4500.SO_4^{2-}.D). Bunun dışında reaktör çıkışında, karakterizasyon çalışmalarında kullanılan yöntemler esas alınarak UYA, alkalinite, bikarbonat ve pH analiz ve ölçümleri yapılmıştır.

APR'de ayrıca günlük toplam gaz ve metan gazı ölçümleri yapılmıştır. Toplam gaz ölçümü sıvı yer değiştirme prensibi esas alınarak yapılmıştır. Bunun için 2 L'lik Schott şişelerine 2% (v/v) H_2SO_4 ve 10% (w/v) $NaCl^-$ içeren distile su konulmuş, yer değiştiren sıvı hacmi ölçülmüştür (Beydilli ve diğ., 1998; Kuşçu ve Sponza, 2005). Metan gazı ölçümü prensibi de toplam gaz ölçümü prensibiyle aynıdır. Bu yöntemde distile su 3% NaOH (w/v) ile karıştırılarak şişeye konulmuş ve Yer değiştiren sıvı hacmi ölçülmüştür (Roza-Flores ve diğ., 1997; Selçuk ve Sponza, 2005).

HYBR'de günlük KOİ analizleri yapılmış, çözünmüş oksijen değerleri ölçülerek kontrol altında tutulmuştur. Her bir yükleme için ortalama 6 kez numune alınarak AKM, UAKM analizleri yapılmıştır.

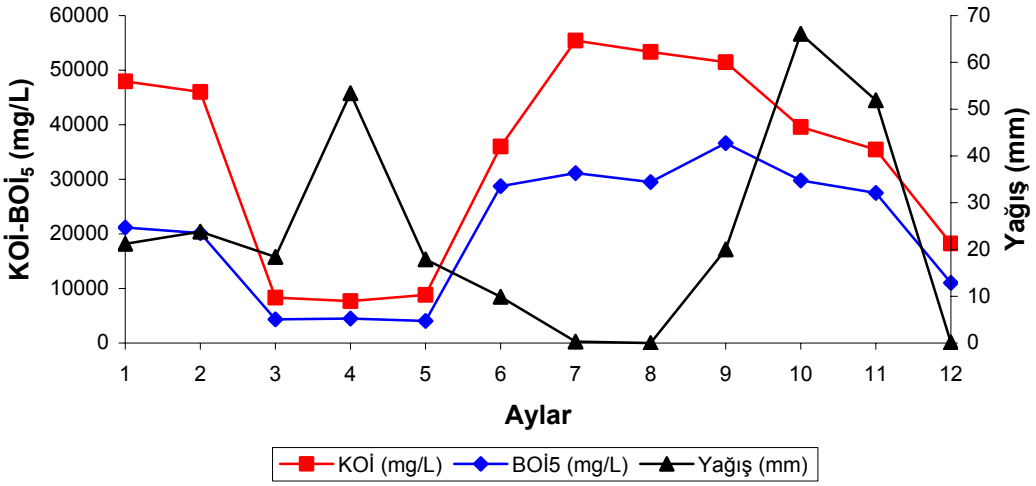
4. DENEY SONUÇLARI

4.1. Sızıntı Suyu Karakterizasyon Çalışmaları

Karakterizasyon çalışmaları, 1 yıllık periyot boyunca ayda iki kez numune alınarak gerçekleştirilmiştir. Numune alımlarının, ayın 1. dönemi 1 ile 5'i, 2. dönemi 16 ile 20'si arasında olmasına dikkat edilmiştir. Her ay için alınan numunelerin analizleri sonucunda elde edilen değerlerin ise ortalaması alınarak, grafiğe aktarılmıştır. Elde edilen bu verilerden KOİ, $BOİ_5$ ve $BOİ_5$/KOİ parametreleri, aylık yağış verileri ile birlikte de değerlendirilmiştir. Tablo 4.1.'de aylara göre $BOİ_5$, KOİ konsantrasyonları, $BOİ_5$/KOİ oranı, pH ve yağış değerleri ve Şekil 4.1.'de KOİ ve $BOİ_5$ konsantrasyonlarının yağışlarla değişimi görülmektedir. Grafik ve tablodan da görüldüğü üzere KOİ ve $BOİ_5$ değerleri çok geniş bir aralıkta değişim göstermektedir. Bu parametrelerdeki yüksek ve düşük konsantrasyonlar, yağış verileri ile eşleştirildiğinde $BOİ_5$ ve KOİ konsantrasyonunda kış aylarındaki yağışlarla seyrelmelerden dolayı önemli azalmaların olduğu belirlenmiştir. Bununla birlikte, $BOİ_5$/KOİ oranının 0.4 değerinin altına inmediği ve oluşan sızıntı suyunun genç sızıntı suyu karakteri taşıdığı görülmüştür. Bu özelliği nedeniyle, Konya ili katı atık depo sahası sızıntı sularının biyolojik arıtılabilirliğinin yüksek olduğu ve arıtımı için en uygun yöntemlerin anaerobik ve aerobik arıtım ünitelerinin olacağı söylenebilmektedir.

Tablo 4.1. 2006 yılı Konya kenti katı atık depo sahası sızıntı sularının KOİ, $BOİ_5$ konsantrasyonları, $BOİ_5$/KOİ oranı, pH ve yağış değerlerinin aylara göre değişimi

Parametre	Ocak	Şubat	Mart	Nisan	Mayıs	Haziran	Temmuz	Ağustos	Eylül	Ekim	Kasım	Aralık
KOİ (mg/L)	47955	46000	8320	7676	8840	36000	55420	53333	51480	39580	35450	18230
$BOİ_5$ (mg/L)	21166	20150	4333	4500	4050	28750	31150	29500	36625	29800	27512	11030
$BOİ_5$/KOİ	0.44	0.44	0.52	0.59	0.46	0.80	0.56	0.55	0.71	0.75	0.78	0.61
pH	7.16	7.35	7.47	7.17	7.62	7.11	7.09	7.18	7	6.81	7.11	7.62
Yağış (mm)	21.2	23.8	18.4	53.4	17.9	9.9	0.3	0	20	66.1	51.90	0.1



Şekil 4.1. 2006 yılı Konya kenti katı atık depo sahası sızıntı sularının KOİ, $BOİ_5$ konsantrasyonlarının ve yağış değerlerinin aylara göre değişimi

Tablo 4.2.'de 2006 yılında yapılan karakterizasyon çalışmaları sonucunda elde edilen veriler görülmektedir. Buna göre sızıntı suyunun karakterizasyonunda, yüksek KOİ, BOI_5 ve $BOİ_5$/KOİ oranlarının yanı sıra düşük NH_4-N ve PO_4-P konsantrasyonları da dikkat çekmektedir. KOİ/N/P oranlarına bakıldığında ise en düşük KOİ ve en yüksek KOİ konsantrasyonlarında sırasıyla (300/2.25/0.53) ve (300/5.15/0.06) değerleri ile karşılaşılmaktadır. Aerobik arıtım ünitelerinde bu oranın 100/5/1 ve anaerobik arıtım ünitelerinde ise 300/6.7/1 ile 500/6.7/1 arasında olması uygun görülmektedir (Metcalf ve Eddy, 2005; Öztürk, 1999). Bu çalışmada elde edilen değerler, sızıntı suyunda NH_4-N ve PO_4-P konsantrasyonunun düşük olduğunun ve biyolojik arıtım ünitelerinin verimli çalışabilmesi için nutrient ilavesi gerekebileceğinin göstergesi olmaktadır. Tablo 4.2.'den 4280-14240 Pt-Co değerleri ile sızıntı sularının renk açısından da oldukça önemli bir kirletici olduğu görülmektedir. pH değerleri ise 6.81-7.62 arasında değişmektedir. Bu değerlerin, biyolojik arıtım üniteleri için optimum pH değerinin 6.5-8.5 aralığında olması nedeniyle, problem oluşturmayacak nitelikte olduğu görülmektedir.

Tablo 4.2. Konya kenti katı atık düzenli depolama sahası sızıntı sularının genel karakterizasyonu (2006 yılı)

Parametre	**Konsantrasyon**	
	Yağışlı hava	**Kurak hava**
KOİ (mg/L)	4700-8320	39580-55450
$BOİ_5$ (mg/L)	1350-11030	21000-36625
NH_4-N (mg/L)	35.18-1122	828-952.5
PO_4-P (mg/L)	8.35 -38.8	9.52-11.5
TKM (mg/L)	1400-2690	550-1500
Renk (Pt-Co)	4280-5160	2961-14340
pH	7.00-7.62	6.81-7.17
$BOİ_5$/KOİ (mg/L)	0.44-0.8	

Tablo 4.3.'de bu çalışmada kullanılan sızıntı suyu karakterizasyonu ve karşılaştırma amacıyla bir başka çalışmada kullanılan katı atık depo sahası (İstanbul-Kömürcüoda) genç sızıntı suyu karakterizasyonu verilmektedir. Parametreler için verilen değerlere bakıldığında her iki örnek için de benzer değerlerle karşılaşılmaktadır. Dolayısıyla çalışmada kullanılan sızıntı suyunun, genç sızıntı sularının genel özelliklerini taşıdığı sonucuna varılabilmektedir.

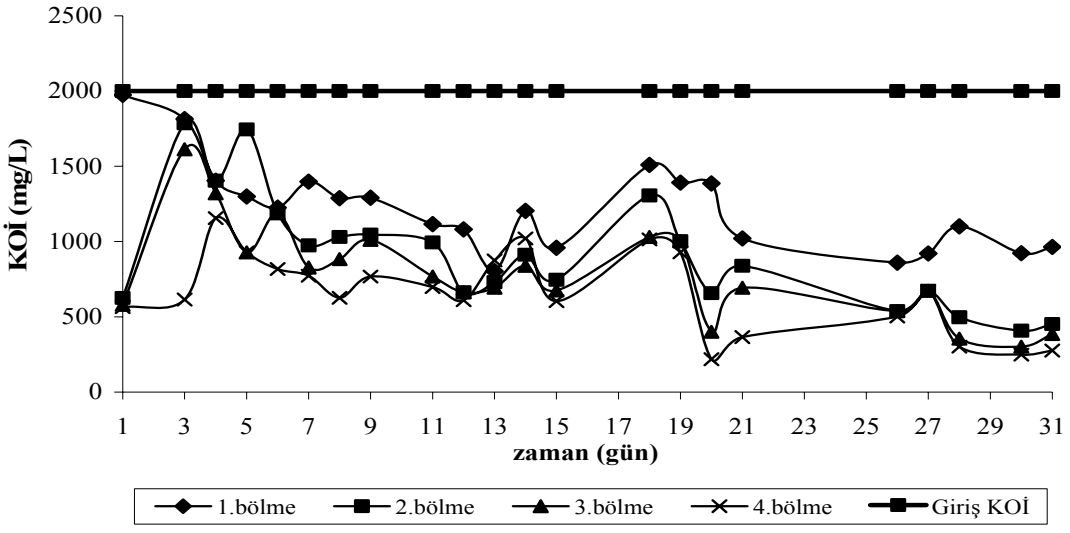
Tablo 4.3. Çalışmada kullanılan sızıntı suyunun karakterizasyonu ve örnek çalışma ile karşılaştırması

Parametre	**Çallı ve diğ., (2005)**	**Bu Çalışma**
BOI_5 (mg/L)	3500-28500	1300-56000
KOİ (mg/L)	5850-47800	4160-98000
BOI_5 /KOİ	>0.6	0.31-0.72
PO_4-P (mg/L)	0.65-20.9	12.2-33.9
NH_4-N (mg/L)	-	61.0-1382
NH_3-N	1380-3260	-
TKM (g/L)	-	1.005-13.36
Fe (mg/L)	4.9-365	0.326-137
Pb (mg/L)	(<0.10)-3.6	1.887-8.761
Cd (mg/L)	(<0.1)-30.4	0.005-4.477
Cr (mg/L)	(<0.1)-10.2	0.01-2.25
Cu (mg/L)	(<0.1)-1.1	0.01-1.301
Ni (mg/L)	0.16-4.16	0.607- 1.5
Zn (mg/L)	0.17-3.6	1.455-7.556
Mg (mg/L)	-	60.73-1694
Ca (mg/L)	-	195.1-3378
Cl (mg/L)	725-8500	3200-9700
SO_4^{2-} (mg/L)	-	1046-1742
NO_3-N (mg/L)	-	3.6-10.89
pH	6.2-8.4	6.52-7.71
EC(mS/cm)	-	34.3-37.2
Renk (Pt-Co)	7400-47200	2000-16040
UYA (mg/L)	-	602-12296
Alkalinite(mg $CaCO_3$/L)	3800-13040	2390-10250

4.2. Oda Sıcaklığında APR Çalışmaları

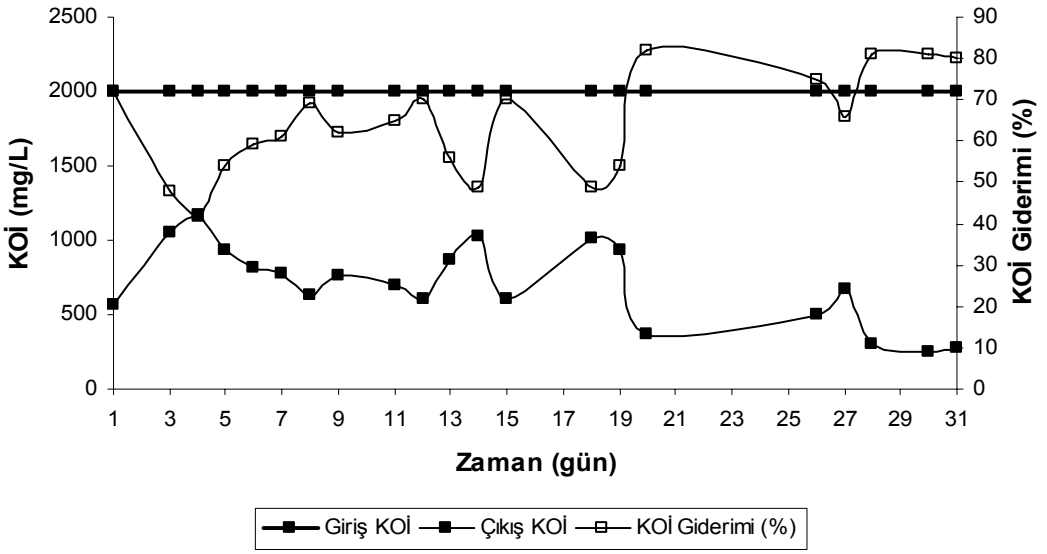
4.2.1. 0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme

Sızıntı suyuna adapte olmuş mikroorganizmaların aniden yüksek yüklemelere maruz bırakılmaması ve adaptasyonda problem olmaması amacıyla, ilk olarak 0.52 kg KOİ/m^3.gün olmak üzere düşük organik yüklemeden başlanmıştır. Şekil 4.2.'de oda sıcaklığında en düşük organik yükleme (0.52 kg KOİ/m^3.gün) değerinde reaktörün bölmelerindeki KOİ konsantrasyonlarının zamana göre değişimi verilmektedir. Reaktör yaklaşık 21 günlük bir süreç sonunda organik madde giderimi açısından kararlı konuma gelmiştir. KOİ gideriminin ağırlıklı olarak 1.bölmede gerçekleştiği gözlenmiştir. Bu literatürdeki APR reaktörleri ile yapılan çalışmalarla uyum göstermektedir (Liu ve diğ., 2009; Manariotis ve Grigoropoulos, 2002; Vossoughi ve diğ., 2003). Sisteme beslenen 2000 mg/L KOİ konsantrasyonundaki sızıntı suyunun, kararlı halde ortalama 1725 mg/L'si giderilmiş, bu giderimin yaklaşık %53'lük kısmı 1.bölmede geri kalan kısmı ise takip eden bölmelerde sağlanmıştır. Takip eden bölmelerdeki giderim verimleri birbirleri ile yakın değerler almıştır. Şekil 4.3.'de giriş atıksu, çıkış arıtılmış su ve APR'de elde edilen KOİ giderim verimleri (%) görülmektedir.



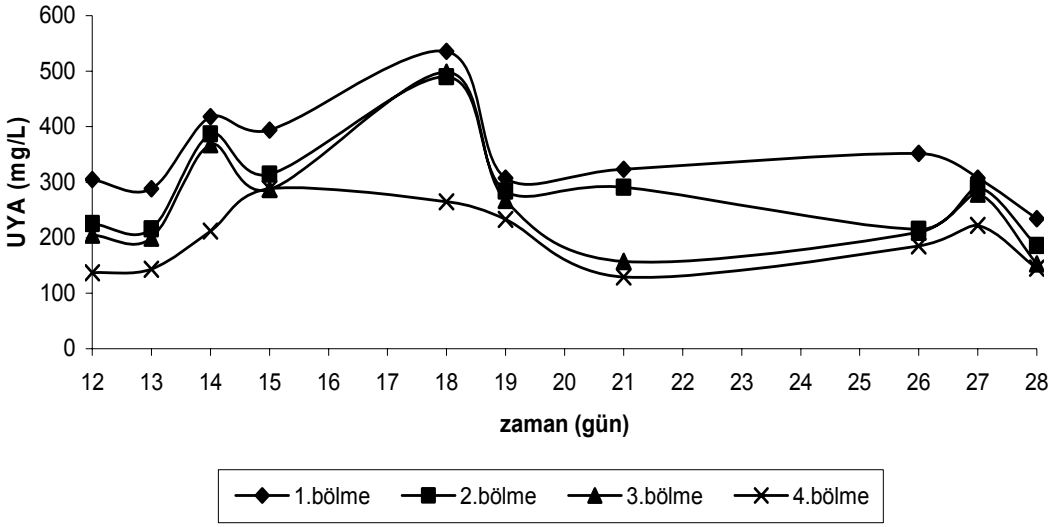
Şekil 4.2. Oda sıcaklığında 0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı her bir bölmede KOİ konsantrasyonları

Şekil 4.3.'de giriş atıksu, çıkış arıtılmış su ve APR'de elde edilen KOİ giderim verimleri (%) görülmektedir. Kararlı konumda ortalama %80'lik bir giderim verimi elde edilmiştir.



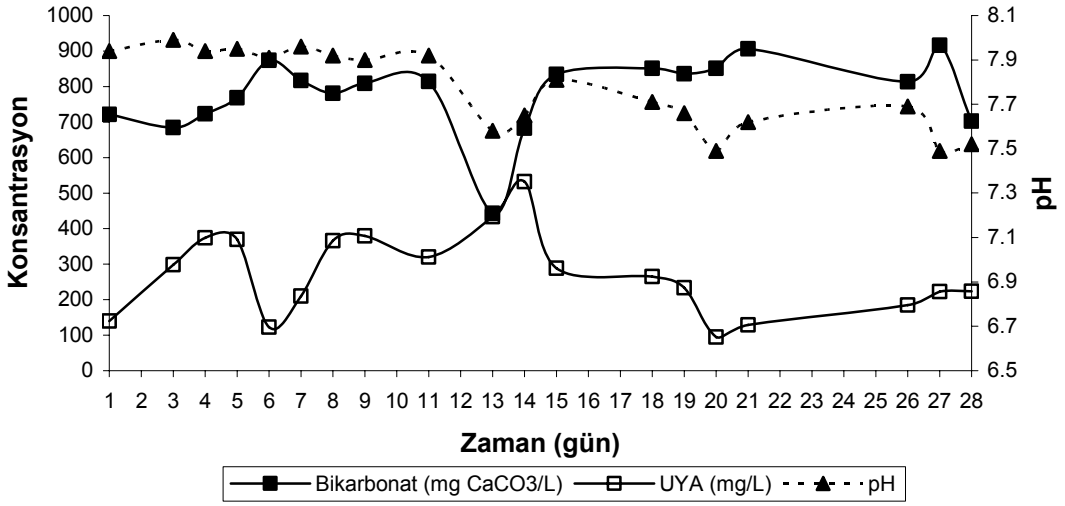
Şekil 4.3. Oda sıcaklığında 0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş KOİ, çıkış KOİ ve KOİ giderimi (%)

Reaktöre 0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemenin 12. gününden itibaren her bir bölmedeki UYA konsantrasyonları günlük olarak ölçülmeye başlanmıştır. Şekil 4.4.'de 0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları görülmektedir. Reaktörün ilk bölmesinde oluşan UYA konsantrasyonu diğer bölmelere kıyasla daha fazla olmuş, özellikle son iki bölme ve ilk bölme arasında belirgin farklılıklar gözlenmiştir. Bu sonuç reaktörün ilk bölmesinde asit fazının oluşması ile ilişkilendirilebilir. Nitekim APR reaktörlerinde bölmeler sayesinde asit ve metan fazları birbirlerinden ayrılabilmekte ve özellikle ilk bölmelerdeki UYA konsantrasyonları yüksek ölçülmektedir (Kuşçu ve Sponza, 2005; Uyanik, 2003; Barber ve Stucky, 2000a). Bir başka deyişle, ilk bölmede organik maddenin hidrolizi sonrası anaerobik oksidasyonla uçucu asitler gibi son ürünler oluşmakta ve bunlar da UYA konsantrasyonunu yükseltmektedir.



Şekil 4.4. Oda sıcaklığında 0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme hızında zamana karşı reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları

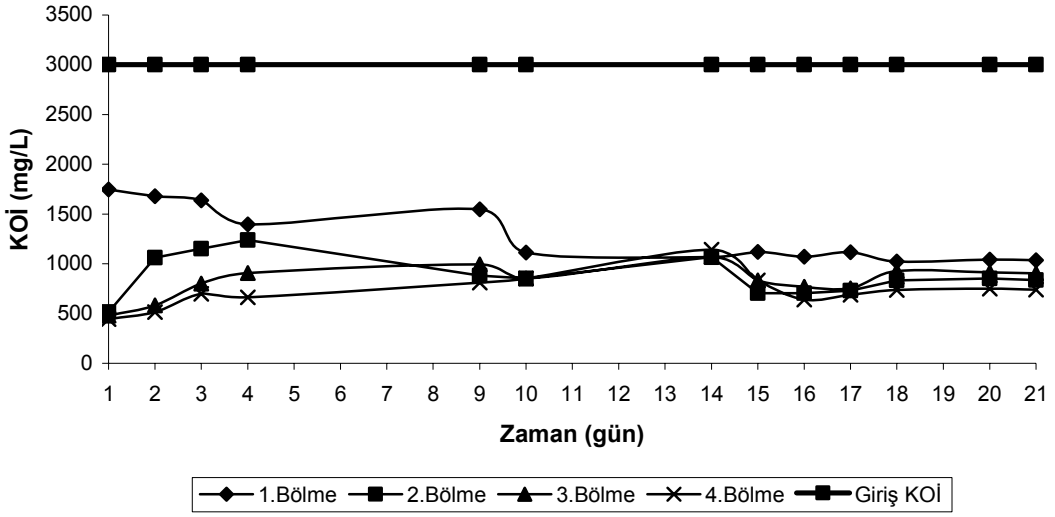
Şekil 4.5.'de 0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, çıkış suyundaki UYA ve bikarbonat konsantrasyonları ile pH değerleri verilmektedir. Organik yüklemenin de düşük olması nedeniyle yüksek UYA konsantrasyonlarına rastlanmamış, ilk 15 gün UYA konsantrasyonu yüksek olmuş, en yüksek 532 mg/L değerine ulaşmış daha sonra kararlı konumla birlikte UYA konsantrasyonunda azalmalar görülmüş, kararlı halin başlaması ile UYA konsantrasyonu 300 mg/L'nin altında sabitlenmiştir. Oluşan UYA konsantrasyonuna paralel olarak pH değerleri 7.5-7.9 değerlerinde salınım göstermiştir. HCO_3 konsantrasyonu 700-900 mg/L arasında değişmiş, oluşan uçucu yağ asitleri alkalinite ve tamponlama kapasitesini düşürecek seviyede gerçekleşmemiştir. Yükleme boyunca alkalinite konsantrasyonu 1000 mg/L üzerinde seyretmiş dolayısıyla sistem performansını düşürecek herhangi bir durumla karşılaşılmamıştır.



Şekil 4.5. Oda sıcaklığında 0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme hızında zamana karşı çıkış suyu pH değeri, bikarbonat ve UYA konsantrasyonları

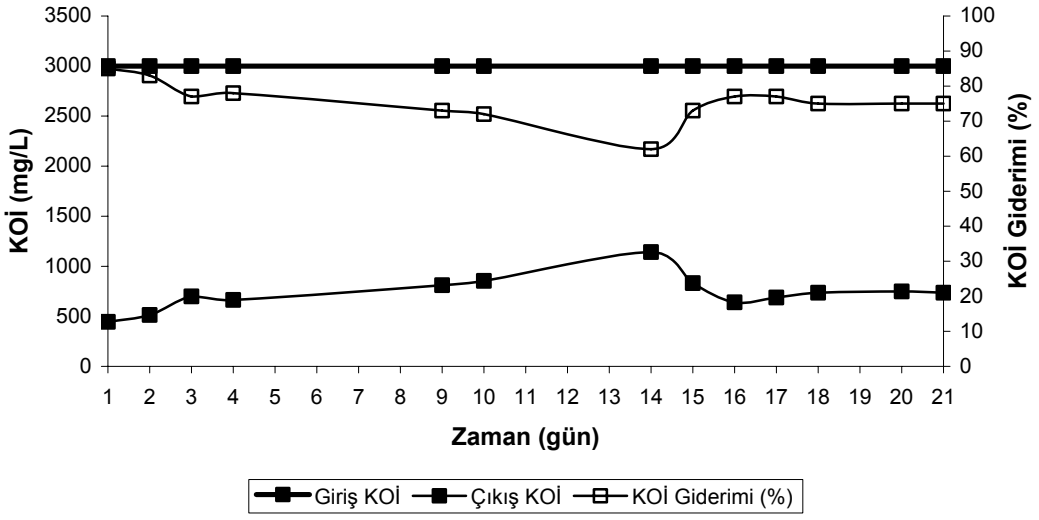
4.2.2. 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme

Reaktörde 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, her bir bölmedeki KOİ konsantrasyonları Şekil 4.6'da verilmektedir. Artan organik yüklemeyle organik madde giderim verimi bir önceki yüklemeye nazaran düşmüştür. 3000 mg/L olan giriş suyundaki KOİ konsantrasyonu arıtım sonrasında 750 mg/L'nin altına düşmüştür. Reaktördeki KOİ gideriminin büyük kısmı 1. bölmede gerçekleşmiştir ve toplam KOİ konsantrasyonunun yaklaşık %66'sı bu bölmede giderilmiştir. Diğer bölmelerde ise giderim verimleri düşmüş ve bölmelerdeki giderim verimleri birbirlerine yakınlık göstermiştir. Reaktörde toplam %77'lik bir KOİ giderimi elde edilmiştir.



Şekil 4.6. Oda sıcaklığında 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı her bir bölmede KOİ konsantrasyonları

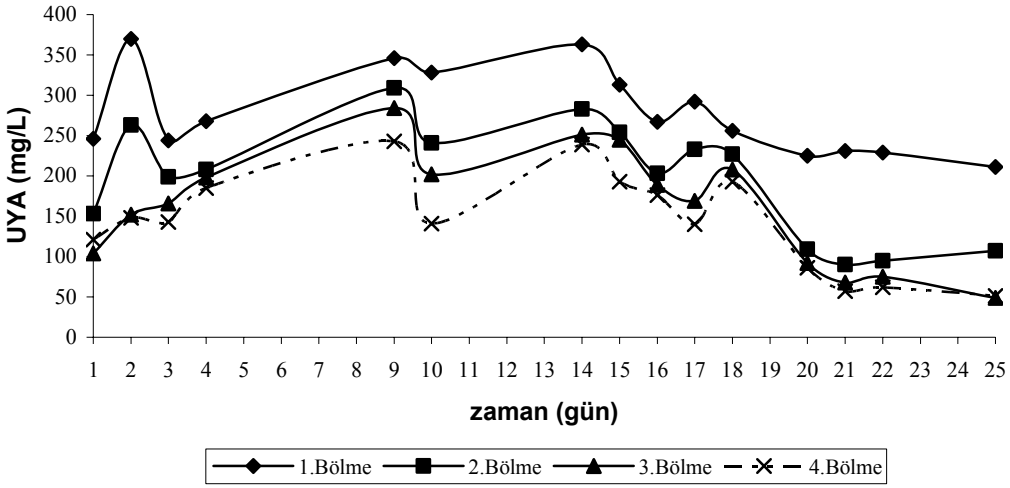
Şekil 4.7.'de 0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş KOİ konsantrasyonu, çıkış KOİ konsantrasyonu ve reaktördeki KOİ giderim verimi (%) görülmektedir.



