



**T. C.  
SIVAS CUMHURİYET ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**SIVAS ATIKSU ARITMA TESİSİ ARITMA ÇAMURLARININ  
FARKLI EK BESİ MADDELERİ KULLANILARAK ANAEROBİK  
BİRLİKTE ÇÜRÜTÜLMESİNİN(CODIGESTION)  
ARAŞTIRILMASI**

**DOKTORA TEZİ**

**Turgay BİŞGİN  
(201092102003)**

**Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı  
Tez Danışmanı: Prof. Dr. Meltem SARIOĞLU CEBECİ**

**SIVAS  
ARALIK 2019**

**Turgay BİŞGİN**'ın hazırladığı ve “**SİVAS ATIKSU ARITMA TESİSİ ARITMA ÇAMURLARININ FARKLI EK BESİ MADDELERİ KULLANILARAK ANAEROBİK BİRLİKTE ÇÜRÜTÜLMESİNİN(CODIGESTION) ARAŞTIRILMASI**” adlı bu çalışma aşağıdaki jüri tarafından **ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI**'nda **DOKTORA TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

<b>Tez Danışmanı</b>	<b>Prof. Dr. Meltem SARIOĞLU CEBEÇİ</b> Sivas Cumhuriyet Üniversitesi .....
<b>Jüri Üyesi</b>	<b>Prof. Dr. Mustafa DEĞİRMENCİ</b> Sivas Cumhuriyet Üniversitesi .....
<b>Jüri Üyesi</b>	<b>Prof. Dr. Ünsal AÇIKEL</b> Sivas Cumhuriyet Üniversitesi .....
<b>Jüri Üyesi</b>	<b>Prof. Dr. Fehiman ÇİNER</b> Niğde Ömer Halisdemir Üniversitesi .....
<b>Jüri Üyesi</b>	<b>Doç.Dr. Ömür GÖKKUŞ</b> Erciyes Üniversitesi .....

Bu tez, Sivas Cumhuriyet Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü tarafından **DOKTORA TEZİ** olarak onaylanmıştır.

**Prof. Dr. Özlem Pelin CAN**  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ MÜDÜRÜ

Bu tez, Sivas Cumhuriyet Üniversitesi Senatosu'nun 20.08.2014 tarihli ve 7 sayılı kararı ile kabul edilen Fen Bilimleri Enstitüsü Lisansüstü Tez Yazım Kılavuzu (Yönerge)'nda belirtilen kurallara uygun olarak hazırlanmıştır.



*Bu Tez, Sivas Cumhuriyet Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri (CÜBAP) Komisyonu tarafından M-515 Nolu proje kapsamında desteklenmiştir.*



Bütün hakları saklıdır.

Kaynak göstermek koşuluyla alıntı ve gönderme yapılabilir.

© Turgay BIŞGIN, 2019

Çalışmalarım sırasında benden desteğini esirgemeyen, vakitlerini bu çalışmada kullanmamı anlayışla karşılayan eşime, Canım çocuklarım Zeynep Ela, Miraç Erene ve tüm arkadaşlarıma...

## ETİK

Sivas Cumhuriyet Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Tez Yazım Kılavuzu (Yönerge)'nda belirtilen kurallara uygun olarak hazırladığım bu tez çalışmada;

- ✓ Bütün bilgi ve belgeleri akademik kurallar çerçevesinde elde ettiğimi,
- ✓ Görsel, işitsel ve yazılı tüm bilgi ve sonuçları bilimsel ahlak kurallarına uygun olarak sunduğumu,
- ✓ Başkalarının eserlerinden yararlanılması durumunda ilgili eserlere, bilimsel normlara uygun olarak atıfta bulunduğumu ve atıfta bulunduğum eserlerin tümünü kaynak olarak öğösterdiğimi,
- ✓ Bütün belgelerin doğru ve tam olduğunu, kullanılan verilerde herhangi bir değişiklik yapmadığımı,
- ✓ Tezin herhangi bir bölümünü, Sivas Cumhuriyet Üniversitesi veya bir başka üniversitede, bir başka tez çalışması olarak sunmadığımı; beyan ederim.

15.11.2019

Turgay BİŞGİN

## KATKI BELİRTME VE TEŞEKKÜR

Çalışma konusunun belirlenmesinden sonuçlandırılmasına kadar tezin her aşamasında bilgi ve tecrübelerini paylaşan, doktora eğitimimde ve akademik çalışmalarında desteğini ve yardımlarını esirgemeyen, çok değerli bilim insanı danışman hocam Sayın Prof. Dr. Meltem SARIOĞLU CEBECİ'ye teşekkürü bir borç bilirim.

Tez izleme jürimde yer alan ve değerli önerileriyle beni destekleyen hocam, Sayın Prof. Dr. Mustafa DEĞİRMENCİ 'ye, değerli önerilerini benimle paylaşan Sayın Prof. Dr. Ünsal AÇIKEL'e teşekkürlerimi sunarım.

Tez savunma jürimde yer alan ve değerli önerilerini benimle paylaşan hocalarım, Sayın Prof. Dr. Fehiman ÇİNER ve Sayın Doç. Dr. Ömür GÖKKUŞ'a teşekkürlerimi sunarım. Ayrıca akademik çalışmalarında desteğini ve yardımlarını esirgemeyen Doç. Dr. Ali ÖZER ve Dr. Halil ŞENOL'a teşekkürü bir borç bilirim.

Sabrı ve anlayışı için eşim Derya AYKANAT BİŞGİN'e, bana varlığıyla güç veren canım kızım ve oğlum Zeynep Ela ve Miraç Eren'e, benim bu günlere gelmemde destek ve yardımları ile her zaman yanımda olan aileme, babam Seyit BİŞGİN'e, annem Sebiha BİŞGİN'e teşekkür ederim.

Bu tezin laboratuvar çalışmalarıyla ilgili her türlü teknik desteği sağlayan bir ferdi olmaktan onur duyduğum Sivas Belediyesi, Su ve Kanalizasyon İşleri (SİBESKİ) Müdürlüğüne ve personellerine özellikle Kimyager Fatih Mehmet ERENLER, Elektrik Teknisyeni Cihat KAYA ve Makine Teknisyeni Mükerrerem KARAKAŞ ve burada yazamadığım ilgili tüm personeline;

Bu çalışma, Cumhuriyet Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri (CÜBAP) tarafından M-515 numaralı projeye maddi olarak desteklenmiştir.

## ÖZET

### SİVAS ATIKSU ARITMA TESİSİ ARITMA ÇAMURLARININ FARKLI EK BESİ MADDELERİ KULLANILARAK ANAEROBİK BİRLİKTE ÇÜRÜTÜLMESİNİN(CODIGESTION) ARAŞTIRILMASI

**Turgay BİŞGİN**

**Doktora Tezi**

**Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı**

**Danışman: Prof. Dr. Meltem SARIOĞLU CEBECİ**

**2019, 146+xvii sayfa**

Atıksu arıtma tesislerinin hızla gelişmesiyle gerek evsel gerekse endüstriyel atıksu arıtma tesisleri ve içme suyu arıtma tesislerinden açığa çıkan arıtma çamurları depolama ve uzaklaştırma problemlerine neden olmaktadır. Bugün dünyada ve ülkemizde oldukça fazla miktarda tesislerden çıkan arıtma çamurlarının uzaklaştırılması önemli çevre sorunlarının başında gelmektedir. Genellikle arıtma çamurlarının büyük kısmı düzenli depolamaya gönderilmekte, tehlikeli atık niteliğinde olan miktarları yakma tesisinde yakılmakta, kalan külleri de depolanarak uzaklaştırılmakta az bir kısmı ise tarımda kullanılmaktadır. Diğer yandan, atıksu arıtma tesislerinden üretilen Atık aktif çamurun anaerobik çürütülmesinden elde edilen biyogaz yenilenebilir bir enerji kaynağıdır. Kentsel atıklar, tarımsal kalıntılar ve endüstriyel çıkış suları gibi çeşitli maddeler anaerobik birlikte çürütmede atık su arıtma tesisi çamurundan metan üretimini arttırmak için potansiyel bir ek substrat olarak kullanılabilir. Kullanım aynı zamanda atık yönetimi ve çevre koruması için de faydalıdır.

Bu çalışmada atık su arıtma tesisi geri devir atık aktif çamurunun(AAÇ) birincil substrat olarak kullanıldığı birlikte anaerobik çürütmede kentsel organik atıkların C.Ü Merkezi Kafeterya Yemekhane Sebze Atıkları(SA) ve Büyükbaş Hayvan Gübresi(BHG)'nin ek substrat olarak kullanımının uygunluğu incelendi. Kesikli deneyler mezofilik koşullar altında( $37\pm 1^{\circ}\text{C}$ ) ve inokülüm(aşı) 5 g VS/l, her iki ek substrat içinde substrat/inokülüm(SIR) oranı 0,5-1 olacak şekilde 2 farklı oranda ve yedi farklı SA/AAÇ ve BHG/AAÇ oranında, %100:%0, %90:%10, %70:%30, %50:%50,



%30:%70, %10:%90, %0:%100 ilave edilmiş ve metan üretim potansiyelleri standart Biyokimyasal metan potansiyeli(BMP) testi ile değerlendirilmiştir.

SA ve BHG ile birlikte çürütülmenin metan üretimlerini 100 mL/g VS(yalnız AAÇ ile)'den sırasıyla 268,64 mL/g VS ve 151,17 mL/g VS'ye yükselttiğini gösterdi. SA ve BHG, her iki ek substrat için ideal substrat/inokülüm (S/I) oranı 0,5 olacak şekilde metan üretimini pozitif olarak etkiledi.

Arıtma çamuru ve yemekhane sebze atıklarının birlikte anaerobik çürütülebilirliğinde, arıtma çamuruna eklenen sebze atığının karışımdaki miktarının artırılmasıyla KOİ giderim verimi, UKM giderim verimi, metan üretiminin arttığı belirlenmiştir. Karışım numuneleri arasında en yüksek kümülatif metan üretimi 268,64 mLCH<sub>4</sub>/gVS değeri ile 90:10 karışım oranından elde edilmiştir. Anaerobik çürütme işlemini temsil etmek için kinetik modeller uygulanarak, Sebze atığının ek substrat olarak önerilebileceğini göstermiştir. Kesikli deneylerden elde edilen veriler modifiye gompertz ve modifiye lojistik kinetik modellerine uygulanmıştır. Uygulanan modeller neticesinde  $\lambda$ ,  $\mu$  ve A sabitleri belirlenmiştir ve R<sup>2</sup> değerlerine bakıldığında en iyi modelin Gompertz olduğu belirlenmiştir. Kesikli testler sonucunda tercih edilen ek besi maddesi olan SA'la anaerobik birlikte çürütme Sivas Atıksu Arıtma Tesisi Laboratuvarında bulunan laboratuvar ölçekli UASB çürütücülerinde test edilmiştir. Hidrolik alıkonma süresi(HRT)=24 saat ve çürütme sıcaklığı(37°C) seçilerek, 2 farklı 1 g KOİ/l.gün ve 2,5 g KOİ/l.gün organik yükleme hızının(OLR) biyogaz üretimi üzerindeki etkileri değerlendirilmiştir. En iyi toplam biyogaz üretim verimi 508 ml toplamgaz/gKOİ olarak HRT=24 saat ve OLR=1 g KOİ/L.gün'de mezofilik (37°C ) birlikte çürütülmede elde edilmiştir.

Sonuç olarak, atıksu arıtma tesisinden çıkan çamurun karakterizasyonuna göre çamurun kurutulması ve değerlendirilmesi yanısıra organik atıklarla birlikte(sebze atığı ve büyükbaş hayvan gübresi) arıtma çamurlarının entegre yönetiminin sağlanması önerilmektedir. Bu amaçla laboratuvar ölçeğinde kurulan anaerobik proste arıtma çamurlarının farklı organik maddelerle karışımının metan gazı oluşumuna ve/veya kompost eldesine etkileri araştırılmış, sebze atığının eklenmesinin proses verimliliğini olumlu etkilediği bulunmuştur.

**Anahtar kelimeler:** Organik atıklar, Atık arıtma çamuru, Anaerobik birlikte çürütme, Biyogaz, Atıksu arıtma tesisi.

## **ABSTRACT**

# **INVESTIGATION OF CODIGESTION OF SIVAS WASTEWATER TREATMENT PLANT TREATMENT SLUDGES BY USING DIFFERENT COSUBSTRATES**

**Turgay BİŞGİN**

**PhD Thesis**

**Department of Environmental Engineering**

**Supervisor: Prof. Dr. Meltem SARIOĞLU CEBEÇİ**

**2019, 146+xvii pages**

With the rapid development of wastewater treatment plants, treatment sludges from both domestic and industrial wastewater treatment plants and drinking water treatment plants cause storage and removal problems. Today, the removal of sewage sludge from many plants in the world and in our country is one of the most important environmental problems. Generally, most of the sludge is sent to landfill, the amounts of hazardous waste are burned in the incineration plant, the remaining ashes are stored and removed and a small amount is used in agriculture. On the other hand, biogas from anaerobic digestion of waste activated sludge produced from wastewater treatment plants is a renewable energy source.

Various materials such as urban wastes, agricultural residues and industrial effluents can be used as a potential cosubstrate to increase methane production from wastewater treatment plant sludge in anaerobic codigestion. The use is also useful for waste management and environmental protection. In this study, the use of wastewater treatment plant return waste activated sludge as the primary substrate, together with the anaerobic digestion of urban organic wastes, the use of C.Ü. Central Cafeteria Refectory Vegetable Waste (VW) and Cattle Manure (CM) as an cosubstrate was examined.

Batch experiments were performed under mesophilic conditions ( $37 \pm 1$  ° C) and inoculum 5 g VS / l in two cosubstrates with a substrate / inoculum (SIR) ratio of 0.5-1 in 2 different ratios. At the seven different VW / WS and CM / WS ratios, 100%: 0%,

90%: 10%, 70%: 30%, 50%: 50%, 30%: 70%, 10%: 90%, 0%: 100% were added to batch reactor. Methane production potentials were evaluated by standard BMP test.

Since sludge digest with SA and BHG, It showed that methane production increased from 100 mL / g VS (with WS alone) to 268.64 mL / g VS and 151.17 mL / g VS, respectively. VW and CM positively affected methane production, with an ideal substrate / inoculum (S / I) ratio of 0.5 for both cosubstrates.

It was determined that COD removal efficiency, UKM removal efficiency and methane production increased by increasing the amount of vegetable waste added to the treatment sludge in the anaerobic degradability of sewage sludge and refectory vegetable wastes together. Among the mixture samples, the highest cumulative methane production was obtained with the mixture ratio of 90:10 with 268.64 mLCH<sub>4</sub> / gVS value. Applying kinetic models to represent anaerobic disintegration has shown that Vegetable waste can be recommended as an additional substrate. The data obtained from batch experiments were applied to modified gompertz and modified logistic kinetics models. Consequently,  $\lambda$ ,  $\mu$  and A constants were determined and R<sup>2</sup> values were found to be the best model for Gompertz. As a result of batch tests, anaerobic co-digestion with VW, which is the preferred supplementary medium, was tested in laboratory scale UASB digesters in Sivas Wastewater Treatment Plant Laboratory.

By selecting hydraulic retention time (HRT) = 24 hours and digestion temperature (37°C), the effects of 2 different 1 g COD / 1st day and 2.5 g COD / 1st day organic loading rate (OLR) on biogas production were evaluated. The best total biogas production yield was obtained as 508 ml total gas / g COD in codigestion of HRT = 24 h and OLR = 1 g COD / L.day at mesophilic (37°C).

As a result, according to the characterization of the sludge from the wastewater treatment plant, it is recommended that the sludge be dried and evaluated as well as the integrated management of the treatment sludge with organic waste (vegetable waste and bovine manure). For this purpose, in the anaerobic process established at the laboratory scale, the effects of mixing of sludge with different organic substances on methane gas formation and / or composting were investigated and it was found that adding vegetable waste had positive effect on process efficiency.

**Key Words:** Organic wastes, Waste treatment sludge, Anaerobic co-digestion, Biogas, Wastewater treatment plant.

# İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa</u>
<b>ÖZET</b> .....	viii
<b>ABSTRACT</b> .....	x
<b>ŞEKİLLER DİZİNİ</b> .....	xiv
<b>ÇİZELGELER DİZİNİ</b> .....	xvi
<b>SİMGELER DİZİNİ</b> .....	xvii
<b>KISALTMALAR DİZİNİ</b> .....	xviii
<b>1. GİRİŞ</b> .....	1
<b>2. KURAMSAL BİLGİLER</b> .....	4
2.1 Anaerobik Çürütme Prosesi.....	4
2.1.1 Anaerobik çürütme proses basamakları.....	4
2.1.1.1 Hidroliz.....	6
2.1.1.2 Asit üretimi.....	7
2.1.1.3 Metan üretimi.....	8
2.1.2 Anaerobik çürütme prosesini etkileyen çevresel faktörler.....	9
2.1.2.1 Sıcaklık.....	9
2.1.2.2 pH ve Alkalinite.....	10
2.1.2.3 Besinler ve İz elementler.....	11
2.1.2.4 Organik yükleme hızı.....	13
2.1.2.5 Hidrolik alıkonma ve çamur alıkonma süresi.....	13
2.1.2.6 Toksikite.....	14
2.1.3 Anaerobik çürütmenin avantaj ve dezavantajları.....	15
2.2 Birlikte Anaerobik Çürütme(Co-Digestion) Nedir?.....	16
2.2.1 Birlikte anaerobik çürütme uygulama alanları.....	18
2.2.2 Birlikte anaerobik çürütmenin avantaj ve dezavantajları.....	19
2.2.3 Birlikte anaerobik çürütme prosesinde kullanılan atık materyaller....	21
2.2.4 Birlikte anaerobik çürütmede kullanılan proses kinetiği.....	32
2.2.5 Birlikte anaerobik çürütmede biyogaz üretimi için kullanılan modeller.....	35
2.2.5.1 Gompertz ve Lojistik denklemi.....	35
2.2.5.2 Bushwell denklemi.....	37
2.3 Anaerobik Çürütme ile Organik Atıkların Değerlendirilmesi Konusundaki Yasal Mevzuat.....	38
2.4 Biyokütle Kaynaklarından Üretilen İkincil Nesil Biyoyakıtlar ve Biyogaz.....	41
2.4.1 Yenilenebilir enerji sektöründe biyoyakıtlar.....	41
2.4.2 Biyoyakıt üretiminde kullanılan biyokütle kaynakları.....	42
2.4.2.1 Kentsel organik sebze atıkları.....	42
2.4.2.2 Zirai atıklar(Büyükbaş hayvan gübre atıkları).....	50
2.4.2.3 Arıtma çamuru ve özellikleri.....	51
2.4.2.4 Biyoyakıt olarak biyogazın özellikleri.....	52
2.5 Anaerobik Birlikte Çürütme Araştırmalarında Deneysel Prosedürler.....	54
2.5.1 Biyokimyasal metan üretimi(BMP) testleri.....	54
2.5.2 Kesikli ve sürekli akışlı çürütücü testleri.....	57
2.5.3 Bir aşamalı, iki aşamalı ve iki fazlı çürütme.....	57
2.5.4 Mezofilik ve termofilik işletim sıcaklığı.....	59

<b>3. MATERYAL VE METOT</b> .....	60
3.1 Materyal.....	60
3.1.1 Sebze atığı, büyükbaş hayvan gübresi ve arıtma çamuru özellikleri...	60
3.1.2 Sebze atıkları, büyükbaş hayvan gübresi ve arıtma çamurlarının karakterizasyon analizleri.....	65
3.1.3 Sebze atıkları, büyükbaş hayvan gübresi ve arıtma çamuru karışım oranlarının belirlenmesi.....	66
3.1.4 Kesikli çalışmalar(Biyokimyasal Metan Potansiyeli(BMP))testleri...	69
3.1.4.1 Anaerobik aşı çamuru.....	72
3.1.4.1 Glikoz kontrol BMP değeri.....	72
3.1.5 Sürekli çalışmalar.....	73
3.1.6 Reaktörlerin işletilmesi.....	74
3.1.6.1 Yukarı akışlı çamur yataklı anaerobik reaktörlerin işletilmesi	74
3.2 Analiz Metodları.....	75
3.2.1 Kimyasal oksijen ihtiyacı(KOİ) tayini.....	75
3.2.2 Toplam katı madde(TKM) tayini.....	76
3.2.3 Uçucu katı madde(UKM) tayini.....	76
3.2.4 Alkalinite ölçümü.....	76
3.2.5 pH.....	77
3.2.6 Uçucu yağ asidi(UYA) ölçümü.....	77
3.2.7 Toplam gaz ölçümü.....	77
<b>4. BULGULAR ve TARTIŞMA</b> .....	78
4.1 Deneysel Bulgular.....	78
4.1.1 Kesikli Reaktör Deney Sonuçları.....	78
4.1.1.1 Sebze atıkları ve atık aktif çamurun birlikte anaerobik çürütülebilirliği.....	78
4.1.1.2 Büyükbaş hayvan gübresi ve atık aktif çamurun birlikte anaerobik çürütülebilirliği.....	88
4.1.1.3 Sebze atıkları, büyükbaş hayvan gübresi ve atık aktif çamurun birlikte anaerobik çürütülme kinetiği.....	96
4.1.1.4 Sebze atıkları, büyükbaş hayvan gübresi ve atık aktif çamurun birlikte anaerobik çürütülmesi ve biyogaz üretimi için kullanılan model sonuçları .....	99
4.1.2 Sürekli yukarı akışlı çamur yataklı (UASB) reaktör deney sonuçları..	102
4.1.2.1 Sürekli UASB reaktörlerin adaptasyon dönemi.....	102
4.1.2.2 Sürekli UASB reaktörlerin performansı.....	108
4.2 Tartışma.....	111
4.2.1 Anaerobik reaktörlerin performansı.....	111
4.2.2 Sivas Belediyesi kentsel atıksu arıtma tesisi çamurlarının faydalı kullanım alanlarının ve farklı bertaraf yöntemlerinin değerlendirilmesi.....	119
4.3 FTIR Analizleri.....	124
<b>5. SONUÇ VE ÖNERİLER</b> .....	130
<b>6. KAYNAKLAR</b> .....	134
<b>7. ÖZGEÇMİŞ</b> .....	145