Şekil 4.7. Oda sıcaklığında 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş KOİ, çıkış KOİ ve KOİ giderimi (%)

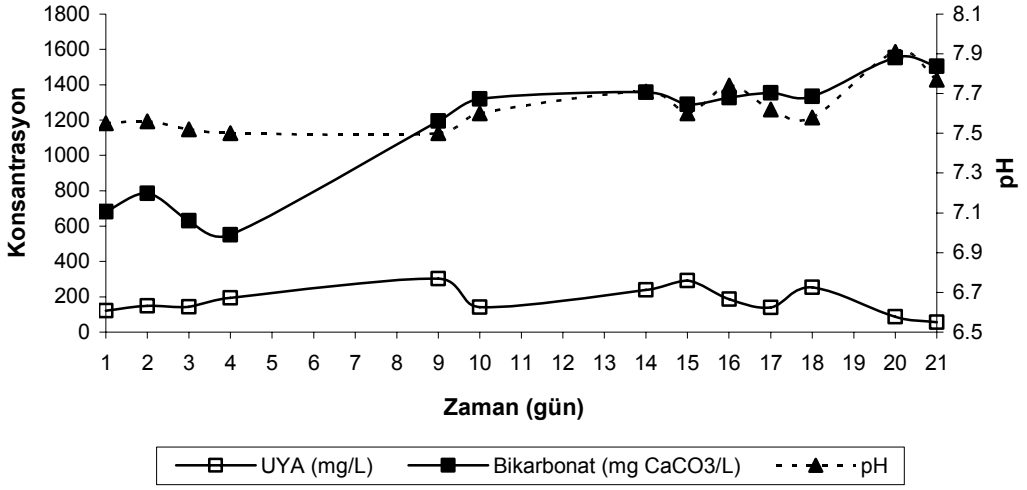
Yüklemenin artmasına karşılık sistemde oluşan UYA konsantrasyonlarında bir önceki yüklemeye kıyasla çok belirgin konsantrasyon artışı görülmemiştir. Önemli

miktarda bikarbonat oluşumunun, UYA salınımını minimize etmesi mümkün gözükmektedir. Yükleme boyunca en yüksek UYA konsantrasyonu 370 mg/L'nin üzerine çıkmamış, kararlı konumdaki son bölmedeki UYA konsantrasyonu 50-65 mg/L arasında değişmiştir (Şekil 4.8.).



Şekil 4.8. Oda sıcaklığında 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme hızında zamana karşı reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları

Şekil 4.9.'da 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, zamana karşı çıkış pH değeri, bikarbonat ve UYA konsantrasyonları verilmektedir. Çıkış suyundaki bikarbonat konsantrasyonunun (ve dolayısıyla pH'nın) giderek arttığı bununla birlikte UYA konsantrasyonun bir önceki yüklemeye nazaran daha düşük seviyede kararlı seyrettiği belirlenmiştir. pH değeri başlangıçta 7.5 civarında iken kararlı konumda 7.6-7.9 arasında değerine yükselmiştir. pH değerindeki bu değişim artan bikarbonat konsantrasyonu ve metanlaşmanın son bölmelerde gerçekleşmesi ile ilişkilendirilebilmektedir. Nitekim ilk bölmedeki pH değeri, asit fazı nedeniyle diğer bölmelere kıyasla daha düşük değerler almıştır.

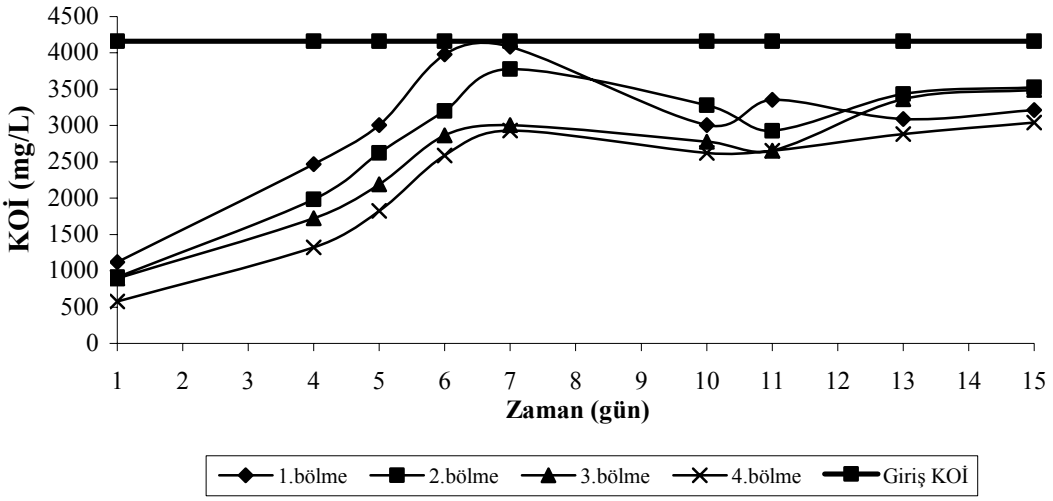


Şekil 4.9. Oda sıcaklığında 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme hızında zamana karşı çıkış suyu pH değeri, bikarbonat ve UYA konsantrasyonları

4.2.3. 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme

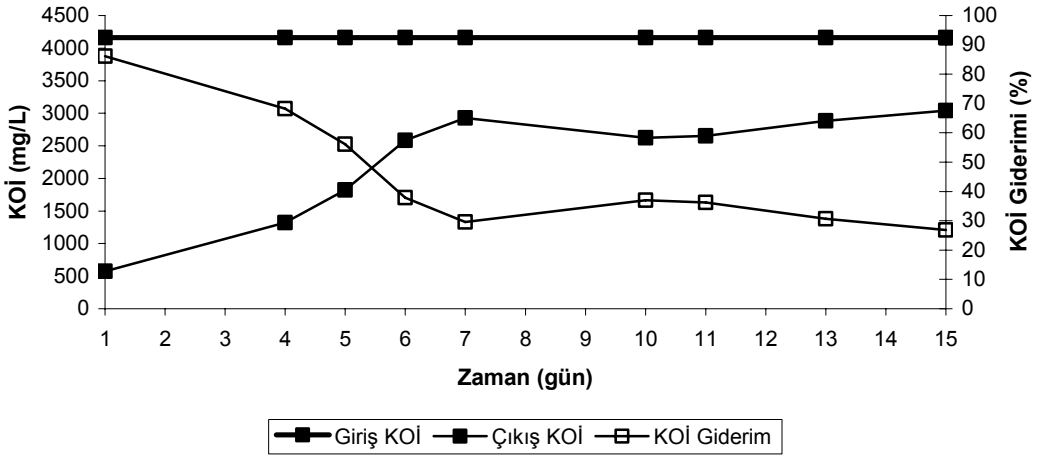
1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede her bir bölmedeki KOİ konsantrasyonları Şekil 4.10.'da verilmektedir. 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemesi depo sahasından alınan ve ortalama 4000 mg/L'ye seyreltilen yeni sızıntı suyu ile yapılmıştır. Yağış miktarının artması sonucu sızıntı suyundaki KOİ konsantrasyonu azalmış, ancak SO_4^{2-} değerlerinde değişim olmamıştır. Dolayısıyla önceki yüklemelerde KOİ/SO_4^{2-} oranı 20 iken 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede bu değer 4'e düşmüştür. Bu durum, reaktördeki arıtım verimini olumsuz etkilemiştir. Artan sülfat seviyeleriyle birlikte KOİ giderim verimlerindeki azalmalar, sülfat bakterileri ile metanojenler arasındaki rekabette metanojenik faaliyetin gecikmesine yol açmaktadır (Erdirençelebi ve diğ., 2007). Dolayısıyla sistemde KOİ giderim verimi düşmüştür. 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, ilk bölmedeki KOİ gideriminin azaldığı (ΔKOİ= 1200-1500 mg/L), diğer bölmelerde belirgin bir giderimin elde edilemediği görülmektedir (Şekil 4.10.). Organik yüklemenin artmasıyla KOİ giderim verimi düşmüş ve ortalama %32'lik bir KOİ giderim verimi elde edilmiştir (Şekil 4.11.). Organik madde giderimine karşın metan gazı oluşmaması, reaktöre beslenen sızıntı suyunun KOİ/SO_4^{2-} oranının azalması ve sülfat

bakterilerinin substrat kullanımında baskın duruma gelmesi ile açıklanabilmektedir. Asetojen ve sülfat indirgeyen bakteriler, metanojenlere kıyasla serbest hidrojen sülfürü daha iyi tolere edebilmektedirler (Mizuno ve diğ., 1998). Dolayısıyla sistemde 350 mg/L'ye kadar yükselen çözünmüş sülfür konsantrasyonunun da metanojenlere olası inhibisyon etkisinden söz etmek mümkündür.



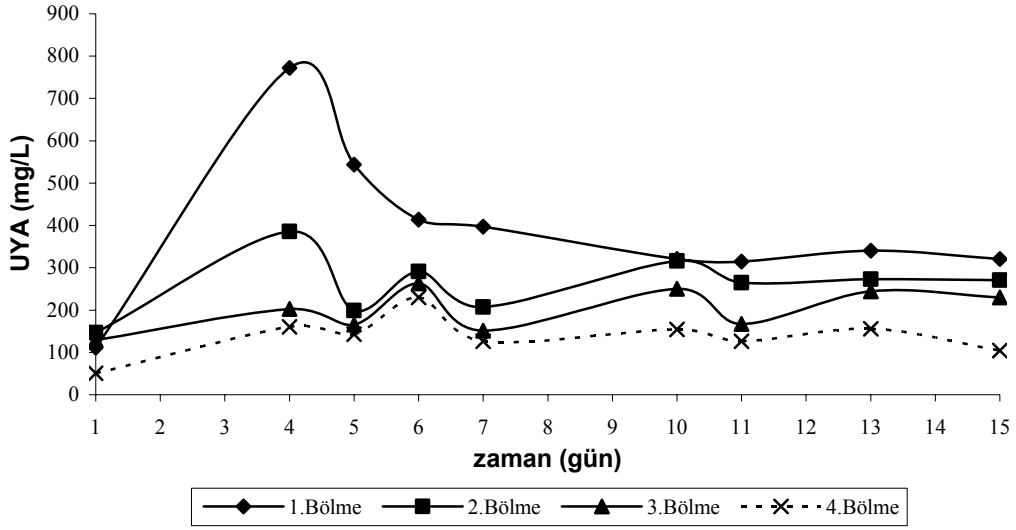
Şekil 4.10. Oda sıcaklığında 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı her bir bölmede KOİ konsantrasyonları

Şekil 4.11'de giriş ve çıkış suyu KOİ konsantrasyonları ile KOİ giderim verimi (%) olarak verilmektedir. Buna göre ortalama %32 KOİ giderim verimi sonucu 4160 mg/L KOİ konsantrasyonundaki sızıntı suyu, arıtım sonrası ancak en düşük 2622 mg/L değerine ulaşabilmiştir.



Şekil 4.11. Oda sıcaklığında 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş KOİ, çıkış KOİ ve KOİ giderimi (%)

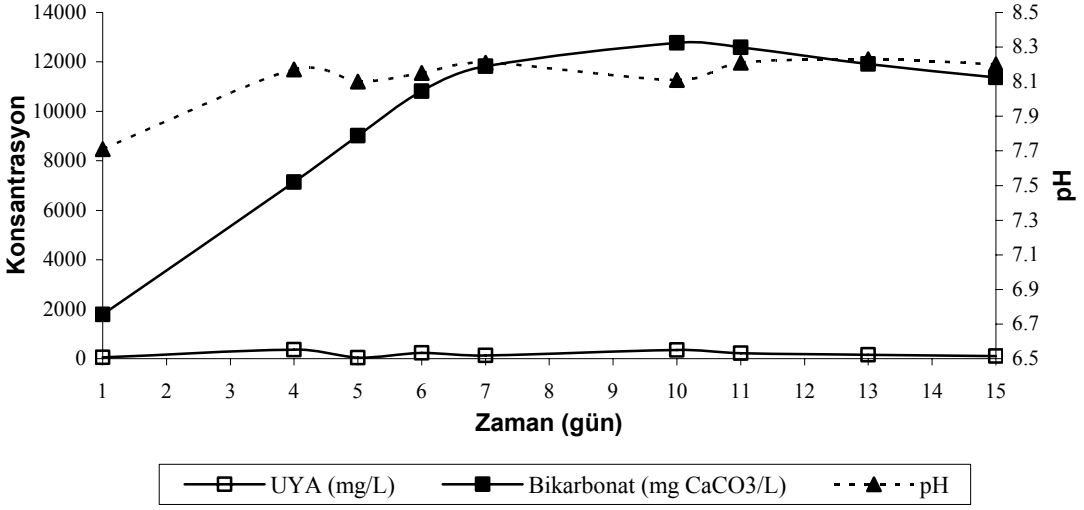
1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, yüklemenin başlarında ilk bölmede UYA konsantrasyonunun 700 mg/L üzerine kadar çıktığı görülmüş ancak 7. günden itibaren UYA konsantrasyonu düşmüş ve 300-350 mg/L arasında salınım göstermiştir. Organik yüklemenin artmasıyla UYA konsantrasyonunda da kararlı artışlar beklenmiş, ancak birkaç günlük UYA konsantrasyon artışı sonrası değerler düşmüştür. Bu durumda asetojenlerin de düşük KOİ/SO_4^{2-} oranından etkilendiği ve asetik asit üretimi tam gerçekleşemediği sonucundan bahsetmek mümkün gözükmektedir. Ayrıca, önceki yüklemelerde pH değerleri 8'in altında iken, bu yüklemede pH değeri 8'in üstüne çıkmıştır. UYA'nın (özellikle propiyonik asidin) sülfat bakterisi tarafından tüketildiği ve düşük seviyede tutulduğu da düşünülmektedir. Şekil 4.12.'de 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları görülmektedir.



Şekil 4.12. Oda sıcaklığında 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları

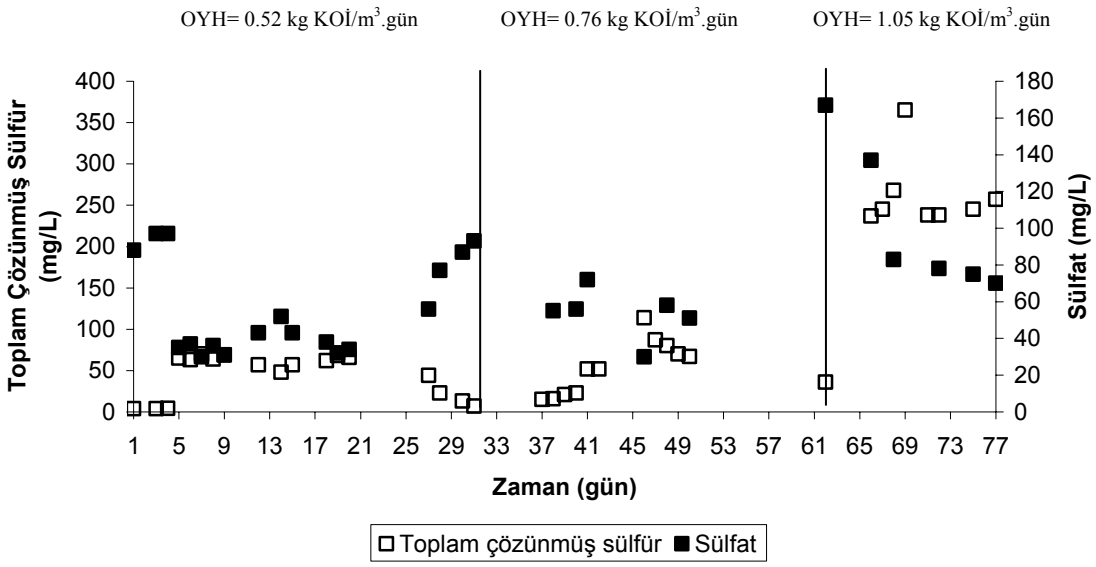
Sistemde Sülfat İndirgeyen Bakterilerin (SİB) aktivitesinin mevcudiyetini destekleyen diğer faktör de reaktördeki bikarbonat konsantrasyonunun önemli miktarda artmasıdır. Bikarbonat konsantrasyonu yaklaşık 12850 mg $CaCO_3$/L'ye ulaşmış ve paralel olarak pH da 8.2'ye çıkmıştır (Şekil 4.13.). Denklem (2.11), (2.12), (2.13) ve (2.14)'de verilen reaksiyonlar gereğince sülfat indirgenmesi sonucu oluşan HCO_3 miktarı metan bakterilerinin aktivitesi ile oluşan HCO_3 miktarından

daha yüksektir (Mizuno ve diğ., 1998). Dolayısıyla reaktördeki pH ve bikarbonat artışını sülfat bakterilerinin faaliyeti ile ilişkilendirmek mümkün olmaktadır. SİB'lerin bu avantajını kullanarak bazı atıksuların özellikle asit-maden drenaj atıksuları gibi asidik değeri yüksek suların arıtımında kullanılabilirliği mümkün olmaktadır (Bayrakdar ve diğ., 2009).



Şekil 4.13. Oda sıcaklığında 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı çıkış suyu pH değeri, bikarbonat ve UYA konsantrasyonları

Şekil 4.14.'de tüm yüklemeler boyunca reaktör çıkışında ölçülen toplam çözünmüş sülfür ve SO_4^{2-} konsantrasyonlarının değişimi görülmektedir. İlk yükleme 1.-31.günler arasında, ikinci yükleme 32.-62., üçüncü yükleme ise 62.-77. günler arasında gerçekleştirilmiştir. Grafikten de görüldüğü üzere başlangıçtaki düşük sülfür konsantrasyonu, KOİ/SO_4^{2-} oranının azalması ile çıkış suyunda önemli oranda artış göstermiştir. Bu da organik madde gideriminin sülfat indirgenmesi üzerinden gerçekleştiğini ortaya koymaktadır. 0.52 kg KOİ/m^3.gün ve 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede yaklaşık %60 olan SO_4^{2-} giderimi, son organik yüklemede (1.05 kg KOİ/m^3.gün) %93'e kadar yükselmiştir.



Şekil 4.14. Oda sıcaklığında, artan organik yüklemelerde zamana karşı çıkış suyundaki toplam çözünmüş sülfür ve sülfat konsantrasyonlarının değişimi

Organik yüklemenin arttırılmasıyla çıkış suyundaki KOİ miktarı yükselmiş, arıtım verimi düşmüştür. Bunun en önemli sebepleri sızıntı suyundaki sülfat iyonunun varlığı ve düşük KOI/SO_4^{2-} değerleridir. Sülfat İndirgeyen Bakteriler, düşük Ks değerleri ile gösterilen bakteri-substrat affiniteleri sebebiyle düşük substrat konsantrasyonlarda dahi organik maddeyi hızla tüketerek ortamdaki konsantrasyonu düşürebilmektedirler. Özellikle de KOİ/SO_4^{2-} oranının 10'un altına düştüğü şartlarda rekabet başlamakta (Erdirençelebi ve diğ., 2007), 4'ün altında ise ortamda tamamen sülfidojenik aktiviteler gelişmektedir (McCartney ve Oleszkiewicz, 1993). Bu oranın yüksek, fakat organik yüklemenin düşük olduğu şartlarda da SİB'lerin rekabeti baskın duruma geçebilmektedir (Erdirençelebi ve Öztürk, 2006). Ayrıca oluşan sülfürün metan bakterileri üzerine inhibisyon etkisi bulunmaktadır (Speece, 1996). Sülfat indirgenme ürünü olan çözünmüş sülfür konsantrasyonunun 200 mg/L'nin üstüne çıkmasının metanojenler için toksik etki gösterdiği belirtilmektedir (Wang ve Banks, 2007). Ayrıca Wang ve Banks (2007) yaptıkları çalışmada sızıntı suyunun anaerobik filtrede arıtımı esnasında 350 mg/L çözünmüş sülfür konsantrasyonunda metan üretiminin sıfıra düştüğünü belirtmektedir. Reaktörün oda sıcaklığında işletilmesinin de metan faaliyeti üzerinde geciktirici etkisi olduğuna inanılmaktadır. Bu bilgiler ışığında 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, KOİ/SO_4^{2-} değerinin

4'e düşmesiyle, reaktörde arıtımın sadece sülfat bakterileri tarafından sağlandığı ve düşük oranda olduğu, metan bakterilerinin yanı sıra oluşan çözünmüş sülfürden asidojenlerin de inhibe olduğu ve bu nedenle asit oluşumunun azaldığı sonucuna varılmıştır.

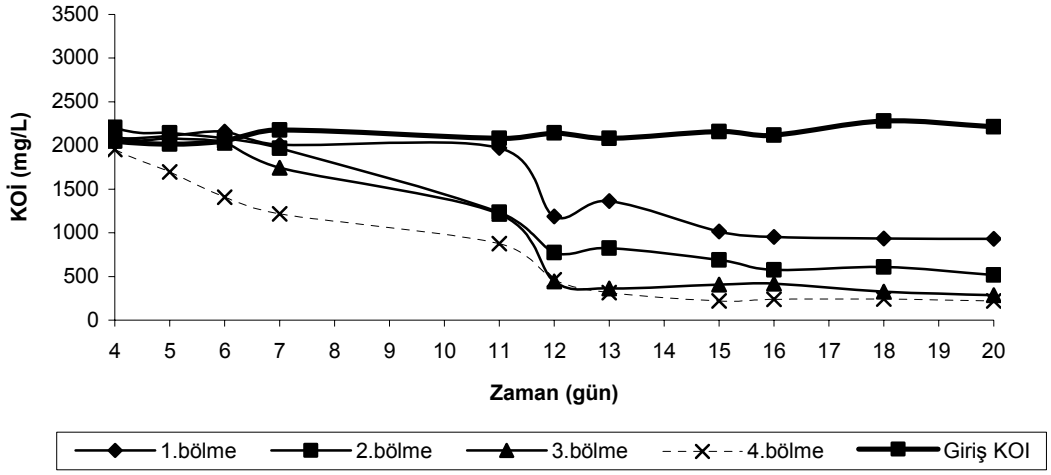
4.3. Mezofilik Şartlarda APR Çalışmaları

4.3.1. 0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme

Oda sıcaklığı çalışmalarında düşük yüklemeler (0.52, 0.76, 1.05 kg KOİ/m^3.gün) uygulanmasına rağmen verimin %80 civarında gerçekleşmesi ve daha yüksek verimler elde edilememesi nedeniyle reaktörde sıcaklık arttırılmış, reaktör altına yerleştirilen bir ısıtıcı vasıtasıyla APR mezofilik şartlarda çalıştırılmaya başlanmıştır. Oda şartlarında yüklemeler esnasında son yüklemede KOİ/SO_4^{2-} oranının düşmesi nedeniyle sistemde sülfat bakterilerinin baskın olması sonucu asit ve metan bakterilerinin aktivitesi yavaşlamıştır. Sıcaklığın arttırılmasıyla, bu bakterilerin aktivitelerinin arttırılması hedeflenmiştir. Nitekim, sıcaklık anaerobik arıtımı etkileyen en önemli faktörlerden biridir ve metan üretimi, sıcaklıkla doğru orantılıdır ve 35 ^{0}C'de ilk pik değerine ulaşır (Öztürk, 1999).

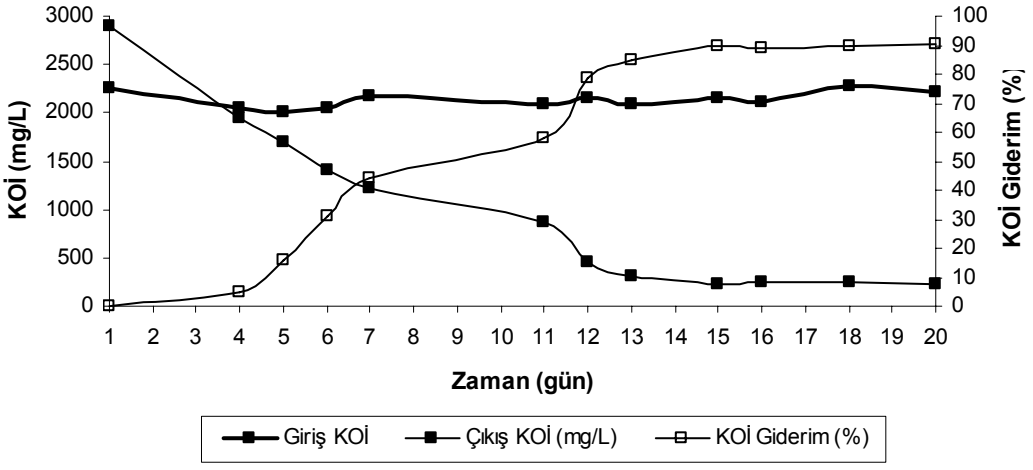
Sıcaklığın 37 ^{0}C'ye getirilmesi sonucu 0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, reaktörün her bir bölmesinde elde edilen KOİ konsantrasyonları Şekil 4.15.'de verilmektedir. Bir önceki yüklemede sülfat konsantrasyonunun artması ve oluşan çözünmüş sülfürün mikroorganizmalar üzerine yaptığı etki sonucu KOİ giderim verimi düşmüş, dolayısıyla her bir bölmedeki KOİ konsantrasyonu yükselmişti. Reaktör bölmelerinde hala arıtılmamış sızıntı suyu varken, yeni yükleme yapılması sonucu, yüklemenin başlangıç aşamalarında, reaktörün her bir bölmesindeki KOİ konsantrasyonu, giriş konsantrasyonuna göre yüksek çıkmıştır. HBS 4 gün olması nedeniyle reaktörün her bir bölmesine atıksu doluncaya kadar yani ancak 4. günden itibaren giderim veriminde artış görülmüş ve bölmelerdeki KOİ konsantrasyonları düşmeye başlamıştır. Dolayısıyla APR'deki her bir bölmenin KOİ konsantrasyonuna ait veriler Şekil 4.15.'de 4.günden itibaren verilmiştir. Yükleme

boyunca, ilk iki bölmede arıtım verimi diğer bölmelere kıyasla daha yüksek olmuştur. Sistem yaklaşık 13. günden itibaren kararlı konum özellikleri göstermeye başlamış ve çıkış KOİ konsantrasyonunun 220-245 mg/L aralığında olduğu belirlenmiştir.



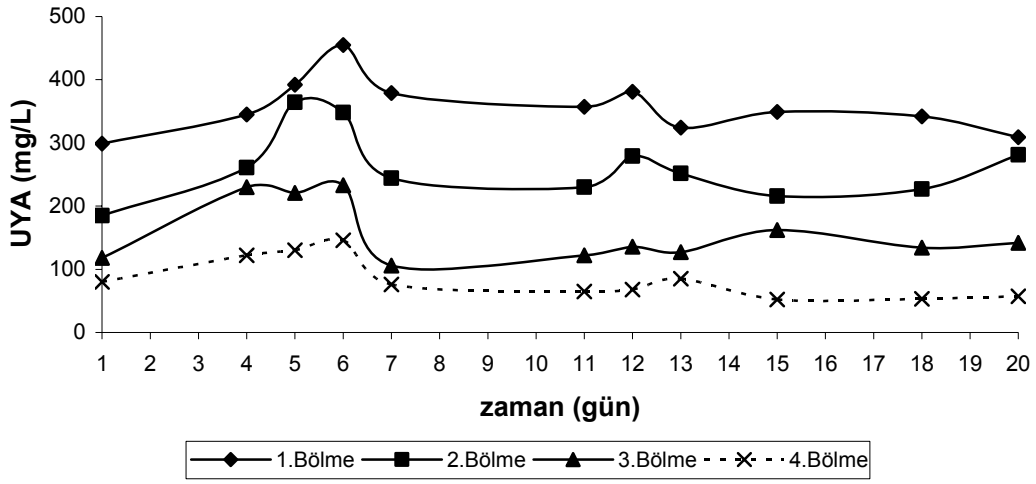
Şekil 4.15. Mezofilik şartlarda 0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı her bir bölmede KOİ konsantrasyonları

0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş KOİ, çıkış KOİ ve KOİ giderim verimi (%) Şekil 4.16.'da verilmektedir. Yüklemenin 13. gününden itibaren sistem kararlı konuma ulaşmış ve kararlı konumda ortalama %90 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. 2150 mg/L olan ortalama giriş KOİ konsantrasyonunun 1940 mg/L'lik kısmı giderilmiş, çıkış suyunda 220-245 mg/L KOİ konsantrasyonu belirlenmiştir.



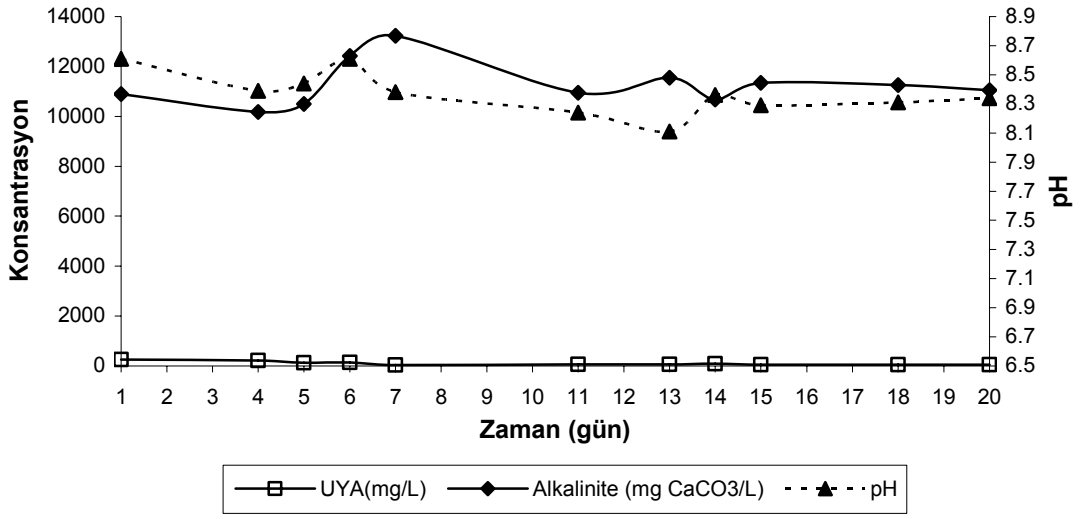
Şekil 4.16. Mezofilik şartlarda 0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş KOİ, çıkış KOİ ve KOİ giderimi (%)

Şekil 4.17.'de 0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları görülmektedir. UYA konsantrasyonu ilk bölmede en yüksek, takip eden bölmelerde azalacak şekilde değişim göstermiştir. Bölmeler arasındaki UYA konsantrasyonunda belirgin farklılıklar görülmüştür. Dolayısıyla her bölmede UYA gideriminden söz etmek mümkün gözükmektedir. Buradan, UYA giderimlerine bağlı olarak bu bölmelerde de CH_4 oluşumunun gerçekleşiyor olması sonucuna varılabilir. APR reaktörleri, anaerobik arıtımda asit ve metan fazlarını birbirlerinden ayırmaları nedeniyle avantajlı sistemlerdir. Ancak bu reaktörlerde tamamen bir faz ayrımı söz konusu olmamaktadır ve yapılan çalışmalar, ilk bölmelerde az olmakla birlikte CH_4 oluşumlarıyla karşılaşıldığını ve CH_4 üretiminin ilerleyen bölmelerde artış gösterecek şekilde profil sergileyebildiğini göstermiştir (Uyanık ve diğ., 2002; Wang ve diğ., 2004; Zhu ve diğ., 2008). 1. bölmede ölçülen en yüksek UYA konsantrasyonu 455 mg/L iken, son bölmede en yüksek 146 mg/L olarak ölçülmüştür. Kararlı konumda çıkıştaki UYA konsantrasyonunun 50-56 mg/L aralığında olduğu belirlenmiştir. Mezofilik şartlarda işletmenin bu ilk yüklemesinde, reaktörün oda sıcaklığı koşullarında çalıştırılması esnasında düşük KOİ/SO_4^{2-} oranında meydana gelen kararsızlık konumundan hızlı bir şekilde dengeye ulaştığı görülmüştür.



Şekil 4.17. Mezofilik şartlarda 0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları

Şekil 4.18.'de 0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, reaktörün son bölmesindeki pH değeri, alkalinite ve UYA konsantrasyonları verilmektedir. Kararlı konumda UYA konsantrasyonu 50-56 mg/L aralığında değişkenlik göstermiştir. Bikarbonat konsantrasyonlarının oldukça yüksek olduğu ve 10000 mg/L üzerinde seyrettiği belirlenmiştir. Yüksek alkalinitenin en önemli nedeni, bir önceki yüklemede kullanılan sızıntı suyundaki yüksek SO_4^{2-} konsantrasyonu nedeniyle, yeni numune alınmış olması ve alınan sızıntı suyundaki alkalinite değerinin (11862 mg $CaCO_3$/L) yüksek olmasıdır. Alkalinite değerlerine yakın seyreden bikarbonat değerleri, alkalinitenin büyük kısmını oluşturmuştur. pH değerlerinde sistem performansını etkileyecek salınımlar görülmemiş ve 8.11-8.61 aralığında değişmiştir. pH değerindeki yükselmelerin çoğunluğu, oluşan bikarbonat konsantrasyonundaki artışla paralellik göstermiştir.

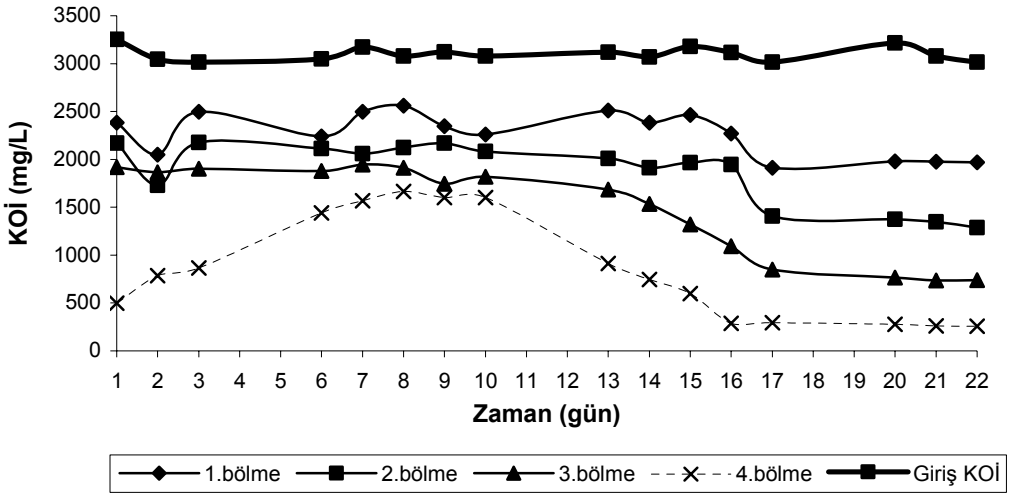


Şekil 4.18. Mezofilik şartlarda 0.52 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı çıkış suyu pH değeri, alkalinite ve UYA konsantrasyonları

4.3.2. 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme

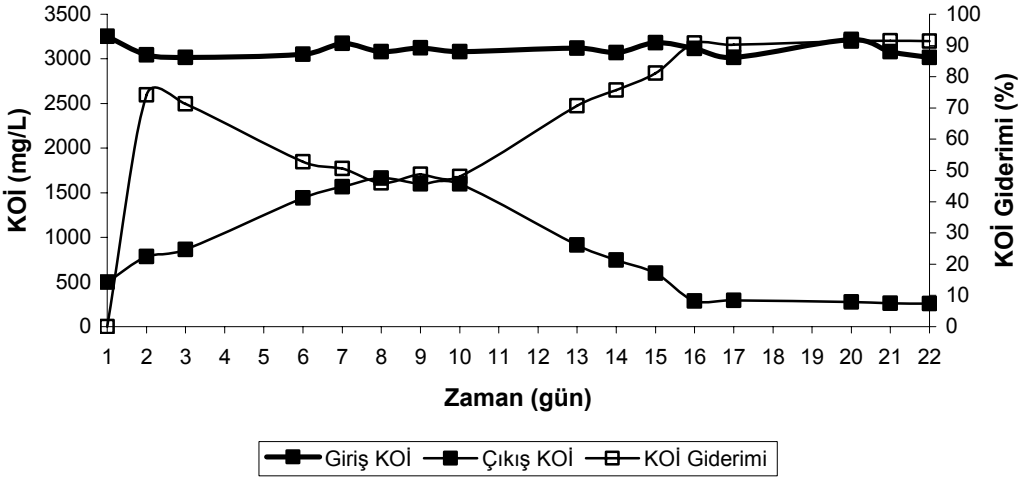
0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede diğer yüklemelere benzer şekilde ilk bölmede giderilen KOİ miktarı diğer bölmelere kıyasla daha yüksek olmuştur. 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, reaktörün tüm bölmelerindeki KOİ ve giriş suyundaki KOİ konsantrasyonları Şekil 4.19.'da verilmektedir. KOİ'nin %25'den

daha fazlası ilk bölmede giderilmiş, diğer bölmelerde giderim verimleri birbirine benzerlik sergilemekte olup %5-25 aralığında değişiklik göstermiştir. Genç depo sahalarında oluşan sızıntı sularının içeriğindeki organik maddelerin önemli bir kısmı (%90) organik asitlerden kaynaklanmakta ve bu organik asitlerin de %90'a varan kısmı asetik, propiyonik ve bütirik asitlerden ileri gelmektedir. Ayrışmanın ilerleyen safhalarında kolay ayrışabilen organik asitlerin ayrışması sonucunda KOİ konsantrasyonlarında da bir azalma meydana gelmektedir (Kılavuz ve diğ., 2008). Özellikle 0.52 ve 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemelerde reaktörün ilk bölmeyi takip eden her bölmesinde birbirlerine kıyasla önemli KOİ giderimlerinden bahsetmek mümkündür. Bu iki yüklemede, UYA giderimlerinin de tüm bölmelere yayılmış olması sonucu, bu bölmelerde metanlaşmanın dolayısıyla organik madde gideriminin olması beklenmektedir. Bu durum, KOİ giderimlerinin 4 bölmede de etkin şekilde olmasını destekler niteliktedir. Reaktörde giriş KOİ değerinin ortalama 2730 mg/L'si giderilmiştir. Son bölmede ilk 4 gündeki kademeli KOİ konsantrasyonu artışı, bekleme süresine bağlı olarak reaktöre verilen atıksuyun son bölmeye 4. günden sonra tamamen ulaşması bu sırada da diğer bölmelerde arıtılıyor olması ile ilişkilidir. Diğer bölmelere kıyasla, son bölmede KOİ konsantrasyonunun başlangıçta çok düşük olması nedeniyle, yeni yüklemeyle görülen organik madde konsantrasyonundaki bu değişim son bölmede daha belirgin olmuştur. Bunu takiben yüklemenin başlangıcında, son bölmede kısa bir süre organik madde giderimi çok az olmuş, bu süreçte benzer KOİ konsantrasyonları gözlenmiştir. 17. günden itibaren KOİ giderim verimi yükselmiş, tüm bölmelerdeki salınımlar minimize olmuştur.



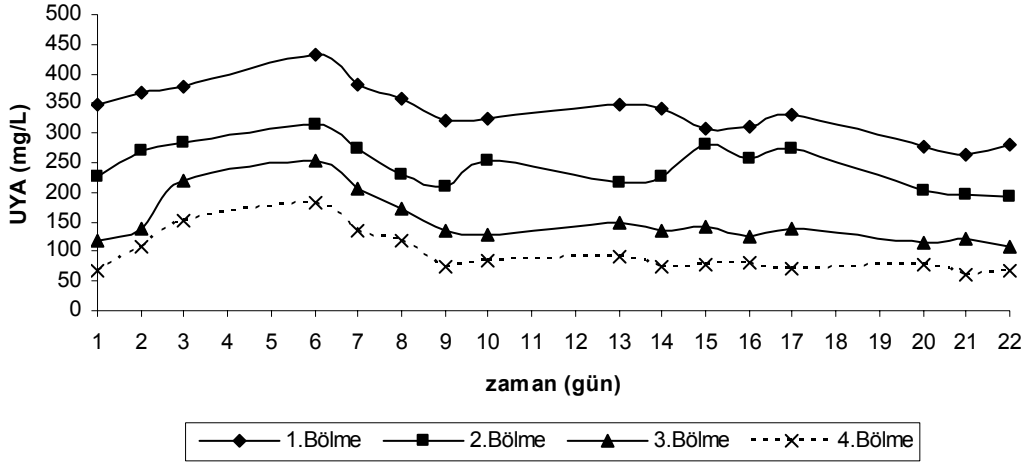
Şekil 4.19. Mezofilik şartlarda 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı her bir bölmede KOİ konsantrasyonları

0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş ve çıkış konsantrasyonları ile çıkışta elde edilen KOİ giderim verimi (%) Şekil 4.20.'de verilmektedir. Sistemde ortalama %91 KOİ giderim verimi elde edilmiş ve çıkış suyunda ortalama 265 mg/L KOİ konsantrasyonu belirlenmiştir.



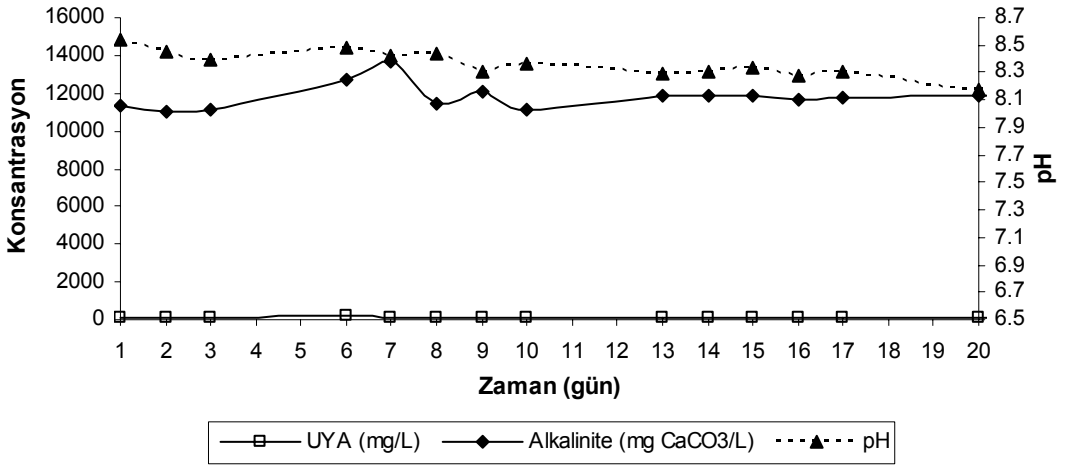
Şekil 4.20. Mezofilik şartlarda 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş KOİ, çıkış KOİ ve KOİ giderimi (%)

Şekil 4.21.'de 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları görülmektedir. Sistemde en yüksek UYA konsantrasyonu ilk bölmede ölçülmüş, takip eden bölmelerde azalan UYA profili gözlenmiştir. İlk bölmedeki yüksek UYA konsantrasyonu bu bölmede asitleşmenin hakim olduğu düşüncesini desteklemektedir. Takip eden bölmelerde ise belirgin UYA giderimleri, bu bölmelerde metanlaşmanın başlamış olacağını destekler niteliktedir. Başlangıçta 349-432 mg/L aralığında olan UYA konsantrasyonu, zamanla azalmaya başlamış ve 320 mg/L'nin altına düşmüştür. Son bölmede ise 120 mg/L'nin üzerinde olan UYA konsantrasyonu kararlı konumda 80 mg/L'nin altına düşmüştür.



Şekil 4.21. Mezofilik şartlarda 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları

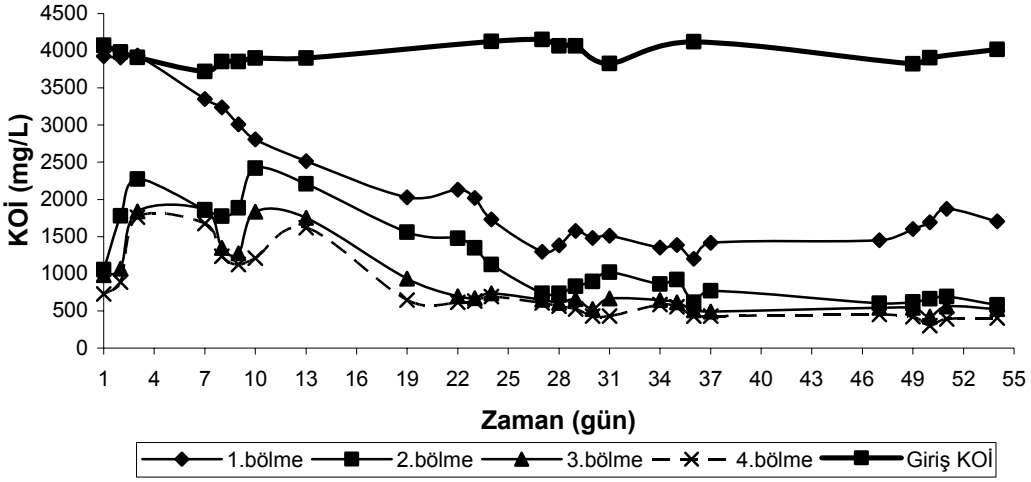
0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede pH değerinde önemli salınımlar gözlenmemiş olup pH 8.2-8.54 aralığında değişim göstermiş, performansı olumsuz etkileyecek düşük pH değerleri görülmemiştir. Arıtım performansını etkileyebilecek önemli değişimlerin, sızıntı suyundaki yüksek alkalinite konsantrasyonu ile azaldığı ve oluşan UYA'nın pH'da keskin değişimlere neden olmasını engellendiği düşünülmektedir. Çıkış suyunda elde edilen UYA konsantrasyonları 80 mg/L'den düşüktür (62-78 mg/L). Şekil 4.22.'de reaktörün son bölmesindeki pH değeri, alkalinite ve UYA konsantrasyonları görülmektedir.



Şekil 4.22. Mezofilik şartlarda 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı çıkış suyu pH değeri, alkalinite ve UYA konsantrasyonları

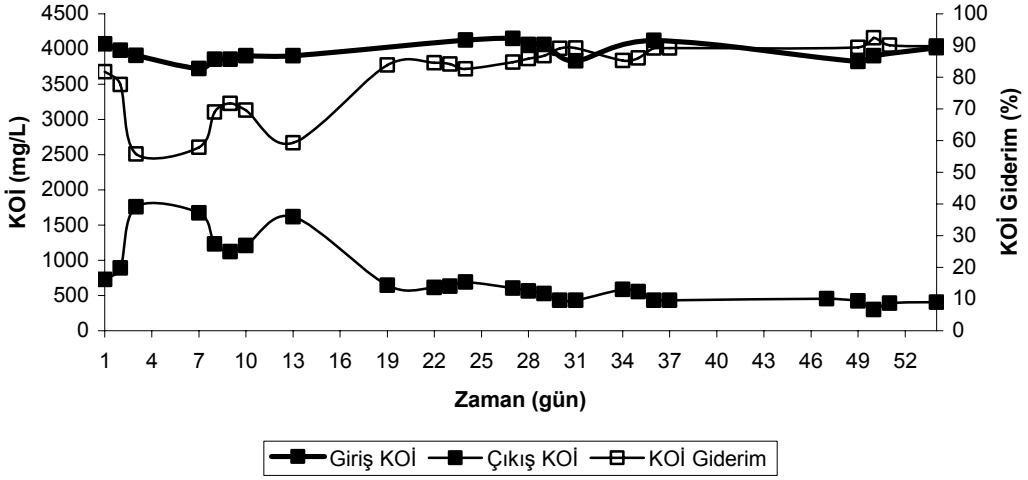
4.3.3. 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme

1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede reaktörün her bir bölmesinde ölçülen KOİ konsantrasyonları Şekil 4.23.'de verilmektedir. Bu yükleme için kararlı konum daha erken gözlenmiş olmasına rağmen, sistemin yüklemeye verdiği tepkiyi daha iyi gözlemleyebilmek ve kararlı konum sonrası performansta değişimlerin olup-olmadığını belirlemek için 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemenin süresi uzun tutulmuş ve 54 günlük süre boyunca reaktör performansı incelenmiştir. Sistemin kararlı konuma ulaşması ise yaklaşık 24 gün sürmüştür. Reaktörde organik maddenin büyük bir kısmı ilk bölmede giderilmiş ve reaktöre verilen 4000 mg/L civarındaki KOİ'nin ortalama 2365 mg/L'lik kısmı ilk bölmede okside edilmiştir. Takip eden bölmelerdeki giderim oranları birbirlerine benzerlik göstermektedir. Bu yüklemede, ilk bölmenin KOİ giderimindeki etkinliğinin daha belirginleştiği ve ikinci bölmenin de giderime katkısının arttığı görülmüştür.



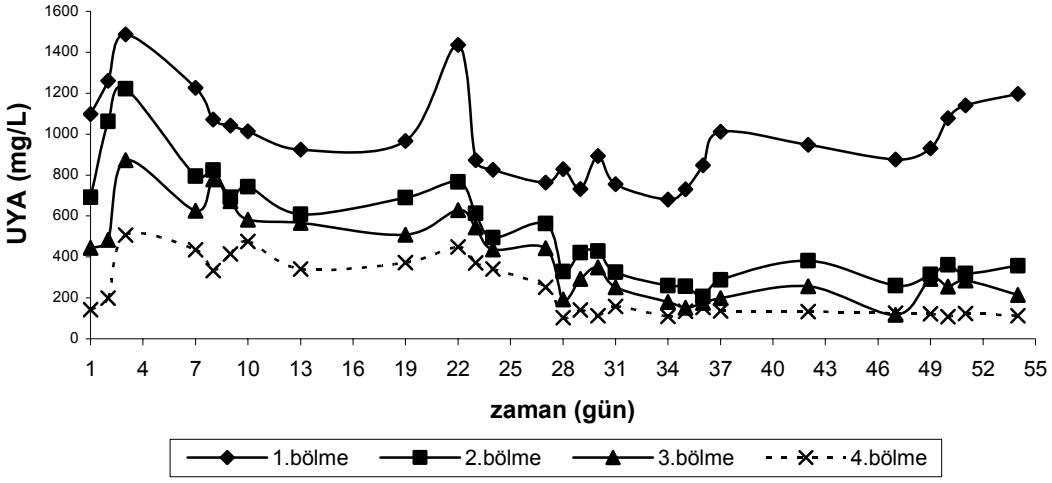
Şekil 4.23. Mezofilik şartlarda 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı her bir bölmede KOİ konsantrasyonları

Şekil 4.24.'de reaktörün son bölmesinde elde edilen KOİ giderim verimi (%) ve giriş-çıkış atıksu KOİ konsantrasyonları görülmektedir. Reaktörde ortalama %90 KOİ giderimi elde edilmiş olup, kararlı konumda çıkış suyunun 300-450 mg/L KOİ içerdiği belirlenmiştir.



Şekil 4.24. Mezofilik şartlarda 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş KOİ, çıkış KOİ ve KOİ giderimi (%)

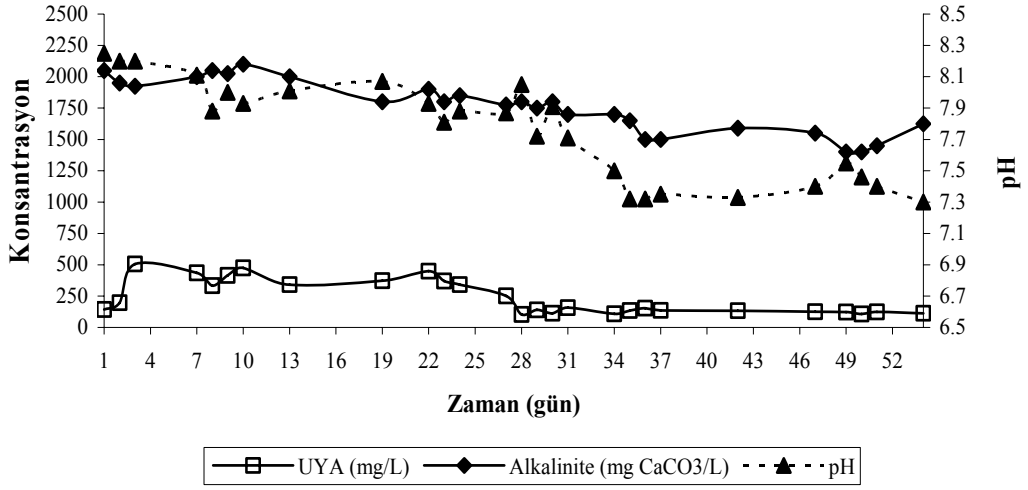
Şekil 4.25.'de 1.05 kg KOİ/m^3 organik yüklemede reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları verilmiştir. UYA konsantrasyonu diğer yüklemelere benzer şekilde ilk bölmede en yüksek, takip eden bölgelerde ise azalarak değişmiştir. APR reaktörlerinin en önemli özelliği asit ve metan fazı ayrımını sağlayabilmesidir ve genellikle reaktörün bölme sayısına bağlı olarak, ilk iki bölme asit fazının hakim olduğu bölmelerdir. Reaktörün ilk bölmesindeki UYA konsantrasyonunun yüksek olması ve takip eden bölmelerle konsantrasyon açısından fark olması ilk bölmenin asit fazında etkin rol oynadığını göstermektedir. Buraya kadarki yüklemelerde bölmeler arasında çok belirgin fark olmamakla birlikte ilk bölmedeki UYA konsantrasyonu diğer bölmelere kıyasla yüksek gerçekleşmiş ancak bu yüklemede ilk bölme ile diğer bölmeler arasında belirgin farklılık görülmüştür. Bu farklılıklar, UYA giderimine bağlı olarak birinci bölmeyi takip eden bölmelerde metan üretiminin başlamış olabileceğini göstermektedir. İlk bölmede kararlı konumda ortalama 850 mg/L UYA konsantrasyonu görülürken, son bölmede bu konsantrasyon 150 mg/L'nin altına düşmüştür. Yüklemenin artmasıyla, UYA oluşumunda da artma görülmüştür.



Şekil 4.25. Mezofilik şartlarda 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları

Şekil 4.26.'da reaktörün son bölmesindeki UYA, alkalinite konsantrasyonları ile pH değerleri verilmiştir. Yüklemede pH değerlerinde önemli değişim olmamış ve pH değeri 7.5'in üzerinde salınım göstermiş, sistem performansını etkileyecek herhangi bir düşük pH değerine rastlanmamıştır. 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik

yüklemede kullanılan sızıntı suyu değiştiği için 0.52 ve 0.76 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemedekine kıyasla alkalinite konsantrasyonunda ve pH değerlerinde düşmeler görülmüştür. Sistemde metanojen bakterilerinin aktivitesi sonucu HCO_3^- üretiliyor olmasına karşın, yüksek alkalinite değerlerinin esas nedeni, kullanılan numuneler arasındaki farklılıktır. Nitekim önceki iki yüklemede kullanılan ham sızıntı suyu alkalinite konsantrasyonu 11862 mg $CaCO_3$/L ve pH değeri 7.41 iken bu yüklemede kullanılan ham sızıntı suyunun alkalinite konsantrasyonu ve pH değerlerinin 4159 mg $CaCO_3$/L ve 6.78 olduğu belirlenmiştir. Bu değişim sistemde alkalinite ve tamponlama kapasitesini olumsuz etkileyecek yönde olmamıştır. Çıkışta ölçülen UYA konsantrasyonları, başlangıçta 300-500 mg/L aralığında değişim göstermiş, kararlı konumda ise 150 mg/L'nin altında seyretmiştir. Sistemdeki UYA/Alkalinite oranının 0.4'ten küçük olması reaktörün etkin şekilde işlediğinin bir belirtisidir (Behling ve diğ., 1997). Bu yüklemede reaktörde kararlı konumda UYA/Alkalinite oranı 0.1'in altında ölçülmüştür.