## ŞEKİLLER DİZİNİ

	<u>Sayfa</u>
Şekil 2.1 Anaerobik süreç safhaları .....	6
Şekil 2.2 Eklenik metan üretimi eğrisinin şematik gösterimi .....	37
Şekil 3.1 Sivas Belediyesi atıksu arıtma tesisi proses akım şeması .....	62
Şekil 3.2 Deneysel çalışmada kullanılan sebze atıklarının sınıflandırılması ve kurutulmasının görünüşü.....	63
Şekil 3.3 Sebze atıkları, büyükbaş hayvan gübresi ve arıtma çamurlarının karakterizasyonu öncesi numune hazırlama.....	64
Şekil 3.4 Sebze atıkları, büyükbaş hayvan gübresi ve arıtma çamurlarının deneysel çalışma süreci görüntüleri.....	64
Şekil 3.5 BMP serum şişesi.....	70
Şekil 3.6 Deneysel çalışmada kullanılan sıcaklık kontrollü çalkalamalı inkübatörün görünüşü.....	70
Şekil. 3.7 UASB deney düzeneğinin şematik gösterimi.....	74
Şekil 3.8 Anaerobik reaktörlerden bir görünüm.....	75
Şekil.4.1 SIR(Substrat/aşı) oranı =0,5 ve farklı SA/AAÇ değerlerinde Kümülatif Metan gazının(ml CH <sub>4</sub> /gUKM)'nin zamanla değişimi.....	79
Şekil.4.2 SIR(Substrat/aşı) oranı =1 ve farklı SA/AAÇ değerlerinde Kümülatif Metan gazının(ml CH <sub>4</sub> /gUKM)'nin zamanla değişimi .....	79
Şekil.4.3 SIR(Substrat/aşı) oranı =0,5 ve farklı SA/AAÇ değerlerinde pH'ın zamanla değişimi.....	82
Şekil.4.4 SIR(Substrat/aşı) oranı =1 ve farklı SA/AAÇ değerlerinde pH'ın zamanla değişimi.....	83
Şekil.4.5 SIR(Substrat/aşı) oranı =0,5 ve farklı SA/AAÇ değerlerinde KOİ(mg/l)'nin zamanla değişimi.....	84
Şekil.4.6 SIR(Substrat/aşı) oranı =1 ve farklı SA/AAÇ değerlerinde KOİ(mg/l)'nin zamanla değişimi.....	85
Şekil.4.7 SIR(Substrat/aşı) oranı =0,5 ve farklı SA/AAÇ değerlerinde TKM(mg/l)'nin zamanla değişimi.....	86
Şekil.4.8 SIR(Substrat/aşı) oranı =1 ve farklı SA/AAÇ değerlerinde TKM(mg/l)'nin zamanla değişimi.....	86
Şekil.4.9 SIR(Substrat/aşı) oranı =0,5 ve farklı SA/AAÇ değerlerinde UKM(mg/l)'nin zamanla değişimi.....	87
Şekil.4.10 SIR(Substrat/aşı) oranı =1 ve farklı SA/AAÇ değerlerinde UKM(mg/l)'nin zamanla değişimi.....	88
Şekil.4.11 SIR(Substrat/aşı) oranı =0,5 ve farklı BHG/AAÇ değerlerinde Kümülatif Metan gazının(ml CH <sub>4</sub> /gUKM)'nin zamanla değişimi.....	89
Şekil.4.12 SIR(Substrat/aşı) oranı =1 ve farklı BHG/AAÇ değerlerinde Kümülatif Metan gazının(ml CH <sub>4</sub> /gUKM)'nin zamanla değişimi.....	90
Şekil.4.13 SIR(Substrat/aşı) oranı =0,5 ve farklı BHG/AAÇ değerlerinde pH'ın zamanla değişimi.....	92
Şekil.4.14 SIR(Substrat/aşı) oranı =1 ve farklı BHG/AAÇ değerlerinde pH'ın zamanla değişimi.....	92
Şekil.4.15 SIR(Substrat/aşı) oranı =0,5 ve farklı BHG/AAÇ değerlerinde KOİ(mg/l)'nin zamanla değişimi.....	93
Şekil.4.16 SIR(Substrat/aşı) oranı =1 ve farklı BHG/AAÇ değerlerinde KOİ(mg/l)'nin zamanla değişimi.....	93
Şekil.4.17 SIR(Substrat/aşı) oranı =0,5 ve farklı BHG/AAÇ değerlerinde TKM(mg/l)'nin zamanla değişimi.....	94

<b>Şekil.4.18</b> SIR(Substrat/aşı) oranı =1 ve farklı BHG/AAÇ değerlerinde TKM(mg/l)'nin zamanla değişimi.....	94
<b>Şekil.4.19</b> SIR(Substrat/aşı) oranı =0,5 ve farklı BHG/AAÇ değerlerinde UKM(mg/l)'nin zamanla değişimi.....	95
<b>Şekil.4.20</b> SIR(Substrat/aşı) oranı =1 ve farklı BHG/AAÇ değerlerinde UKM(mg/l)'nin zamanla değişimi.....	95
<b>Şekil 4.21</b> Anaerobik kesikli çalışmalarda KOI giderimi süresince SIR=0,5 ve SA/AAÇ oranı %90/%10 olan 9 nolu karışım oranı için 0.(a), 1.(b) ve 2.(c) derece reaksiyon kinetiği.....	97
<b>Şekil 4.22</b> Anaerobik kesikli çalışmalarda KOI giderimi süresince SIR=0,5 ve BHG/AAÇ oranı %70/%30 olan 7 nolu karışım oranı için 0.(a), 1.(b) ve 2.(c) derece reaksiyon kinetiği.....	99
<b>Şekil 4.23</b> UASB-1 reaktöründe 24 saatlik hidrolik bekleme süresinde giriş ve çıkış KOI konsantrasyonlarının zamanla değişimi.....	103
<b>Şekil 4.24</b> UASB-2 reaktöründe 24 saatlik hidrolik bekleme süresinde giriş ve çıkış KOI konsantrasyonlarının zamanla değişimi.....	104
<b>Şekil 4.25</b> UASB-1 reaktöründe 24 saatlik hidrolik bekleme süresindeki giriş ve çıkış pH değerlerinin zamanla değişimi.....	104
<b>Şekil 4.26</b> UASB-2 reaktöründe 24 saatlik hidrolik bekleme süresindeki giriş ve çıkış pH değerlerinin zamanla değişimi.....	105
<b>Şekil 4.27</b> UASB-1 reaktöründe 24 saatlik hidrolik bekleme süresindeki giriş ve çıkış alkalinite değerlerinin zamanla değişimi.....	105
<b>Şekil 4.28</b> UASB-2 reaktöründe 24 saatlik hidrolik bekleme süresindeki giriş ve çıkış alkalinite değerlerinin zamanla değişimi.....	106
<b>Şekil 4.29</b> UASB-1 ve UASB-2 reaktörlerinde 24 saatlik hidrolik bekleme süresindeki çıkış pH değerlerinin zamanla değişimi.....	109
<b>Şekil 4.30</b> UASB-1 ve UASB-2 anaerobik reaktörlerinde 24 saatlik hidrolik bekleme süresindeki her bir OLR için elde edilen toplam uçucu yağ asidi konsantrasyonlarının zamanla değişimi.....	110
<b>Şekil 4.31</b> UASB-1 ve UASB-2 anaerobik reaktörlerinde 24 saatlik hidrolik bekleme süresindeki Toplam uçucu asit konsantrasyonu ve Toplam uçucu Asit konsantrasyonu (TUA)/Toplam Alkalinite değerlerinin zamanla değişimi.....	111
<b>Şekil 4.32</b> UASB-1 ve UASB-2 reaktörlerinin 24 saatlik hidrolik bekleme süresince elde edilen KOI giderme verimleri.....	113
<b>Şekil 4.33</b> UASB-1 ve UASB-2 reaktörlerinin 24 saatlik hidrolik bekleme süresince elde edilen UKM giderme verimleri.....	114
<b>Şekil 4.34</b> UASB-1 ve UASB-2 reaktörlerinin 24 saatlik hidrolik bekleme süresince elde edilen toplam gaz verimleri(mltoplamgaz/gKOI).....	115
<b>Şekil 4.35</b> UASB-1 ve UASB-2 reaktörlerinin 24 saatlik hidrolik bekleme süresince elde edilen toplam gaz (ml) miktarları.....	116
<b>Şekil 4.36</b> UASB-1 ve UASB-2 reaktörlerinin pH-Alkalinite ilişkisi.....	119
<b>Şekil 4.37</b> Anaerobik çamurun arıtma öncesi ve arıtma sonrası reaktörlerdeki FTIR analizi.....	125
<b>Şekil 4.38</b> Kesikli çalışmalar öncesi sebze atığı(SA), atık aktif çamurun(AAÇ) ve kesikli çalışmalar sonrası SA-9 karışımına ait FTIR analizi.....	126
<b>Şekil 4.39</b> Kesikli çalışmalar öncesi büyükbaş hayvan gübresi (BHG), atık aktif çamurun(AAÇ) ve kesikli çalışmalar sonrası BHG-9 karışımına ait FTIR analizi.....	128

## ÇİZELGELER DİZİNİ

	<b><u>Sayfa</u></b>
<b>Çizelge 2.1</b> İyonların optimum ve inhibisyon derişimleri .....	11
<b>Çizelge 2.2</b> Anaerobik çürütme için besin elementleri gereksinimi .....	12
<b>Çizelge 2.3</b> Anaerobik olarak arıtılabilecek farklı kökenli atıklar .....	22
<b>Çizelge 2.4</b> Birlikte anaerobik çürütme prosesi sonucunda organik atıklardan üretilen biyogaz miktarı .....	23
<b>Çizelge 2.5</b> Literatürde birlikte anaerobik çürütme yönteminin uygulandığı çalışmalar .....	25
<b>Çizelge 2.6</b> Reaksiyon katsayısının integrasyon metodu ile gösterimi .....	33
<b>Çizelge 2.7</b> Modifiye gompertz ve modifiye lojistik modelleri .....	36
<b>Çizelge 2.8</b> Bazı Avrupa ülkelerinde deponi sahalarında bertarafı düşünülen atıkların azaltılması için yasal düzenlemeler .....	39
<b>Çizelge 2.9</b> Atıksu arıtma çamuru ve kentsel organik atığın anaerobik birlikte çürütülmesi üzerine tipik araştırmalar .....	47
<b>Çizelge 2.10</b> Arıtma çamurlarının özellikleri .....	52
<b>Çizelge 2.11</b> Biyogaz bileşimi.....	53
<b>Çizelge 2.12</b> Biyogazın teknik özellikleri .....	54
<b>Çizelge 3.1</b> Sebze atığı, büyükbaş hayvan gübresi ve arıtma çamuru karakteristikleri.....	65
<b>Çizelge 3.2</b> Birlikte anaerobik çürütülebilirlik çalışmalarında kullanılan karışım oranları .....	67
<b>Çizelge 3.3</b> Vanderbilt mineral ortamı bileşenleri ve miktarları .....	71
<b>Çizelge 4.1</b> Modifiye gompertz ve lojistik kinetik sonuçları .....	101



## SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

<b>KOI</b>	Kimyasal oksijen ihtiyacı
<b>UASB</b>	Yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktör
<b>C.Ü</b>	Cumhuriyet Üniversitesi
<b>SA</b>	Sebze atıkları
<b>BHG</b>	Büyükbaş hayvan gübresi
<b>AAÇ</b>	Atık aktif çamur
<b>F/M</b>	Besin/Mikroorganizma oranı
<b>UKM</b>	Uçucu katı madde
<b>CH<sub>4</sub></b>	Metan gazı
<b>SIR</b>	Substrat/Aşı Oranı
<b>CO<sub>2</sub></b>	Karbondioksit
<b>AP</b>	Anaerobik Parçalanma
<b>AÇ</b>	Anaerobik Çamur
<b>UYA</b>	Uçucu yağ asitleri
<b>OLR</b>	Organik yükleme hızı
<b>HRT</b>	Hidrolik Alıkonma Süresi
<b>SRT</b>	Katı Alıkonma Süresi
<b>C/N</b>	Karbon/Azot oranı
<b>AAT</b>	Atıksu Arıtma Tesisi
<b>EPDK</b>	Enerji Piyasası Düzenleme Kurumu
<b>EGSB</b>	Genleşmiş granüler çamur yataklı reaktör
<b>CSTR</b>	Sürekli karıştırmalı tank reaktör
<b>λ</b>	Gecikme süresi (gün)
<b>μ</b>	Spesifik biyogaz üretim hızı (ml/gUKM.gün)
<b>A</b>	Maksimum biyogaz üretim hızı(ml/gUKM)

## 1.GİRİŞ

Enerji kaynakları teknolojik gelişmeler ve bu gelişmelere bağlı olarak daha modern yaşama arzusuyla insanoğlu tarafından hızla tüketilmektedir. Enerjiye olan ihtiyacın her geçen gün artması, fosil yakıt kaynaklarının sınırlı oluşu, enerji kaynakları güvenliğinin sağlanmasındaki zorluklar ve bu kaynakların çevreye verdiği zararlar sebep sonuç ilişkileriyle değerlendirildiğinde enerjide sürekliliğini sağlamak ve çevre kirliliğini önlemek için yenilenebilir enerji kaynaklarına yönelim kaçınılmaz olmuştur. Yenilenebilir enerji kaynaklarının (güneş, rüzgâr, biyogaz, biyokütle, jeotermal, hidrolik, hidrojen ve dalga) geliştirilmesiyle birlikte fosil yakıtlara olan ihtiyacın azalması bu yüzden ülkemiz için sürdürülebilir bir ekonomik büyümenin ön şartıdır. Yenilenebilir enerji üretimi ve sera gazı emisyonlarının ve fosil yakıtlarla ilişkili enerji ihtiyacının azaltılması, biyokütlenin anaerobik çürütülmesini cazip bir seçenek haline getirmiştir. Yenilenebilir biyokütleden anaerobik çürütme yoluyla üretilen metan zengin bir biyoyakıt olarak ilgi çekmiştir.

Yaygın olarak yapılan sebze ve meyve üreticiliği sonucunda her yıl büyük miktarda sebze atığı oluşmaktadır. Sebze ve meyve üretimi sonucunda oluşan bu atıklar biyokütleden enerji üretimi için stratejik bir kaynağı temsil etmesine rağmen, kontrolsüz bir şekilde ormanlık alanlara ve deponi alanlarına atılmakta veya yakılmaktadır. Atık su arıtma tesislerinin hızla gelişmesiyle birlikte, ülkemizde büyük miktarlarda atık aktif çamur üretilmiştir. Atık aktif çamur çok miktarda su, mikroorganizma ve çeşitli organik ve inorganik maddeler içerir. Atık aktif çamurların arıtılması ve depolanması bu yüzden atık su arıtma tesisleri için önemli bir çevresel sorundur. Ayrıca, arıtma çamurlarının çevre kirliliği ve insan sağlığı açısından bertarafı gerekmektedir. Atıksu arıtma tesislerinde üretilen çamur miktarının çözülmesi gerekli bir problem olduğu bilinmesine rağmen arıtma çamurları genellikle deponi alanlarında depolanmakta veya ormanlık alanlara atılmaktadır. Diğer yandan, atık aktif çamur önemli bir biyoyakıt kaynağıdır. Anaerobik çürütme, arıtma çamurundaki biyoenerjiyi verimli şekilde metan yakıtına dönüştürebilir. Arıtma çamurlarının nihai bertarafının sağlanması amacıyla sadece Sivas şehir merkezindeki mevcut atıksu arıtma tesisinde gelecekte çamurun değerlendirilmesi için anaerobik çamur çürütme sistemi yapılması amacıyla rezerv alan bırakılmıştır.

Arıtma tesislerinde oluşan ve biyokatı olarak bilinen yüksek miktarlarda oluşan arıtma çamurları, büyükbaş hayvan gübre atıkları ve sebze, meyve atıkları için uygulanan kontrolsüz bertaraf yöntemleri doğal kaynaklar açısından ciddi bir tehdit oluşturmaktadır. Bununla birlikte, sebze ve meyve atıkları, büyükbaş hayvan gübre atıkları ve arıtma çamurları enerji üretiminde önemli biyokütle kaynaklarıdır. Biyokütleden; kimyasal, termokimyasal ve biyokimyasal proseslerle (fermentasyon ve anaerobik çürütme) pek çok sıvı, katı veya gaz biyoyakıtlar (biyoetanol, biyodizel, biyogaz, biyometan, sentetik biyoyakıtlar, hidrojen, elektrik ve ısı vb.) elde edilmektedir (Kamm ve Kamm, 2004). Son yıllarda tarımsal, evsel ve endüstriyel organik atıklardan anaerobik çürütme ile biyogaz üretimi artmakta ve uygulama alanları da gelişmektedir. Organik atıkların anaerobik parçalanabilirliğini geliştirmek için sunulan bir seçenek farklı türden organik atıkların birlikte anaerobik olarak çürütülmesidir (co-digestion). Bu yöntemde, esas substrat materyal (hayvan atıkları veya arıtma çamuru) bir veya daha fazla substrat ile karıştırılmaktadır. Yüksek metan verimliliği sağlanması, organik atıkların birlikte anaerobik çürütülmesinin en önemli avantajıdır.

Bu tez çalışması kapsamında, Sivas Cumhuriyet Üniversitesi merkezi kafeterya yemekhanesinden elde edilen sebze atıkları, Sivas ahırlar bölgesinden temin edilen büyükbaş hayvan gübresi ile arıtma çamurlarının anaerobik çürütülebilirliğini geliştirerek biyogaz üretimini arttırmak için arıtma çamurları ve sebze atıkları, büyükbaş hayvan gübresi 0,50 ve 1 olmak üzere 2 farklı Substrat/Aşı (SIR) oranı ve substrat konsantrasyonu sırasıyla her şişe için Sebze atığı/ Atık aktif çamur (SA/AAÇ) ve Büyükbaş hayvan gübresi/Atık aktif çamur (BHG/AAÇ) %100:%0, %90:%10, %70:%30, %50:%50, %30:%70, %10:%90, %0:%100 oranlarında sebze atığı, büyükbaş hayvan gübresi ve arıtma çamuru(geri devir çamuru) içerecek şekilde olmak üzere 7 farklı SA/AAÇ ve BHG/AAÇ oranlarında kesikli çalışmalar yürütülmüş ve metan üretim potansiyelleri standart BMP testi ile değerlendirilmiştir.

Arıtma çamuru ve yemekhane sebze atıkları, büyükbaş hayvan gübresi birlikte anaerobik çürütülebilirliğinde, arıtma çamuruna eklenen sebze atığı ve büyükbaş hayvan gübresinin karışımındaki miktarının arttırılmasıyla KOİ giderim verimi, UKM giderim verimi, metan üretiminin arttığı belirlenmiştir. Karışım numuneleri arasında en yüksek kümülatif metan üretimi 268,64 mLCH<sub>4</sub>/gUKM değeri ile SIR oranı 0,5 ve (SA/AAÇ) 90:10 karışım oranından elde edilmiştir.

Bu çalışma kapsamında, seçilen ek substratlar(sebze atığı, büyükbaş hayvan gübresi)

eklenerek, atık su arıtma tesisi çamurunun birincil substrat olarak kullanıldığı birlikte anaerobik çürütmeden biyogaz üretimini arttırmayı değerlendirmek için iki deneysel aşama gerçekleştirilmiştir.

Birinci aşamada, atık su arıtma tesisi çamurunun birincil substrat olarak kullanıldığı birlikte anaerobik çürütmede kentsel organik atıkların (CÜ merkezi kafeterya yemekhane sebze atıkları (SA) ve Sivas ahırlar bölgesi büyükbaş hayvan gübresi (BHG)) ek substratlar olarak kullanımının uygunluğu incelenmiştir. SA ve BHG, ideal tahmini substrat/aşı(SIR) oranı aralıkları sırasıyla 0.50-1.00 seçilerek, birlikte anaerobik çürütmede biyogaz üretimine etkisi incelenmiştir. Bütün anaerobik çürütme işlemini temsil etmek için doğrusal ve doğrusal olmayan regresyon modelleri kullanılmış ve Sebze atığı tercih edilen ek substrat olarak belirlenmiştir.

İkinci aşamada, 70 cm yüksekliğinde 14 cm çapında ve 10 litre hacmi olan 2 adet silindirik paslanmaz çelik reaktör kullanılarak, İzmit Pakmaya Endüstrisinin UASB(Yukarı akışlı çamur yataklı anaerobik reaktör) reaktöründen aşı mikroorganizması temin edilmiş ve sistem yaklaşık 2 ay gibi bir süre adapte edilmeye çalışılmıştır. Bu aşamada evsel atıksu niteliğindeki besleme çözeltisi ile kimyasal oksijen içeriği(KOI) ayarlanarak önce kesikli düzende sonra sürekli besleme ile aklime edilmiştir.

Üçüncü aşamada, kesikli testler sonucunda tercih edilen ek besi maddesi olan SA'la anaerobik birlikte çürütme Sivas atıksu arıtma tesisi laboratuvarında bulunan laboratuvar ölçekli UASB çürütücülerinde test edilmiştir. Hidrolik alıkonma süresi(HRT)=24 saat ve çürütme sıcaklığı(37°C) seçilerek, 2 farklı 1 g KOI/l.gün ve 2,5 g KOI/l.gün organik yükleme hızının(OLR) biyogaz üretimi üzerindeki etkileri değerlendirilmiştir. En iyi toplam biyogaz üretim verimi 508 ml toplamgaz/gKOİ olarak HRT=24 saat ve OLR=1 g KOİ/L.gün'de mezofilik (37°C ) birlikte çürütülmede elde edilmiştir.

Çalışmadan çıkan olumlu sonuçlar devam edecek araştırma programlarında tam ölçekli incelemeye ve kentsel organik atıkların birlikte çürütülebilirliği üzerine yapılacak araştırma alanına değerli bilgi ve orijinal katkı sunacaktır. Sivas bölgesinde oluşan evsel atıksu arıtma tesisi çamurları ile sebze atıklarının birlikte anaerobik çürütme prosesi ile değerlendirilmesinin bir alternatif seçenek olabileceğini ortaya çıkarmakta ve birlikte anaerobik çürütme prosesine ait bilimsel ve teknik verileri sunmaktadır.

## 2. KURAMSAL BİLGİLER

### 2.1. Anaerobik Çürütme Prosesi

Anaerobik Çürütme (AÇ); insanlık tarafından kullanılan tarihteki en eski işleme teknolojilerinden biridir. 1970'li yıllara kadar, atık su arıtma tesislerinde atık yönetimi olarak yaygın kullanılmaktaydı (Palmisano vd., 1996). Endüstriyel ve evsel atık suların arıtımında kullanılan anaerobik arıtma teknolojisi yaklaşık yüz yıl önce kullanılmaya başlanan eski bir teknolojidir (Türker, 2008). Bu bağlamda anaerobik arıtma teknolojilerinin gelişimi 19. yüzyılın başlarına dayanmakta olup, II. Dünya Savaşı sonrasında enerji kaynaklarında yaşanan kriz nedeni ile hızlı bir gelişme göstermiştir (Mata-Alvarez, 2003).

Anaerobik arıtma, farklı mikroorganizma gruplarının rol aldığı kompleks bir biyokimyasal prosestir (Parkin ve Owen, 1986). Oksijene karşı hassas olan veya oksijen varlığında tamamen inhibe olan bu bakteri konsorsiyumu organik maddeleri biyolojik yollarla  $CH_4$  ve  $CO_2$ 'ye dönüştürmektedir (Gujer ve Zehnder, 1983; Vartak vd., 1997).

Anaerobik çürütme (AÇ), biyogaz üretiminde avantajlıdır; kaynak kazanımı ve yenilenebilir enerji kaynaklarının korunmasına katkı sağlar (Levis vd., 2010). Ancak bu işletmeler, yüksek yatırım ve işletme maliyetlerinden dolayı ekonomik olarak uygun olup olmadıkları konusunda sorgulanmaktadır. Ayrıca piyasada 40'dan fazla farklı AÇ teknolojileri mevcuttur ve en iyisini tanımlamak zordur (Kelleher, 2007).

Çevre kirliliğine neden olan atıkların arıtımının sağlanması ve değerli bir yan ürün olan metan gazı üretebilmesi sebebiyle anaerobik biyoteknoloji yenilenebilir enerji kaynakları arasında dikkat çekmektedir. Ayrıca, yaygın olarak kullanılan diğer arıtma yöntemlerine göre daha az enerji ve besin gerektirmesi, daha düşük işletme maliyetine sahip olması, mevsimsel kullanıma olanak sunması ve üretilen metan gazından ısı ve enerji eldesi anaerobik çürütmeyi çekici kılmaktadır (Demirer, 2001).

#### 2.1.1. Anaerobik çürütme proses basamakları

Anaerobik arıtma, oksijensiz ortamda fakültatif bakterilerin ve mikroorganizmaların organik maddeleri parçalamasına dayanan karmaşık bir biyolojik süreçtir. Bu süreç organik maddelerin oksijensiz ortamda metan ( $CH_4$ ), karbondioksit ( $CO_2$ ) ve amonyak ( $NH_3$ ) gibi inorganik maddelere dönüştürüldüğü bir işlemdir (Johnson, 1999).

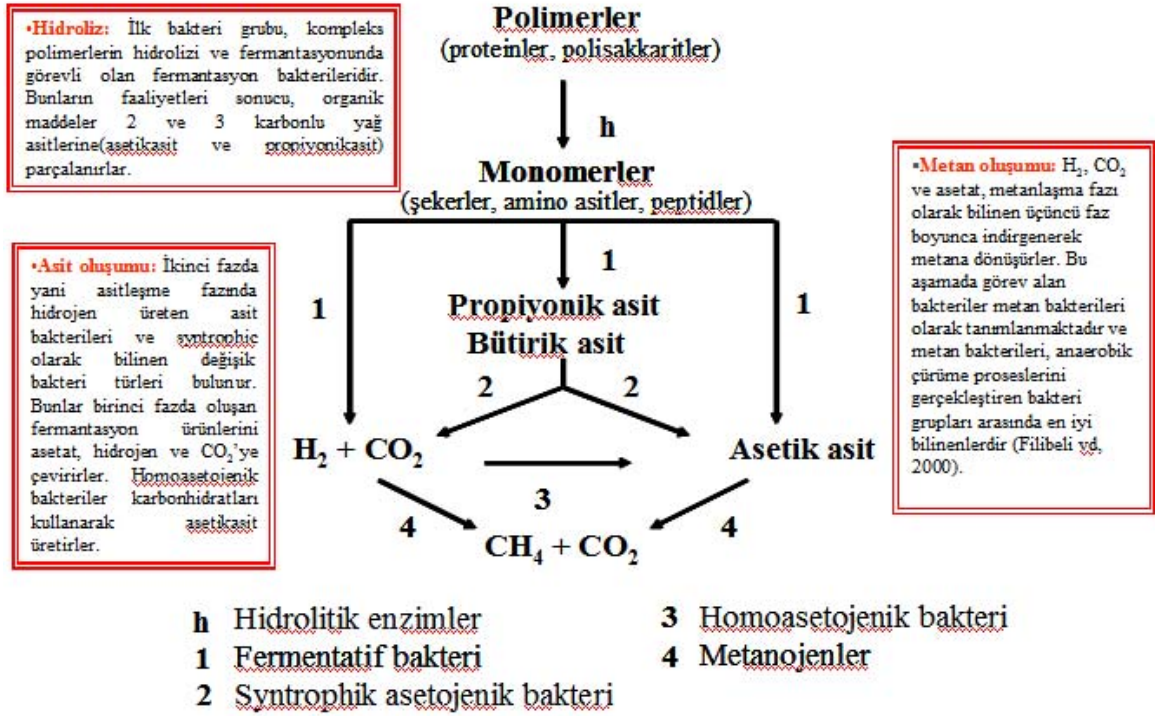
Şekil 2.1’de verildiği gibi anaerobik arıtma temel olarak üç safhada gerçekleşir Bunlar hidroliz, asit oluşumu (acidogenesis) ve metan oluşumu (methanogenesis) aşamalarıdır.

1. Yüksek yoğunluklu organik maddelerin hidroliz sonucu düşük yoğunluğa sahip organik maddelere dönüştürülmesi (hidroliz safhası),

2. Düşük yoğunluklu organik maddelerin asit bakterilerince asetata dönüştürülmesi (asit oluşumu safhası),

3. Metan bakterileri tarafından asetat,  $H_2$  ve  $CO_2$ ’den metan üretimi (metan oluşumu safhası) (Çoban, 2009).

Anaerobik çürütme prosesinde eğer bu üç basamağın ayrışma oranları eşit ise anaerobik çürütme etkili bir şekilde gerçekleşir. Eğer ilk basamak inhibe olursa ikinci ve üçüncü basamaklar için gerekli substrat miktarı sınırlanacağından metan üretiminde azalma meydana gelir. Eğer üçüncü basamak inhibe olursa ikinci basamakta oluşan asitin birikimi meydana gelir, bu olay sonucunda alkalinite kaybı ve pH düşüşü meydana gelir ve üçüncü basamak olan metan oluşumu kısıtlanmış olur. Anaerobik çürütücülerde en genel sorun metan oluşturan bakterilerin yani üçüncü adımın inhibisyonudur. Anaerobik çürütme prosesi farklı bakteri gruplarını içermektedir. Bu gruplar, bir grubun işlevi diğer grubun substratını oluşturacak şekilde ardışık olarak çalışır. Bu nedenle, her bir grup diğer bir grup ile zincir halkası şeklinde bağlantılıdır, en zayıf halka asetat oluşumu ve metan üretimidir (Gerardi, 2003).



Şekil 2.1 Anaerobik süreç safhaları (Lettinga, 1991).

### 2.1.1.1. Hidroliz

Hidroliz; kompleks organik moleküllerin (proteinler ve karbonhidratlar (polisakkaritler)) çözünebilir monomerlere (bileşenlere) ayrılmasını sağlayan reaksiyondur. Bu reaksiyon, hidrolitik ve fermentatif bakteriden elde edilen enzimler tarafından katalize edilmektedir (selülaz, proteaz, lipaz). Bu reaksiyonun ürünleri çözünür şekerler, amino asitler; gliserol ve uzun zincirli karboksilik asitlerdir (Ralph ve Dong, 2010). Şekil 2.1'de kompleks organik atıkların anaerobik çürütme süreçleri gösterilmektedir.

Karbonhidratlar, proteinler ve yağlar gibi kompleks organik bileşiklerin daha basit yapıya çözünebilir bileşikler olan şekerler, amino asitler ile uzun zincirli yağ asitleri ve gliserine dönüşümleri, fermentatif bakterilerin hücre dışı enzim salgılaması yoluyla gerçekleşmektedir. Bu basamak genel olarak hidroliz aşaması olarak tanımlanmaktadır. Hidroliz basamağı, yağ veya büyük bir bölümü partiküler organik madde olan atıkların (örneğin atık çamur, hayvan atığı ve yemek atığı) artıldığı anaerobik arıtım prosesleri için hız sınırlayıcı basamak olarak bilinmektedir. Bu tür atıkların arıtıldığı eski tip çürütücülerde metan üretim hızı, partiküler madde çözünme hızı ile orantılıdır (Khanal, 2008).

Hidroliz hücre dışı enzimlerce gerçekleştirilen oldukça yavaş bir süreçtir. Reaksiyon hızını etkileyen en önemli faktörler pH, sıcaklık ve çamur yaşı (mikroorganizma bekleme süresi)'dir. Havasız arıtmada hidroliz, organik madde özellikleri, reaktör tipi, sıcaklık ve yüklemekten etkilenmektedir (Ubay, 1993).

### **2.1.1.2. Asit üretimi**

Asit üretimi aşamasında hidroliz ürünleri esas olarak asetik aside dönüştürülmektedir. Ancak bu safhada iki farklı bakteri grubu rol aldığı için bu süreç literatürde iki aşamada ardışık gerçekleşen asidojenesis ve asetojenesis olarak isimlendirilmektedir.

Bu aşama; hidroliz ürünlerinin etanol, karbon dioksit ve hidrojen gibi asetik, propiyonik, bütirik asit gibi basit organik asitlerine dönüşmesini sağlayan asit üreticileri olarak bilinen mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilir. Asit oluşturan kademe; fermentasyon ve acetogenesis reaksiyonlarından oluşan 2 kademeli reaksiyonu içermektedir. Fermentasyon sırasında hidroliz sonucu oluşan çözünebilir organik ürünler; basit organik bileşiklere, çoğunlukla uçucu (kısa zincirli) yağ asitlerine dönüşür(örneğin propiyonik, formik, bütirik, valerik, vb ketonlar ve alkoller) Oluşan uçucu yağ asitleri hidrojen üreten asetojenik bakteriler tarafından asetik asit, hidrojen ve karbondioksit'e çevrilmektedir.

Bu aşamada oluşan tipik reaksiyonlar aşağıdaki gibidir:

- ✓ Glikozun etanole dönüşümü
- ✓ Glikozun propionata dönüşümü

Propiyonik ve bütirik asit gibi bileşenlerin asetojenikliğinde, hidrojenin varlığı kritik derecede önemlidir. Bu reaksiyonlar hidrojen konsantrasyonu az olursa devam edebilir (Ralp & Dong, 2010). Bu nedenle, hidrojeni tüketen bakterilerin varlığı, bu reaksiyonun termodinamik fizibilitesi açısından çok önemlidir (Ostrem & Themelis, 2004). Acetogenesis aşamasında önemli reaksiyonlar aşağıdaki gibidir (Ostrem & Themelis, 2004).

- ✓ Glikozun asetata dönüşmesi
- ✓ Etanolun asetata dönüşmesi
- ✓ Propiyonatın asetata dönüşmesi
- ✓ Bikarbonatın asetata dönüşmesi



### 2.1.1.3. Metan Üretimi

Metan üretimi, anaerobik çürütmede özellikle yüksek konsantrasyonlarda hidrolizi yavaş gerçekleşen maddeler yoksa hız sınırlayıcı basamaktır ve metanojenesis olarak isimlendirilmektedir. Metan, asetik asitin dekarboksilasyonu ve/veya H<sub>2</sub> ve CO<sub>2</sub>'in indirgenmesi sonucunda üretilmektedir. Anaerobik çürütmede metanın yaklaşık %30'u H<sub>2</sub> ve CO<sub>2</sub>'den, %70'i asetik asitin dekarboksilasyonundan üretilmektedir. H<sub>2</sub> ve CO<sub>2</sub>'den metan üreten arkeler, asetik asit kullanan arkelere oranla çok daha hızlı çoğalmaktadır. Anaerobik çürütmede H<sub>2</sub> tüketen arkelerin faaliyeti nihai ürün olan metanın oluşması açısından önemlidir. Bu arkeler sayesinde H<sub>2</sub> konsantrasyonu sürekli düşük seviyelerde tutularak sistemdeki diğer mikroorganizmaların faaliyetlerinin devamı sağlanmaktadır (Öztürk, 2007). H<sub>2</sub> tüketen metan arkelerinin maksimum faaliyeti için H<sub>2</sub>'nin kısmi basıncının 10<sup>-4</sup> – 10<sup>-6</sup> atm aralığında tutulması gereklidir (Speece, 1996).

Anaerobik çürütmenin devam edebilmesi için reaktörde metan oluşturan bakterilerle diğer bakteri grupları dinamik bir denge içinde olmalıdır. Ayrıca mikroorganizmaları inhibe eden toksik maddelerin, örneğin ağır metallerin ve sülfürün bulunmaması zorunludur. Ortam pH'ı 6,6-7,6 arasında olmalıdır ve pH'ı 6,2 civarında tutabilecek miktarda alkalinite bulunmalıdır. Çünkü bu pH değerinin altında metan bakterileri faaliyet gösteremezler. Anaerobik reaktörlerde normal olarak 1000 mg/L ile 5000 mg/L arasında alkalitenin ve 250 mg/L 'den daha az yağ asitlerinin bulunması gerekmektedir (Metcalf&Eddy, 2004). Asit oluşturan bakterilerin ve metan oluşturan bakterilerin çalışma hızı aşağı yukarı aynıdır, metanojenik basamağın metabolik aktivitesi güvenlidir. Kompleks organik bileşiklerin metan ürünlerine dönüşme hızı bileşiklerin metan bakterileri tarafından kullanılabilir hale gelme hızı ile aynıdır. Anaerobik dönüşme, organik bileşiklerin ayrışması, asetat üretimi ve kompleks organik bileşiklerin ayrışmasının hız sınırlayıcı basamağıdır. Organik bileşikler için hidroliz basamağı hız sınırlayıcı basamak olabilir (Gerardi, 2003).

Anaerobik atık stabilizasyonunda, asetojenler ve metanojenler arasında simbiyotik ilişki mevcuttur. Bu simbiyotik ilişki anaerobik sistemi dengede tutmaktadır. Bu dengenin en önemli göstergesi çıkış akımında UYA'ların konsantrasyonunun belirlenmesidir. Normal işletilen bir anaerobik sistemde, çıkış UYA konsantrasyonu 50-250 mg HAc/L

aralığındadır. Aşırı yükleme, toksisite, nutrient eksikliği veya biyokütlenin yıkanması nedeniyle simbiyotik ilişki bozulduğunda, UYA birikmekte ve UYA konsantrasyonu giderek artmaktadır. UYA birikimi, pH'ın beklenmedik bir şekilde düşmesine ve anaerobik sistemin bozulmasına neden olmaktadır (Khanal, 2008). Kararlı koşullarda UYA konsantrasyonu düşük seviyelerdedir (100-300 mgHAc/L). Kararlı olmayan koşullarda örneğin anaerobik reaktörün devreye alınması aşamasında UYA konsantrasyonu 1000–1500 mg HAc/L'ye ulaşabilmektedir (Öztürk, 1999).

### **2.1.2. Anaerobik çürütme prosesini etkileyen çevresel faktörler**

Anaerobik çürütme prosesini katalizleyen mikroorganizmalar çevresel koşullara duyarlıdır. Bu nedenle reaktörde optimum koşulların sağlanması gerekmektedir.

#### **2.1.2.1. Sıcaklık**

Sıcaklık, çürütülecek substratın içinde bulunan bileşenlerin fizikokimyasal özellikleri üzerinde önemli bir etkiye sahiptir. Aynı zamanda mikroorganizmaların büyüme hızını ve metabolizmasını ve bu nedenle de anaerobik çürütücü içindeki nüfus dinamiklerini de etkiler. Metanojenler artan sıcaklığa en duyarlı gruplardan biridir. Propiyonat ve bütiratın bozunması da 70°C üzerindeki sıcaklıklara duyarlıdır. Yükselen bir sıcaklık organik bileşiklerin artan çözünürlüğü, artan biyolojik ve kimyasal reaksiyon hızları, ve artan patojen ölüm oranları(termofilik şartlar) dahil çok sayıda faydası vardır.

Ancak, yüksek sıcaklık(termofilik) uygulanmasının önleyici etkileri vardır; mikroorganizmalar için yavaşlatıcı bir rol oynayan serbest amonyak kısmında artış olacak, Uçucu yağ asitlerinin pK<sub>a</sub>'sının artması süreci yavaşlatmaya daha duyarlı hale getirecektir. Bu yüzden termofilik çürütme mezofilik sindirimle karşılaştırıldığında daha hassastır.

Organik atıkların anaerobik çürütülmesinde metanojenler için üç sıcaklık aralığı bulunmaktadır. Anaerobik çürütmede; psikrofilik (5-15°C), mezofilik (35-40°C) ve termofilik sıcaklık (55°C) kullanılmaktadır (Khanal, 2008). Mikroorganizmaların büyüme hızı, 10°C'den 35°C'ye kadar her 10°C'lik sıcaklık artışında yaklaşık olarak iki kat artmaktadır. Büyüme hızı 35–40°C sıcaklık aralığında genellikle değişmemektedir (Rittmann ve McCarty, 2001). Anaerobik proste metanojenlerin asetojenlere oranla sıcaklık hassasiyeti daha yüksektir (Speece, 1996).

Sıcaklıktaki keskin ve/veya sık oynamalar özellikle metanojenler olmak üzere bakterileri etkilediği için çürütücüde istikrarlı bir işletim sıcaklığı sağlamak önemlidir. 0.6°C/gün'den fazla sıcaklık değişimlerinden kaçınılmalıdır.