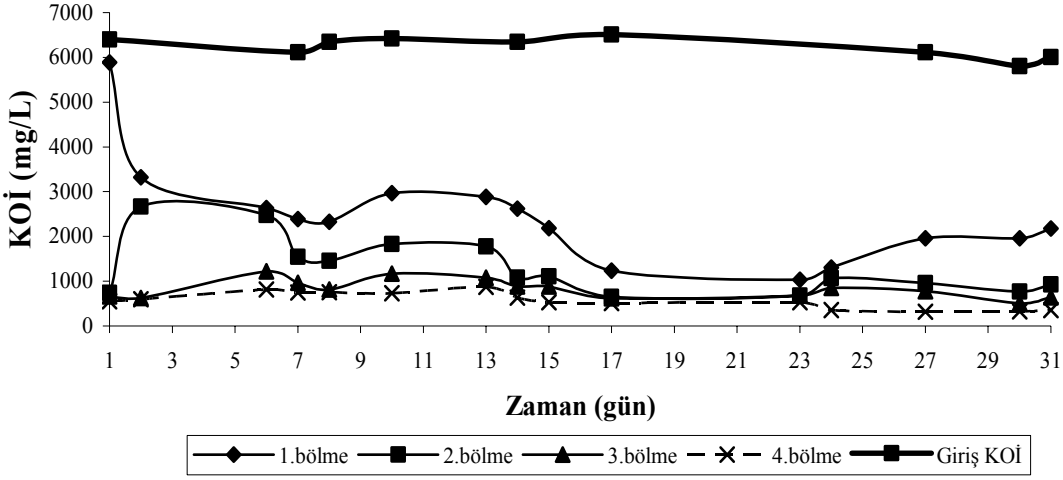
Şekil 4.26. Mezofilik şartlarda 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı çıkış suyu pH değeri, alkalinite ve UYA konsantrasyonları

Bu çalışmada, 0.52, 0.76 ve 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme değerleri için hem oda sıcaklığında hem de mezofilik şartlarda APR reaktörü işletilmiştir. 1.05 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede KOİ/SO_4^{2-} oranlarında değişimler nedeniyle sistem performansında düşmelerle karşılaşılmıştır. Bu nedenle bu yükleme, oda sıcaklığı ve mezofilik şartlarda elde edilen sonuçların karşılaştırılmasına dahil edilmemiştir. Diğer yüklemelerden elde edilen veriler karşılaştırıldığında, KOİ

giderim veriminin 0.52 kg KOİ/m^3.gün'de ortalama %80 olduğu ve artan yüklemeyle giderim veriminin %77'ye düştüğü görülmektedir. Mezofilik şartlarda ise sistem daha kararlı profil sergilemiş ve her iki organik yüklemede de %90-91'lik bir KOİ giderim verimi sağlanmıştır. Oda sıcaklığında işletilen APR'de oluşan UYA konsantrasyonları, mezofilik şartlarda oluşan konsantrasyona paralellik göstermekle birlikte, UYA giderimleri oda sıcaklığı şartlarında oldukça düşükken, mezofilik şartlarda ilk bölme ile son bölme arasında çok belirgin UYA konsantrasyon farklılıkları görülmüştür. Bu nedenle, mezofilik şartlarda işletilen APR çıkış suyundaki UYA konsantrasyonları düşük ölçülmüştür. Bu sonuçlar UYA'daki giderimlerin ve metanlaşmanın, mezofilik şartlarda daha yüksek oranda olduğunu gösterir niteliktedir.

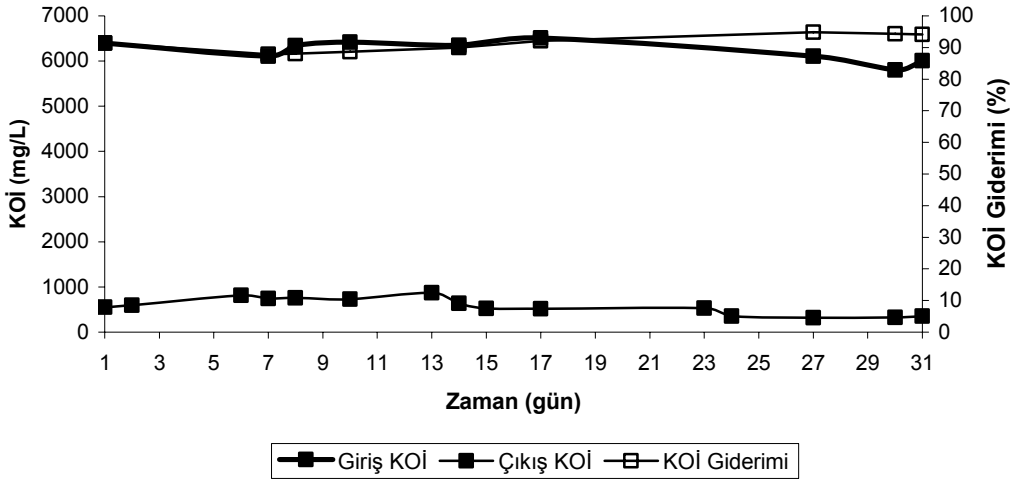
4.3.4. 1.62 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme

1.62 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, organik maddenin yaklaşık %65'lik kısmı ilk bölmede giderilmiş olup, giriş atıksu KOİ konsantrasyonu ilk bölmede, kararlı konumda, 2000 mg/L'den daha düşük değerlere inmiştir, son bölmede ise konsantrasyon 350 mg/L ve daha düşük değerlere kadar ulaşmıştır. Giderimin geri kalan kısmı diğer bölmeler tarafından sağlanmakta olup, bölmelerin giderim verimleri birbirlerine benzerlik göstermekte ve %20-55 aralığında değişmektedir (Şekil 4.27.).



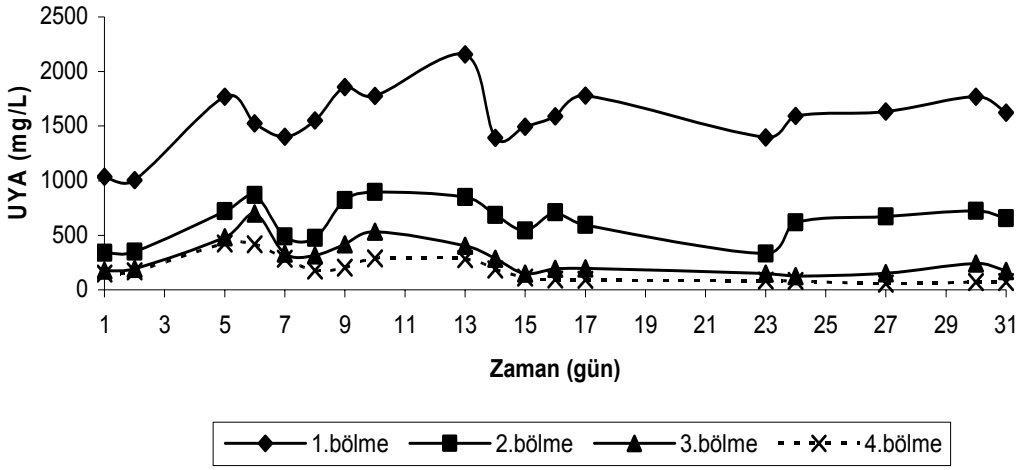
Şekil 4.27. Mezofilik şartlarda 1.62 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı her bir bölmede KOİ konsantrasyonları

Reaktörün genelinde elde edilen KOİ giderim verimi (%) Reaktörün genelinde elde edilen KOİ giderim verimi, giriş ve çıkış KOİ değerleri Şekil 4.28.'de verilmektedir. Sistemde ortalama %93 KOİ giderimi elde edilmiştir.



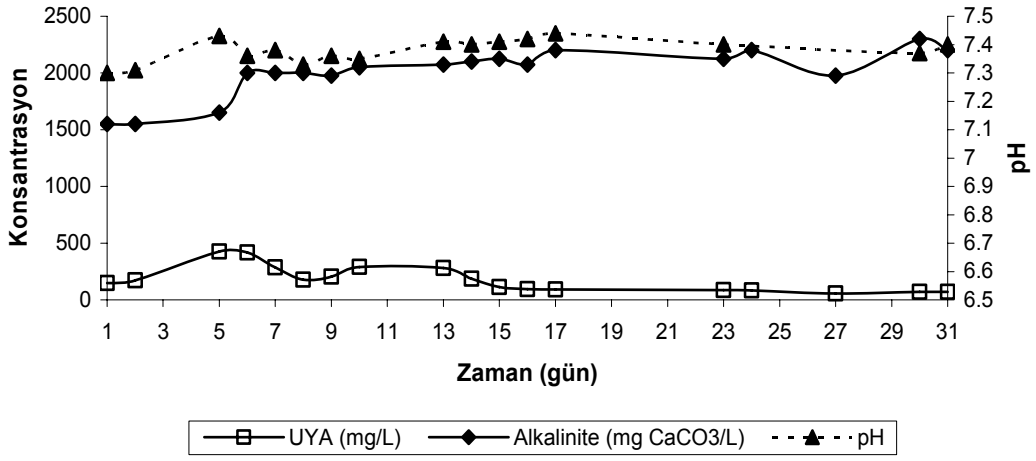
Şekil 4.28. Mezofilik şartlarda 1.62 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş KOİ, çıkış KOİ ve KOİ giderimi (%)

Şekil 4.29.'da 1.62 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları görülmektedir. İlk bölmede UYA konsantrasyonlarının diğer bölmelere kıyasla daha yüksek olduğu görülmüş ve konsantrasyonun 1300-1800 mg/L aralığında olduğu belirlenmiştir. Yüklemenin artmasıyla UYA oluşumunda önemli miktarda artış olduğu görülmüş, önceki yüklemelerde en yüksek 850 mg/L olan UYA konsantrasyonu 1.62 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede 1300 mg/L ve üzerine çıkmıştır. İlk bölmeyi takip eden bölmelerde, UYA konsantrasyonu azalmış son bölmede ise kararlı konumda 100 mg/L'nin altına düşmüştür. UYA giderimlerine bakıldığında 2. ve 3. bölmede önemli giderimlerin olduğu görülmektedir. Buradan, bu bölmelerde metanlaşmanın mevcut olduğu sonucuna varılabilmektedir.



Şekil 4.29. Mezofilik şartlarda 1.62 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları

Şekil 4.30.'da 1.62 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, reaktörün son bölmesindeki pH değeri, UYA ve alkalinite konsantrasyonları görülmektedir. Grafikten de görüldüğü üzere, yükleme boyunca reaktörün son bölmesinde pH değeri 7.3-7.45 aralığında salınım göstermiştir. pH değerindeki artma ve azalmalar yükleme genelinde UYA oluşumu ile paralellik göstermiş, UYA konsantrasyonunun arttığı noktalarda keskin olmamakla birlikte pH değerlerinde düşmelerle karşılaşılmıştır. Alkalinite konsantrasyonu hiçbir noktada 1000 mg/L'nin altına düşmemiş, dolayısıyla sistem performansını olumsuz etkileyecek asidik şartlarla karşılaşılmamıştır.

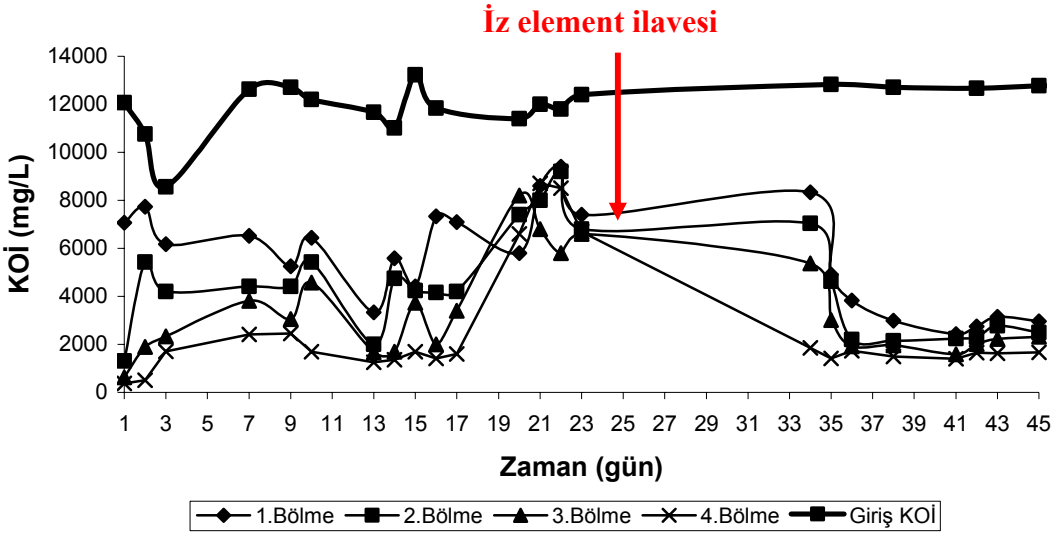


Şekil 4.30. Mezofilik şartlarda 1.62 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı çıkış suyu pH değeri,alkalinite ve UYA konsantrasyonları

4.4. Mezofilik Şartlarda APR-HYBR Çalışmaları

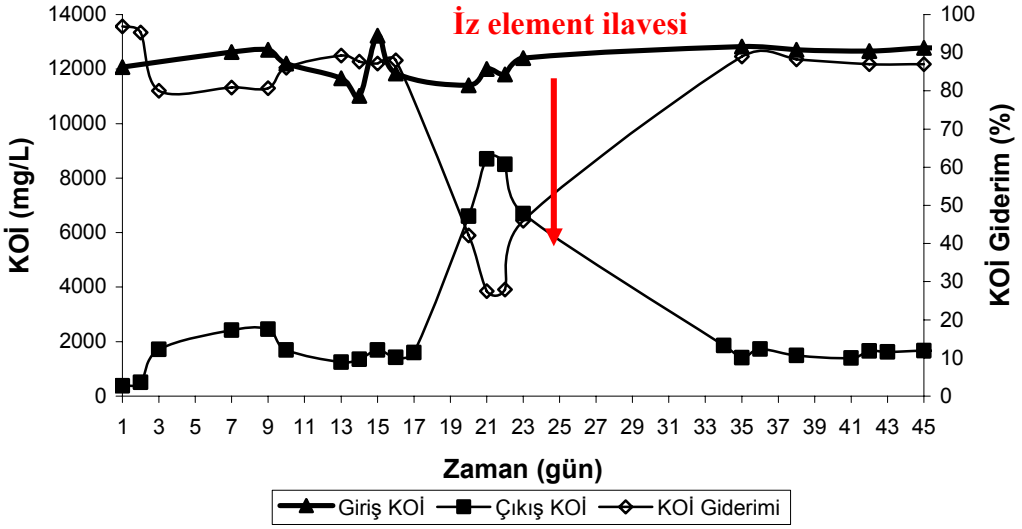
4.4.1. 3.12 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme

Şekil 4.31.'de 3.12 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, reaktörün her bir bölmesindeki KOİ konsantrasyonları görülmektedir. Yüklemenin ilk 16 günü arıtım veriminde reaktörün genel profilinde değişiklik olmadan sistem işletilmiştir, ancak 17. günden itibaren sistemde arıtım veriminde azalmalar görülmeye başlamıştır. KOİ giderim verimleri aniden düşmüş, 1400-1600 mg/L aralığında olan çıkış KOİ konsantrasyonları 8700 mg/L'ye kadar yükselmiştir. Bu durumun reaktördeki yükleme artışının şimdiye kadar kademeli iken bir anda hemen hemen 2 katı kadar yüksek bir değere çıkması sonucu, reaktörün bu yüklemeyi uzun süre tolere edememesiyle ve mikroorganizma aktivitelerinin devamlılığı için gerekli olan iz element ilavesi ihtiyacının artmış olması ile ilgili olabileceği düşünülmüştür. Bununla birlikte sisteme herhangi bir toksik madde girişi sonucunda bu çalışmada görülen etkilenmenin olması da muhtemeldir. Nitekim, aşırı organik yükleme, iz element eksikliği, hidrolik kısa devre, N ve P yetersizliği, zehirlilik etkisi, H_2 kısmi basıncının yüksek olması anaerobik arıtım ünitelerinde sistem performansını düşüren ve uçucu asit birikimine neden olan olası sebeplerdendir (Öztürk, 1999). 17. günden itibaren 4 günlük bekleme sonrasında reaktörde olumlu yönde değişimler olmadığı görülmüştür. Bu nedenle Tablo 4.4.'de verilen kimyasalları içeren Vanderbilt çözeltisi hazırlanıp, bu yüklemeden itibaren OYH'ye göre ayarlanan miktarda, seyreltme suyuna bu çözeltiden ilave edilmeye başlanmıştır. Mikroorganizma faaliyetini destekleyen elementleri içeren bu çözeltinin ilavesi sonrası, sistem performansı artmış, 34. günden itibaren çıkış suyundaki KOİ salınımları minimize olmuştur. Kararlı konumda ilk bölmedeki KOİ gideriminin yine diğer bölmelere göre daha yüksek olduğu belirlenmiştir. İlk bölmede iz element ilavesi sonrası olan ortalama 12000 mg/L olan giriş KOİ konsantrasyonu, kararlı konumda çıkışta ortalama 1650 mg/L'ye düşmüştür. %76 KOİ giderim verimiyle yine ilk bölmede KOİ giderim verimi en yüksek olmuş, takip eden bölmelerde giderim verimleri %12-28 aralığında değişmiştir.



Şekil 4.31. Mezofilik şartlarda 3.12 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı her bir bölmede KOİ konsantrasyonları

3.12 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, kararlı konumda ortalama %88'lik bir KOİ giderimi elde edilmiş ve çıkış suyunda ortalama 1650 mg/L KOİ konsantrasyonu belirlenmiştir. Yüklemeye ait KOİ giderim verimi (%), Şekil 4.32.'de verilmektedir.



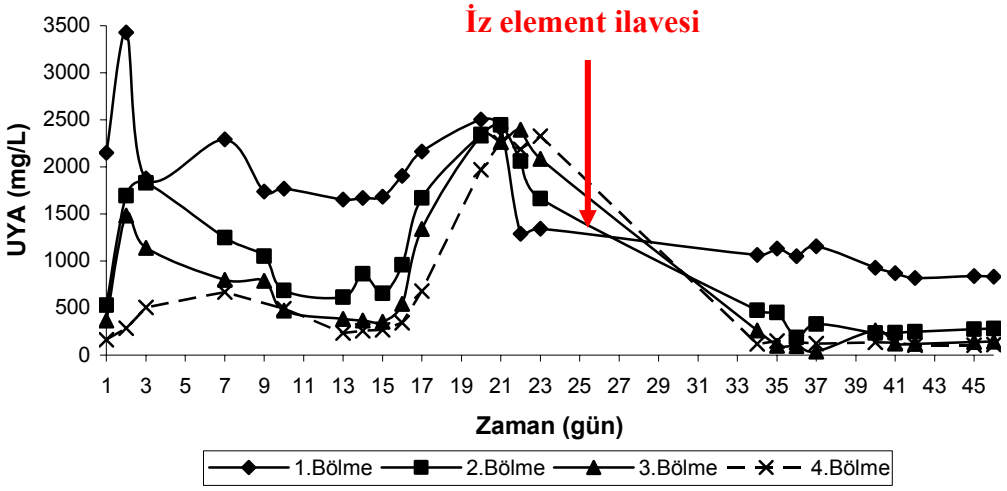
Şekil 4.32. Mezofilik şartlarda 3.12 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş KOİ, çıkış KOİ ve KOİ giderimi (%)

Tablo 4.4. Anaerobik çalışmalar için inorganik nutrient kompozisyonu (Speece, 1996)

Kimyasal	Reaktördeki konsantrasyonu (mg/L)
NH_4Cl	400
$MgSO_4.7H_2O$	400
KCl	400
$Na_2S.9H_2O$	300
$CaCl_2.2H_2O$	50
$(NH_4)_2HPO_4$	80
$FeCl_2.4H_2O$	40
$CoCl_2.6H_2O$	10
KI	10
$(NaPO_3)_6$	10
$MnCl_2.4H_2O$	0.5
NH_4VO_3	0.5
$CuCl_2.2H_2O$	0.5
$ZnCl_2$	0.5
$AlCl_3.6H_2O$	0.5
$NaMoO_4.2H_2O$	0.5
H_3BO_3	0.5
$NiCl_2.6H_2O$	0.5
$NaWO_4.2H_2O$	0.5
Na_2SeO_3	0.5
Cysteine	10

NOT: Amonyum ve fosfat kaynakları sızıntı suyu konsantrasyonu belirlendikten sonra reaktöre ilave gerekmesi halinde eklenmiştir. Çözelti içeriğinde alkalinitenin sağlanması amacıyla bulunan $NaHCO_3$, sızıntı suyunun yüksek alkalinite konsantrasyonları nedeniyle çözeltiye eklenmemiştir.

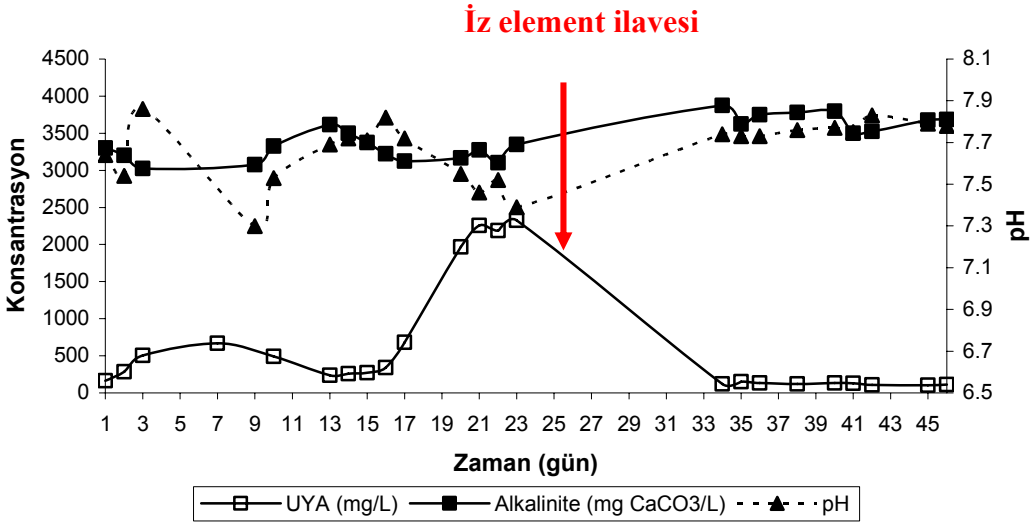
Şekil 4.33.'de 3.12 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları görülmektedir. 17. günden itibaren reaktördeki bozulmalar UYA konsantrasyonuna da yansımıştır. Bu noktadan itibaren 4 günlük periyot boyunca diğer yüklemelerdeki reaktör profilinin aksine, bölmelerde giderek artan UYA konsantrasyonları ile karşılaşılmıştır. UYA birikimi, sistemde mikroorganizmaların olumsuz etkilendiğinin ve organik madde parçalanmasının istenilen şekilde yapılamadığının bir göstergesi olmuştur. İz elementlerin ilavesi sonrası, sistemde düzelmeler görülmüş, bölmelerde giderek azalan UYA konsantrasyonları ölçülmüştür. İlk bölmedeki UYA konsantrasyonu yüksekken, diğer bölmeler ilk bölmeye göre daha düşük konsantrasyonlar içermiş ve 2., 3. ve 4. bölmede birbirine yakın UYA konsantrasyonları belirlenmiştir. İlk bölmede UYA konsantrasyonu kararlı konumda 1150 mg/L'nin, son bölmede ise 150 mg/L'nin altına düşmüştür. Yüklemenin artmasıyla çıkış bölmesinde belirlenen UYA konsantrasyonunda da önceki yüklemelere kıyasla, artmalar görülmüştür.



Şekil 4.33. Mezofilik şartlarda 3.12 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları

Şekil 4.34.'de 3.12 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, reaktörün son bölmesindeki pH değerleri, UYA ve alkalinite konsantrasyonları görülmektedir. pH

değeri UYA konsantrasyonundaki artışa bağlı olarak düşmüş, özellikle 17. günde başlayan reaktördeki kararsızlık sonucu UYA oluşumundaki artmayla pH değeri 7.5 ve altında değerlere ulaşmış, iz element ilavesi ile pH değeri 7.7'nin üzerine çıkmıştır. Ancak sistemdeki pH düşmeleri, önemli seviyede olmadığı ve minimum değer olan 6.5'in altına düşmediği için arıtım performansı açısından problem oluşturmamıştır. Alkalinite konsantrasyonu, sistemi tamponlamaya yetecek kapasitede olmuş ve 3000 mg/L'nin altına düşmemiştir.

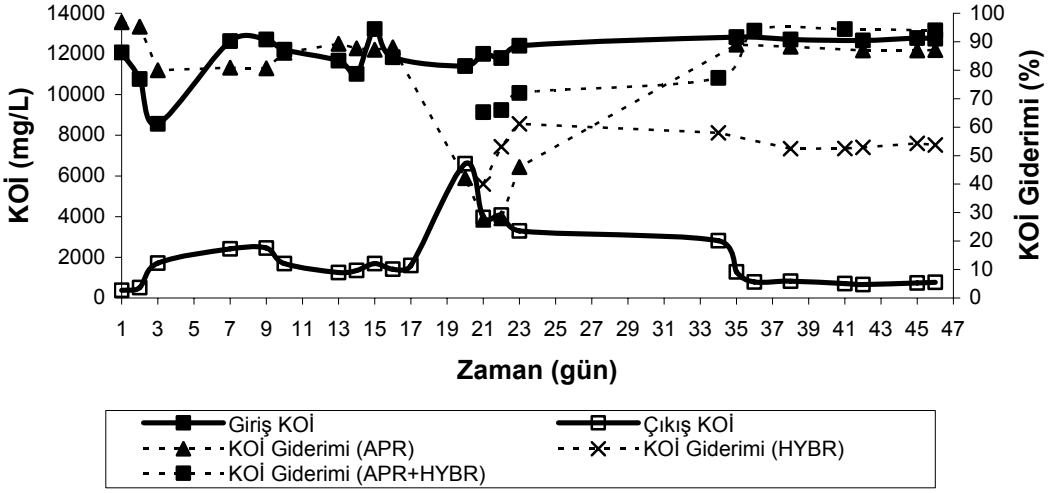


Şekil 4.34. Mezofilik şartlarda 3.12 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı çıkış suyu pH değeri, alkalinite ve UYA konsantrasyonları

3.12 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemeden itibaren reaktöre verilen organik yüklemenin dolayısıyla da çıkış suyundaki KOİ konsantrasyonunun artması nedeniyle sisteme HYBR eklenmiştir. Yüklemenin 17. gününden itibaren sisteme eklenen HYBR'ye ait KOİ giderim verimleri (%) ve çıkış suyu KOİ konsantrasyon değerleri Şekil 4.35.'de verilmektedir. Sisteme HYBR eklenmesi ile APR'de ortalama %88 olan KOİ giderim verimi %94'e yükselmiş, HYBR tek başına ortalama %54 KOİ giderim verimi sağlamıştır.

Yükleme boyunca HYBR'de ÇO konsantrasyonları kontrol edilmiş ve 2.0 mg/L'nin altına düşürülmemiştir. AKM ve UAKM analizleri sonucunda ise ortalama

AKM konsantrasyonu 10.17 g/L ve UAKM konsantrasyonu 7.37 g/L olarak belirlenmiştir. Ortalama UAKM/AKM oranı ise 0.72 olarak belirlenmiştir. Teorikte 0.8 ve üzerinde olması beklenmesine karşın bu değerin 0.8'e yakın olduğu ve reaktörün sisteme yeni eklenmesi, mikroorganizmaların bu yüklemeye adaptasyon süreci de düşünülecek olursa, reaktördeki mikroorganizma faaliyetinde bir problem olmadığı sonucuna varılabilmektedir.

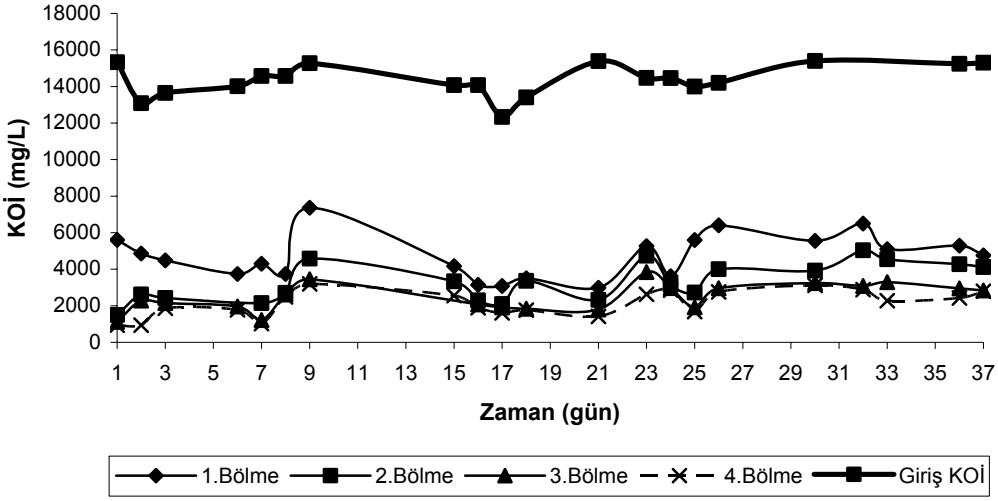


Şekil 4.35. Mezofilik şartlarda 3.12 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş, çıkış suyu KOİ konsantrasyonları ile APR ve HYBR'de KOİ giderimi (%)

4.4.2. 3.8 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme

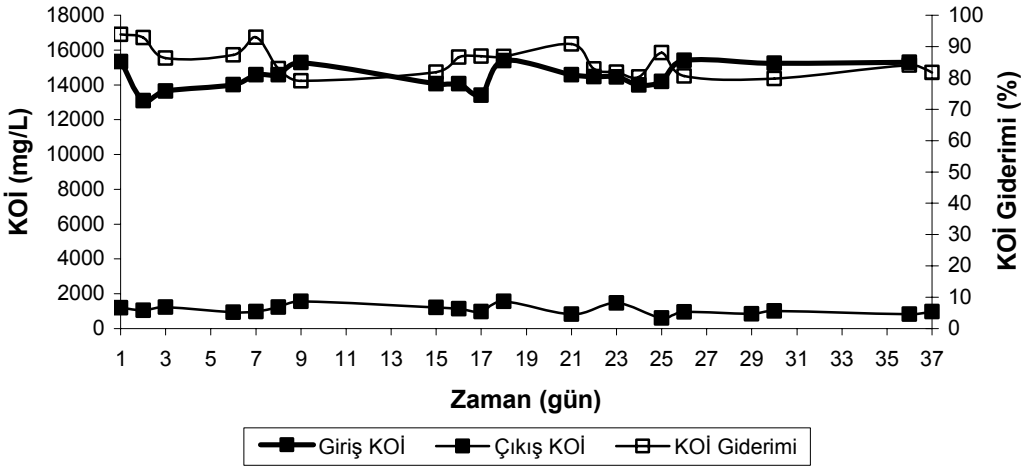
Şekil 4.36.'da 3.8 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemedeki giriş KOİ konsantrasyonu ve reaktörün her bir bölmesindeki KOİ konsantrasyonları verilmektedir. Sistem yüklemenin ilk gününden itibaren genel olarak kararlı bir profil sergilemiştir. Bu sonuca, besleme tankına eklenen Vanderbilt çözeltisinin önemli katkısı olduğu düşünülmektedir. En yüksek KOİ giderim verimi ortalama %65 KOİ giderimi ile ilk bölmede elde edilmiştir. Kalan KOİ'nin ise büyük kısmı 2. bölmede ortalama %32 verim ile giderilmiştir. 3. ve 4. bölmedeki ortalama KOİ giderim verimleri sırasıyla %25 ve %8'dir. Yüklemede, ilk bölmeden sonraki bölmelerin de

etkinliği arttığı, özellikle 2. ve 3. bölmenin yüksek KOİ giderim verimleriyle son bölmeden farklılık gösterdiği belirlenmiştir.



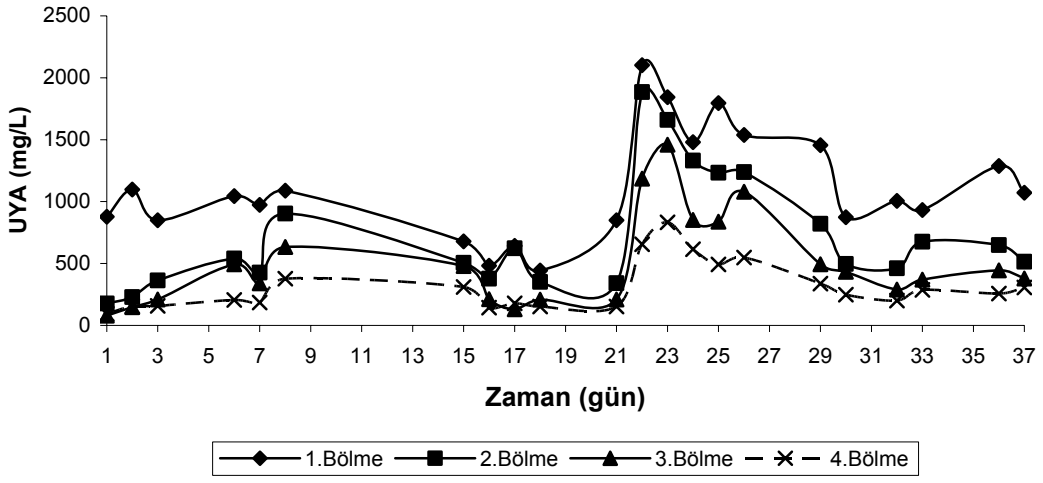
Şekil 4.36. Mezofilik şartlarda 3.8 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı her bir bölmede KOİ konsantrasyonları

APR reaktöründeki toplam KOİ giderim verimi (%), ortalama %83 olarak belirlenmiş olup çıkış suyunda KOİ konsantrasyonu 2200-3000 mg/L arasında salınım göstermiştir. Konsantrasyondaki geniş aralığın, giriş KOİ konsantrasyonundaki salınımlardan kaynaklandığı ancak KOİ giderim verimlerine bakıldığında birbirlerine yakın verimlerin elde edildiği görülmektedir (Şekil 4.37.).



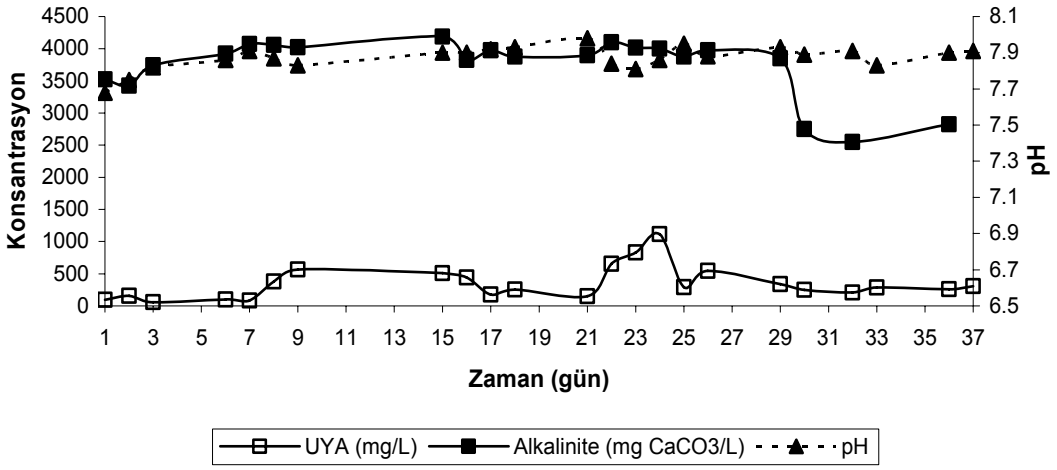
Şekil 4.37. Mezofilik şartlarda 3.8 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş KOİ, çıkış KOİ ve KOİ giderimi

Şekil 4.38.'de 3.8 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları görülmektedir. 3.8 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, bölmeler arasındaki belirgin konsantrasyon farklılıkları azalmış, her bölmenin reaksiyondaki etkinliği birbirleriyle benzerlik göstermeye başlamıştır. Organik yüklemenin artmasıyla bölmelerde oluşan UYA konsantrasyonları da artmış, ilk bölmede çoğunlukla 1200 mg/L ve üzerinde konsantrasyonlara rastlanmıştır. Çıkışta ise UYA konsantrasyonu 200-310 mg/L aralığında değişim göstermiştir. Organik yüklemenin artmasıyla özellikle son bölmedeki UYA konsantrasyonunda önemli artışlar görülmüştür.



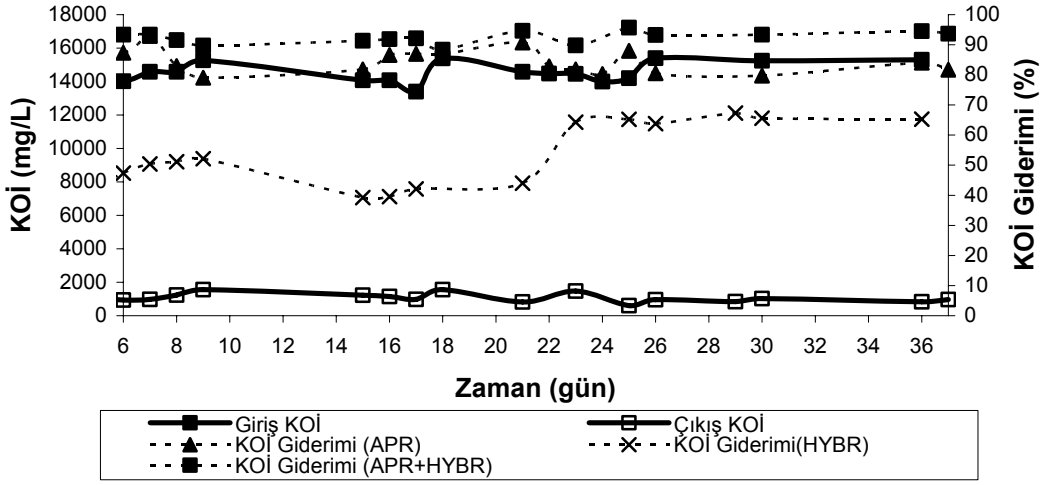
Şekil 4.38. Mezofilik şartlarda 3.8 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları

3.8 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, APR reaktöründe asit oluşumuna paralel şekilde pH değişimleri görülmüştür. UYA konsantrasyonunun en yüksek olduğu 24.günde pH değerinde azalma olmuş ve 7.98 olan pH değeri 7.81'e düşmüştür. Ancak reaktördeki alkalinite konsantrasyonu yükleme boyunca asit oluşumlarına karşı sistemi tamponlayabilecek kapasitede olmuş, konsantrasyon 2500-4000 mg/L aralığında değişim göstermiştir. Şekil 4.39.'da 3.8 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede APR reaktöründe çıkış suyu pH değeri, alkalinite ve UYA konsantrasyonları verilmektedir.



Şekil 4.39. Mezofilik şartlarda 3.8 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı çıkış suyu pH değeri, alkalinite ve UYA konsantrasyonları

Reaktördeki yüklemenin artması sonucu çıkış KOİ konsantrasyon değerini düşürmek amacıyla eklenen HYBR'de, APR ve APR+HYBR'de elde edilen KOİ giderim verimleri Şekil 4.40.'da görülmektedir. HYBR ilavesiyle toplam KOİ giderim verimi yükselmiştir. APR reaktörü tek başına ortalama %83 KOİ giderim verimi sağlamış ve çıkışta KOİ konsantrasyonu 2200-3000 mg/L arasında değişim göstermiştir. HYBR reaktörü tek başına ortalama %64'lük bir KOİ giderim verimi sağlamış, çıkış KOİ konsantrasyonu 835-100 mg/L aralığında değişmiştir. Böylece anaerobik ve aerobik reaktörün sağlamış olduğu toplam KOİ giderim verimi %94'e ulaşmıştır.

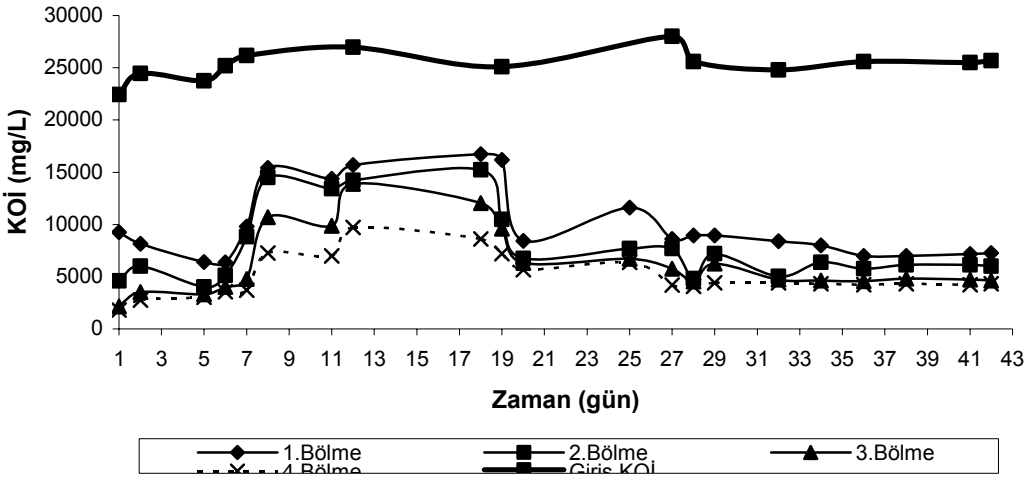


Şekil 4.40. Mezofilik şartlarda 3.8 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş, çıkış suyu KOİ konsantrasyonları ile APR ve HYBR'de KOİ giderimi (%)

HYBR'de AKM ve UAKM konsantrasyonları yüklemenin artması ve mikroorganizmaların faaliyetlerinin ilerlemesi sonucu artmıştır. AKM konsantrasyonu ortalama 11.76 g/L'ye, UAKM konsantrasyonu da 9.45 g/L'ye yükselmiştir. UAKM/AKM oranı ise 0.79-0.82 aralığında değişmiş, ortalama 0.8 değerine ulaşmıştır.

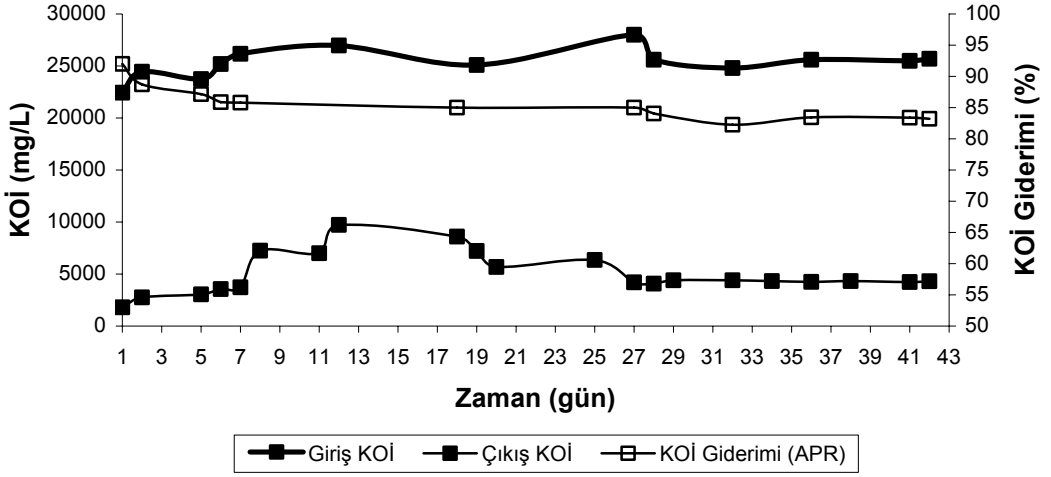
4.4.3. 6.5 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme

6.5 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, APR reaktörünün her bir bölmesinde elde edilen KOİ konsantrasyonları Şekil 4.41.'de verilmektedir. Reaktörde 27. günden itibaren kararlı konuma ulaşılmış, KOİ giderim verimlerindeki salınımlar minimize olmuştur. Kararlı konumda %65'in üzerinde giderim verimi ilk bölmede elde edilmiş, KOİ konsantrasyonu kararlı konumda 7000-9000 mg/L aralığında görülmüştür. Diğer bölmelerde sırasıyla ortalama %20, %20 ve % 8 giderim verimleri elde edilmiştir ve çıkış suyunda 4000-4400 mg/L aralığında KOİ konsantrasyonu belirlenmiştir. Yüklemenin artması ilk bölmedeki KOİ giderim verimini değiştirmemiş, etkin giderim 1.bölmede elde edilmiş, son bölmede ise en düşük giderim verimi elde edilmiştir.



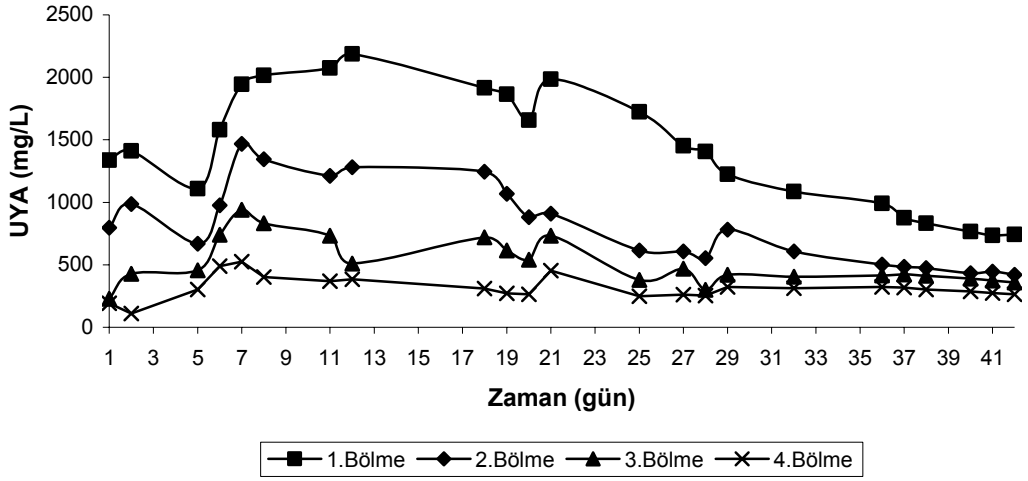
Şekil 4.41. Mezofilik şartlarda 6.5 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı her bir bölmede KOİ konsantrasyonları

6.5 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme için APR reaktöründe, giriş-çıkış KOİ konsantrasyonları ve KOİ giderim verimi (%) Şekil 4.42.'de verilmiştir. Reaktörde ortalama %83'lik bir KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Bu oran ilk yüklemelere kıyasla düşük ancak bir önceki yüklemeyle aynı değerde olmuştur. Dolayısıyla özellikle son iki yüklemeden itibaren KOİ giderim verimlerinde azalmalar gözlenmeye başlamıştır.



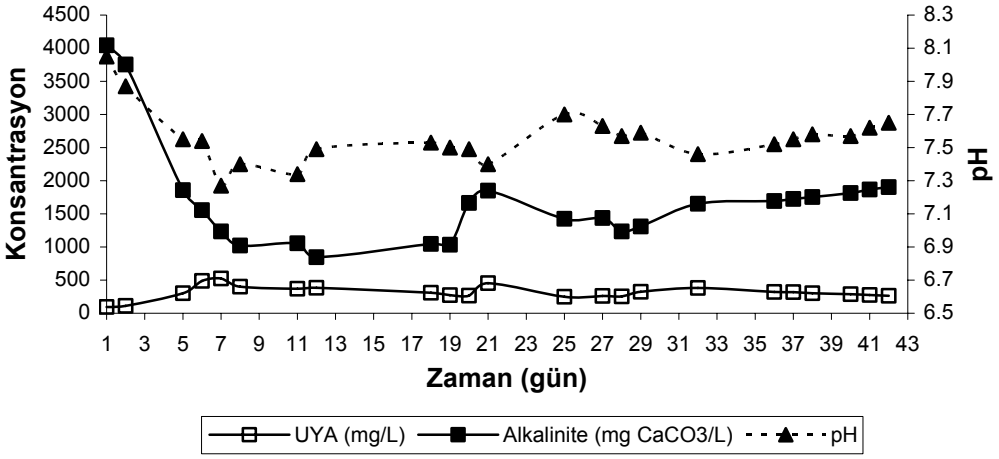
Şekil 4.42. Mezofilik şartlarda 6.5 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş KOİ, çıkış KOİ ve KOİ giderimi (%)

Şekil 4.43.'de reaktörün her bir bölmesinde elde edilen UYA konsantrasyonları verilmektedir. Reaktörün ilk bölmesinde yine yüksek UYA konsantrasyonları ile karşılaşılmıştır. Organik yüklemenin artmasıyla ilk bölmedeki UYA konsantrasyonu da artmış, kararlı konum öncesi daha çok 1600 mg/L'nin üzerinde seyreden UYA konsantrasyonu, kararlı konumda 1450 mg/L ve altına düşmüştür. Takip eden bölmelerde ise azalan UYA konsantrasyonları gözlenmiştir. UYA giderimi, ikinci bölmeden itibaren görülmekte ve metanlaşmanın ikinci bölmeden itibaren etkinleştiği düşünülmektedir. Çıkışta elde edilen UYA konsantrasyonu ise 250-300 mg/L aralığında değişim göstermiştir. Bu değer önceki yüklemelere kıyasla yüksek olmasına rağmen sistemin kararlılık konumundan çıkmadığı söylenebilir. Kararlı anaerobik süreçlerdeki yağ asitleri konsantrasyonu 100-300 mg/L gibi düşük seviyelerde bulunabilir ve işletmeye alma aşamalarında bu değerin 1000-1500 mg/L'yi aşmaması istenir (Öztürk, 1999).



Şekil 4.43. Mezofilik şartlarda 6.5 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları

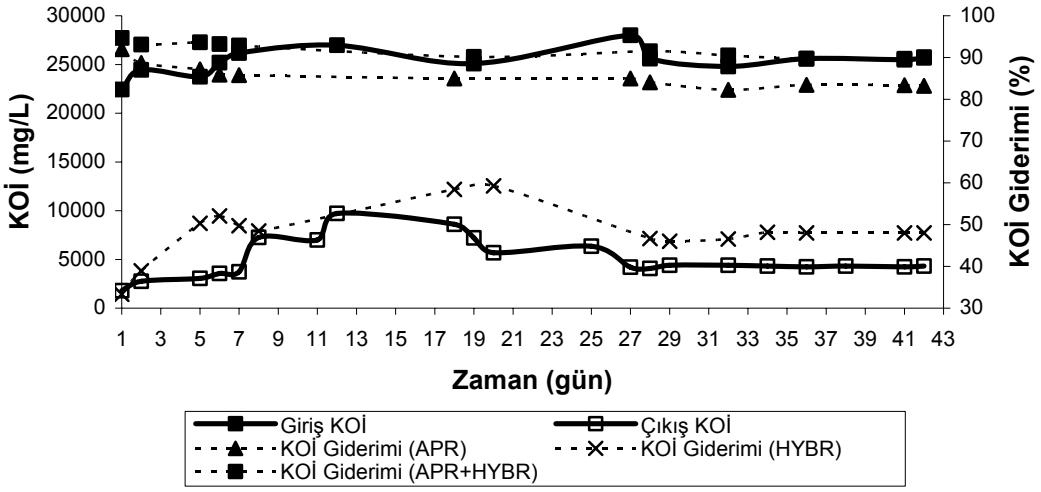
6.5 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, APR reaktöründeki pH değeri ilk yüklemelere kıyasla daha düşüktür ancak yüklemenin hiçbir aşamasında pH değeri arıtımı olumsuz etkileyecek değerlere düşmemiştir. pH değerinde düşmelere, özellikle 7. ve 21. günlerde rastlanmış bu düşmeler oluşan UYA konsantrasyonundaki artış nedeniyle olmuştur. Bu aşamada görülen en düşük pH değeri bile 7.2'nin üzerinde olmuştur. Reaktörde elde edilen alkalinite konsantrasyonu 1000-2100 mg/L arasında değişmiştir. Oluşan alkalinite, yükleme boyunca UYA üretimine karşı sistemi tamponlamaya yetecek seviyede olmuştur. Şekil 4.44.'de 6.5 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, son bölmedeki pH değeri, alkalinite ve UYA konsantrasyonlarının zamana göre değişimi verilmektedir.



Şekil 4.44. Mezofilik şartlarda 6.5 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı çıkış suyu pH değeri, alkalinite ve UYA konsantrasyonları

APR reaktörüne HYBR reaktörünün ilave edilmesi sonrası sistemde elde edilen arıtım verimi ve HYBR'nin tek başına sağladığı KOİ giderim verimi Şekil 4.45.'de verilmektedir. HYBR ortalama %47 KOİ giderim verimi sağlayarak sistem performansına katkıda bulunmuştur. Sistemde hava pompasındaki sıkıntılar nedeniyle, çözünmüş oksijen konsantrasyonunda düşme görülmüştür. Bu nedenle reaktördeki KOİ giderim verimi bir önceki yüklemede %64 iken bu yüklemede düşmüş ve ortalama %47 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. HYBR'nin sağladığı ilave arıtım sonrası sistemde toplam KOİ giderim verimi %90'a yükselmiş ve çıkış suyunda elde edilen KOİ konsantrasyonu 2100-2800 mg/L aralığında olmuştur.

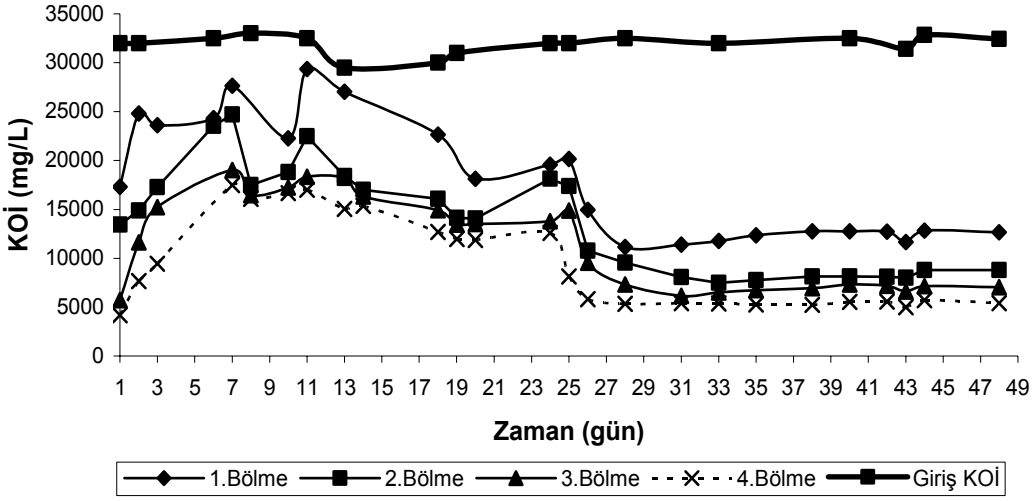
HYBR'de ortalama AKM ve UAKM konsantrasyonları sırasıyla 15.42 ve 10.84 g/L olarak bulunmuştur. UAKM/AKM oranı ise bir önceki yüklemeye kıyasla önemli oranda düşmüş 0.7 olarak hesaplanmıştır. Yüklemede KOİ giderim verimindeki azalmalara, reaktördeki UAKM konsantrasyon artışının az olmasının da etkisinin olduğu düşünülmektedir.