#### **2.1.2.2. pH ve alkalinite**

Anaerobik çürütme, pH 6,0–8,5 aralığında gerçekleşmektedir. Anaerobik çürütmeyi katalizleyen popülasyondaki her bir grubun optimum pH değeri birbirinden farklıdır. Asidojenlerin optimum pH'sı 5,5–6,5 iken, metanojenler için nötral pH optimum olmakla birlikte pH 7,8–8,2 aralığında yaşamlarını devam ettirebilmektedirler (Khanal, 2008). Anaerobik reaktörde UYA birikimi sonucunda ortam pH'sı düşme eğilimi göstermektedir. Ortam pH'sının düşmesiyle metanojenler inhibe olmaktadır. Anaerobik reaktör içerisinde oluşan organik asitler ve karbondioksit pH'yı düşürürken, amonyak ve sülfid üretimi pH'yı yükseltmektedir (Türker, 2008). pH 8,2'den büyük değerlere ulaştığında metanojenik aktivitenin iyonize olmamış amonyak tarafından engellendiği düşünülmektedir. Anaerobik reaktörün işletmeye alınması ve aşırı yüklenmesi durumunda pH 6,6'nın altına düşmektedir.

Anaerobik çürütme proseslerinde alkalinite 1.000–5.000 mgCaCO<sub>3</sub>/L aralığında değişmektedir (Tchobanoglous vd., 2003). Anaerobik çürütme prosesinde metabolik alkalinite olarak adlandırılan alkalinite kaynakları mevcuttur. Protein gibi azotlu organik bileşiklerin parçalanmasından açığa çıkan amonyum oranına bağlı olarak metabolik alkalinite oluşmaktadır. Ayrıca, anaerobik metabolizma sırasında sülfat ve sülfidin indirgenmesinden de metabolik alkalinite oluşmaktadır Bu nedenle anaerobik çürütmede pH kontrolü için ihtiyaç duyulan alkalinite açısından azotlu organik bileşiklerin, sülfatlı bileşiklerin ve UYA'nın konsantrasyonu önemlidir (Speece, 1996). Anaerobik çürütme sistemlerinin stabilitesi UYA/ALK (Uçucu Yağ Asitleri/Alkalinite) oranı ile ayarlanabilmektedir. Reaktörün işletilmesi esnasında TUA/Alkalinite oranı 0,1 değerini aşmamalıdır. Ortam pH'sının düşmesi ve alkalinitenin azalması durumunda, sistem alkalinitesinin artırılması gereklidir. Yaygın olarak Ca(OH)<sub>2</sub>, NaHCO<sub>3</sub>, Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>, NaOH, NH<sub>3</sub> veya NH<sub>4</sub>HCO<sub>3</sub> kullanılmaktadır. Ancak alkalinite ihtiyacının karşılaması için eklenen Ca(OH)<sub>2</sub>, NaHCO<sub>3</sub> ve NaOH gibi kimyasallar reaktördeki sodyum (Na) ve kalsiyum (Ca) katyon dengesini bozmakta ve anaerobik arkeleri inhibe etmektedir (Rittmann ve McCarty, 2001). Çizelge 2.1'de anaerobik çürütmede sistem alkalitesini arttırmak için ilave edilen iyonların optimum ve inhibisyon derişim değerleri verilmiştir (Meynell, 1976).

Anaerobik çürütme sırasında üretilen UYA'leri pH'ı düşürme eğilimindedir. Bu düşüş normal olarak, aynı zamanda karbon dioksit, amonyak ve bikarbonat formunda bazlık üreten metanojenik bakterinin faaliyetiyle karşılanır. Sistem pH'ı gaz aşamasında CO<sub>2</sub> konsantrasyonuyla ve sıvı aşamasında HCO<sub>3</sub> bazlığıyla kontrol edilir. Gaz aşamasındaki CO<sub>2</sub> konsantrasyonu sabit kalırsa, HCO<sub>3</sub> bazlığının muhtemel eklenmesi sindirici pH'ını arttırabilir. İstikrarlı ve düzgün tamponlanmış bir çürütme işlemi için tamponlama kapasitesi 70 meq CaCO<sub>3</sub>/l veya bikarbonat/UYA molar oranı en az 1.4:1 korunmalıdır.

**Çizelge 2.1** İyonların optimum ve inhibisyon derişimleri (Meynell, 1976).

İyonlar	Optimum Konsantrasyon (mg/L)	Düşük İnhibisyon (mg/L)	Yüksek İnhibisyon (mg/L)
Sodyum (Na)	100-200	3500-5500	8000
Potasyum (K)	200-400	2500-4500	12000
Kalsiyum (Ca)	100-200	2500-4500	8000
Magnezyum (Mg)	75-150	1000-15000	3000
Amonyak (NH <sub>3</sub> )	50-1000	15000	8000

### 2.1.2.3. Besinler ve iz elementler

Anaerobik proste yeni hücre sentezini desteklemek için makro (azot ve fosfor) ve mikro besinlerin (iz elementler) sağlanması gereklidir. İhtiyaç duyulan makro ve mikro besinler varolan mikrobiyal hücrenin büyümesi ve yeni hücrelerin sentezi için gereklidir (Khanal, 2008). Hücre kütlesi yaklaşık olarak %12 azot içermektedir. Bu, üretilen her 100 g anaerobik biyokütle için 12 g azotun gerekli olduğu anlamına gelmektedir. Fosfor ihtiyacı ise azot ihtiyacının 1/7–1/5'i kadardır. Makro besin ihtiyacının belirlenmesinde kullanılan diğer bir yöntem atıksuyun KOİ değerini temel almaktadır. Anaerobik proste azot ve fosfor miktarının hesaplanmasında yüksek yüklü atıksular (0,8 kg KOİ/kg UKM.gün) için minimum teorik KOİ:N:P oranı 350:7:1 ve düşük yüklü atık

sular (<0,5 kg KOİ/kg UKM.gün) için bu oran 1000:7:1 olarak kullanılmaktadır (Henze ve Harremoes, 1983).

Anaerobik sistemde metanojenlerin aktivasyonu için sodyum (Na), potasyum (K), magnezyum (Mg), kalsiyum (Ca), demir (Fe), kükürt (S), nikel (Ni), kobalt (Co) ve molibden (Mo) en önemli iz elementlerdir. Bu maddeler eşik değerlerini aşmadıkları sürece inhibisyon etkisi yaratmamakta ve metabolik etkinliği hızlandırmaktadır (Rittmann ve McCarty, 2001).

Her bir nütrientin ihtiyaç duyulan miktarı birbirinden farklıdır. Çizelge 2.2’de anaerobik arıtma sürecini geliştirdiği tespit edilen makro ve mikro besinlerin değerleri verilmiştir (Speece, 1996).

**Çizelge 2.2.** Anaerobik çürütme için besin elementleri gereksinimi (Speece, 1996).

Elementler	İhtiyaç (mg/gr KOİ)	Maksimum Konsantrasyon (mg/L)	Eklenen Form
<b>Makro Elementler</b>			
Azot	5-15	50	NH <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> Cl, NH <sub>4</sub> HCO <sub>3</sub>
Fosfor	0,8-2,5	10	NaH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> , H <sub>3</sub> PO <sub>4</sub>
Sülfür	1-3	5	MgSO <sub>4</sub> *7H <sub>2</sub> O
<b>Mikro Elementler</b>			
Demir (Fe)	0,03	10	FeCl <sub>2</sub> *4H <sub>2</sub> O
Kobalt (Co)	0,003	0,02	CoCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O
Nikel (Ni)	0,004	0,02	NiCl <sub>2</sub> *6H <sub>2</sub> O
Çinko (Zn)	0,02	0,02	ZnCl <sub>2</sub>
Bakır (Cu)	0,004	0,02	CuCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O
Mangan (Mn)	0,004	0,02	MnCl <sub>2</sub> *4H <sub>2</sub> O
Molibdat (Mo)	0,004	0,05	NaMoO <sub>4</sub> *2H <sub>2</sub> O
Selenyum (Se)	0,004	0,08	Na <sub>2</sub> SeO <sub>3</sub>
Tungsten (W)	0,004	0,02	NaWO <sub>4</sub> *2H <sub>2</sub> O
Boron (B)	0,004	0,02	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>

#### **2.1.2.4. Organik yükleme hızı**

Organik yükleme hızı, (OLR) birim hacim ( $m^3$ ) biyoreaktöre günlük olarak beslenen organik madde miktarı olarak tanımlanmaktadır. Organik yükleme hızı anaerobik çürütme sistemlerinde önemli bir kontrol parametresidir (Zaher vd., 2007). Organik yükleme hızı anaerobik reaktörlerin boyutlandırılmasında ve tasarımında önemli bir kriterdir (Khanal, 2008).

Organik yükleme hızı organik maddelerin metan oluşum yoluyla giderimi ve reaktörde tutulan metanojenlerin miktarı ile ilişkilidir. Başka bir ifadeyle, yüksek metanojenik aktiviteye sahip biyokütlenin reaktörde tutulması organik maddenin verimli bir şekilde giderimini ve yüksek organik yükleme hızlarına ulaşılmasını sağlamaktadır (Alkaya, 2008). Romano ve Zhang (2008), optimum OLR'nin substrat, reaktör tipi, hidrolik alıkonma süresi, besin elementleri ve alkalinite gibi işletme parametrelerine bağlı olduğunu belirtmişlerdir. Askıda ve bağlı büyüme kullanılan reaktörlerde tipik organik yükleme değerleri sırasıyla 0,25–3 ve 10– 100 g KOİ/L.gün olarak verilmiştir (Rajeshwari vd., 2000). UASB, EGSB, anaerobik filtre ve akışkan yatak gibi yüksek yüklü anaerobik reaktörler 10–40 kg KOİ/ $m^3$ gün organik yükleme arıtım kapasitelerine sahiptir (Khanal, 2008).

#### **2.1.2.5. Hidrolik alıkonma(HRT) ve çamur alıkonma süresi(SRT)**

Hidrolik alıkonma süresi atığın reaktör içerisinde kaldığı ve biyokütle ile temas ettiği süre olarak tanımlanmaktadır. İstenilen düzeyde arıtımın sağlanması için gerekli olan süre mikrobiyal metabolizma hızına bağlıdır. Şeker gibi basit bileşikler içeren atıklar kolay parçalanmakta ve parçalanma için kısa hidrolik alıkonma süresi yeterli olmaktadır. Ancak, yavaş parçalanabilen kompleks atıkların metabolize edilebilmeleri için uzun alıkonma süreleri gerekmektedir. Çamur alıkonma süresi ise istenilen düzeyde atık stabilizasyonu için mikrobiyal kütle (biyokütle) reaktörde alıkonma süresini ifade etmektedir. Çamur alıkonma süresi, biyolojik sistemin istenilen düzeyde çıktı deşarj kalitesine ulaşabilme ve/veya tatmin edici düzeyde kirleticinin biyoparçalanma hızını sağlayabilme kapasitesinin bir ölçüsüdür. Reaktörün yüksek çamur alıkonma süresinde çalıştırılması stabil işletme, toksik ve şok organik yüklemelere karşı tolerans ve toksisite sonrası kısa sürede iyileşme sağlamaktadır (Tchobanoglous vd., 2003).

SRT'deki bir düşüş reaktördeki reaksiyonları etkiler. Çamur çekildiğinde, bakterilerin bir kısmı uzaklaştırılır ve bu yüzden hücre büyümesi kararlı bir durumda sağlanmasında

etkilidir. Tutulma süresinin bozunma verimliliği üzerindeki etkisi çoğunlukla laboratuvar ölçeğinde çalışılmaktadır ve bir (yarı-)CSTR'de elde edilen gaz üretimi ve tutulma süresi arasındaki ilişkiler (i) 5 günden kısa tutulma sürelerinin istikrarlı bir çürütme için yetersiz olduğunu: metanojenik bakterilerin ortadan kaldırılması nedeniyle UYA konsantrasyonlarının arttığını, (ii) UYA konsantrasyonlarının 5-8 günlük bir SRT için nispeten yüksek olduğunu: özellikle lipidler olmak üzere bileşiklerin yıkımının tamamlanmadığını, (iii) istikrarlı çürütmenin 8-10 günden sonra elde edildiğini: düşük UYA konsantrasyonları, lipidlerin yıkımının başlaması ve (iv) yıkım eğrisinin SRT>10 günden sonra istikrarlılaştığını; tüm çamur bileşiklerinin önemli oranda azaldığını göstermiştir. SRT tüm anaerobik işlemler için temel bir tasarım ve işletim parametresidir.

#### **2.1.2.6. Toksikite**

Anaerobik mikroorganizmalar, giriş atık akımında bulunan toksik maddeler ve proses süresince mikroorganizmaların ürettikleri metabolik yan ürünler tarafından inhibe olabilmektedir. Atık akımında bulunabilecek amonyak, ağır metaller, halojenli bileşikler ve siyanür ile anaerobik proseste oluşabilecek uçucu yağ asitleri, sülfid ve amonyak gibi yan ürünler inhibisyona neden olabilecek nitelikteki maddelerdir. Bununla birlikte anaerobik mikroorganizmalar adaptasyonla toksik maddelerin belirli konsantrasyonlarını tolere edebilme yeteneğine sahiptirler (Khanal, 2008; Türker, 2008).

Anaerobik çürütmede sisteme giren arıtılmamış ham atıklar ve sülfat ile sülfür içeren diğer inorganik bileşiklerin indirgenmesi sonucunda sülfid ve hidrojen sülfür oluşabilmektedir. Anaerobik sistemlerde sülfat indirgeyici bakterilerin organik ve inorganik besinler için metan bakterileri ile rekabete girmesi metan üretiminin yavaşlamasına neden olmaktadır (Harada vd., 1994). Ayrıca sülfid birçok bakteri üzerinde toksik etkiye sahiptir (Chen vd., 2008).

Amonyak, sisteme giren atık akımında bulunabilmekte veya protein ve amino asit gibi azotlu bileşikler içeren maddelerin biyolojik olarak parçalanması sonunda ortaya çıkmaktadır (Kayhanian, 1999). Asetat tüketen metanojenler için inhibitördür (Heinrichs vd., 1990, Magbanua vd., 2001). 1500–3000 mg/L amonyak konsantrasyonu yüksek pH'larda inhibisyon etkisi yaratmakta, 3000 mg/L üstünde ise toksik etki görülmektedir (Khanal, 2008).

Sağlıklı işletilen anaerobik sistemde UYA miktarı 50-250 mgHAc/L seviyesindedir. Asidogenler ve metanogenler arasındaki simbiyotik ilişki zarar gördüğünde, uçucu yağ asitlerinin aşırı birikimi metanojenleri inhibe etmektedir. Çalışmalar 2000 mgHAc/L üzerindeki UYA miktarının metanojenleri inhibe ettiğini göstermektedir (Khanal, 2008).

Yüksek tuz konsantrasyonu ozmotik basınç sebebiyle bakteri hücrelerinde inhibisyona neden olmaktadır (Chen, 2008). Anaerobik arıtma sürecinde pH ayarlama ya da mikrobiyel gelişme için ortama Na, Mg, K ve Ca gibi katyonlar ilave edilmektedir (Grady vd., 1999). Ortamda mikrobiyel büyümenin ihtiyacından fazla katyon bulunması büyümeyi yavaşlatmakta, yüksek konsantrasyonlar ise toksisite yaratmaktadır (Soto, 1993).

Anaerobik arıtma sistemlerinde Cr, Cu, Co, Fe, Zn, Cd ve Ni gibi ağır metallerde toksisite kaynağıdır (Jin vd., 1998). Anaerobik proses toksisitesi açısından çözülmüş ağır metallerin, çözünmemiş formdaki ağır metallere göre daha kritik olduğu bildirilmiştir.

Yüksek konsantrasyonda fenoller, halojenler, alkanlar, alkoller, yüzey aktif maddeler ve deterjanlar gibi birçok kimyasal madde anaerobik prosesler için inhibitör niteliktedir. (Chen vd., 2008). Bu organik kimyasalların suda çözünürlüğü düşük olup, çamur partiküllerine adsorbe olarak anaerobik proste yüksek konsantrasyonlarda birikim göstermektedir. Apolar kirleticilerin yüksek konsantrasyonlarda birikimi ise bakteri membranlarında şişmeye, sızıntılara ve sonunda hücre kaybına sebep olmaktadır (Chen, 2008).

### **2.1.3. Anaerobik çürütmenin avantaj ve dezavantajları**

Anaerobik çürütme yolu ile atık arıtımı diğer arıtım proseslerine göre avantajlar sunmaktadır (Öztürk, 2007). Bunlar;

- ✓ KOİ>1500 mg/L olan atıksuların anaerobik arıtımı aerobik proseslere göre daha ekonomiktir,
- ✓ Anaerobik arıtma ile enerji tüketilmemekte, üretilen biyogaz yoluyla enerji üretilmektedir. Özellikle yüksek organik yüklü atıkların arıtımında, 1000 kg KOİ giderimi sonunda 2700 kw-sa eşdeğeri net enerji üretilebilmektedir,



- ✓ Anaerobik proseslerde oluşan çamur miktarı, aerobik proseslerdekine göre oldukça düşüktür. Aerobik prosesde 100 gr organik karbondan (TOK) yaklaşık 50 gr biyolojik çamur oluşurken, anaerobik proseslerde bu değer 1-5 gr civarındadır. Dolayısıyla anaerobik arıtmada giderilen organik karbonun %90-98'i biyogaza dönüştürülmektedir,
- ✓ Anaerobik arıtma sistemleri, aerobik sistemlere göre daha az yer kaplamaktadır,
- ✓ Anaerobik sistemlerde hacimsel organik yük, aerobik sistemlere göre 5~10 kat daha büyüktür,
- ✓ Anaerobik proseslerde nütrient ihtiyacı daha azdır,
- ✓ Anaerobik biyokütle aktivitesini kaybetmeksizin aylarca saklanabilmektedir (Öztürk, 2007).

Anaerobik çürütme prosesinin birçok avantajı olması rağmen, bir kısmı atık türüne bağlı olmak üzere bazı dezavantajları da mevcuttur. Bu dezavantajlar ise şu şekilde sıralanabilir;

- ✓ İşletmeye alma devresinin uzun olması,
- ✓ Seyreltik ve karbonhidratlı atıklarda düşük alkaliniteye bağlı ilave alkalinite ihtiyacı,
- ✓ Sülfatlı sularda H<sub>2</sub>S ve koku problemi,
- ✓ Bazı tür endüstriyel atıklarda reaktör içinde ve boru aksamında ciddi inorganik çökelti ve taşlaşma sorunları,
- ✓ Düşük sıcaklıklarda arıtma hızının düşük olmasıdır (Öztürk, 2007).

## 2.2. Birlikte Anaerobik Çürütme (Co-digestion) Nedir?

Organik atıkların anaerobik çürütülebilirliğini geliştirmek için sunulan bir seçenek, farklı türden organik atıkların birlikte anaerobik olarak çürütülmesidir (co-digestion). Bu yöntemde, esas substrat materyal (hayvan atıkları veya arıtma çamuru) bir veya daha fazla substrat ile karıştırılmaktadır (Angelidaki vd., 2003). Yani, ikincil bir substrat kullanılarak ortamda eksik olan nütrient gereksinimi sağlanmakta ve biyogaz verimi arttırılmaktadır (Mata-Alvarez, 2000). Son yıllara kadar anaerobik arıtmada amaç tek tür atıkların arıtılmasıydı. Örneğin; hayvan gübresinden enerji üretimi, arıtma çamurlarının stabilizasyonu ve endüstriyel nitelikli askıda katı madde içeren veya

içermeyen atıksuların nihai arıtımından önce anaerobik arıtma kullanılmaktaydı. Bugün ise anaerobik arıtmanın kısıtları ve olanaklarının daha iyi bilinmesi nedeniyle farklı türden atıkların birlikte çürütme prosesi gelişen bir teknoloji haline gelmiştir. Ancak; birlikte çürütme prosesinin uygulanacağı uygulamalarda kullanılacak olan atıkların ve bu atıklara ait uygun karışım oranlarının bilinmesine ihtiyaç duyulmaktadır (Braun ve Wellinger, 2005). Farklı türden organik atıkların birlikte çürütülmesinde, anaerobik arıtımı etkilediği düşünülen sıcaklık ve karıştırma gibi faktörlerin yanı sıra atıkların karışım oranı da metan verimliliğini etkilemektedir. Birlikte anaerobik arıtım proseslerinin değerlendirilmesinde UKM giderimi ve metan verimi kriter olarak alınmaktadır (Callaghan vd., 1999).

Birlikte anaerobik çürütme prosesi katı ve sıvı atıkların eş zamanlı olarak arıtımı için kullanılan ve uygulaması her geçen gün artan bir teknoloji halini almıştır (Poggi-Varaldo vd., 1997; Callaghan vd., 1999; Alatrıste ve Felipe, 2006). Atık türlerinin çok miktarda ve çeşitlilikte olması nedeniyle birçok ülkenin ilgisi bu teknoloji üzerine odaklanmıştır. 2002 yılında Almanya'da yaklaşık 2000 adet biyogaz tesisinin bulunduğu ve bu tesislerin birçoğunda birden fazla atık materyalin karıştırılarak kullanıldığı belirlenmiştir. Almanya kadar olmasa da Danimarka, İtalya, İsviçre, İspanya ve İngiltere gibi birçok Avrupa ülkesi de bu teknolojiyi benimsemiştir (Braun ve Wellinger, 2005).