Şekil 4.45. Mezofilik şartlarda 6.5 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş, çıkış suyu KOİ konsantrasyonları ile APR ve HYBR'de KOİ giderimi (%)

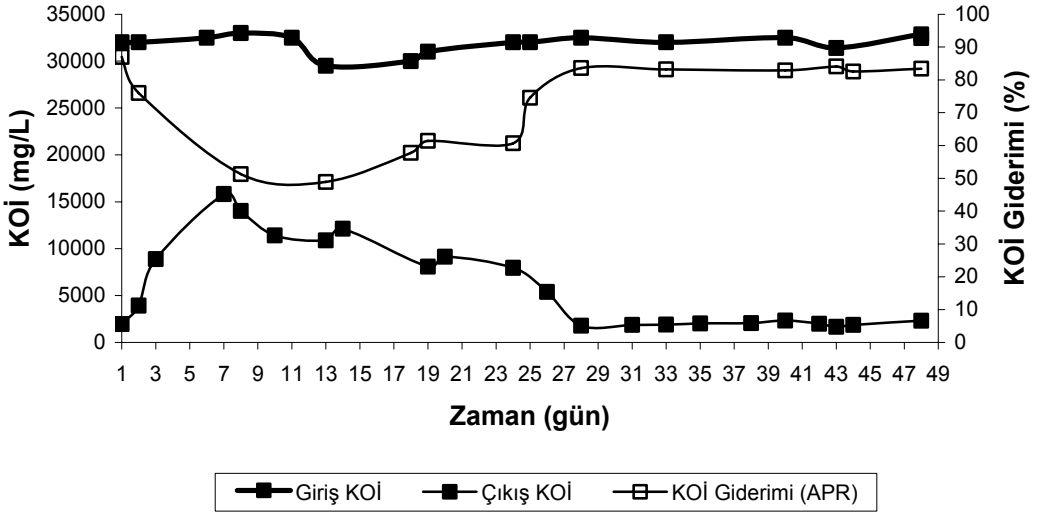
4.4.4. 8.32 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme

8.32 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede APR reaktörünün her bir bölmesinde görülen KOİ konsantrasyonları Şekil 4.46.'da verilmektedir. Reaktör 26. günden itibaren kararlı konuma ulaşmıştır. Ortalama KOİ değeri 32000 mg/L olan atıksuyun kararlı konumda yaklaşık %62'lik kısmı ilk bölmede giderilmiş, başlangıçta 22000 mg/L ve üzerinde olan KOİ konsantrasyonu kararlı halde 11000-13000 mg/L aralığına düşmüştür. Diğer bölmelerde %13-37 aralığında giderim verimleri elde edilmiştir ve çıkış suyunda 5200-5850 mg/L aralığında KOİ konsantrasyonu belirlenmiştir. Giriş KOİ konsantrasyonunun artmasıyla, reaktörde arıtım veriminin artan bir profil sergileyememesi sonucu çıkış KOİ konsantrasyonu bir önceki yüklemeye kıyasla artmıştır.



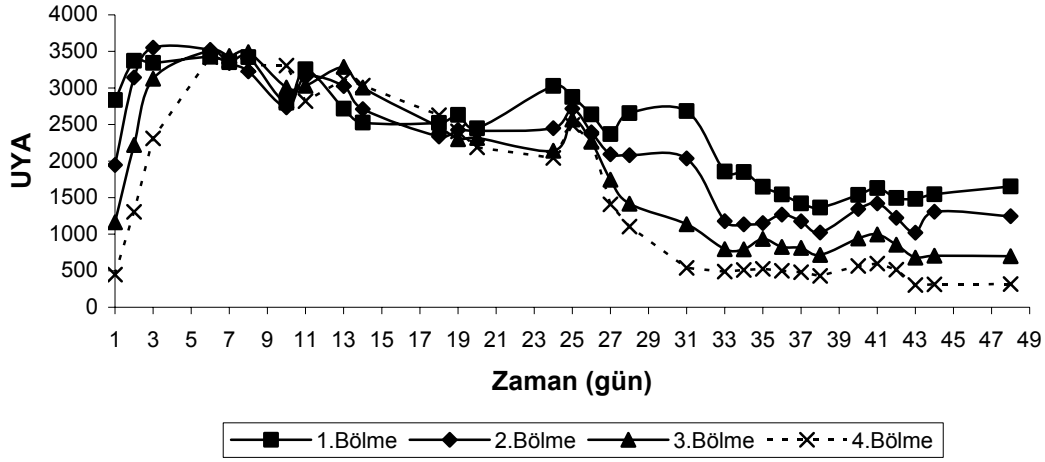
Şekil 4.46. Mezofilik şartlarda 8.32 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı her bir bölmede KOİ konsantrasyonları

Şekil 4.47.'de reaktörde 8.32 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, APR reaktöründe elde edilen KOİ giderim verimi (%) ve giriş-çıkış KOİ konsantrasyonları görülmektedir. Reaktörde ortalama %83'lük bir KOİ giderim verimi elde edilmiştir. 3.8 KOİ/m^3.gün organik yüklemeden itibaren yapılan tüm yüklemelerde %83'lük bir KOİ giderimi elde edilmiş, sistem performansında 3.8 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemeden sonra azalan bir KOİ giderim verimi ile karşılaşılmamış, reaktör organik yüklemeyi tolere edebilecek şekilde kararlı halde çalışmıştır.



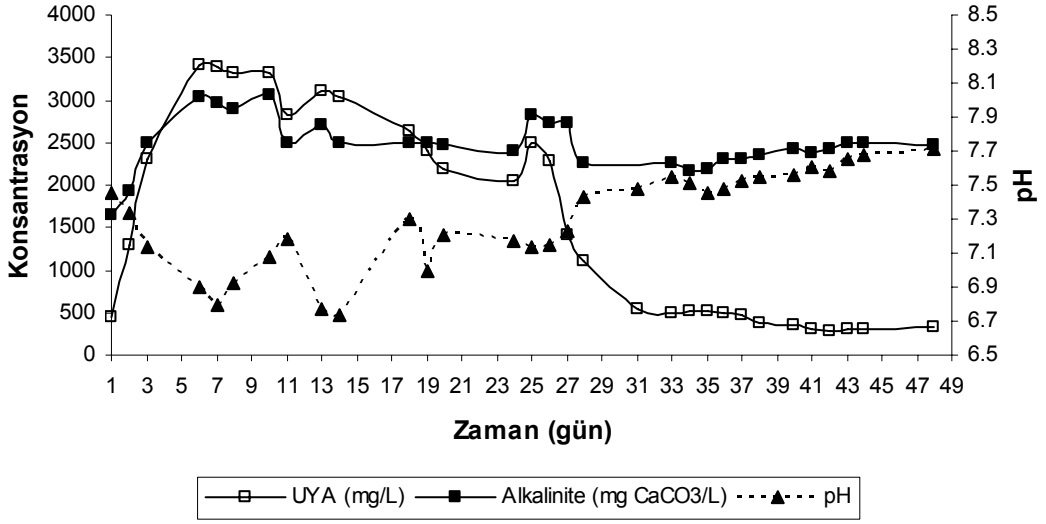
Şekil 4.47. Mezofilik şartlarda 8.32 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş KOİ, çıkış KOİ ve KOİ giderimi (%)

Şekil 4.48.'de 8.32 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, APR reaktörünün her bir bölmesinde elde edilen UYA konsantrasyonları verilmektedir. Reaktör performansı KOİ giderimi açısından önemli oranda etkilenmemiş olsa bile reaktörde UYA üretimi bu yüklemede etkilenmelerle sonuçlanmış ancak yüklemeyi tolere ederek 16. günden itibaren düzelmeler göstermiştir. 16. güne kadar reaktörde bölmeler arasındaki UYA üretimi açısından denge zaman zaman tersine dönmüş, azalan UYA konsantrasyonları yerine artan UYA konsantrasyonları ile karşılaşılmıştır. Reaktörün kararlı konumunda, ilk bölmede UYA konsantrasyonu 1520-1860 mg/L aralığında, son bölmede ise 272-500 mg/L aralığında değişim göstermiştir. Kararlı konumda ilk bölmede, normal işletme şartlarındakine benzer şekilde yüksek UYA konsantrasyonları ile karşılaşılmıştır. Takip eden bölmelerde azalan UYA konsantrasyonları görülmüş ancak son bölmede yüklemedeki artış nedeniyle UYA konsantrasyonunda da artmalar belirlenmiştir. Bununla birlikte yüklemenin sonlarında, UYA'nın kararlı konum için uygun olan maksimum değeri 300 mg/L'ye yakın değerler elde edildiği için reaktörün yüklemeyi tolere edebildiği söylenebilir. Ancak bunun için gerekli süre bir önceki yüklemeye kıyasla daha uzun sürmüştür. Ayrıca bu yüklemede bölmeler arasındaki UYA giderimlerinin belirgin oranda düştüğü görülmektedir. Bu durum metanlaşmanın da yüklemeden etkilendiğini ve metan üretim hızının düşeceğini gösterir niteliktedir. Nitekim Şekil 4.56'da verilen metan üretim hızı ve toplam gazdaki metan yüzdesi değerleri, bu durumu desteklemektedir.



Şekil 4.48. Mezofilik şartlarda 8.32 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları

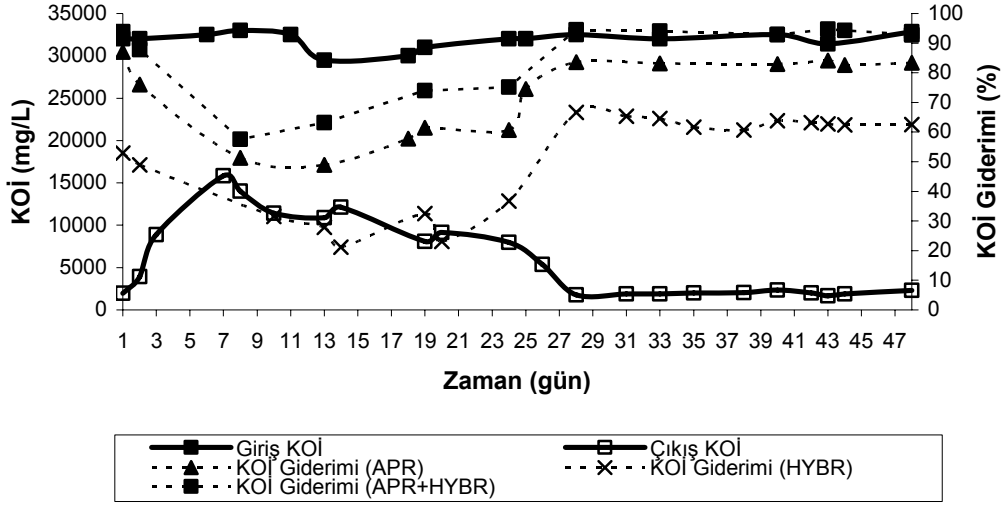
Şekil 4.49'da da görüldüğü üzere 8.32 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, pH değeri 7.5'in altında değişim göstermiş ve belirgin azalmaların görüldüğü noktalardaki düşmeler çoğunlukla UYA konsantrasyonundaki artmalar nedeniyle olmuştur. Alkalinite konsantrasyonu 2100-3050 mg/L aralığında değişim göstermiştir. Yüklemenin hiçbir noktasında reaktörü olumsuz etkileyebilecek düşük alkalinite konsantrasyonları (<1000 mg/L) ile karşılaşılmamıştır. Reaktörde işletme şartlarının durumunu belirlemeye yarayan bir oran olan UYA/Alkalinite oranı 6. ve 27. günler arasında belirgin şekilde yükselmiş ve 0.77-1.22 aralığında değişmiştir. Bu durum bölmelerdeki UYA konsantrasyonundaki değişen dengeleri ve reaktördeki UYA üretimi açısından performans değişimini destekler nitelikte olmuştur. Kararlı konumdan itibaren bu oran hızla düşmüş ve 0.4'ün altında değerler almıştır.



Şekil 4.49. Mezofilik şartlarda 8.32 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı çıkış suyu pH değeri, alkalinite ve UYA konsantrasyonları

Şekil 4.50.'de HYBR, APR, HYBR+APRde elde edilen KOİ giderim verimleri ile giriş-çıkış suyu KOİ konsantrasyonları verilmektedir. APR'de elde edilen ortalama %83'lük KOİ giderim verimine HYBR'nin ortalama %64'lük KOİ giderim verimi ilave olmuş ve sistemde toplam %91 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Böylece çıkış suyunda KOİ konsantrasyonu 1800-2300 mg/L aralığına düşmüştür.

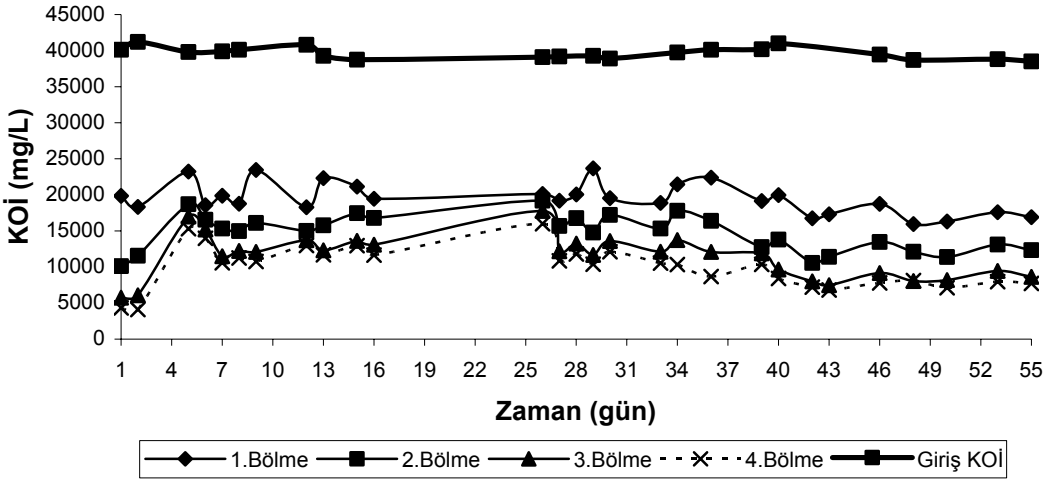
HYBR'de bir öncekine kıyasla artan KOİ giderim verimi görülmüştür. Bu sonuç artan UAKM/AKM oranı (0.75) ile eşleştirilmiştir. Nitekim bir önceki yüklemede 10.84 g/L olan UAKM konsantrasyonu bu yüklemede 12.36 g/L'ye yükselmiştir. AKM değeri ise 16.4 g/L olarak belirlenmiştir.



Şekil 4.50. Mezofilik şartlarda 8.32 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş, çıkış suyu KOİ konsantrasyonları ile APR ve HYBR'de KOİ giderimi (%)

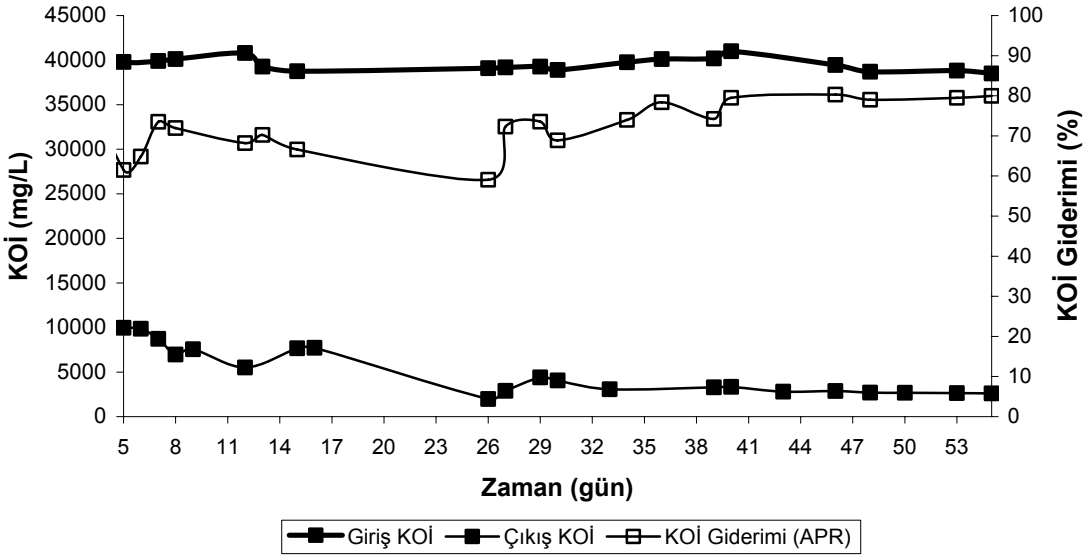
4.4.5. 10.2 kg KOİ/m^3.gün organik yükleme

10.2 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemeye ait her bir bölmedeki KOİ konsantrasyonları Şekil 4.51.'de verilmektedir. Reaktörde 40. günden itibaren KOİ salınımları minimize olmuş ve çıkış suyunda, giriş suyu KOİ konsantrasyonuna bağlı olarak, 6800-8200 mg/L aralığında KOİ konsantrasyonları görülmüştür. Yüklemede KOİ'nin ortalama %55'lik kısmı ilk bölmede giderilmiş, %30 giderim verimi ile ikinci ve üçüncü bölmeler reaksiyonda görev alırken en düşük giderim son bölmede %11 olarak belirlenmiştir. Bu sonuçlardan, yüklemede birinci bölmeyi takip eden bölmelerdeki mikroorganizmaların sistemdeki rollerinin de arttığı ve KOİ giderimine katkı sağladığı görülmüştür.



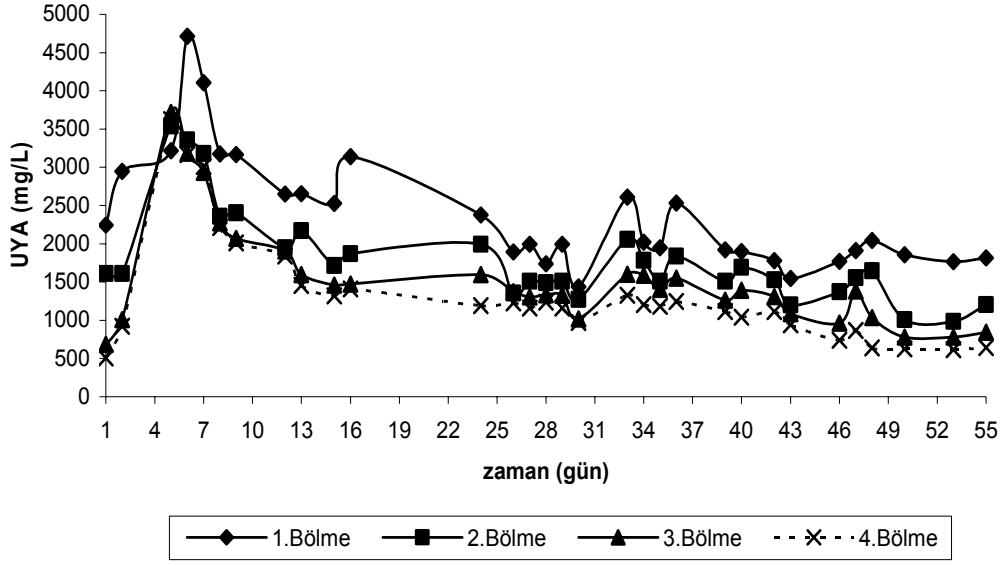
Şekil 4.51. Mezofilik şartlarda 10.2 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı her bir bölmede KOİ konsantrasyonları

Reaktörde elde edilen genel verim ortalama %80 olarak belirlenmiştir. Elde edilen KOİ giderim verimi (%), giriş ve çıkış suyu KOİ konsantrasyonları Şekil 4.52.'de verilmektedir. Yüklemenin artmasıyla reaktördeki giderim veriminde de düşmeler gözlenmiştir, bir önceki yüklemede %83 olan verim %80'e inmiştir.



Şekil 4.52. Mezofilik şartlarda 10.2 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş KOİ, çıkış KOİ ve KOİ giderimi (%)

Şekil 4.53.'de 10.2 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, reaktörün her bir bölmesine ait UYA konsantrasyonları verilmektedir. Yüklemenin artmasıyla bölmelerde görülen UYA konsantrasyonlarında da artış gözlenmiştir. 10.2 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemenin başlangıcında ilk bölmede 3000 mg/L civarında seyreden UYA konsantrasyonu kararlı konumda 1780-2050 mg/L aralığına düşmüş, çıkışta ise kararlı konumda 600-650 mg/L aralığında değişim göstermiştir. Bu bölmelerde UYA giderimin etkin şekilde sağlanamadığını dolayısıyla da metanlaşmanın yavaşladığını göstermektedir. Benzer sonuçlar Kuşçu ve Sponza (2006)'nın yaptıkları çalışmada da elde edilmiştir. OYH'nin artmasıyla başlangıç yüklemelerinde düşük olan UYA konsantrasyonu yüklemenin 3.16 kg KOİ/m^3.gün'e yükselmesiyle 560 mg/L'ye yükselmiş, bunun 350-400 mg/L'sinin propiyonik asit ve asetattan oluştuğu belirlenmiştir. Bunun paralelinde ise toplam gazdaki metan yüzdesi %39'dan %16'ya düşmüştür.

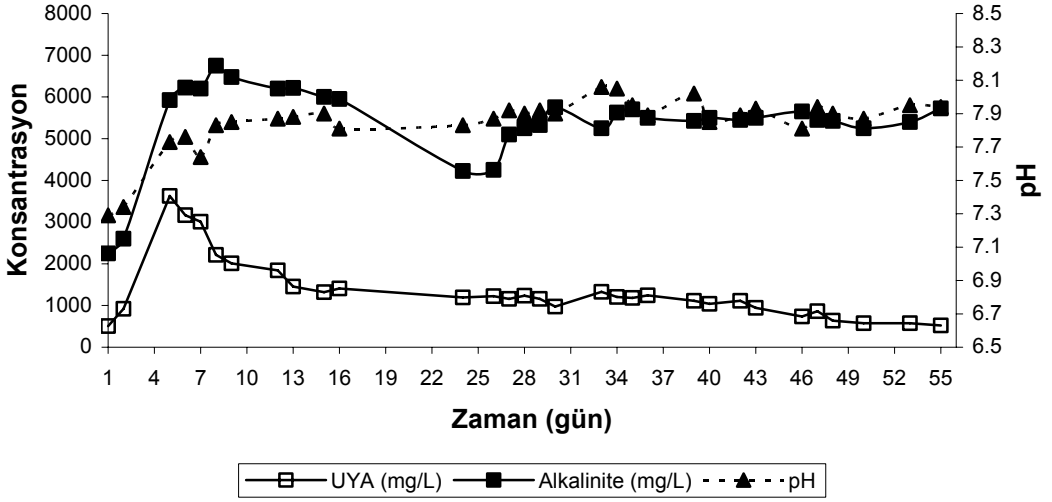


Şekil 4.53. Mezofilik şartlarda 10.2 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı reaktörün her bir bölmesindeki UYA konsantrasyonları

Şekil 4.54.'de 10.2 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, APR reaktörünün son bölmesindeki pH değeri, alkalinite ve UYA konsantrasyonları verilmektedir. Yüksek UYA konsantrasyonlarına rağmen pH değerlerinde ve alkalinitede önemli değişimler görülmemiştir. Bunun öncelikli nedeni sızıntı sularının yüksek alkalinite değerleri ve

tamponlama kapasitelerine sahip olmalarıdır. Ayrıca beslemede kullanılan sızıntı suyunun alkalinitesinin öncekilere kıyasla daha yüksek olması ve yüklemenin artmasıyla seyreltme faktörünün de düşmesi dolayısıyla sisteme verilen alkalinitenin ham sızıntı suyunu daha fazla temsil eder nitelikte olması da bu sonucu doğuran etkenler arasında sıralanabilir. Alkalinite değerleri ise kararlı konumda 5250-5700 mg/L aralığında değişmiştir.

Sistemin stabilitesinin en önemli göstergelerinden biri olan UYA/Alkalinite değerleri ise kararlı konumda 0.25'in altında kalmıştır. Bodkhe (2009), bu değerin 0.5'ten aşağıda olmasını önermiş, HBS'nin 0.25 günden yüksek olması halinde bu oranın 0.22-0.35 aralığında HBS'nin 0.17-0.13 gün aralığında olması halinde ise 0.55-0.69 aralığında olmasının uygun olduğunu belirtmiştir. Behling ve diğ., (1997) ise bu değerin 0.4'ten aşağı olması halinde sistemin kararlı olduğunu, 0.8'den düşük değerlerde ise hemen hemen kararlı olduğu ya da kararlı olmadığını belirtmiştir.

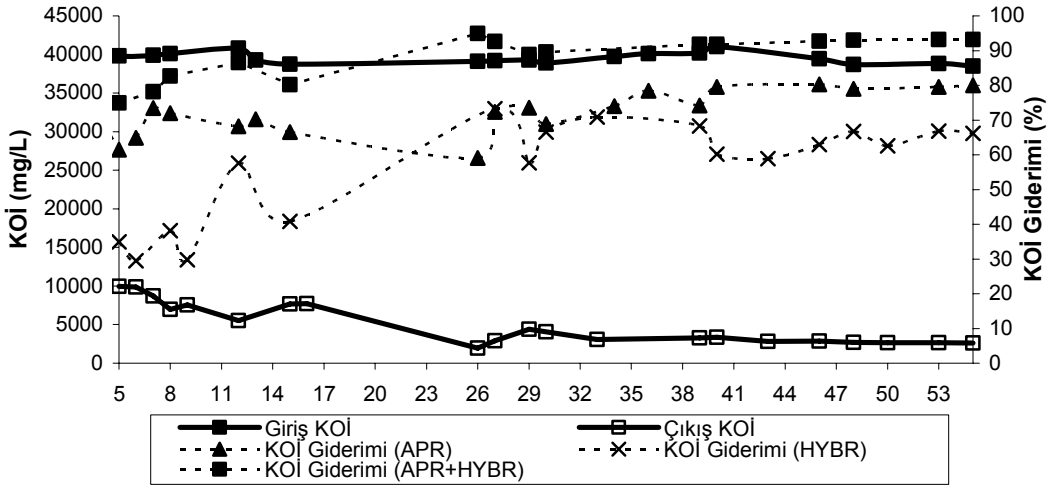


Şekil 4.54. Mezofilik şartlarda 10.2 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede zamana karşı çıkış suyu pH değeri, alkalinite ve UYA konsantrasyonları

HYBR ilavesi ile APR'de elde edilen %80'lik verim %93'e yükselmiştir. Özellikle yüklemenin arttığı dönemlerde HYBR'nin toplam verimdeki etkinliği önemli oranda olmuştur. Çıkış suyunda elde edilen KOİ konsantrasyonları 6800-8200 mg/L aralığından 2600-2800 mg/L aralığına kadar düşmüştür. HYBR'nin tek başına sağladığı KOİ giderim verimi ise ortalama %64 olarak belirlenmiştir. Şekil 4.55.'de 10.2 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede, giriş-çıkış suyu KOİ

konsantrasyonları, APR, HYBR ve APR+HYBR'de elde edilen KOİ giderim verimleri (%) yer almaktadır.

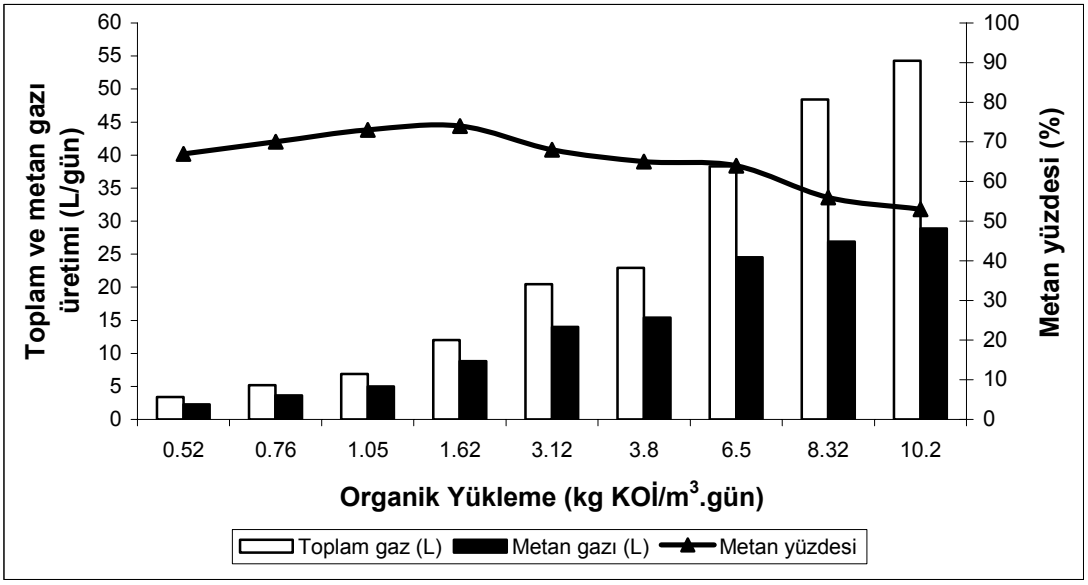
HYBR'de yükleme boyunca AKM ve UAKM değerlerinde yüklemenin atmasına paralel olarak artmalar görülmüş ve AKM konsantrasyonu 18.84-19.06 g/L aralığında UAKM ise 14.13-14.24 g/L aralığında değişmiştir. UAKM/AKM oranı ise 0.75 olarak belirlenmiştir.