Atık aktif çamurun düşük C/N oranından dolayı, diğer organik maddeler, genellikle ek substratlar olarak kullanılmak ve biyogaz üretimini arttırmak amacıyla besin dengesini düzenlemek için atık aktif çamura eklenmişlerdir. Şu ana kadar atık aktif çamurundaki C/N oranını ayarlamak için kullanılan ek substratlar; et ürünleri işleme (Luste and Luostarinen, 2010), manyok suyu(Wang vd., 2011), sızıntı suyu(Montusiewicz and Lebiocka, 2011) ve besin atığı(Siddiqui vd., 2011) vb.dir.

Besin atığı, yüksek C/N oranı ve çok organik maddeyle, atık aktif çamur fermantasyonu için iyi bir ek substrattır. Ancak, hidrojen ve metan üretimi için iki aşamalı besin atığı çürütülmesi ve atık aktif çamur üzerine çalışmalar hala başlangıç aşamasındadır. Çalışmaların başlıca büyük bir kısmı , biyogaz üretimini arttıracak çeşitli metodlar üzerinde yoğunlaşmıştır(Siddiqui vd., 2011; Zhu vd., 2011). Biyogaz üretimi için substata dönüşüm mekanizmasını gösteren raporlar hala oldukça limitli düzeydedir.

Anaerobik birlikte çürütme farklı katı ve sıvı atıkların aynı anda sindirimini sağlayan bir

teknolojidir. Teknoloji aynı zamanda besin-zengin ve yüksek KOI konsantrasyonlu atıkların birlikte çürütülmesiyle daha uygun karbon besin oranı(C/N/P) elde etmeye izin verir. Dahası, birlikte çürütme farklı atık türlerinin tek bir tesiste çürütülmesiyle alan ve ekipman anlamında daha yüksek verim sağlar(Alatrisme-Mondragon vd., 2006). Bu bakımdan Lin vd., (2012) selüloz ve kağıt tortusu ve besin atığını kesikli anaerobik birlikte çürütülmesini farklı atık karışımı oranlarında incelemiştir. Araştırmacılar, birlikte çürütülme senaryosu için tek substratlı sindirime göre daha yüksek metan verimi ve organik giderme verimi ve aynı zamanda daha yüksek tamponlama kapasitesi rapor etmişlerdir. Aynı zamanda buhar patlamalı söğüt ve inek dışkısının birlikte çürütülmesi için daha yüksek işlem istikrarı ve yüksek biyogaz üretim hızı ve salınımı elde edilmiştir(Estevez vd., 2012). Tek çim silajının çürütülmesi başarısız olurken, domuz dışkısı ve çim silajının birlikte çürütülmesinde daha kısa gecikme evresi ve maksimum metan salınımı olan 302.8 mL/gVS<sub>ek</sub> elde edilmiştir.

### **2.2.1. Birlikte anaerobik çürütme uygulama alanları**

Atıkların anaerobik çürütülmesinde kullanılan çürütücüler, işletme açısından kuru ve yaş proses olmak üzere iki gruba ayrılmaktadır. Kuru proseslerde kullanılacak olan atığın toplam katı madde değerinin %20'den fazla olması istenmektedir. Sürekli karıştırmalı tank reaktörlerde olduğu gibi farklı türden atıkların birlikte arıtılmasında da tek aşamalı yaş prosesler tercih edilmektedir. Bu nedenle birlikte anaerobik çürütülebilirlik proseslerinde kullanılacak olan substratların katı madde içeriği %8-15 değerlerine seyreltilmektedir. Tarımda kullanılmak üzere kirletici içermeyen yüksek kalitede gübrelere ihtiyaç duyulmaktadır. Bu sebeple birlikte anaerobik arıtma proseslerine kontrollü olarak materyal akışı sağlanan endüstriyel atıklar, park/bahçeden sağlanan çimler, yemek endüstrisi atıkları, mandıra atıkları, hayvansal gübreler ya da arıtma çamurları ile birleştirilerek seyreltilmekte ve aynı zamanda parçalanma sonrası kalan materyal yüksek kaliteli gübre olarak kullanılmaktadır.

Birlikte anaerobik çürütmeyi teşvik eden iki önemli neden bulunmaktadır. Atıksu arıtma tesislerindeki anaerobik reaktörler genellikle büyük tasarlanmaktadır. Ek bir atık materyal ilavesi ile ek ücret ödmeden daha fazla gaz ve dolayısıyla daha fazla elektrik üretilmekte ve üretilen fazla elektrik enerjisi ile de makul bir maliyetle arıtma tesisinin elektrik ihtiyacı karşılanmaktadır. İkinci önemli neden ise sadece hayvansal gübrelere (nispeten düşük metan verimliliğine sahip) biyogaz üretimi mevcut petrol fiyatlarına oranla ekonomik açıdan uygun değildir. Prosese ek bir materyalin eklenmesi

ile yüksek biyogaz verimliliği sağlanmasının yanında proseste kullanılan atıkların deşarj vergilerinden de muaf olunmaktadır.

Atıkların arıtılmasında kullanılan anaerobik reaktörlerin ve özellikle birlikte anaerobik çürütme prosesiyle işletilen reaktörlerin sayısında artış gözlenmektedir. Aslında, kentsel arıtma çamurlarının anaerobik olarak arıtılması için mevcut olan reaktörlere ek ekipman ilave edilerek birlikte çürütülebilirlik prosesleri kullanılmaktadır. Yeni kurulan anaerobik çamur arıtma tesisleri ya da mevcut tesislerin kapasitesinin artırılması ile yemek atıkları, yağ atıkları, kaynağında ayrılan organik atıklar gibi çeşitli materyaller bu tesislerde ek-substrat olarak kullanılmaktadır.

Birlikte çürütme proses uygulaması yoğun tarım yapılan bölgelerde standart bir teknoloji haline gelmiştir. Sadece hayvan gübresi veya hayvan gübresi ile ek-substrat materyal karışımı kullanan birçok küçük ve orta ölçekte çiftlik tipi anaerobik reaktör kullanılmaktadır. Danimarka, İtalya ve İsviçre’de çok sayıda çiftçinin iş-birliği yaparak ya da şirket kurarak büyük ölçekte çiftlik tipi biyogaz tesislerini başarıyla işlettiği bilinmektedir. Tesisten çıkan kompost niteliğindeki toprak iyileştirici malzeme ise tekrar çiftçiler tarafından arazilerde kullanılırken, üretilen biyogaz elektrik veya yakıt giderlerinde kullanılmaktadır. Genellikle büyük ölçekli endüstriyel tesisler daha ekonomiktir. Büyük ölçekli birlikte anaerobik çürütme prosesini kullanan tesislerin çoğunluğu Danimarka’da bulunmaktadır. Organik atıklar ile arıtma çamurlarının anaerobik arıtma tesislerinde arıtılması sonucu oluşan biyogaz ile kentin atıksu arıtma maliyeti azaltılabilmektedir. Bu yüzden birçok kentsel arıtma çamuru tesisi organik atıkları ek-substrat olarak kullanılmaktadır. Genel olarak arıtma çamurunun arıtıldığı bir tesiste ek-substrat maddenin ilave oranı %5-20 arasında değişmektedir. Flotasyon çamuru, yağ tutucudan çıkan atıklar, yemek atıkları gibi atıkların çamur reaktörüne ilave edilmesi ile biyogaz üretiminin %40-200 oranında arttığı belirlenmiştir. Ancak, mevcut çamur çürütme reaktörüne ek-substrat karıştırılmadan önce eklenen atığın konsantrasyonuna ve yapısına bağlı olarak ön arıtım ekipmanları tesise kurulmalıdır (Braun ve Wellinger, 2005).

### **2.2.2. Birlikte anaerobik çürütmenin avantajları ve dezavantajları**

Yüksek metan verimliliği sağlaması organik atıkların birlikte anaerobik çürütülmesinin en önemli avantajıdır. Örneğin, hayvansal gübre atıkları ve yemek atıklarının birlikte anaerobik çürütülmesinden sadece hayvansal gübrelerin çürütülmesine oranla %200

metan üretim artışı elde edilmiştir (El-Mashad ve Zhang, 2007). Artışın en önemli sebebi mikrobiyal sinerjinin metan verimliliğine olan önemli etkisi olarak açıklanmıştır (Carucci vd., 2005).

Anaerobik mikroorganizmalar için azot (N) ve fosfor (P) gerekli besiyeri maddeleridir (Liu ve Sung, 2002). Atıkların birlikte çürütülme prosesinde; atık maddenin yapısında azot (N) ve fosfor (P) gibi eksik besiyeri maddelerinin olması durumunda ek bir substrat kullanımı ile istenen nütrient dengesi sağlanmaktadır (Gavala, 1996 ve Pavan, 2005). Bazı durumlarda özellikle büyük hacimli reaktörlerde tek bir atık materyal miktarı yeterli olmamaktadır. Örneğin, bir çiftlikten alınan hayvan gübresinin miktarı büyük ölçekli bir reaktör için az olabilmekte ve bu durumda ek bir atık materyal ilavesiyle reaktörün kullanım kapasitesi ve verimliliği artırılabilir (Braun ve Wellinger, 2005).

Önemli avantajlarından bir diğeri ise biyogaz debisindeki mevsimsel dalgalanmaların önüne geçilmesi ve düzenli olarak biyogaz üretimin sağlanmasıdır. Akışkan karakterde olmayan atıklar, yığılmış atıklar, partiküler ya da şişmeye meyilli atıklar ve yüzebilir atıkların homojenizasyonu sağlandıktan sonra bu atıkların arıtma çamuru ya da sıvı hayvan gübresi ile seyreltilerek kullanılması anaerobik çürütme prosesini verimli kılmaktadır. Böylece mevsimsel üretim proseslerinden gelen atıkların anaerobik çürütmede kullanımları daha esnek hale gelmekte, reaktöre aşırı yükleme engellenmekte ve parçalanma süresi sabit tutulmaktadır (Braun ve Wellinger, 2005).

Tarımsal atıklar için anaerobik çürütme prosesinde ek substrat kullanımı ekonomik açıdan (yatırımın geri ödeme zamanı gibi) tesise fayda sağlamaktadır. “Gate fee” ile tesiste taraflar açısından kazançlı bir durum sağlanmaktadır. Örneğin, çiftlik tipi bir biyogaz tesisine atık sağlayan üreticiler atıklar için yakma veya kompostlama tesislerine oranla daha düşük (genellikle 3-4 kat) ödeme yapmaktadırlar. Ayrıca, çiftçiler biyogaz üretimindeki artış nedeniyle gelir elde etmekte ve kredi alabilmektedirler. Artan biyogaz verimliliği sebebiyle küçük ve orta ölçekli anaerobik reaktörler işletme maliyeti ve yatırım maliyetlerini telafi edebilmektedir. İlave olarak anaerobik çürütme sonrası kalan materyal makul bir maliyetle tarımsal arazide gübre olarak kullanılmaktadır.

Birçok tarımsal atığın yüksek biyogaz potansiyeline sahip olduğu bilinmektedir. Endüstriyel atıkların sınırlı olduğu durumlarda enerji bitkileri de alternatif bir çözüm olabilmektedir. Genellikle tüm C4 bitkilerinin (karbon tutulum mekanizmasını kullanan

bitkiler) yetiştirilme veriminin yüksek olması nedeniyle bu bitkiler (örneğin mısır) birlikte anaerobik çürütme tesislerinde ek materyal olarak tercih edilmektedir. Böylece tarımsal etkinliklere yeni bir potansiyel etki sağlanmış olmaktadır (Braun ve Wellinger, 2005).

Birlikte anaerobik çürütme prosesinde ikincil substrat, ortamdaki toksik maddelerin seyreltilmesine de yardımcı olmaktadır (Gomez vd., 2006). Diğer yandan ikincil substrat maddenin kullanımı, reaktör içerisinde gerekli olan nem oranının sağlanması için de önemlidir. Ayrıca, tesislerde ekipman paylaşımı gerçeği önemli bir konu olduğundan birlikte çürütülebilirlik prosesi biyogaz tesisi için ekonomik yönden avantaj sunmaktadır. Arıtma tesislerinde bulunan reaktörler genellikle büyük bir emniyet faktörü ile tasarlanmıştır. Bu durumda ikincil bir substrat eklenerek çok az bir maliyet ile daha fazla biyogaz ve elektrik eldesi mümkündür (Mata Alvarez ve Llabres, 2000).

Birlikte anaerobik çürütme prosesinin bazı dezavantajları da bulunmaktadır. Reaktörlerin çalışma ilkelerinden dolayı atıkların birbirleriyle uyum problemleri ortaya çıkmaktadır. Ayrıca çamur ve hayvan gübresi gibi atıkların tesise taşınma maliyetinin yüksek olması da diğer bir dezavantajdır (Mata-Alvarez, 2003).

### **2.2.3. Birlikte anaerobik çürütme prosesinde kullanılan atık materyaller**

Anaerobik arıtmaya uygun organik kökenli atıklar genel olarak; tarımsal, evsel ve endüstriyel atıklar olarak sınıflandırılmaktadır. Çizelge 2.3'de anaerobik olarak arıtılabilecek tarımsal, evsel ve endüstriyel atıklar alt gruplarına göre sınıflandırılmıştır. Atıklar içerisinde biyogaz açısından en büyük potansiyele tarımsal atıklar sahiptir. Türkiye'de ise tarım sektörünün yaklaşık %90'ını tahıl ve besi hayvanları temsil etmekte olup geri kalanını ise ormancılık ve su ürünleri yetiştiriciliği oluşturmaktadır. Oluşan bu tarımsal atıkların 24.283 milyon tonu hayvan atığı, 13.011 milyon tonu mahsul atığı ve 3.908 milyon tonu ise meyve-sebze atığıdır (LIFE 03 TCY/TR/00061).

**Çizelge 2.3** Anaerobik olarak arıtılabilecek farklı kökenli atıklar (Steffen, 1998).

Kategori	Atık
Tarımsal	Hayvan gübresi
	Enerji bitkileri
	Alg biyokütle
	Tarımsal hasat yan ürünleri
	Organik kökenli atıklar
Evsel	Aerobik arıtma çamuru
	Bahçe atıkları
	Yemek atıkları
	Gıda meyve suyu işleme
Endüstriyel	Süt ürünleri
	Şeker endüstrisi
	Mezbaha vb.

Tarımsal atıklardan biri olan hayvan gübresinin anaerobik olarak arıtımı ile biyogaz eldesi dünyada en yaygın anaerobik çürütme uygulamasıdır. Çünkü oluşan miktar diğer endüstriyel atıklara oranla daha fazladır. Tarımsal atık sınıfına giren bir diğer atık türü ise bitkisel atıklardır. Çizelge 2.3'ten görüleceği üzere hasat sonrası oluşan atıklar ve enerji bitkileri tarımsal atık kategorisinde yer almaktadır. Almanya'da bulunan biyogaz tesislerinin %65'inde enerji bitkileri ile hayvan gübresi birlikte anaerobik çürütülmekte ve biyogaz elde edilmektedir (Türker, 2008). Mısır, çavdar ve üzüm posası gibi bitkisel atıklar ile hayvan atıkları biyogaz tesislerinde birlikte çürütüldüğünde birim organik

madde başına biyogaz veriminin arttığı belirtilmiştir (Ahrens ve Weiland, 2006). Çizelge 2.4'te bazı organik atıkların birlikte anaerobik çürütme prosesi uygulanması sonucunda elde edilen biyogaz verimleri (m<sup>3</sup>/ton) verilmiştir.

**Çizelge 2.4.** Birlikte anaerobik çürütme prosesi sonucunda organik atıklardan üretilen biyogaz miktarı (m<sup>3</sup>/ton) (Braun ve Wellinger, 2005)

Atık Materyal	Biyogaz Verimi (m <sup>3</sup> /ton)
Mahsul atıkları (Arpa, buğday, Şekerpancarı başı)	375
Hayvan gübreleri	200-500
Yiyecek endüstrisi atıkları (Hamur, peynir altı suyu)	400-600
Maya ve maya ürünleri (Alkol fabrikalarının atıkları)	400-800
Kesimhane atıkları (Kan, işkembe)	550-1000
İlaç sanayi atıkları (Bakteri hücreleri, protein içeren atıklar)	1000-1300
Kâğıt endüstrisi atıkları	400-800
Kaynağında ayrılmış organik atıklar	400-500
Pazar yeri/market atıkları	500-600
Aritma çamuru	250-350

Dünyada arıtma çamurlarının stabilizasyonunda anaerobik çürütme prosesi yaygın olarak kullanılmaktadır. Arıtma çamurları için kullanılan reaktörlerde öncelik arıtma çamurları stabilizasyonunun sağlanmasıdır, kırsal alanda hayvan gübresinin anaerobik çürütülmesi öncelikli olarak enerji üretimi için yapılmaktadır. Çiftlik tipi anaerobik reaktörlerin sayısı çok yüksektir. Bununla birlikte, çiftlik tipi reaktörlerin toplam reaktör hacimleri, arıtma çamurunu anaerobik çürüten reaktör hacimlerine oranla azdır. Çiftlik



tipi reaktörlere ilave edilen ekipman bedeli üretilen enerji maliyetinden sağlanırken, arıtma çamurlarının çürütüldüğü tesisler kirleten öder sistemi ya da yerel yönetimler tarafından finanse edilmektedir. Bu kapsamda tarımsal anaerobik reaktörlere ek olarak sanayi atıklarının ilave edilmesi çiftlik tipi reaktörlerin durumlarını geliştirebilmektedir. Gelecekte ise birlikte anaerobik çürütme reaktörlerinde enerji bitkileri ile gübrelerin daha çok tercih edileceği düşünülmektedir. Sızıntı suları, sulu yemek atıkları, arıtma çamurları, yağ ve peyniraltı suları gibi atıklar ön arıtma ihtiyaç duyulmadan anaerobik olarak kolaylıkla çürütülebilmektedir. Hayvan gübreleri ve arıtma çamuru gibi atıklar anaerobik çürütme prosesinde metabolik inhibisyona sebebiyet vermektedir. Hasat atıkları, gıda endüstrisi atıkları ve pazar/market atıkları gibi atıklar ise anaerobik çürütme prosesi uygulanmadan önce ön arıtım gerektirmektedir. Yüksek ön arıtım maliyeti, inhibisyon bileşiklerinin mevcudiyeti, biyoparçalanabilirliğin zayıf olması, hijyenik riskler ya da atıkların taşınma maliyeti nedeniyle anaerobik çürütme için kullanılacak atıklar sınırlanmaktadır (Braun ve Wellinger, 2005).

Literatürde atıkların biyolojik olarak parçalanabilirliği ve anaerobik arıtma sonucu oluşan biyogaz verimliliğini arttırmak amacıyla birlikte çürütme yönteminin uygulandığı birçok çalışma mevcuttur. Bu çalışmalar Çizelge 2.5'te özetlenmiştir.