Şekil 4.55. Mezofilik şartlarda 10.2 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede giriş, çıkış suyu KOİ konsantrasyonları ile APR ve HYBR'de KOİ giderimi (%)

Şekil 4.56.'da tüm yüklemelerde kararlı konumlarda elde edilen toplam gaz, metan gazı ve metan gazı yüzdesi verilmektedir. Toplam gaz hacmi 3.4-54.3 L/gün aralığında, metan gazı hacmi ise 2.3-28.9 L/gün aralığında değişim göstermiştir. Artan yüklemeyle sistemde elde edilen toplam gaz miktarı, metan gazı miktarı ve metan gazı yüzdesi de artmıştır. Ancak 1.62 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemeden sonra oluşan metan gazı ve toplam gaz içindeki yüzdesi azalmıştır. Asit üretim hızı, metan üretim oranına göre daha büyük olduğu için, organik madde konsantrasyonundaki artış asit üretiminde artmaya ve sistemde asit birikimine yol açar. Böyle bir durum devamında metan üretim aşamasında inhibisyona sebep olabilmektedir (Öztürk, 1999). Başlangıçta %67-74 aralığında olan metan yüzdesi 1.62 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemeden sonra düşmüş, 10.12 kg KOİ/m^3.gün organik yüklemede ise en düşük değer (%53) elde edilmiştir. Oluşan metan

yüzdeleri, Timur ve Öztürk (1999) yaptıkları çalışmadaki metan gazı yüzdesi %54-%75 aralığıyla ve Henry ve diğ., (1987); Kennedy ve diğ., (1988) ile Chang (1989)'da belirtilen %67-81 aralıklarıyla uyumluluk göstermektedir. Çalışmada elde edilen metan üretim oranı 0.205-0.338 m^3 CH_4/kg $KOİ_{giderilen}$ olarak hesaplanmıştır.

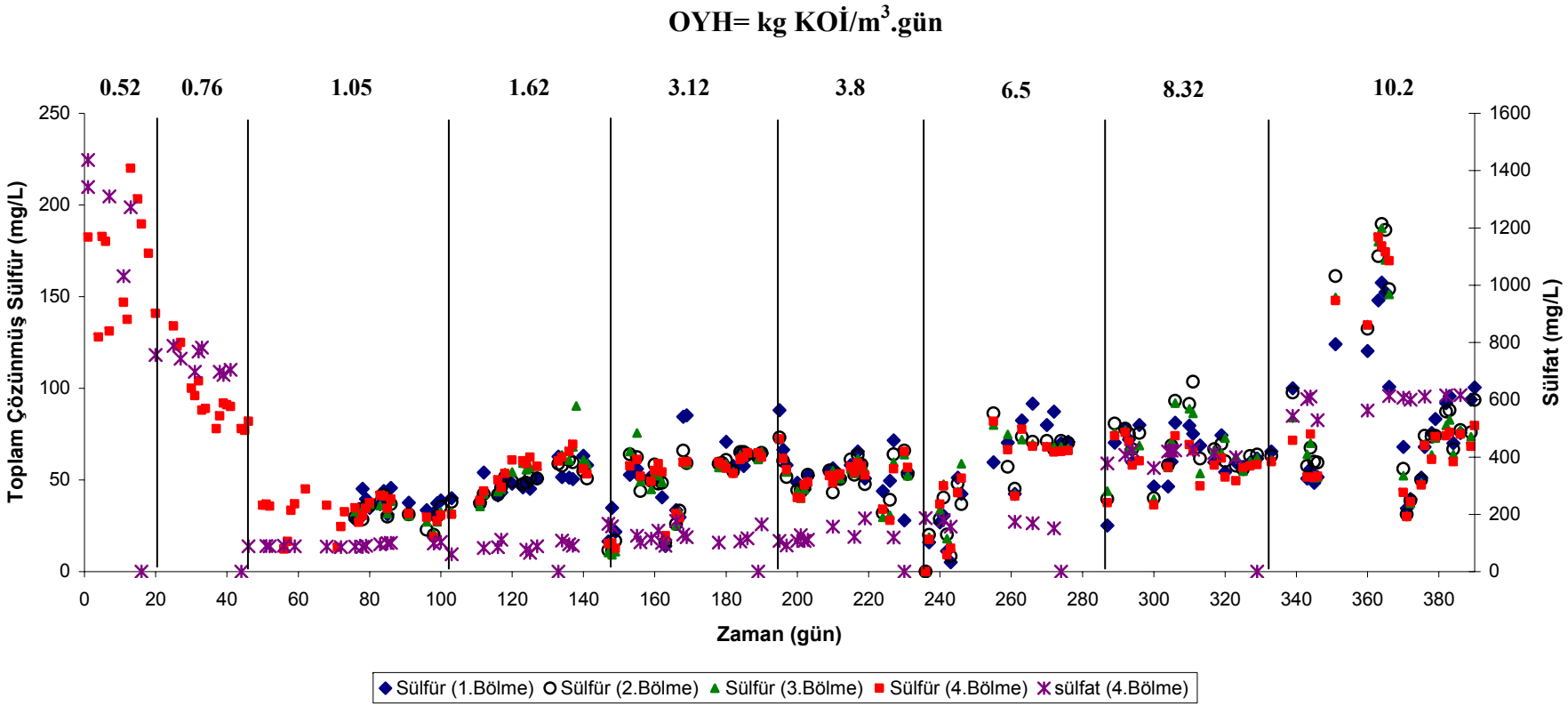


Şekil 4.56. Değişen organik yüklemelerde elde edilen toplam gaz, metan gazı üretim hızları ve metan gazı yüzdesi

Şekil 4.57.'de mezofilik şartlarda tüm yüklemeler boyunca bölmelerde elde edilen toplam çözünmüş sülfür konsantrasyonları ve son bölmede ölçülen sülfat konsantrasyonları verilmektedir. Tüm yükleme boyunca oluşan sülfür konsantrasyonu toksik olabilecek seviyelere yükselmemiştir. İlk yüklemelerde yüksek sülfür kosantrasyonları ile karşılaşılmıştır ancak bu bir önceki yüklemenin etkisi ile reaktördeki sülfürden kaynaklanmış ve bir sonraki yüklemelerde sistemde düzelmeler görülmüştür. Diğer yüklemelerde elde edilen sülfür konsantrasyonları 150 mg/L'nin altında kalmış, hatta birçok yüklemede 100 mg/L'nin altında değişen salınımlar göstermiştir. Bölmeleri birbirleri ile sülfür oluşum açısından karşılaştırdığımızda önemli farklılıklar görülmemiş, sistemde sülfat giderimi esaslı bir arıtım söz konusu olmadığı için konsantrasyonlar bölmeler arasında birbirlerine yakınlık sergilemiştir. Bölmeler arasında meydana gelen konsantrasyon farklılıkları ise yüklemenin genelinde önemsenmeyecek miktarlarda olmuştur. Sülfat giderimleri

ise birkaç yüklemede %25'in üzerinde görülmüş ancak yüklemenin genelinde %15'in altında kalmıştır.

Mezofilik şartlarda tüm yüklemelerde yüklemenin ilk haftası ve kararlı halde ölçülen UYA konsantrasyonları Tablo 4.5.'de verilmektedir. Yüklemenin ilk haftalarında sistem yüklemeye adapte olmaya çalıştığı için UYA konsantrasyonları yüksek olmuş kararlılık durumunda hem UYA konsantrasyonları için değişim aralığı daralmış (değişim minimize olmuş) hem de yüklemenin ilk günlerine kıyasla daha düşük olmuştur. İlk bölmede ölçülen UYA konsantrasyonları takip eden bölmelere kıyasla yüksek olmuş bu da ilk bölmenin asit fazında çalıştığını desteklemiştir. Yüklemenin artmasıyla son bölmede ölçülen UYA konsantrasyonları da artmıştır. Literatürdeki çalışmalar bu sonuçları destekler niteliktedir (Kuşçu ve Sponza, 2006; Ağdağ ve Sponza, 2005).



Şekil 4.57. Çalışmada bölmelerde elde edilen toplam çözünmüş sülfür konsantrasyonu ile son bölmedeki sülfat konsantrasyonunun zamana karşı değişimi

Tablo 4.5. Çalışmada mezofilik şartlarda uygulanan tüm yüklemeler için ilk hafta ve kararlı konum UYA konsantrasyon aralıkları

Organik Yükleme (kg KOİ/m^3.gün)	**UYA (mg/L)**							
	1. Bölme		**2. Bölme**		**3. Bölme**		**4. Bölme**	
	İlk Hafta	Kararlı Hal	İlk Hafta	Kararlı Hal	İlk Hafta	Kararlı Hal	İlk Hafta	Kararlı Hal
0.52	299-455	309-349	185-364	216-281	106-233	127-162	76-146	52-85
0.76	600-1488	876-1197	392-794	314-519	118-253	108-138	69-182	62-76
1.05	1098-1488	878-1197	692-1222	260-362	444-873	118-293	143-506	108-125
1.62	1005-1769	1397-1635	341-871	617-722	177-700	126-240	148-425	58-82
3.12	1879-3427	821-930	529-1830	234-281	366-1482	120-262	162-669	104-135
3.8	874-1287	849-1044	177-903	461-676	79-634	289-445	93-378	200-307
6.5	1109-1943	735-992	797-1467	420-501	229-940	359-414	110-524	264-322
8.32	2836-3351	845-1132	1947-3551	598-837	1162-3513	452-586	446-3423	272-351
10.2	2949-4711	1765-2044	1610-3542	985-1647	684-3717	779-1382	507-3624	615-865

5. TARTIŞMA

Çalışma boyunca APR'de, HYBR'de ve APR+HYBR'de elde edilen KOİ giderim verimlerini gösteren özet

Tablo 5.1.'de verilmektedir. HYBR'nin sisteme ilavesi, arıtım verimini önemli oranda yükseltmiştir. Literatürdeki çalışmalara bakıldığında farklı yüklemelerde HYBR'de %60-81 aralığında verimler elde edildiği görülmektedir (Tablo 5.2.). Bu çalışmada da sistemde %64 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. %60'in altındaki değerlerden ilki reaktörün işletmeye yeni alınması nedeniyle diğeri ise işletme esnasında hava pompasından kaynaklanan sıkıntılar sonucu yeterli oksijenin sağlanamaması nedeniyle elde edilmiştir. Reaktörde KOİ giderim veriminin %65'in üzerine çıkmamış olmasının, bir önceki biyolojik arıtım ünitesinde (APR), biyolojik olarak parçalanabilen organik maddenin büyük kısmının parçalanması nedeniyle olduğu düşünülmektedir. Giderim verimlerine bakıldığında çıkış suyunda KOİ'nin ortalama %7-10'nun sistemde giderilmeden kaldığı görülmektedir. Biyolojik olarak parçalanamayan bu kısım inert KOİ'den oluşmaktadır. Tüm yüklemelerde APR'de elde edilen KOİ giderim verimi %80-91 aralığında değişmiştir. Yüklemenin artmasıyla KOİ giderim verimi düşmüştür. Farklı anaerobik reaktörlerle sızıntı sularının arıtımı üzerine yapılan çalışmalar Tablo 5.3.'de özetlenmiştir. Literatürde APR ile sızıntı suyu arıtımı üzerine yapılan oldukça sınırlı sayıda çalışma olması, bu reaktörlerin sızıntı suyu arıtımında kullanılabilirliği üzerine yapılacak karşılaştırmaları sınırlandırmaktadır. APR'de elde edilen verimlerle farklı anaerobik reaktörlerde elde edilen verimler kıyaslandığında, APR'de elde edilen %80-91 KOİ giderim verimi diğer tip anaerobik reaktörlerle özellikle de Yukarı Akışlı Çamur Yataklı Anaerobik Reaktörlerden elde edilen verilerle uyumluluk göstermekte olup APR reaktörü beklenen verimi sağlamıştır. Ancak daha yüksek organik yüklemelerde, APR reaktörünün Yukarı Akışlı Çamur Yataklı Anaerobik Reaktörler, Hibrit Reaktörler ve Anaerobik Filtrelere kıyasla kısmen düşük KOİ giderim verimleri sağladığı görülmektedir. Çalışmalara bakıldığında, yüklemelerin büyük çoğunluğunda sistemde HBS değerlerini değiştirerek OYH arttırıldığı ve birçok çalışmada daha düşük KOİ değerlerinde sistem performansı incelendiği

görülmektedir. APR ile bu reaktörler karşılaştırıldığında giderim veriminde görülen farklılığın temel nedeni budur. Bu durumda, APR'nin daha yüksek konsantrasyonları, HBS değerini arttırarak giderebilme potansiyelinde olacağı düşünülmektedir.

Tablo 5.1. Mezofilik şartlarda tüm yüklemelerde APR, HYBR, APR+HYBR'de elde edilen KOİ giderimleri (%)

Organik Yükleme (kg KOİ/m^3.gün)	**KOİ Giderimi (%) (APR)**	**KOİ Giderimi (%) (HYBR)**	**KOİ Giderimi (%) (APR+HYBR)**
0.52	90	-	-
0.76	91	-	-
1.05	90	-	-
1.62	93	-	-
3.12	88	54	94
3.8	83	64	94
6.5	83	47	90
8.32	83	64	94
10.2	80	64	93

Tablo 5.2. Sızıntı suyu arıtımında kullanılan aerobik reaktörler, işletme koşulları ve arıtım performansları

Reaktör	Atıksu Türü	Reaktör hacmi (L)	KOİ (mg/L)	$BOİ_5$/KOİ	pH	T (^{0}C)	HBS (gün)	KOİ Giderimi (%)	Kaynaklar
Aktif Çamur	Ham sızıntı suyu	5.9	2000-4600	0,41-0,59	12-13	21	6.25	46-64	Kettunen ve Rintala, 1995
	Ham sızıntı suyu	0.5	2900	0.66	6.8-7.4	24	2.75	75	Kettunen ve diğ., 1996
	Ham sızıntı suyu	5	5000-6000	-	-	25	0.5-2	97	Bae ve diğ., 1997
	Ön arıtılmış (UASB)	3.35	270-1000	-	-	5-10	10	50	Hoilijoki ve diğ., 2000
Ardışık Kesikli Reaktör	Ham sızıntı suyu	10-20	5295	0.49	9.1	25	0.5	62 (DOC)	Dollerer ve Wilderer, 1996
	Ham sızıntı suyu	18.8	9500	-	7	20	1.25	74	Kargı ve Pamukoğlu, 2003
	Ham sızıntı suyu	5	5750	-	8.6	25	-	62	Zaloum ve Abbott, 1997
	Ön arıtılmış (Anaerobik lagün)	32	2110	0.4-0.5	6.9	20	3.2	91	Uygur ve Kargı, 2004
Damlatmalı filtre	Ham sızıntı suyu	16500	850-1350	0.1-0.2	8.0-8.5	1.7-19.7	0.6-4.5	87 ($BOİ_5$)	Gourdon ve diğ., 1989
	Ham sızıntı suyu	9,4	230-510	0.04-0.08	6.5-7	5-25	2.1-9.6	90 (NH_4)	Jokela ve diğ., 2002
Hareketli Yatak Biofilm Reaktör	Ham sızıntı suyu	1	2000-3000	0.41-0.59	12-13	21	1	75	Kettunen ve Rintala, 1995
	Ham sızıntı suyu	1.5	1740-4850	0.05-0.1	9	20	-	60	Horan ve diğ., 1997
	Ham sızıntı suyu	8	5000	0.2	>7.5	-	20-24	81	Loukidou ve Zouboulis, 2001
	Ham sızıntı suyu	**2**	**1500-8400**	**-**	**6.85-8.05**	**22 ± 3**	**0.44**	**60-64**	**Bu çalışma**

Tablo 5.3. Sızıntı suyu arıtımında kullanılan anaerobik reaktörler, işletme koşulları ve arıtım performansları

Reaktör	Atıksu Türü	Reaktör hacmi (L)	KOİ (mg/L)	$BOİ_5$/KOİ	pH	T (^{0}C)	HBS (gün)	KOİ Giderimi (%)	Kaynaklar
Ardışık Kesikli Reaktör	Ham sızıntı suyu	8	15000	olgun	7.5	40-50	-	75	Zouboulis ve diğ.,, 2001
	Ham sızıntı suyu	5	5750	-	8.6	25	-	62	Uygur ve Kargı, 2004.
	Ham sızıntı suyu	5	3210-9190	0.86	6.9-9.0	35	0.5-1.0	45-86	Kennedy ve Lentz, 2000.
Yukarı Akışlı Anaerobik Çamur Yatak Reaktörü	Ham sızıntı suyu	2	3800-15000	0.54-0.67	7.3-7.8	35	1.5-10	83	Timur ve Öztürk, 1999
	Ham sızıntı suyu	0.38	3000-4300	0.65-0.67	6.8-7.4	11-24	0.4-1.4	45-71	Kettunen ve diğ., 1996
	Ham sızıntı suyu	3.5	10000-64000	-	6.1-7.8	15-35	0.1-0.6	82	Garcia ve diğ., 1996
	Ham sızıntı suyu	-	3210-9190	0.86	6.9-9.0	35	0.5-1.0	77-81	Kennedy ve Lentz, 2000.
	Ham sızıntı suyu	7.85	12350-47800	0.65	6.2-8.2	35	2-2.5	90	Çallı ve diğ.,2000
	Ham sızıntı suyu	11	6400-36500	0.37-.076	7.4-8.7	30	2	80	Borzacconi ve diğ., 1999
	Ham sızıntı suyu	40	630-3200	-	6.5-7.0	13-23	0.54-1.3	55-75 (KOİ) 72-95 ($BOİ_5$)	Kettunen ve Rintala, 1998.
	Ham sızıntı suyu	-	6963-16394	-	6.5-8.0	-	1.45-3.75	73.3-88.2	Berrueta ve Castrillon, 1992.
Anaerobik Filtre	Ham sızıntı suyu	7.85	12350-47800	0.65	6.2-8.2	35	2-2.5	95	Çallı ve diğ.,2000
	Ham sızıntı suyu	3	14000	0.7	5.8	21-25	2-4	68-95	Henry ve diğ., 1987

Tablo 5.3. Sızıntı suyu arıtımında kullanılan anaerobik reaktörler, işletme koşulları ve arıtım performansları (Devamı)

Reaktör	Atıksu Türü	Reaktör hacmi (L)	KOİ (mg/L)	$BOİ_5$/KOİ	pH	T (^{0}C)	HBS (gün)	KOİ Giderimi (%)	Kaynaklar
Akışkan Yatak	Ham sızıntı suyu	4.5	1080	0.06	8	20	-	42-57 (DOC)	Imai ve diğ., 1998
	Ham sızıntı suyu	7.9	1100-3800	-	-	35	-	82	Suidan ve diğ., 1993
Hibrit Reaktör	Ham sızıntı suyu	7.85	12350-47800	0.65	6.2-8.2	35	2-2.5	93	Çallı ve diğ., 2000
	Ham sızıntı suyu	2.5	2000-3000	0.41-0.59	12-13	21	62	75	Kettunen ve Rintala, 1995
	Ham sızıntı suyu	22	19600-42000	-	6.5-7.5	30	2.5-5	81-97	Nedwell ve Reynolds, 1996.
Anaerobik Perdeli Reaktör	**Ham sızıntı suyu**	**20**	**2000-39700**	**0.31-0.72**	**6.5-7.71**	**37 ± 2**	**4**	**80-91**	**Bu Çalışma**

6. SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu çalışma 4 deneysel aşamadan oluşmaktadır. Çalışmanın ilk aşaması olan karakterizasyon çalışmalarından elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir,

- Karakterizasyon çalışmaları 1 yıllık periyotta gerçekleştirilmiştir. Bunun sonucunda $BOİ_5$/KOİ oranının 0.44-0.8 aralığında değiştiği dolayısıyla sızıntı suyunun, genç sızıntı suyu karakterinde olduğu görülmüştür. KOİ konsantrasyonu yağışlı aylarda 4700-8320 mg/L, kurak aylarda 39580-55450 mg/L aralığında değişirken $BOİ_5$ konsantrasyonu ise sırasıyla 1350-11030 mg/L ve 21000-36625 mg/L aralığında değişim göstermiştir.

- Sızıntı suyunun alkalinite değerlerinin oldukça yüksek olduğu görülmüştür. Bu değerler, sızıntı suyu arıtımında asidik koşulların hakim olması halinde, sistemi tolere edebileceğinin göstergesi olması açısından önemlidir.

- Sızıntı suyu KOİ/N/P oranına bakıldığında, NH_4-N ve özellikle PO_4-P konsantrasyonunun düşük olduğu, biyolojik arıtım esnasında azot ve fosfor ilavelerine ihtiyaç duyulabileceği belirlenmiştir.

- Ayrıca sızıntı suyunda yüksek SO_4^{2-} konsantrasyonları ile karşılaşılabileceği görülmüştür. Bu durum özellikle sızıntı suyunun anaerobik arıtımında Sülfat İndirgeyen Bakterilerin (SİB) sistemde baskın olması ve metanlaşmanın yavaşlaması hatta inhibe olması olasılığı açısından önem taşımaktadır.

Çalışmanın ikinci aşaması, oda sıcaklığı koşullarında Anaerobik Perdeli Reaktörün (APR) 3 farklı organik yüklemede (0.52, 0.76 ve 1.05 kg KOİ/m^3.gün) çalıştırılmasını içermektedir. Bu aşamada elde edilen sonuçlar aşağıdaki gibi özetlenebilir.

- Bu aşamada ilk iki yüklemede (0.52 ve 0.76 KOİ/m^3.gün) kullanılan sızıntı suyu ile son yüklemede (1.05 kg KOİ/m^3.gün) kullanılan sızıntı suyunun farklı olması ve ilk yüklemelerdeki sızıntı suyu KOİ/SO_4^{2-} oranının 20 iken son yüklemede bu oranın 4'e düşmesi reaktör performansını olumsuz etkilemiştir. APR reaktöründe sülfat bakterileri baskın hale gelmiş ve sülfat giderimi %93'e yükselmiş, bunun sonucunda sudaki toplam çözünmüş sülfür konsantrasyonu 350 mg/L'ye kadar çıkmıştır. Yükselen sülfür konsantrasyonu toksik seviyelere ulaşmış ve reaktörde mikroorganizmaların özellikle de metan bakterilerinin inhibe olmasına neden olmuştur.

- İlk iki yüklemede (0.52 kg KOİ/ m^3.gün, 0.76 kg KOİ/ m^3.gün) sırasıyla %80 ve %77 KOİ giderim verimleri elde edilmiştir. Son yüklemede ise toplam çözünmüş sülfürün 350 mg/L seviyelerine kadar ulaşması ve sülfürün toksik etkisi nedeniyle KOİ giderim verimi %32'ye düşmüştür.

- Sülfat bakterilerinin aktif olması sonucu oluşan bir seri reaksiyon 7.5-7.7 civarında olan pH değerini 8.1-8.23'e yükseltmiş, ve bikarbonat konsantrasyonunun ciddi oranlarda yükselmesini (10000 mg/L üzerinde) sağlamıştır. Bu da sülfat bakterilerinin sistemdeki yüksek aktivitesinin sonucu gerçekleşmiştir.

- Son yüklemede organik yüklemedeki artışa rağmen, UYA üretiminde artış olmaması, sülfür oluşumundan asit bakterilerinin de etkilendiğini göstermiştir.

Çalışmanın üçüncü aşaması, mezofilik şartlarda APR reaktörünün işletilmesiyle gerçekleştirilmiştir. Bu aşamada, 0.52, 0.76, 1.05 ve 1.62 KOİ/ m^3.gün olmak üzere 4 farklı organik yükleme denenmiştir.

- Tüm yüklemelerde APR'de %90-93 aralığında kararlı halde KOİ giderim verimleri elde edilmiştir. Organik yüklemenin artmasıyla giderim verimi azalmıştır. En yüksek çıkış suyu KOİ konsantrasyonu 350-400 mg/L aralığında olmuştur.

- APR'de bölmeler arasında faz ayrımının olduğu gözlenmiş, ilk bölmede yüksek UYA konsantrasyonları takip eden bölmelerde azalarak değişmiştir. İlk bölmeyi takip eden bölmelerdeki UYA giderimleri, ikinci bölmeden itibaren metanlaşmanın olabileceğini göstermiştir. Ayrıca yüklemelerin büyük kısmında, ilk bölmedeki KOİ gideriminin diğer bölmelere kıyasla oldukça yüksek olduğu görülmüştür.

- Tüm yüklemelerde pH değeri 7.3'ün ve alkalinite konsantrasyonu 1400 mg/L'nin altına düşmemiştir. pH değeri için sınır değer 6.5 ve alkalinite için 1000 mg/L kritik şartlarının altına düşülmemiştir. Bunun başlıca nedenleri, sızıntı sularının yüksek alkalinite konsantrasyonu ve arıtım sırasında HCO_3^- oluşumudur.

- Metan üretim oranı ve toplam gaz üretim oranı sırasıyla 0.282-0.338 m^3 CH_4/kg $KOİ_{giderilen}$ ve 0.42-0.46 m^3 gaz/kg $KOİ_{giderilen}$ aralığında değişim gösterirken, toplam gazdaki metan yüzdesi %67-%74 aralığında gerçekleşmiştir.

- 0.52 ve 0.76 kg KOİ/m^3.gün OYH değerlerinde oda sıcaklığı ve mezofilik şartlarda işletilen APR performanslarına bakıldığında, mezofilik şartlarda sistemin KOİ giderimi açısından daha kararlı olduğu ve giderim veriminin daha yüksek olduğu (%90-91) görülmüştür. Bunun yanında oluşan UYA konsantrasyonları benzer göstermesine karşın mezofilik şartlarda giderilen

UYA daha fazla olmuş ve çıkış suyu UYA konsantrasyonu düşmüştür. Bu sonucun beraberinde metan üretim hızının da artacağı düşünülmektedir.

Çalışmanın dördüncü aşamasında artan organik yüklemeye devam edilmiş ve APR reaktörüne 3.12, 3.8, 6.5, 8.32 ve 10.2 kg KOİ/ m^3.gün organik yüklemeleri uygulanmıştır. Yüklemedeki artış nedeniyle, çıkış suyunda KOİ konsantrasyonu artmaya başlamıştır bu nedenle APR reaktörüne HYBR eklenmiş ve sızıntı sularının ardışık anaerobik/aerobik arıtılabilirliği denenmiştir.

- Artan organik yükleme sonucunda KOİ giderim verimi düşerek %80-88 aralığında değişmiştir. En düşük giderim verimi son yükleme olan 10.2 kg KOİ/ m^3.gün organik yüklemede elde edilmiş ve çıkış suyu KOİ konsantrasyonu 6800-8200 mg/L aralığında değişmiştir. Yüklemelerde ilk bölmede KOİ giderim verimi diğer bölmelere kıyasla daha yüksek olmuştur.

- Sisteme HYBR ilavesi ile toplam KOİ giderim verimi yükselmiştir. Tüm yüklemelerde HYBR ortalama %64 KOİ giderim verimi sağlamış böylece sistemde toplam %90-94 KOİ giderimi elde edilmiştir. En yüksek organik yüklemede (10.2 kg KOİ/m^3.gün) sistem çıkış suyu KOİ konsantrasyonu 2600-2800 mg/L aralığında gerçekleşmiştir.