**Çizelge 2.5.** Literatürde birlikte anaerobik çürütme yönteminin uygulandığı çalışmalar(Dumlu, 2011)

Kullanılan Atık Materyal	Atık Karışım Oranları	Metan Üretimi Miktarı	UKM-KOİ Giderim Verimi (%)	Referans
Zeytinyağı Atık suyu (ZA)- Sığır Gübresi (SG)	50:50 75:25	2500 mL CH <sub>4</sub> /gün 3100 mL CH <sub>4</sub> /gün	-	Angelidaki ve Ahring (1997)
Domuz Gübresi (DG)- Tavuk gübresi (TG) (DG)	40:60 0:100 100:0	1020 mL Biyogaz 260 mL Biyogaz 220 mL Biyogaz	-	Magbanua vd (2001)
SG-TG-Melas(M) SG-TG-M MS-SG-KG-TG-AÇ MS-SG-KG-TG-AÇ	33:33:33 0:100:0 15:15:0:70:0 15:15:35:0:35	0,26 m <sup>3</sup> /kg UKM 0,07 m <sup>3</sup> /kg UKM 0,25 m <sup>3</sup> /kg UKM 0,12 m <sup>3</sup> /kg UKM	%29,6 UKM %28,9 UKM %40,7 UKM %42,3 UKM	Misi ve Foster (2001)
SG- Meyve/Sebze Atığı (MSA)	80:20 50:50	0,23 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg UKM 0,45 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg UKM	-	Callaghan vd (2002)

Kenevir Bitkisi	100:0	0,32 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg UKM	-	Mshandete vd (2004)
Balık Atıkları	0:100	0,39 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg UKM		
Kenevir Bitkisi-Balık Atığı	33:67	0,62 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg UKM		
Şeker Pancarının Baş	40:60	24,6 L Biyogaz/gün	-	Umetsu vd (2006)
Kısmı:Sığır Gübresi	12:88	22,5 L Biyogaz/gün		
Şeker Pancarı Kökü: Sığır Gübresi				
Meyve-Sebze Atıkları:	Reaktör hacminin	0,09 m <sup>3</sup> biyogaz/kg UKM	-	Rizk vd (2007)
Aritma Çamuru	%20'si oranında			
Sebze-Meyve Atıkları:	100:0	0,043 L CH <sub>4</sub> /kg UKM	-	Lahoz vd (2007)
Aritma Çamuru	0:100	12,1 L CH <sub>4</sub> /kg UKM		
	85:15	0,040 L CH <sub>4</sub> /kg UKM		
	10:90	7,48 L CH <sub>4</sub> /kg UKM		
Sebze Atıkları: Aritma	100:0	1,17 L	-	Anhuradha vd (2007)
Çamuru	75:25	biyogaz/gUKMgiderilen		
		1,04		

	0:100	biyogaz/gUKMgiderilen 0,68 biyogaz/gUKMgiderilen		
Yosun Tortusu: Kağıt Atıkları	100:0 75:25 50:50 25:75 0:100	573 mL CH <sub>4</sub> /gün 968 mL CH <sub>4</sub> /gün 1170 mL CH <sub>4</sub> /gün 317 mL CH <sub>4</sub> /gün 452 mL CH <sub>4</sub> /gün	-	Yen ve Brune (2007)
Kentsel Atık: Arıtma Çamuru	2,75L kentsel atık:2L atıksu	0,36 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg UKM	%88,1 UKM- %89,3 KOİ	Elango vd (2007)
Sığır Gübresi Kentsel Atık Sığır Gübresi:Kentsel Atık Sığır Gübresi:Pamuk Bitkisi	C/N oranını 0:100 100:0 20:1 1:5	62 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /tonTKM 37 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /tonTKM 172 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /tonTKM 87 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /tonTKM	-	Macias-Coral vd (2008)

Lama Gübresi: Totora Bitkisi	1:1	0,154 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg UKM	%31 UKM	Alvarez ve Liden (2008)
	1:1	0,149 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg UKM	%21 UKM	
Sığır Gübresi: Totora Bitkisi	1:1	0,129 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg UKM	%26 UKM	
Koyun Gübresi: Totora Bitkisi	1:1	0,192 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg UKM	%24 UKM	
Totora: o-macrophytes Bitkisi				
Sığır Gübresi: Domates Atığı	100:0	0,08 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg UKM	-	Saev vd (2009)
	60:40	0,18 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg UKM	%41 KOİ	
	40:60	0,18 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg UKM	%63 KOİ	
	20:80	0,22 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg UKM	%75 KOİ	
Mutfak Atığı: Sığır Gübresi	100:0	313,4 mL CH <sub>4</sub> /g UKM	%67,7 UKM	Li vd (2009)
	0:100	35,7 mLCH <sub>4</sub> /g UKM	%44,6 UKM	
	50:50	298,6 mLCH <sub>4</sub> /g UKM	%52,5 UKM	
Atıksu Arıtma Çamuru: Bira Fabrikası Arıtma Çam	25:75	126,67 L biyogaz	-	Babel vd (2009)

Mo (Tavuk Gübresi:Koyun Gübresi:Yemek Atığı: Yaprak/saman atığı) Mo:Sığır Gübresi	32:12:24:32 35:65	268 L/kg UKM 211 L/kg UKM	%75 UKM %66 UKM	Ashekuzzaman ve Poulsen (2010)
Aritma Çamuru: Gliserol Aritma Çamuru	99:1 100:0	2353 mL Biyogaz/gün 1106 mL Biyogaz/gün	-	Fountolakis vd (2010)
Mısır Silajı Mısır Silajı:Havuç Atığı	-	3,4 L/L gün 5,9 L/L gün	-	Kacprzak vd (2010)
Kasava Bitkisi Domuz Gübresi Kasava Bitkisi:Domuz Gübresi Kasava Bitkisi:Domuz Gübresi	0:100 100:0 60:40 20:80	118 mL CH <sub>4</sub> /g UKM 217 mL CH <sub>4</sub> /g UKM 306 mL CH <sub>4</sub> /g UKM 227 mL CH <sub>4</sub> /g UKM	%46 UKM %44 UKM %61 UKM %49 UKM	Panichnumsin vd (2010)
Yağ-Gres Atığı:Organik Atık	0:100	298 mL CH <sub>4</sub> /g UKM	%65,2 UKM	Martin-Gonzalez vd (2010)

	15:85	318 mL CH <sub>4</sub> /g UKM	%58,1 UKM	
	100:0	278 mL CH <sub>4</sub> /g UKM	%28,2 UKM	
Domuz Gübresi:Gliserin	100:0	187,9 mL CH <sub>4</sub> /g UKM	%30 UKM	Astals vd (2010)
	80:20	249,0 mL CH <sub>4</sub> /g UKM	%90,9 UKM	
	20:80	73,3 mL CH <sub>4</sub> /g UKM	%51,9 UKM	
Sığır Gübresi: Su sümbülü	5gr:5gr	0,320 L Biyogaz	-	Momoh ve Nwaogazie (2011)
Sığır Gübresi: Su sümbülü: Kâğıt Atığı	5gr:5gr:4gr 5gr:5gr:20gr	0,720 L Biyogaz 1,1 L Biyogaz		
Şeker Pancarı End. Atıksuyu	F/M oranında karışım 0,51 gKOİ/gUKM	21,6 mL CH <sub>4</sub> /gKOİ 226,7 mL CH <sub>4</sub> /gKOİ	UKM-KOİ %89,3 -%87,3	Alkaya ve Demirer (2011)
Şeker Pancarı Küşpesi	2,05 gKOİ/gUKM	311,9 mL CH <sub>4</sub> /gKOİ	%73,1-%66,6	
Şeker Pancarı End. Atıksuyu:	1,02 gKOİ/gUKM		%84,4-%84,2	
Şeker Pancarı Küşpesi				
Yağ Tutucu Atıkları	Organik Yükleme	1061 ml CH <sub>4</sub> /g UKM	-	Zhu vd (2011)
Yağ Tutucu Atıkları: Arıtma	Oranına göre;			

Çamuru	2,8 gUKM/L 5,5 gUKM/L 5,5:1,9 gUKM/L	1034 ml CH <sub>4</sub> /g UKM 1706 ml CH <sub>4</sub> /g UKM		
Domuz Gübresi	100:0	27 mL CH <sub>4</sub> /gtKOİ	UKM-KOİ	Riano vd (2011)
Domuz Gübresi:şarap	60:40	107 mL CH <sub>4</sub> /gtKOİ	%32,6-%29	
Atıksuyu	75:25	87 mL CH <sub>4</sub> /gtKOİ	%52,5-%32,6 %26,2-%44,7	
Ön susuzlaştırılmış ham çamur ve Yemek atıkları	Kütlece %5, %7,5, %10, %12,5, %15, %17,5, %20, %22,5, %25, %27,5 ve %30 Ham çamur Yemek atıkları	0,317 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kgVS 0,446 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kgVS		Koch vd.(2016)
Yemek atığı+Kanalizasyon çamuru oranı,	70/30 %TKM	0,408-0,449-0,462 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kgVS	UKM % 58.16, 63.60, 60.58	Borowski vd. (2018)
Yemek atığı+mezbaha atığı oranı,	70/30 %TKM	0,409-0,537-0,627 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kgVS	%68.45, 73.14, 69.67	



Çizelge 2.5'ten görüleceği üzere, literatürde atıkların biyolojik olarak çürütülebilirliği ve anaerobik arıtma sonucu oluşan biyogaz verimliliğini arttırmak amacıyla birlikte çürütme yönteminin uygulandığı birçok çalışma mevcuttur.

#### **2.2.4. Birlikte anaerobik çürütmede kullanılan proses kinetiği**

Anaerobik çürütme organik maddelerin indirgenmesi ve stabilize edilmesinde kullanılan bir prosestir. Bu proses bir kaç aşamada farklı bakteri grubu tarafından gerçekleştirilmektedir (Gaudy ve Gaudy, 1980).

Biyolojik proseslerde karmaşık reaksiyon mekanizmalarının varlığı sebebiyle biyolojik reaksiyona ait reaksiyon hız sabitinin bulunması önem taşımaktadır. Reaksiyona giren maddenin derişiminin değişme hızı hız sabiti olarak isimlendirilmekte ve "k" ile gösterilmektedir. Hız sabiti k'nın yüksek bir değerde olması reaksiyonun hızlı, düşük bir değerde olması ise yavaş gerçekleşmesi anlamına gelmektedir. Çok basamaklı reaksiyonlarda basamaklardan bir tanesi son derece yavaş yürüyen bir reaksiyon olabilmekte ve bu basit reaksiyon "hız belirleyen adım (basamak)" veya "hız belirleyen reaksiyon" olarak adlandırılmaktadır. Hız sabiti k'nın değeri, sıcaklık sabit tutulmak koşuluyla ancak reaktantların ve ürünlerin yapısına bağlı olup reaksiyon süresince aynı kalmaktadır. Sıcaklığın değişmesi durumunda k'nın değeri de değişmektedir. Sıcaklıktaki yükselme k'nın değerini ve dolayısıyla reaksiyon hızını artırmaktadır (Bailey and Ollis, 1986).

Herhangi bir organik maddenin metan potansiyelinin belirlenmesi amacıyla biyokimyasal metan potansiyeli (BMP) testi yapılmaktadır. Organik maddeden metan üretimi birinci derece reaksiyonla açıklanmaktadır. Bu yaklaşımda reaktöre eklenen biyolojik olarak parçalanabilen UKM miktarına bağlı olarak metan üretildiği kabul edilmekte ve aşağıda verilen Eşitlik 2.1 ile açıklanmaktadır (Llabres-Luengo ve Mata-Alvarez, 1987; Owens ve Chynoweth, 1993).

$$\frac{S}{S_0} = \frac{(B_0 - B)}{B_0} \quad [2.1]$$

Eşitlik 2.1'de  $S_0$  ve  $S$  sırasıyla BMP testi öncesi ve sonrası substrat konsantrasyonunu ifade etmektedir.  $(B)$  kümülatif metan üretimi ve  $(B_0)$  ise nihai metan üretimi olarak tanımlanmaktadır. Bu durumda ortamda yer alan substrat miktarının çözünme ya da difüzyon hızı mikroorganizmaların büyümesinde ve sonuç olarak metan üretiminde sınırlayıcı unsur olmaktadır. Bu durum birinci dereceden reaksiyon ile ifade

edilmektedir. Birinci derece reaksiyonlarda reaksiyon hızı, reaksiyona giren ve parçalanan maddenin derişimi ile orantılıdır (Llabres-Luengo ve Mata-Alvarez, 1987).

$$\frac{-dS}{dt} = kS \quad [2.2]$$

Eşitlik 2.2’de yer alan S substrat konsantrasyonu ve k ise reaksiyon hız sabitidir. (2.1) ve (2.2) numaralı Eşitlikler birlikte çözüldüğünde Eşitlik (2.3) elde edilmekte ve eşitlik (2.3) yardımıyla reaksiyon hız sabiti hesaplanmaktadır.

$$e^{-kt} = \frac{(B_0 - B)}{B_0} \quad [2.3]$$

Reaksiyon katsayısının integresyon metoduyla gösterimi Çizelge 2.6’da verilmiştir.

**Çizelge 2.6** Reaksiyon katsayısının integresyon metodu ile gösterimi (İleri, 2000).

Reaksiyon Derecesi	İntegrasyon Metodu	Reaksiyon Katsayısı Tespit Metodu
Sıfırıncı (0.) $r_s = ds/dt = -k$	$S = S_0 - k.t$	Grafiksel: $S - t$
Birinci (1.) $r_s = ds/dt = -k.S$	$\ln S/S_0 = -k.t$ $S/S_0 = -0.434.k.t$	Grafiksel: $\ln (S/S_0) - t$ $\ln (S/S_0) - t$
İkinci (2.) $r_s = ds/dt = -k.S^2$	$\frac{1}{S} - \frac{1}{S_0} = k.t$	Grafiksel: $(1/S) - t$

(Sanchez vd., 2000), sığır gübresinden metan üretim prosesinde pH ve sıcaklık parametrelerinin reaksiyon hız sabitine olan etkilerini incelemişlerdir. Çalışmada sığır gübresinin anaerobik çürütülmesi birinci dereceden reaksiyonla ifade edilmiş ve reaksiyon hız sabiti 0,012-0,086 gün<sup>-1</sup> olarak hesaplanmıştır.

(Kim vd., 2003), yemek atıkları ile arıtma çamurlarının birlikte anaerobik parçalanabilirliğini değerlendirmişlerdir. Kesikli olarak yürütülen bu çalışmada atıkların anaerobik çürütülmesi birinci dereceden reaksiyon ile tanımlanmıştır.

Araştırmalar, Monod kinetiklerinin anaerobik sistemde kullanılmasında başarılı olmadığını göstermiştir. Bu yüzden, bu çalışmada ek substrat (co-substrat) sıfırıncı-birinci ve ikinci dereceden reaksiyon kinetikleri aşağıdaki eşitliklerle verilmiştir [2.4, 2.5, 2.6] (İleri, 2000).

$$S_t = S_0 - k_0 \cdot t \quad [2.4]$$

$$S_t = S_0 \cdot e^{-k_1 \cdot t} \quad [2.5]$$

$$\frac{1}{S_t} = \frac{1}{S_0} + k_2 \cdot t \quad [2.6]$$

S = Substrat konsantrasyonunu ifade etmektedir.

(Umetsu vd., 2006), mandıra çiftliği gübresi ile şeker pancarı atıklarının birlikte anaerobik çürütülebilirliğini değerlendirmişlerdir. Nihai metan üretimi ve metan üretim hızı (k) Orskov denklemi (Eşitlik 2.7) kullanılarak hesaplanmıştır. Metan üretim hızları (k) 0,1771–0,2037 gün<sup>-1</sup> değerleri arasında hesaplanmıştır.

$$\beta = \beta_0 (1 - e^{-kt}) \quad [2.7]$$

Eşitlik 2.7’de  $\beta$  metan üretimini ve  $\beta_0$  ise kümülatif metan üretimini ifade etmektedir.

Alkaya ve Demirer (2011), şeker pancarı proses atıksuları ile pancar küspesinin birlikte anaerobik çürütülebilirliğini değerlendirmişlerdir. Anaerobik çürütme birinci derece reaksiyonla ifade edilmiş ve reaksiyon hız sabiti ile nihai metan üretiminin hesaplanmasında eşitlik (2.8) kullanılmıştır.

$$G_t = G_f (1 - e^{-kt}) \quad [2.8]$$

Şeker fabrikası atıksuyundan metan üretim reaksiyon hız sabiti 0.143 gün<sup>-1</sup> olarak hesaplanmıştır. Şeker fabrikası atıksuyu ve pancar küspesinden birlikte anaerobik çürütmeyle metan üretim reaksiyon hız sabitleri 0,081–0,0143 gün<sup>-1</sup> arasında bulunmuştur. Reaksiyon hız sabitinin, reaktörlerdeki F/M değerleri arttıkça azaldığı belirtilmiştir.

### **2.2.5. Birlikte anaerobik çürütmede biyogaz üretimi için kullanılan modeller**

Büyüme hızlarının farklı olduğu dönemlerde, doğrusal modellerden daha karmaşık yapıya sahip olan doğrusal olmayan modelleri kullanmak daha faydalı ve hatta gerekli olmaktadır. Sürekli azalan hızlardaki büyüme durumunda ileri zamanlı bir asimtota sahip olan ve Brody ve negatif eksponensiyal gibi modellerden bahsedilebilirken, büyümenin değişken hızlarda gerçekleştiği durumlarda, Gompertz, Lojistik, Richards ve Bertalanffy gibi erken zamanlı bir bükülme (dönüm) noktasına ve ileri dönemde bir asimtotu ya da maksimum değeri olan sigmoidal büyüme fonksiyonları söz konusudur.

Doğrusal olmayan modeller bakteriyel koloni büyümesi tahmininde son yirmi yılda yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu modellerin yaygın olarak kullanılmasına Zwietering ve ark. (1990) çok büyük katkı sağlamışlardır. Bu araştırmacılar Gompertz, Lojistik, Richards, Stannard ve Schunute modellerini bakterinin maksimum büyüme miktarı, maksimum büyüme hızı ve maksimum büyüme hızına ulaştığı süreyi veren yeni parametrelerle modifiye etmeleriyle bu alandaki çalışmalar ivme kazanmıştır.

Özellikle günümüzde Lu ve ark. (2007), Fujikawa (2011) ve Li ve ark. (2013) gibi birçok araştırmacılar son yıllarda modifiye edilmiş bu modelleri başta gıda olmak üzere ormancılık, tarım ve hayvancılık gibi birçok farklı disiplinlerde kullanmışlardır. (Alexandrov, 2008).

#### **2.2.5.1. Gompertz ve lojistik denklemleri**

Büyüme modelleri, populasyonların bilinmeyen bazı değerlerini tahmin etmek için kullanılır. Matematiksel modeller; sigmoidal modeller ve mekanik modeller olmak üzere iki sınıfa ayrılabilir. Sigmoidal modeller, doğrudan sistem hakkında bir fikir vermezler ve a, b, c vb. gibi parametreleri içerir. Bu modellerde, parametreler doğrudan anlam ifade etmez. Ancak, mekanik modeller biyolojik anlamlı A,  $\mu_m$ ,  $\lambda$  vb. parametreler içerirler.

Sigmoidal modeller, sadece veri kümesinin genel şeklini tarif ederken, mekanik modeller gerçek sistem özelliklerinin (büyüme oranı, en büyük boyutu, öteleme süresi, başlangıç boyutu vb.) tahmini hakkında bilgi verirler.

Gompertz kinetik modeli besin endüstrisinde kristalleşme üzerine yapılan kinetik çalışmalarda kristal kısmının tespiti için yapılmış sigmoidal eğri gösteren bir kinetik model çeşididir. Gompertz modeli eşitliği eşitlik (2.9 -2.10)'da Lojistik modeli

eşitliğide eşitlik (2.11)'de verilmiştir. Şekil 2.2'de ise örnek gompertz denkleminin grafiği verilmiştir.

$$M = P \cdot \exp \left\{ - \exp \left[ R x \frac{e}{P} (\lambda - 1) + 1 \right] \right\} \quad [2.9]$$

Burada;

M: eklenik spesifik metan üretimini (ml CH<sub>4</sub>/ g UKM),

E=exp(1),

R: maksimum metan üretim hızını (ml CH<sub>4</sub>/gr UKM.gün),

P: metan üretim potansiyelini, (ml CH<sub>4</sub>/gr UKM),

λ: gecikme fazı süresini (gün) göstermektedir.

Bu denklemin açıklayan grafik eklenik metan üretim eğrisinin şematik gösterimi Şekil 3.10'da verildiği gibidir (Syaichurrozi vd., 2013).

$$y = a e^{-e^{(b-ct)}} \quad [2.10]$$

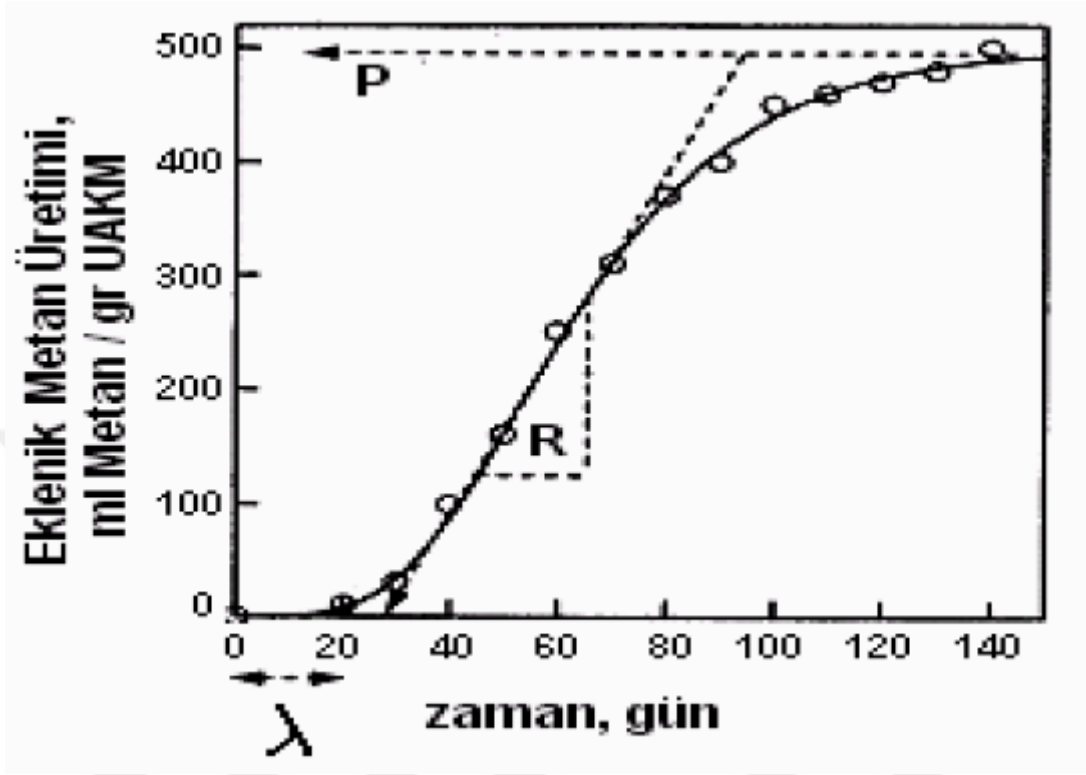
$$y = \frac{a}{1 + e^{(b-ct)}} \quad [2.11]$$

Burada; y=t zamanındaki değerdir, t=zaman, a=asimptotik değer, c=büyüme sabiti, b=Canlı organizmanın başlangıçtaki büyüme sabiti, yani 2,71828'dir. Modifiye lojistik ve modifiye gompertz modelleri, Çizelge 2.7'de gösterilmiştir.

**Çizelge 2.7** Modifiye gompertz ve modifiye lojistik modelleri

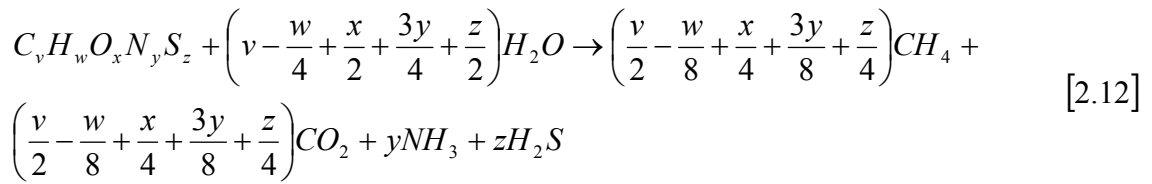
Modeller	Eşitlikler
Modifiye Lojistik	$y = \frac{A}{1 + e^{\frac{4\mu_m(\lambda-t)}{A} + 2}}$
Modifiye Gompertz	$y = A e^{\left( -e^{\left[ \frac{\mu_m e^{(\lambda-t)}}{A} + 1 \right]} \right)}$

Burada; A, maksimum metan üretim miktarıdır (mLCH<sub>4</sub> / g UKM); λ gecikme süresidir (gün); μm spesifik metan üretim hızıdır (mLCH<sub>4</sub> / gUKM); t, zamandır (gün) ve e, 2.71828'dir.



Şekil 2.2 Eklenik metan üretimi eğrisinin şematik gösterimi

### 2.2.5.2. Bushwell denklemi



$$f_{CO_2} = \frac{4v - w + 2x - 5y + 2z}{8(v - y + z)} \quad f_{CH_4} = \frac{4v + w - 2x - 5y - 2z}{8(v - y + z)} \quad f_{H_2S} = \frac{z}{8(v - y + z)}$$

Bushwell denklemi ile teorik CH<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>S ve CO<sub>2</sub> miktarları hesaplanabilmektedir (Eşitlik 2.12). Elementel analiz cihazında C, N, O, S ve H değerleri gram cinsinden belirlenir. Ardından bu değerler bileşenlerin molekül ağırlıklarına bölünerek w, v, x, z ve y değerleri hesaplanabilmektedir. Bulunan bu değerler bushwell denkleminde yerine

koyularak teorik metan verimi, teorik karbondioksit verimi, teorik hidrojen sülfür verimi ve teorik amonyak üretimini ortaya koyabilmektedir (Bushwell vd., 1952).

### **2.3. Anaerobik Çürütme ile Organik Atıkların Değerlendirilmesi Konusundaki Yasal Mevzuat**

Arazide depolama uzun yıllardır katı atıkların bertarafında yaygın olarak kullanılan bir yöntemdir. Katı atıkların geri dönüşümü ve geri kazanımı üzerine yoğun çabalar harcanmasına rağmen, depolama yönteminin katı atık yönetim planlarının ayrılmaz bir parçası olacağı düşünülmektedir. Depolama alanında depolanan katı atıklar kompleks biyokimyasal ve fiziksel proseslere maruz kalmaktadır. Bu prosesler sonucunda sıvı ve gaz atık emisyonları oluşmaktadır. Su, katı atık matriksinden sızıntı olarak ayrıldığından, çözülmüş bileşenleri ve parçalanma ürünlerini içeren sızıntı suyu oluşmaktadır. Katı atığın organik bölümünün stabilizasyonu süresince CH<sub>4</sub> ve CO<sub>2</sub> gibi sera gazları üretilmektedir. Katı atık içerisinde bulunan uçucu bileşikler de depo gazı ile birlikte atmosfere yayılma eğilimindedir (Al-Jarrah ve Abu-Qdais, 2006). Olumsuz çevresel etkiler, halk sağlığı ve kentsel katı atıkların depolanması ile ilişkili sosyo - ekonomik konular yönetmeliklerin geliştirilmesini sağlamış ve depolama alanlarına artan halk karşıtlığı ortaya çıkmıştır (Ham, 1993). Sonuç olarak yeni deponi alanlarının açılması katı atık yönetimi konusunda çalışan toplulukların üstesinden gelmek zorunda oldukları en önemli konu olmuştur.

Arıtma işlemi uygulanmayan organik atıkların deponi sahalarında gömülerek bertaraf edilmesi her geçen yıl kademeli olarak azaltılmakta hatta yakın zamanda bazı Avrupa ülkelerinde tamamen yasaklanacağı belirtilmektedir (Braun ve Wellinger, 2005). Çizelge 2.8'de bazı Avrupa ülkelerinde deponi sahalarında bertarafı düşünülen atıkların azaltılması için geliştirilen yasal düzenlemeler özetlenmiştir.

**Çizelge 2.8** Bazı Avrupa ülkelerinde deponi sahalarında bertarafı düşünülen atıkların azaltılması için yasal düzenlemeler (Braun ve Wellinger, 2005)

Ülke	Yasaklama Yılı	Kriter
Avrupa Birliği	-	Arıtılmamış organik atıkların 2014 yılına kadar %35'e düşürülmesi
Avusturya	2004	TOK değeri %5'ten büyük olan ve 6 MJ/kgTKM ısı değere sahip atıklar
Danimarka	1997	Yakılabilir tüm atıkların yasaklanması
Finlandiya	2002	Depolama öncesi arıtılabilen tüm atıklar
İsveç	2005	Arıtılmamış tüm organik atıklar
İsviçre	2000	Tüm organik atıklar
İngiltere	2010-2023	Organik atıkların 2010 yılına kadar %75, 2013 yılına kadar %50 ve 2020 yılına kadar ise %35'ten daha az miktarının depolanabilmesi

Anaerobik çürütmede ek substrat olarak kullanılacak atıklar; Avrupa Birliği yasal yönetmelikleri ve/veya ulusal yönetmelikler ve deponi alanları, toprağın korunması, yeraltı sularının korunması, atık toplama ve arıtma, insan ve hayvan sağlığı, atıkların geri kazanımı, atık arıtımı ya da geri kazanım prosesi olarak anaerobik çürütmenin yasal tanımı gibi teknik yönergeler tarafından belirlenmektedir. Yasal düzenlemelerin bir



kısmı birlikte anaerobik çürütme prosesini teşvik ederken, bazı düzenlemeler ise uygulama alanlarının potansiyelini azaltmaya yöneliktir. Ancak gelecek yıllarda anaerobik çürütme için kullanılabilir atık çeşidi ve miktarının, atık yönetimi ve Kyoto Protokolüne de bağlı olarak önemli derecede artış göstereceği düşünülmektedir. Bazı Avrupa ülkelerinde arıtılmayan organik atıkların deponi alanlarında depolanması giderek azalacak ve Avrupa Birliği depolamayı tamamen yasaklayacaktır (Braun ve Wellinger, 2005).

Uluslararası Enerji Ajansına üye ülkelerde, kompostlama ve anaerobik arıtma proseslerini destekleyen yeni yasal düzenlemeler geliştirilmektedir. Avrupa Birliği özellikle kompost ve anaerobik arıtmanın desteklenmesi üzerine “Biyotatıkların Biyolojik Olarak Arıtılabilirliği” isimli ikinci taslağı yayımlamıştır. Bu taslak, organik atıkların biyolojik olarak arıtılması ile atıkların çevreye olan etkilerini azaltarak veya önleyerek çevre korumanın yüksek düzeyde sağlanması amacıyla ulusal tedbirlerin uyumlaştırılmasını amaçlamaktadır (Braun ve Wellinger, 2005).

Ülkemizde 27533 sayılı Resmi Gazete’de yayımlanan “Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik”te düzenli depolama tesislerinde bertaraf edilecek biyobozunur atık miktarının azaltılması esas alınmaktadır. Biyobozunur atık azaltımında yönetmelik, yürürlüğe girmesinden itibaren 5 yıl içerisinde depolanacak olan biyobozunur atık miktarının 2005 yılında %75’e, 8 yıl içinde % 50’ ye ve 15 yıl içinde ise %35’e indirilmesini esas almaktadır. Çevre ve Orman Bakanlığı, düzenli depolama tesislerinde bertaraf edilecek biyobozunur atıkların azaltılması konusunda bu yönetmeliğin yürürlüğe giriş tarihinden itibaren iki yıl içinde ulusal strateji hazırlamıştır. Bu strateji, geri kazanım, kompostlaştırma, biyogaz üretimi veya enerji/madde geri kazanımı gibi yöntemler ile alınması gereken tedbirleri içermektedir. 20814 sayılı Resmi Gazete’de yayımlanan “Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği”nin kapsamı ise meskun bölgelerde evlerden atılan evsel katı atıkların, park, bahçe ve yeşil alanlardan atılan bitki atıklarının, iri katı atıkların, zararlı atık olmamakla birlikte evsel katı atık özelliklerine sahip sanayi ve ticarethane atıklarının, evsel atık su arıtma tesislerinden elde edilen (atılan) arıtma çamurlarının ve zararlı atık sınıfına girmeyen sanayi arıtma tesisi çamurlarının, toplanması, taşınması, geri kazanılması, değerlendirilmesi, bertaraf edilmesi ve zararsız hale getirilmesine ilişkin esasları kapsamaktadır (Resmi Gazete 20814).

## **2.4. Biyokütle Kaynaklarından Üretilen İkinci Nesil Biyoyakıtlar ve Biyogaz**

### **2.4.1. Yenilenebilir enerji sektöründe biyoyakıtlar**

Enerji kaynakları, oluşumlarındaki zaman sürecinin uzunluğu bakımından yenilenemez ve yenilenebilir enerji olmak üzere iki ana sınıfa ayrılmaktadır. Bunlardan birincisi, meydana gelişleri çok uzun yıllar alan petrol, kömür, doğal gaz gibi klasik enerji kaynakları ile ağır radyoaktif atomların oluşturduğu yenilenemez enerji kaynaklarıdır. Yenilenmeleri çok uzun bir süre aldığı için yenilenemez denilen bu klasik enerji kaynakları kendi içinde fosil yakıtlar ve radyoaktif atomlar olarak sınıflandırılmaktadır (Acaroğlu ve Ültanır, 2000). Bir yandan fosil yakıtların insan sağlığına verdiği zararlar, sera gazları ile dünyanın ısınmasına ve iklim değişikliğine yol açması, diğer yandan nükleer enerji kaynaklarının toplumsal, çevresel ve ekonomik açıdan oldukça maliyetli olması yenilenebilir enerji kaynaklarını tercih edilebilir bir konuma getirmiştir. Yenilenebilir enerji, oluşumları yenilenemez enerji kaynaklarına kıyasla daha kısa bir zaman sürecinde gerçekleşen ve su, rüzgâr, güneş, jeotermal, gel-git, dalga ve biyolojik kütle (biyokütle) alt sınıflarından oluşan kaynaklardır. Yenilenebilir enerji kaynaklarından biri olan biyokütle, 100 yıllık periyottan daha kısa sürede yenilenen, karada ve suda yetişen bitkiler, hayvan artıkları, besin endüstrisi ve orman ürünleri ile kentsel atıkları içeren tüm organik maddeler olarak tanımlanmaktadır (Avrupa Çevre Ajansı, 2009).

Petrol arzının sürekli varolacağı hakkındaki yaygın kanaatin yok olmasından sonra biyoyakıtlar sürdürülebilirliğe katkı sağlamak bağlamında dikkate değer bir önem kazanmıştır. Özellikle 2000'li yıllarda, dünya çapında artan çevresel duyarlılığa paralel olarak, biyoyakıtlar, sadece enerji sektöründe değil, aynı zamanda çevresel konular ve tarım sektöründe de ortaya çıkan sorunların üstesinden gelecek yeni bir politik araç olarak görülmektedir (Hatunoğlu, 2010). Biyoyakıt üretiminin gerisinde birçok faktör bulunmakla birlikte, bu faktörlerin öncelik sırası ülkeden ülkeye değişmektedir. Brezilya ve ABD 1970'lerde petrol fiyatlarında meydana gelen aşırı artışla birlikte, büyük oranda ithal ettikleri petrolün bütçeye getirdiği yükü düşürme düşüncesi ile bioetanol üretimine başlamışlardır. Son yıllarda bu ülkelerdeki amaca benzer şekilde, birçok ülke artan enerji fiyatlarının bütçeye yükünün azaltılması niyetiyle biyoyakıt üretimine yönelmiştir. Biyoyakıt üretimini teşvik eden diğer önemli etken ise enerji arz güvenliğinin sağlanmasıdır. Başta ABD ve Çin gibi ülkeler büyük oranda ithal ettikleri petrole olan bağımlılıklarını azaltmak ve alternatif kaynaklarla birlikte enerji arz

güvenliğini sağlamak amacıyla biyoyakıt üretimine ağırlık vermişlerdir. Diğer yandan, 2000’li yıllarda ortaya çıkan çevresel sorunların önlenmesinde biyoyakıtları çare olarak gören AB ülkeleri, biyoyakıt kullanımını küresel ısınma ve iklim değişikliği gibi çevresel sorunların önlenmesi amacıyla artırmak istemişlerdir. Son olarak, tarım sektöründe istihdamın ve gelirin artırılarak kırsal kalkınmanın sağlanması amacı, başta Almanya olmak üzere diğer AB ülkelerinin biyoyakıt üretimine yönelmelerini sağlamıştır (EPDK, 2009).

Biyoyakıtlar, elde edilme sürecinde hammadde olarak kullanılan biyokütlenin gıda amaçlı kullanılıp kullanılmama özelliğine bağlı olarak iki ayrı grupta değerlendirilmektedir. Bunlardan ilki tarımsal üretim sonucu elde edilmiş ve gıda amaçlı kullanılabilen bitkisel ürünlerin hammadde olarak kullanıldığı biyoyakıtlardır. Dünyada üretilen biyoyakıtların çok büyük bir kısmını oluşturan bu tür biyoyakıtlara “birinci nesil biyoyakıtlar” denilmektedir. Diğer yandan, tarım ve ormancılık atıkları gibi gıda amaçlı kullanılmayan lignoselülozik biyokütleden ileri teknoloji kullanılarak elde edilen biyoyakıtlar ise “ikinci nesil biyoyakıtlar” olarak isimlendirilmektedir (Anastasov, 2009). Biyokütleden; mekanik ve fiziksel proseslerle (boyut küçültme - kırma ve öğütme, ekstraksiyon, fiber ayırma, mekanik fraksiyonlama, presleme, ön arıtım, ayırma, superkritik prosesler, biriktirme vb.), kimyasal proseslerle (katalitik prosesler, kimyasal reaksiyonlar, esterleştirme, hidrojenasyon, hidroliz, metanizasyon, buharla yeniden şekillendirme vb.), termokimyasal proseslerle (yakma, gazlaştırma, piroliz vb.) ve biyokimyasal proseslerle (fermentasyon ve anaerobik çürütme) pek çok sıvı, katı veya gaz biyoyakıtlar (biyoetanol, biyodizel, biyogaz, biyometan, sentetik biyoyakıtlar, hidrojen, elektrik ve ısı vb.) elde edilmektedir (Kamm ve Kamm, 2004).

#### **2.4.2. Biyoyakıt üretiminde kullanılan biyokütle kaynakları**

Biyokütle ham maddeleri kapsamında; odun (enerji ormanları, ağaç artıkları), yağlı tohum bitkileri (ayçiçek, kolza, soya, aspir, pamuk, vb.), karbonhidrat bitkileri (patates, buğday, mısır, pancar, vb.), elyaf bitkileri (keten, kenaf, kenevir, sorgum, vb.), bitkisel artıklar (dal, sap, saman, kök, kabuk, vb.), hayvansal atıklar ile şehir ve endüstriyel atıklar değerlendirilmektedir (Karaosmanoğlu, 2006).

##### **2.4.2.1. Kentsel Organik Sebze Atıkları**

Atık su arıtma tesisi çamuru ve kentsel organik atıkların metan üretimini arttırmak için anaerobik birlikte çürütülmesi yeni bir kavram değildir. Buna referanslar 1970'lerin

sonunda ortaya çıkmıştır(Miller vd., 1978). Günümüzde, atık su arıtma tesisi çamurunun ek substratlar olarak çeşitli kentsel organik atıklar eklenmesiyle birlikte çürütülmesi laboratuvar ölçekli uygulamalarda biyogaz üretiminde artış, çürütücü performansında gelişme için ve AAT'lerinde enerji için geniş çapta araştırılmış ve uygulanmıştır(Mata-Alvarez vd., 2011). Geçtiğimiz on yılda yayınlanan ilgili literatüre göre, anaerobik birlikte çürütme çalışmalarında test edilen kentsel organik atıkların çoğu karışık evsel atıklar(Angelidaki vd., 2006; Fernandez vd., 2010; la Cour Jansen vd., 2004), evsel atıktan ayrılmış mutfak atığı(Wang vd., 2006), evlerden veya restoranlardan besin atığı(Kim vd., 2003; Kim ve Oh, 2011; Park vd., 2008), ve evlerden yada marketlerden meyve ve sebze atıklarından kaynaklanmaktadır(Gunaseelan, 2004).

Stroot vd., (2001) atık su arıtma tesisi çamurunun simüle edilmiş tipik A.B.D kentsel organik atığının eklenmesiyle laboratuvar ölçekli yarı sürekli akışlı çürütücüleri kullanılarak birlikte çürütmenin uygulanabilirliğini test etti. Biyogaz( karbon dioksit ve metanın bir kombinasyonu) üretimi 59,6% metan içeriğiyle 0,56L/g VS'ye ulaştı. Bu sistem için en uygun işletme minimal karışım seviyelerinde hidrolik tutulma süresi(HRT)=20 gün ve organik yükleme hızı(OLR)=3,5 g VS/L.d ile yarı sürekli birlikte çürütmede günlük besleme idi. Bu çalışma yarı sürekli çürütücü için sürekli karışımın gerekli olmadığını ve yüksek yükleme hızlarının çürütme işlemini yavaşlatabileceğini doğruladı.

Sosnowski vd., (2003) evsel atıktan(meyve ve sebzeler, ekmek, kâğıt, pirinç ve mutfak atıkları) kentsel organik atık ve atık su arıtma tesisi çamuru için laboratuvar ölçekli yukarı akışlı anaerobik yataklı çamur(UASB) reaktörlerinde bir anaerobik birlikte çürütme analizi gerçekleştirdi. Sadece çamurla çürütme ve kentsel organik atığın eklenmesiyle birlikte çürütmenin metan verimleri karşılaştırıldı ve tartışıldı. Çamur ve kentsel organik atık karışımından üretilen biyogaz hacmi, substrattaki biyolojik olarak parçalanabilen organik madde yüklemesine bağlı olacak şekilde, tek başına çamurdan elde edilenin iki katıydı.

Stroot vd., (2001) tarafından rapor edildiği şekilde yüksek organik yükleme sindirim inhibisyonuyla sonuçlanmasa da, biyogaz üretimindeki artış yüksek organik yüklemelerde düşük yüklemelere göre daha yavaş elde edildi. Bu çalışma aynı zamanda termofilik ve mezofilik şartlar arasında bir birlikte çürütme karşılaştırmasının daha ileri düzeyde araştırılmasını önermektedir.

Bunu takip ederek, Li vd., (2002) meyveler, sebzeler, et, balık ve temel gıda maddelerinden oluşan yüksek katı içeren besin atığı için anaerobik birlikte çürütme işlemi üzerine araştırma yürüttü. Bu çalışmada besin atıkları atık su arıtma tesisi çamuruyla çürütülemedi, ama termofilik şartın(55°C) lipidleri azaltmada ve daha fazla metan salınmasında daha etkili olduğunu ve besin atığı kentsel organik atığının sindirimi için mezofilik şarta(35°C) göre daha yüksek yükleme kapasitesi olduğunu gösterdi.

Kim vd., (2003) aynı zamanda besin atığını(bir Kore yemekhanesinden), atık su arıtma tesisi çamurunun anaerobik çürütülmesinde ek substrat olarak değerlendirdi. Besin atığının uygun bir kısmının metan üretimini hem mezofilik hem de termofilik şartlar altında arttırabileceği gözlemlendi.

Li vd., (2002) ile uyumlu olarak, termofilik şartların(55°C) tek aşama kesikli birlikte çürütmede metan salınımı için mezofilik şartlara(35°C) göre daha iyi olduğu gösterildi.

Kim vd., (2011) atık su arıtma tesisi çamuru ve besin atığının birlikte çürütülmesini bir anaerobik termofilik ardışık kesikli reaktör kullanarak test etti. Sonuçlar termofilik ardışık çürütmenin metan üretimi ve organik katılar sindirimi için geleneksel mezofilik işlemde daha iyi performans sağladığını gösterdi. Ancak, termofilik şartlar altında besin atığı çürütülmesinden biyogaz üretimi arttırılabilse de, uzun zincirli yağ asitlerinin bulunmasının biyogaz üretimini negatif olarak etkileyebileceği Nostrati vd., (2004) tarafından not edildi.