- Organik yüklemenin artması sonucu çıkış suyunda belirlenen UYA konsantrasyonları da önemli oranda yükselmiş, asit birikimleriyle karşılaşılmıştır.

- Organik yüklemenin aniden arttırıldığı 3.12 kg KOİ/ m^3.gün değerinde, mikroorganizmalarda olumsuz etkilenmeler görülmüş ve bölmeler arasındaki azalarak giden UYA konsantrasyonları tersine dönmüş, bölmelerde UYA konsantrasyonunda artma dolayısıyla asit birikimi ile karşılaşılmıştır. Bu durumun, artan yüklemeyle birlikte iz element ihtiyacının artması olasılığı ile ilişkili olabileceği düşünülmüştür. Bununla birlikte sisteme herhangi bir toksik madde girişi sonrası bu olumsuzluğun

görülmesi de muhtemeldir. Arıtım verimini yükseltebilmek ve iz element ihtiyacından kaynaklanabilecek olumsuz etkileri giderebilmek amacıyla, reaktör besleme tankına iz element ilavesi yapılmış ve 34. günde sistemin eski haline döndüğü belirlenmiştir. İz element ilavesi sonrası bir sonraki yükleme olan 3.8 kg KOİ/m^3.gün'de, sistem yüklemenin başlangıcından itibaren kararlılık göstermiştir. Bu durumun iz element ilavesinin, mikroorganizma faaliyetini desteklemiş olması ile ilgili olabileceği düşünülmüştür.

- Sızıntı suyunun yüksek pH ve alkalinite değeri sayesinde ve metanojenlerin aktivitesi sonrası HCO_3^- oluşumu nedeniyle tüm yüklemelerde, reaktöre alkalinite ilavesine gerek duyulmamış ve sistem ciddi pH salınımlarını önleyebilecek şekilde işlemiştir. Yüklemelerde alkalinite değeri 1000 mg/L'nin altına düşmemiştir.

- APR'de tüm yüklemelerde metan üretim oranı 0.205-0.294 m^3 CH_4/kg $KOİ_{giderilen}$ ve toplam gaz üretim oranı 0.385-0.43 m^3 gaz/kg $KOİ_{giderilen}$ aralığında değişim göstermiştir. Toplam gazdaki metan yüzdesi %53-%68 aralığında değişmiştir. Organik yüklemeye paralel olarak APR'deki UYA konsantrasyonları artmış, asit birikimi sonucu metan oluşumu yavaşlamıştır. Özellikle son yüklemedeki yüksek UYA konsantrasyonu toplam gazdaki metan yüzdesini %53'e kadar düşürmüştür.

- Çalışmada elde edilen KOİ giderim verimleri ve metan üretim hızları, sızıntı suyu arıtımında kullanılan diğer anaerobik reaktörlerle paralellik göstermektedir. Dolayısıyla sızıntı sularının arıtımında APR'lerin verimli bir şekilde kullanımı mümkün gözükmektedir. HYBR reaktörlerin ham sızıntı suyunun arıtımı üzerine yapılan çalışmalarda ise, bu çalışmadakine kıyasla daha yüksek verimlerin elde edildiği belirlenmiştir. Ancak bu çalışmada sızıntı suyu anaerobik reaktörde arıtım sonrası, HYBR'ye verilmiştir. Dolayısıyla biyolojik olarak parçalanabilecek KOİ'nin büyük

kısmı anaerobik reaktörde parçalanmıştır ve HYBR'ye verilen sudaki kalan biyolojik olarak parçalanabilen KOİ oranının tüm yüklemeler için birbirine yakın olduğu düşünülmektedir. HYBR'de uygulanan yüklemelerin çoğunluğunda, OYH'nin artmasına bakılmaksızın, sabit bir KOİ giderim veriminin (%64) elde edilmesinin en muhtemel nedeni bu gözükmektedir. Arıtılmadan kalan kısmın ise inert KOİ'den oluştuğu ve biyolojik olarak parçalanamayacağı düşünülmektedir.

- Literatüre bakıldığında, sızıntı suyunun anaerobik arıtımı ile ilgili birçok çalışma görülmektedir. Bunların büyük kısmı Yukarı Akışlı Çamur Yataklı Anaerobik Reaktörler, Hibrit Reaktörler ve Anaerobik Filtreler üzerinedir. APR ile ilgili oldukça sınırlı sayıda çalışmaya rastlanmaktadır. Bu nedenle bu çalışma, sızıntı suyunun APR ile arıtılabilirliği konusunda bundan sonraki çalışmalara yol gösterebilir nitelikte olması nedeniyle önem taşımaktadır. İleride yapılacak çalışmalar için, APR-HYBR reaktörlerine daha yüksek OYH değerlerinde ve farklı bekletme sürelerinde yüklemeler yapılarak arıtım verimlerinin incelenmesinin ve sistem performansının araştırılmasının yararlı olacağı düşünülmektedir.

KAYNAKLAR

Ağdağ, O.N., Sponza, D., 2005. Sızıntı Sularının Yukarı Akışlı Çamur Yatak/Tam Karışımlı Tank Reaktör Sistemlerinde Arıtılması, İTÜ dergisi, Su Kirlenmesi ve Kontrolü 15(1-3):29-42.

Akkuna, J.C., Clark, M., 2000. Performance of a Granular-Bed Anaerobic Baffled Reactor (GRABBR) Treating Whisky Distillery Wastewater, Bioresource Technology 74: 257-261.

Akyürek, M., 1995. Trends in Landfill Leachate Characteristics, The Eighteenth International Madison Waste Conference, Department of Engineering Professional Development, Madison.

Alkan, U., Anderson, G.K., İnce, O., 1996. Toxicity of Trivalent Chromium in the Anaerobic Digestion Processes, Water Research 30 (3): 731-741.

Anderson, G.K., Yang, G., 1992. Determination of Bicarbonate and Total Volatile Acid Concentration in Anaerobic Digester using a Simple Titration, Water Environmental Research 64: 53-59.

Anderson, K., Sallis, P., Uyanık, S., 2003. Anaerobic Treatment Processes, The Hanbook of Water and Wastewater Microbiology, 391-426.

Andreottola, G., Fladori, P., Gatti, G., Nardelli, P., Pattena, M., Ragazzi, M., 2003. Upgrading of a Small Overloaded Activated Sludge Plant Using a MBBR System. Journal Of Environmental Science & Health 38(10): 2317-2328.

APHA, AWWA, WEF, 2005. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 17th ed., Washington, DC, U.S.A.

Aydemir, D., 2003. Peyniraltı Suyunun Anaerobik Arıtımı ve Biyogaz Üretimi, Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Aygün, A., 2006. Hareketli Yatak Biofilm Reaktörde (HYBR) Çeşitli Organik ve Hidrolik Yüklerin Atıksu Arıtma Verimine Etkisi, Selçuk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Aygün, A., Nas, B., Berktay, A., 2008. Influence of High Organic Loading Rates on COD Removal and Sludge Production in Moving Bed Biofilm Reactor, Environmental Engineering Science 25(9): 1311-1316.

Bae, J., Kim, S., Chang, H., 1997. Treatment of Landfill Leachates: Ammonia Removal via Nitrification and Denitrification and Further COD Reduction via Fenton's Treatment Followed by Activated Sludge, Water Science and Technology, 36: 341-348.

Bagchi, A., 1990. Design, Construction, and Monitoring of Sanitary Landfill, John Wiley & Sons, New York.

Barber, W. P., Stuckey, D. C., 1999. The Use of the Anaerobic Baffled Reactor (ABR) for Wastewater Treatment: A Review, Water Reserach 33(7): 1559-1578.

Barber, W.P., Stuckey, D.C. 2000a. Effect of Sulfate Reduction on Chemical Oxygen Demand Removal in an Anaerobic Baffled Reactor, Water Environment Research, 72(5): 593-601.

Barber, W.P., Stuckey, D.C., 2000b. Nitrogen Removal in a Modified Anaerobic Baffled Reactor (ABR): 2, Nitrification, Water Research 34(9): 2423-2432.

Barlaz, M.A., Ham, R.K. and Schaefer, D.M. 1990. Methane Production from Municipal Refuse: A Review of Enhancement Techniques and Microbial Dynamics, Critical Reviews in Environmental Control, 19(6): 557-560.

Bayrakdar, A., Sahinkaya, E., Güngör, M., Uyanık, S., Atasoy, A.D., 2009. Performance of Sulfidogenic Anaerobic Baffled Reactor (ABR) Treating Acidic and Zinc-Containing Wastewater, Bioresource Tecnology, Article In Press.

Behling , E., Diaz, A., Colina, G., Herrera, M., Gutierraz, E., Chacin, E., Fernandez, N., Forster, C.F., 1997. Domestic Wastewater Treatment Using a UASB Reactor, Bioresource Technology ,61: 239-245.

Bell, J., Plumb, J., Buckley, C., Stuckey, C., 2000. Treatment and Decolorization of Dyes in an Anaerobic Baffled Reactor, Journal of Environmental Engineering, 126(11): 1026-1032.

Bell, J., Buckley, C.A., 2003. Treatment of Textile Dyes in the Anaerobic Baffled Reactor, Water SA, 29(2): 129-134.

Berrueta, J., Castrillon, L., 1992. Anaerobic Treatment of Leachates in UASB Reactors, Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 54: 33-37.

Beydilli M, Paulosathis I, Tincher WC. 1998. Decolorization and Toxicity Screening of Selected Reactive Azo Dyes Under Methanogenic Conditions, Water Science and Technology 38 (4–5): 225–32.

Bodkhe, S.Y., 2009 A Modified Anaerobic Baffled Reactor for Municipal Wastewater Treatment, Journal of Environmental Management, Article In Press.

Boduroğlu, A., 1993. Recirculation as a Leachate Management Option, Boğaziçi Üniversitesi Çevre Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Boopathy, R., 1998. Biological Treatment of Swine Waste Using ABR. Bioresource Technology 64: 1-6.

Borghei, S.M., Hosseini, S.H., 2004. The Treatment of Phenolic Wastewater Using a Moving Bed Biofilm Reactor, Process Biochemistry 39, 1177-1181.

Borzacconi, L., Lopez, I., Ohanian, M., Vinas, M., 1999. Anaerobic-Aerobic Treatment of Municipal Solid Waste Leachate, Environmental Technology 20: 211-217.

Chang J. E.,1989. Treatment of Landfill Leachate with an Up Flow Anaerobic Reactor Containing a Sludge Bed and a Filter. Water Science and Technology 21: 133-143.

Chen, S., Sun, D., Chung, J.S., 2007. Treatment of Pesticide Wastewater by Moving Bed Biofilm Reactor Combined with Fenton-Coagulation Pretreatment, Journal of Hazardous Materials 144: 577-584.

Chen, S., Sun, D., Chung, J.S., 2008. Simultaneous Removal of COD and Ammonium from Landfill Leachate Using an Anaerobic-Aerobic Moving Bed Biofilm Reactor System, Waste Management 28: 339-346.

Choi, E., Rim, J.M., 1991. Competition and Inhibition of Sulfate Reducers and Methane Producers in Anaerobic Treatment, Water Science and Technology 23 (7-9): 1259-1264.

Çallı, B., Mertoğlu, B., Koçum, S., Nart, P., Odabaşı, E., İnanç, B., 2000. Yüksek Amonyak İçeren Katı Atık Depo Sahası Sızıntı Sularının Anaerobik Arıtımı ve Reaktör Tipinin Etkisi, Su Kirlenmesi Kontrolü Dergisi (İTÜ) 10(2): 37-43.

Çallı, B., Mertoğlu, B., İnanç,B., 2005. Landfill Leachate Management in İstanbul: Applications and Alternatives. Chemosphere 59: 819-829.

Dalentoft, E., Thulin, P., 1997. The Use of Kaldnes Suspended Carrier Process in Treatment of Wastewaters from the Forest Industry. Water Science and Technology 35 (2-3): 123-130.

Dama, P., Bell, J., Faxon, K.M., Brouckaert, C.J., Huany, T., Buckley, C.A., 2002. Pilot-Scale Study of an Anaerobic Baffled Reactor for the Treatment of Domestic Wastewater, Water Science and Technology 26(9): 263-270.

Dollerer, J., Wilderer, P.A., 1996. Biological Treatments of Leachates from Hazardous Waste Landfills Using SBBR Technology, Water Science and Technology 34: 437-453.

Erdirençelebi, D., Öztürk, İ., 2006. A Comparative Study of Sulfidogenic and Methanogenic Activities during the Treatment of Landfill Leachate, Journal of Environmental Health Part A, 41: 687-701.

Erdirençelebi, D., Öztürk, İ., Çokgör Ubay, E., 2007. System Performance in UASB Reactors Receiving Increasing Levels of Sulfate, Clean 35(3): 275-281.

Farquar, G.J., Rovers, F.A., 1997. Gas Production During Refuse Decomposition, International Landfill Symposium, Sardinia, 1: 3-12.

Farquar, G.J., 1988. Leachate: Production and Characterization, Department of Civil Engineering, University of Waterloo, Ontario, Canada.

Feng, H., Hu, L., Mahmood, Q., Qiu, C., Fang, C., Shen, D., 2008a. Anaerobic Domestic Wastewater Treatment with Bamboo Carrier Anaerobic Baffled Reactor, International Biodeterioration&Biodegredation 62: 232-238.

Feng, H., Lifang, H., Dan, S., Chengran, F., Yonghua, H., Dongsheng, S., 2008b. Effects of Operational Factors on Soluble Microbial Products in a Carrier Anaerobic Baffled Reactor Treating Dilute Wastewater, Journal of Environmental Engineering Sciences 20: 690-695.

Garcia, H., Rico, J.L., Gracia, P.A., 1996. Comparison of Anaerobic Treatment of Leachates from an Urban-Solid-Waste Landfill at Ambient Temperature and at 35 ^{0}C, Bioresource Technology 58: 273-277.

Gourdon, R., Comel, C., Vermande, P., Veron, J., 1989. Fractionation of The Organic Matter of a Landfill Leachate Before and After Aerobic or Anaerobic Biological Treatment, Water Research 23: 167-173.

Günay, A., 2002. Çöp Sahası Sızıntı Sularının Anaerobik Arıtımı ve $MgNH_4PO_4.6H_2O$ Çökeltmesi ile Amonyum Giderimi, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi.

Henry J. G., Prasad D. ve Young H. 1987. Removal of Organics from Leachates by Anaerobic Filter, Water Research 21(11):1395-1399.

Hoilijoki, T.H., Kettunen, R.H., Rintala, J.A., 2000. Nitrification of Anaerobically Pretreated Municipal Landfill Leachate At Low Temperature, Water Research 34: 1435-1446.

Horan, N.J., Gohar, H., Hill, B., 1997. Application of Granular Activated Carbon-Biological Fluidized Bed for the Treatment of Landfill Leachates Containing High Concentrations of Ammonia, Water Science and Technology 36: 369-375.

Imai, A., Onuma, K., Inamori, Y., Sudo, R., 1998. Effects of Pre-ozonation in Refractory Leachate Treatment bt the Biological Activated Carbon Fluidized Bed Process, Environmental Technology 19: 213-221.

Jahren, S.J., Rintala, J.A., Ødegaard, H., 2002. Aerobic Moving Bed Biofilm Reactor Treating Thermomechanical Pulping Whitewater Under Thermophilic Conditions, Water Research 36: 1067-1075.

Jokela, J.P.Y., Kettunen, R.H., Sormunen, K.M., Rintala, J.A., 2002. Biological Nitrogen Removal from Municipal Landfill Leachate: Low-Cost Nitrification in Biofilters and Laboratory Scale in-situ Denitrification, Water Research 36: 4079-4087.

Kargı, F., Pamukoğlu, M. 2003. Aerobic Biological Treatment of Pre-treated Landfill Leachate by Fed-Batch Operation, Enzyme and Microbial Technology 33:588-595.

Kennedy K. J., Hamoda M. F. ve Guiot S. G., 1988. Anaerobic Treatment of Leachate Using Fixed Film and Sludge Bed Filter Systems, Journal of Water Polluttion Control Federation 60(9), 1675-1683.

Kennedy, K.J., Lentz, E.M., 2000. Treatment of Landfill Leachate Using Sequencing Batch and Continuous Flow Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactors, Water Research 34(14): 3640-3656.

Kettunen, R.H., Rintala, J.A., 1995. Sequential Anaerobic-Aerobic Treatment of Sulphur Rich Phenolic Leachates, Journal of Chemical Technology and Biotechnology 62:177-184.

Kettunen, R.H., Hoilijoki, T.H., Rintala, J.A., 1996. Sequential Anaerobic-Aerobic Treatments of Municipal Landfill Leachate at Low Temperatures, Bioresource Technology 58: 31-40.

Kettunen, R.H., Rintala, J.A., 1998. Performance of an On-Site UASB Reactor Treating Leachate At Low Temperature, Water Research 32(3): 537-546.

Kılavuz, E., Yurtsever, A., Bilgili, M.S., Demir, A., Varank, G., 2008. Katı Atıkların Aerobik ve Anaerobik Ayrışmasının Laboratuar Ölçekli Bioreaktörlerde İzlenmesi, Üniversite Öğrencileri, III. Çevre Sorunları Kongresi, ÇESKO 2008, İstanbul.

Konya Büyükşehir Belediyesi, Çevre Koruma Daire Başkanlığı, 2006. Konya İli Katı Atık Depo Sahası 2006 Şubat-Aralık Aylarına Ait Sızıntı Suyu Debi Ölçümleri.

Krishna, G.V.T., Kumar, P., Kumar, P., (2008). Treatment of Low Strength Complex Wastewater Using an Anaerobic Baffled Reactor (ABR), Bioresource Technology 99(17): 8193-8200.

Kuşçu, Ö., Sponza, D.T., 2005. Performance of Anaerobic Baffled Reactor (ABR) Treating Synthetic Wastewater Containing *p*-nitrophenol, Enzyme and Microbial Technology 36: 888–895.

Kuşçu, Ö., Sponza, D.T., 2006. Treatment Efficiencies of Sequential Anaerobic Baffled Reactor (ABR)/Completely Stirred Tank Reactor (CSTR) System at Increasing p-nitrophenol and COD Loading Rates, Process Biochemistry 41: 1484-1492.

Langenhoff A.A.M., Stuckey, D.C., 2000. Treatment of Dilute Wastewater using an Anaerobic Baffled Reactor: Effect of Low Temperature, Water Research 34(15): 3867-3875.

Liu, X., Ren, N., Yuan, Y., 2009. Performance of a Periodic Anaerobic Baffled Reactor Fed on Chinese Traditional Medicine Industrial Wastewater, Bioresource Technology 100: 104-110.

Loukidou, M.X., Zouboulis, A.I., 2001. Comparison of Two Biological Treatment Process Using Attached-Growth Biomass for Sanitary Landfill Leachate Treatment, Environmental Pollution 111: 273-281.

Manariotis, I.D., Grigoropoulos, S.G., 2002. Low Strength Wastewater Treatment Using an Anaerobic Baffled Reactor, Water Environment Research 74(2): 170-176.

Maurer, M., Fux, C., Graff, M., Siegrist, H., 2001. Moving-Bed Biological Treatment (MBBT) of Municipal Wastewater: Denitrification, Water Science and Technology 43(11): 337-344.

McBean, E.A., Rovers, F.A., Farquar., G.J. 1995. Solid Waste Landfill Engineering and Design, Prentice Hall PTR, Englewood Cliffs.

McCartney, D.M., Oleszkiewicz, J.A., 1993. Competition between Methanogens and Sulfate-Reducers: Effect of COD: Sulfate Ratio and Acclimation", Water Environmental Research 65: 655-658.

McCarty, P.L., Rittmann, B.E., 2001. Environmental Biotechnology: Principles and Application, McGraw-Hill International Editions, Singapore.

Metcalf ve Eddy, 2003. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse, Fourth Edition, McGraw-Hill International Editions.

Miller, W.L., Townsend, T., Earle, J., Lee, H., Reinhart, D.R. 1994. Leachate Recycle and the Augmentation of Biological Decomposition at Municipal Solid Waste Landfills, Second Annual Research Symposium, Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management, Tapma.

Mizuno, O., Li, Y.Y, Noike, T., 1998. The Behaviour of Sulfate-Reducing Bacteria in Acidogenic Phase of Anaerobic Digestion, Water Research 32(5): 1626-1634.

Murat, Z.M., 1996. Interrelation Between Leachate and Eluate, Boğaziçi Üniversitesi Çevre Bilimleri Enstitüsü Yüksek Lisans Tezi.

Nachaiyasit, S., Stuckey, D.C., 1995. Microbial Response to Environmental Changes in an Anaerobic Baffled Reactor (ABR), Antonie van Leeuwenhoek 67: 111-123 (Kluwer Academic Publishers).

Nachaiyasit, S., Stuckey, D.C., 1997. The effect of Shock Loads on teh performance of an anaerobic baffled reactor (ABR): 1. Step changes in feed concentration at constant retention time, Water Research 31(11): 2737-2746.

Nedwell, D.B., Reynolds, P.J., 1996. Treatment of Landfill Leachate by Methanogenic and Sulphate-Reducing Digestion, Water Research 30: 21-28.

Ødegaard, H., Rusten, B., Badin, H., 1993. Small Wastewater Treatment Plants Based on Moving Bed Biofilm Reactors, Water Science and Technology 28 (10): 351-359.

Ødegaard, H., 2000. Advanced Compact Wastewater Treatment Based on Coagulation and Moving Bed Biofilm Process, Water Science and Technology 42(12): 33-48

Omil, F., Lens, P., Visser, A., Hulshoff Pol, L. W., Lettinga, G. 1998. Long-Term Competition Between Sulfate Reducing and Methanogenic Bacteria in UASB Reactors Treating Volatile Fatty Acids, Biotechnology and Bioengineering 57 (1998) 676-685.

Orantes, J.C., Gonzalez-Martinez, S., 2002. A New Low-Cost Biofilm Carrier for the Treatment of Municipal Wastewater in a Moving Bed Reactor. 5th Specialised Conference on Small Water and Wastewater Treatment Systems, 24-26 September, İstanbul-Turkey.

Öztürk, İ. 1999. Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları, Su Vakfı Yayınları, İstanbul.

Pohland, F.G., Harper, S.R. 1985. Critical Review and Summary of Leachate and Gas Productionfrom Landfills, EPA/600/2-86/073, US Environmental Protection Agency, Cincinnati.

Qasim, S.R., Chiang, W., 1994. Sanitary Landfill Leachate, Technomic Publishing Co., Inc., Lancaster.

Roza-Flores E, Luijten M, Donlon BA, Lettinga G, Field JA., 1997. Biodegradation of Selected Azo Dye Under Methanogenic Conditions, Water Science and Technology 36(6–7): 65–72.

Sirianuntapiboon, S., Jeeyachok, N., Larplai, R., 2005. Sequencing Batch Reactor Biofilm System for Treatment of Milk Industry Wastewater, Journal of Environmental Management 76: 177–183.

Skiadas, I.V., Lyberators, G., 1998. The Periodic Anaerobic Baffled Reactor, Water Science and Technology 38(8-9): 401-408.

Speece, R.E., 1996. Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters, Archae Pres, Nashville, TN, USA.

Suidan, M.T., Schroeder, A., Nath, R., Krishnan, E., Brenner, R., 1993. Treatment of Cerchla (Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act) Leachates by Carbon-Assisted Anaerobic Fluidized Beds, Water Science and Technology 27: 273-282.

Sulfita, J., Gerba, C., Ham, R., Palmisano, A., Rathje, W. and Robinson, J., 1992. The World's Largest Landfill, Environmental Science and Technology, 26(8): 1486-1495.

Şafak, A. 2001. Çöp Sızıntı Suyu Arıtımında Magnezyum Amonyum Fosfat Çöktürmesinin Uygulama Şekilleri ve Hava ile Sıyırmayla KOİ Gideriminin İncelenmesi, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

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 International Editions, Singapore.

Timur, H., Öztürk, İ., 1999. Anaerobic Sequencing Batch Reactor Treatment of Landfill Leachate, Water Research 33(15): 3225-3230.

Toprak, H. 2000. Aktif Çamur Sürecinin İşletilmesi, Mühendislik Fakültesi Basım Ünitesi, İzmir.

Tüylüoğlu, B.S., 2001. Evsel Katı Atık Sızıntı Sularının Havasız Çamur Yatak Reaktörle Arıtımı, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi.

Uyanık, S., Sallis, P.J., Anderson, G.K., 2002. The Effect of Polymer Addition on Granulation in Anaerobic Baffled Reactor (ABR). Part I: Process Performance, Water Research 36: 933-943.

Uyanık, S., 2003. A Novel Anaerobic Reactor: Split Fed Anaerobic Baffled Reactor (SFABR)., Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences 27: 339-345.

Uygur, A., Kargı, F., 2004. Biological Nutrient Removal from Pre-treated Landfill Leachate in a Sequencing Batch Reactor, Journal of Environmental Management 71: 9-14.

Vavilin, V.A., Vasiliev, V.B., Rytov, S.V., Ponomarev, A.V., 1995. Modelling Ammonia and Hydrogen Sulfide Inhibition in Anaerobic Digestion, Water Research 29(3): 827-835.

Vossoughi, M., Shakeri, M., Alemzadeh, I., 2003. Performance of Anaerobic Baffled Reactor Treating Synthetic Wastewater Influenced by Decreasing COD/SO_4 Ratios, Chemical Engineering and Processing 42: 811-816.

Wang, B., Shen, Y., 2000. Performance of an Anaerobic Baffled Reactor (ABR) as a Hydrolysis-Acidogenesis Unit in Treating Landfill Leachate Mixed with Municipal Sewage, Water Science and Technology 42(12): 115-121.

Wang, J., Huang, Y., Zhao, X., 2004. Performance and Characteristics of an Anaerobic Baffled Reactor, Bioresource Technology 93: 205-208.

Wang, Z., Banks, C.J., 2007. Treatment of High-Strength Sulphate-Rich Alkaline Leachate Using an Anaerobic Filter, Waste Management 27: 359-366.

Welander, U., Henrysson, T., Welander, T., 1997. Nitrification of Leachate Using Suspended-Carrier Biofilm Technology, Water Research 31(9): 2351-2355.

Welander, U., Henrysson, T., Welander, T., 1998. Biological Nitrogen Removal from Municipal Landfill Leachate in a Pilot Scale Suspended Carrier Biofilm Process, Water Research 32(5): 1564-1570.

Welander, U., Mattiasson, B., 2003. Denitrification at Low Temperatures Using a Suspended Carrier Biofilm Process, Water Research 37: 2394-2398.

Wiegant, W.M., Zeeman, G., 1986. The Mechanism of Ammonia Inhibition in the Thermophilic Digestion of Livestock Wastes, Agricultural Wastes 16: 243-253.

Zaloum, R., Abbott, M., 1997. Anaerobic Pretreatment Improves Single Sequencing Batch Reactor Tretament of Landfill Leachates, Water Science and Technology 35: 207- 214.

Zhu, G.F., Li, J., Z., Wu, P., Jin, H.Z., Wang, Z., 2008. The Performance and Phase Seperated Characteristics of an Anaerobic Baffled Reactor Treating Soybean Protein Processing Wastewater, Bioresource Technology 99: 8027-8033.

Zouboulis, A.I., Loukidou, M.X., Christodoulou, K., 2001. Enzymatic Treatment of Sanitary Landfill Leachate, Chemosphere 44: 1103-1108.

ÖZGEÇMİŞ

1980 yılında Konya'da doğan Tuba YILMAZ ilk ve orta öğrenimini Konya'da tamamladı. Lisans öğrenimi için 1998 yılında girdiği Selçuk Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nden 2002 yılında bölüm ikincisi olarak mezun oldu. 2002 yılında Selçuk Üniversitesi Çevre Mühendisliği'nde Araştırma Görevlisi olarak göreve başladı. Aynı yıl başladığı yüksek lisans eğitimini 2004 yılında tamamladı. 2004 yılında aynı bölümde Doktora eğitimine başladı. Halen Selçuk Üniversitesi'nde Araştırma Görevliliğine devam etmektedir.