Murto vd., (2004) arıtma çamuru ve domuz gübresinin çürütülmesi için besin atıklarını ek substrat olarak kullanarak anaerobik birlikte çürütme üzerine bir çalışma yürüttü. Nişasta zengini patates işleyen atıklar arıtma sularına eklendiğinde, sindirim hassas hale geldi ve düşük tamponlama kapasitesi gösterdi ve son olarak başarısız oldu. Bu nedenle başarılı birlikte çürütme için substrat atığın dikkatlice karakterize edilmesi ve düşünülmesi hayattır.

Besin atığı kısmının, organik yükleme ve hidrolik alıkonma süresinin besin atığı ve arıtma çamurunun birlikte çürütülmesi üzerindeki etkisini ayırt etmek için, Heo vd., (2004) Kim vd., (2003)'e benzer kesikli çalışma yürüttü ve yarı sürekli çürütücülerde birlikte çürütmeyi daha ileri düzeyde test etti. Besin atıkları ve çamur, uçucu katılar(VS) bazında karıştırıldı. Besin atıklarının çamura oranları 10:90, 30:70, 50:50, 70:30, ve 90:10 idi. Karışımın besin atığı oranı 90%(VS) iken karışımların biyobozunurluğu

82.6%'ya kadar yükseldi. En iyi genel çürütme performansı(tamponlama kapasitesi, çıkış suyu uçucu katılar konsantrasyonu, ve metan üretimini içeren) 13 günlük hidrolik alıkonma süresiyle 50:50'lik bir karışımda elde edildi, ve bu çalışmanın sonuçları farklı karışım oranlarının sonuçları önemli ölçüde etkileyebileceğini gösterdi.

Carucci vd., (2005) aynı zamanda laboratuvar ölçekli kesikli reaktörler kullanan bir atık su arıtma tesisinden çamurun anaerobik birlikte çürütülmesi için ek substrat olarak besin endüstrisi atıklarını kullandı ve birlikte çürütmenin metan salınımının tek substratla çürütmeye göre daha verimli olduğunu gösterdi.

Gunaseelan (2004), 54 meyve ve sebze atığı örneğinin biyokimyasal metan üretimi potansiyellerini test etti ve aynı zamanda kentsel organik atığın ana kısmı olan meyve ve sebze atığının biyogaz üretiminde artış için uygun substratlar olarak kullanılabilirliğini gösterdi. Kentsel organik atıktan elde edilen meyve ve sebze atığı aynı zamanda atık su arıtma tesisi çamuru çürütülmesi için ek substrat olarak da test edildi(Gomez vd., 2006). Sonuçlar çamur ve kentsel organik atık karışımlarının birlikte çürütülmesinin, yalnızca çamurun çürütülmesinden daha iyi biyogaz üretimi elde ettiğini gösterdi. Stroot vd., (2001)'e benzer şekilde, çalışma farklı mekanik karıştırma şartlarının birlikte çürütme performansı üzerindeki etkisini tartıştı. Düşük karıştırma şartlarının(80 rpm) yüksek karıştırma şartlarından(200rpm) daha etkili olduğu rapor edilmiştir. Sonuçlardan, karıştırma hızını ayarlamamanın çürütme ve biyogaz üretim hızlarını önemli ölçüde arttırabileceği gösterilmiştir. Rizk vd., (2007) meyve ve sebze atığı ve atık su arıtma tesisi çamurunun 70 L bir reaktörde karıştırma olmayan sistemde oda sıcaklığında( $25\pm 5^{\circ}\text{C}$ ) 105 gün kalma süresiyle anaerobik birlikte çürütülmesini test etti. Bu proses metanın ve biyogazın çoğunu işletmenin ilk ayında üretti. Gomez vd., (2006) tarafından yürütülen araştırmaya göre, çürütücünün performansını arttırmak için büyük(70 L) reaktörde karıştırma sisteminin kurulmasının gerekli olduğu önerildi. Park vd., (2012) bir süpermarketten temin edilen meyve ve sebze atığını, bir AAT'de iki aşama sindirim sisteminden birinci aşama ve ikinci aşama anaerobik çürütücü çamuruyla birlikte çürüttü. Meyve ve sebze atığı eklenmesiyle birlikte çürütülmede her iki çamur için de metan üretimini önemli ölçüde arttırdı. İkinci aşama anaerobik çürütücü çamuruyla birlikte çürütülme karşılaştırıldığında, birinci aşama çamurla birlikte çürütmenin en iyi metan üretim verimi olan 0,514 L/g VS'yi elde ettiği önerildi. Bu durum, metan üretimini maksimize etmek ve ideal katı atık arıtımını elde etmek için kentsel organik atığın çok aşamalı bir anaerobik çürütmenin ilk aşamasına

eklenebileceğini gösterir.

Atık su arıtma tesisi çamuru ve kentsel organik atığın birlikte çürütülmesi de AAT'lerindeki tam ölçekli uygulamalarda incelendi. Arıtma çamuru tasfiyesini ve biyogaz üretimini arttıracak şekilde Florence AAT'sini birleşik bir çözümle geliştirmek adına, Caffaz vd., (2008) arıtma çamuru ve kentsel organik atığın birlikte çürütülmesini 200 L çalışma hacimli kesikli besleme CSTR çürütücülerine sahip deneysel bir tesiste test etti. Kentsel organik atığın ve arıtma çamurunun birlikte çürütülmesi tek arıtma çamuru ile tek sindirimle karşılaştırıldığında önemli organik ayırma etkinlikleriyle birlikte 10 kat fazla biyogaz üretimi ortaya koydu.

Bolzonella vd., (2006) arıtma çamuru ve kentsel organik atığı Vireggio(İtalya) AAT'sinde birlikte çürüttü ve biyogaz üretiminde %50 artış elde etti. Atık su arıtma tesisi çamuru(birincil çamur ve atık aktif çamur karışımı) ve kentsel organik atığın tam ölçekli birlikte çürütülmesi de aynı zamanda Zupancic vd., (2008) tarafından Slovenya'daki Velenje Belediyesi AAT'sinde incelendi. Sonuçlar biyogaz üretiminin %80 arttırılabileceğini ve üretilen fazlalık biyogazın elektrik enerjisi üretimini %130 ve ısı enerjisi üretimini %55 arttırabileceğini gösterdi.

Atık su arıtma tesisi çamuru ve kentsel organik atığın birlikte çürütülmesi için tipik işletme önerileri sunan çalışmalar Çizelge 2.9'da özetlenmiştir. Evsel, mutfak, besin ve meyve ve sebze atıklarını içeren farklı kentsel organik atıkların tümü AAT arıtma çamurundan biyogaz üretimini arttırmak için ideal potansiyel ek substratlar olarak belirtilmiştir. Reaktör konfigürasyonu, çürütme sıcaklığı, reaksiyon süresi(örn. HRT), sistem karıştırma düzeni, substrat fraksiyonu ve yüklemeyi içeren çok sayıda belirli işletme parametrelerinin metan üretim performansı üzerinde önemli etkisinin olduğu belirtilmiştir. Atık su arıtma tesisi çamuru ve kentsel organik atığın birlikte çürütülmesi için düşük seviye karıştırma düzeni(örn. 80 rpm veya minimal karıştırma) ve uygun substrat yüklemesiyle termofilik bir çok aşamalı sindirim sisteminin metan üretimini ve organik bozunma verimini etkili olarak arttırabileceği incelenen literatürden ve Çizelge 2.9'de özetlenen bilgidен anlaşılabilir. 12 günün altında HRT'nin organiklerin aşırı yüklenmesinden dolayı atık su arıtma tesisi çamuru ve kentsel organik atığın sürekli akışlı çürütücülerde birlikte çürütülmesini durdurabileceğini belirtmek de önemlidir(Bouallagui vd., 2003; Heo vd., 2004; Li vd., 2002).

**Çizelge 2.9** Atıksu arıtma çamuru ve kentsel organik atığın anaerobik birlikte çürütülmesi üzerine tipik araştırmalar

Çamur	Kentsel Katı Atığın Organik Kısmı(KKAOK)	Çürütücü	Sıcaklık°C	Biyogaz Üretimi	Öneriler	Referans
Birincil Çamur ve yoğunlaşmış Atık Aktif Çamur (AAÇ)	Evsel atıkların simüle karışımı	Kesikli çürütücü 800 ml	Mezofilik 37	Önemli biyogaz üretim artışı	KKAOK potansiyel ek substrat olarak kullanılabilir	Hamzawi et al. (1998)
Birincil Çamur ve AAÇ	Simüle edilmiş tipik A.B.D KKAOK'sı	Yarı-sürekli çürütücü 1 L	Mezofilik 37	%59,6 metan ile biyogaz 0,56 L/g VS	Yarı-sürekli çürütücü için sürekli karıştırmadan daha az karıştırma	Stroot et al. (2000)
Birincil Çamur ve AAÇ	Evsel Atıkların karışımı	Yarı-sürekli Yukarı akışlı Çamur Yatağı Reaktör UASB 9 L	Mezofilik 37	% 60 metan ile biyogaz 0,58 L/g VS	Daha yüksek organik yükleme, inhibisyona ve düşük biyogaz üretim hızına neden olabilir	Sosnowski et al. (2003)
Atıksu Arıtma Tesisi(AAT) kanalizasyon çamuru	Yemek atıkları	Kesikli çürütücü 100 ml	Mezofilik 35 ve Termofilik	Metan 0,344 L/g VS	Kesikli işletmede termofilik daha iyi durumda olmalıdır	Kim et al. (2003)



			55			
AAÇ	Yemek atıkları	Kesikli çürütücü 500 ml ve Yarı-sürekli çürütücü 4 l	Mezofilik 35	Yarı sürekli çürütmeden metan 0,321 L/g VS	Uygun KKAOK fraksiyonu optimum çürütme performansı sağlayabilir	Heo et al. (2004)
AAT yoğunlaştırıcısından gelen çamur	Yemek atıkları	İki aşamalı ardışık kesikli reaktör 4 L	Termofilik 55	Metan 0,2 L/g VS	Sürekli akış işletmede termofilik koşullar daha iyi durumda olmalıdır	Kim et al. (2011)
Birincil Çamur	Meyve ve Sebze atıkları	Yarı-sürekli çürütücü 3 L	Mezofilik 35	Biyogaz 0,6 L/g VS Metan ölçülmedi	Düşük karıştırma seviyeleri (80 rpm) daha iyi çürütme performansı sağlayabilir	Gómez et al. (2006)
Birinci aşama ve ikinci aşama anaerobik çürütme çamuru	Meyve ve Sebze atıkları	Kesikli Çürütücü 150 ml	Mezofilik 37	Birinci aşama çamurun birlikte çürütülmesinden metan 0,514 L/g VS	KKAOK, çok aşamalı anaerobik çürütme işletiminin ilk aşamasına eklenmesi daha iyidir	Park et al. (2012)
Evsel atıksu arıtma tesisi aktif çamuru	Kentsel katı atığın organik kısmı ve prinç samanı	Kesikli çürütücü toplam hacim 250 ml çalışma	Mezofilik 37	En yüksek biyogaz verimi ve uçucu katı giderimi sırasıyla 558,5 L / kgVS <sub>eklenen</sub> ve% 79,8	Ön işlem uygulanmış ve biyogaz verimini arttırdığı bulunmuştur.	N. Abudi vd. (2016)

		hacmi 180 ml		bulunmuştur.		
Kanalizasyon çamuru	Kentsel katı atığın organik kısmı	Kesikli çürütücü	Mezofilik 37	0.26 m <sup>3</sup> /kg VS <sub>eklenen</sub>	Kanalizasyon çamurunun kümülatif biyogaz verimi kentsel katı atığın organik kısmından daha düşüktü. Ek substrat ilavesi çürütme karışımlarının tamponlanma kapasitesini arttırdı.	Sosnowski vd. (2008)

#### 2.4.2.2. Zirai atıklar(Büyükbaş hayvan gübre atıkları)

Aynı zamanda çiftlik atıkları olarak da anılan zirai atıklar, zirai bitki kalıntıları ve hayvan gübrelere oluşur. En yaygın zirai bitki kalıntıları zirai bölgelere ve hasat mevsimlerine bağlı olarak pirinç çeltikleri, şeker kamışı lifi, hindistan cevizi kabukları, yerfıstığı kabukları, buğday samanları ve diğer bitki kalıntılarıdır. Hayvan gübrelere genellikle sığır, tavuk ve domuz gübrelere içerir(Demirbaş, 2001). Gelişmekte olan bazı ülkelerde, zirai atıklar genellikle pişirme ve ısınma için yakılabilir yakıtlar olarak kullanılır. Ancak, zirai atıklar çoğunlukla organik bileşimler olduğu için, pek çok araştırmacı bu atıkların metan üretimi için anaerobik çürütülmesi veya birlikte çürütülmesinin yenilenebilir enerji sağlamak ve sera gazı emisyonlarını düşürmek için daha etkili bir yol olabileceğini bildirdiler. Çeşitli çalışmalar Alatriste-Mondragon vd., (2006) tarafından incelenen çiftlik atıkları dahil atıkların anaerobik birlikte çürütülmesi üzerinde yoğunlaştı.

Mevcut literatüre göre, hayvansal atıklar ve gübrelere geniş olarak test edildi. Mladenovska vd., (2003) sığır gübresini bir lipid ek substrat(gliserol trioleat) ekleyerek birlikte çürüttü. Birlikte çürütülmenin sonuçları tek substratla(sığır gübresi) çürütülmesiyle karşılaştırıldı ve gübre ve lipid karışımının birlikte çürütülmesinde önemli ölçüde yüksek metan salınımı sergilediği görüldü. Gelegenis vd., (2007) zeytin yağı değirmeni atık suyunu seyreltilmiş kümes hayvanı gübresini ek substrat olarak kullanarak mezofilik koşullar altında sürekli akış reaktörlerinde birlikte çürüttü ve seyreltilmiş kümes hayvanı gübresinin biyogaz üretimini kısmen arttırdığını ve pilot tesis sindiriminde negatif etki oluşmadığına karar verdi. Comino vd., (2009) inek gübresi ve peynir altı suyu karışımıyla bir yerinde pilot ölçekli anaerobik birlikte çürütme işlemi geliştirdi ve birlikte çürütülmenin en iyi biyogaz üretimini getirdiğini buldu.

Diğer substratlarla birlikte çürütülmeye benzer şekilde, hayvan gübresi ile birlikte çürütülmede HRT, OLR ve operasyonel sıcaklık tarafından etkilenebilir(Callaghan vd., 1999; Demirer ve Chen, 2005; Kaparaju vd., 2008; Wen vd., 2007). Bu çalışmalardan, uygun HRT(~20 days) ve ideal OLR aralıklarıyla (substratların karakteristiğine bağlı olarak) termofilik(55°C) sindirim optimum operasyonel koşullardır. Ancak, gübrenin çürütülmesi ile ilgili temel sorun yüksek amonyak konsantrasyonlarıdır. Pek çok araştırmacı gübrelere salınan yüksek amonyak konsantrasyonlarının çürütme işleminin yavaşlamasında ve metan üretiminde düşüşte payı olabileceğini rapor

ettiler(Callaghan vd., 1998; Garcia ve Angenent, 2009; Hansen vd., 1998; Nakakubo vd., 2008; Prochazka vd., 2012). Bu nedenle gübrelerin düşük bazlık ve yüksek C/N oranlarına sahip substratların eklenmesiyle birlikte çürütülmesi gerekmektedir(Mata-Alvarez vd., 2011). Bu durum, gübrelerin yaygın olarak mezbaha atıkları ve zirai kalıntılarla birlikte çürütülmesinin rapor edilmesinin sebebi olabilir.

Zirai atıkların anaerobik çürütülmesi ya da birlikte çürütülmesi bir takım araştırmacılar tarafından çalışılmış ve incelenmiş olsa da, büyük miktarlarda zirai atıklar çiftliklerden AAT'lerinde yüksek taşıma maliyetlerine sebep olmaktadır ve bunun sonucunda zirai atık ve AAT'lerindeki arıtma çamurunun birlikte çürütülmesi ile ilgili sınırlı sayıda çalışma ve uygulama bulunmaktadır(Alatrisme-Mondragon vd., 2006; Nakakubo vd., 2008; Parawira vd., 2008; Ward vd., 2008).

#### **2.4.2.3. Arıtma çamuru ve özellikleri**

Atıksuların arıtıldığı atıksu arıtma tesislerinde, kendiliğinden çöken, sıvı veya yarı katı halde, kokulu, uygulanan arıtma işlemine bağlı olarak ağırlıkça %0,25 ile %12 katı madde içeren atıklar “ham arıtma çamuru” olarak isimlendirilmektedir. Ham çamurlar stabilize edilerek ekolojik yönden kullanıma uygun hale getirildikten sonra “işlenmiş arıtma çamuru” veya “arıtma çamuru” olarak tanımlanmaktadır (Angın, 2008). Çökebilen katı maddelerin oluşturduğu ön çökeltme çamurları, kimyasal arıtma ve pıhtılaştırma sonucu oluşan kimyasal çamurlar, biyolojik arıtma işlemleri sonucu oluşan biyolojik çamurlar ve içme suyu arıtma işlemleri sonucu oluşan çamurlar gibi kullanılan arıtma çeşitlerine ve amacına göre arıtma çamurlarının türleri değişiklik göstermektedir. Arıtma çamurlarının işlenmesi ve giderilmesinde en önemli konu arıtma işlemleri sonucunda oluşan çamur ve katı maddelerin özelliklerinin bilinmesidir. Çamurun özellikleri, çamur ve katı maddenin kaynağına ve uygulanan arıtma işlemine bağlı olarak değişmektedir (Filibeli, 1998). Arıtma çamurlarının yapısı, arıtılan sudaki temel kirletici yüklere ve tesiste uygulanan teknik koşullara bağlıdır. Atıksu arıtımı, suda bulunabilecek kirleticiler üzerine yoğunlaşmaktadır ve bu nedenle arıtma çamurları askıda veya çözülmüş çok geniş çeşitlilikte maddeler içermektedir. Arıtma çamurunun içeriğinde organik madde, azot, fosfor, potasyum, kalsiyum gibi maddelerin yanı sıra ağır metaller, organik kirleticiler ve patojenler bulunmaktadır (EEA, 1998). Çizelge 2.10’de arıtma çamurlarının genel özellikleri verilmiştir.

**Çizelge 2.10** Arıtma çamurlarının özellikleri (Aydın, 2004)

Parametre %	Arıtılmamış Birincil Çamur	Çürütülmüş Birincil Çamur	Aktif Çamur
Toplam Katı	2,0-8,0	6,0-12,0	0,83-1,16
Uçucu Katı	60-80	30,0-60,0	59-88
Yağ-Gres	6,0-35,0	5,0-20,0	5,0-12,0
Protein	20-30	15-20	32-41
Azot	1,5-4,0	1,6-6,0	2,4-5,0
Fosfor	0,8-2,8	1,5-4,0	2,8-11,0
Potasyum	0,0-1,0	0-3,0	0,5-0,7
Selüloz	8,0-15,0	8,0-15	-
Demir	2,0-4,0	3,0-8,0	-
Silisyum	15,0-20,0	10,0-20,0	-
pH	5,0-8,0	6,7-7,5	6,5-8,0

Günümüzde gelişen çevre bilinci ve baskılar sonucunda çamur uzaklaştırmanın bir adım ötesine geçilmiş, “geri kazanım, geri kullanım, geri dönüşüm” felsefesine uyumlu teknolojiler geliştirilerek, çamurun bir yerde depolanarak uzaklaştırılması yerine tekrar yaşam döngüsü içine dahil edilmesi sağlanmaya başlamıştır (Ayvaz, 2000). Arıtma çamurlarının nihai bertarafı ve enerji üretimi amacıyla arıtma çamurlarının stabilizasyonunda anaerobik çürütme günümüzde yaygın olarak kullanılmaya başlamıştır.

#### **2.4.3. Biyoyakıt olarak biyogazın özellikleri**

Biyogaz, kırsal kesimde rahatlıkla elde edilip kullanılacak alternatif bir enerji kaynağı olup, benzin, dizel, LPG ve doğal gazın yerine kullanılacak bir yakıttır

(Gustavsson, 2000). Atıkların işlenerek nihai bertaraflarının sağlanması ile enerji üretimi sağlayan biyogaz teknolojisi, yenilenebilir enerji sektöründe önemli bir teknolojidir.

Biyogaz çok amaçlı olarak kullanılabilen, temiz bir enerji kaynağıdır. Başlıca hayvan dışkıları olmak üzere özel olarak yetiştirilen bazı bitkilerden, tarımsal atıklardan ve her türlü organik atıktan uygun bakteriler ile anaerobik arıtım sonunda elde edilen ve bileşiminde metan ve karbondioksit bulunan yanıcı bir gaz karışımıdır. Atık içindeki organik madde; metan, karbondioksit, hidrojen sülfür, azot, hidrojen ve amonyaka dönüşmektedir (Öztürk, 2007). Biyogaz bileşimi Çizelge 2.11’de verilmiştir (FAOUN, 2005).

**Çizelge 2.11** Biyogaz bileşimi (FAOUN, 2005)

Madde	Sembol	%
Metan	CH <sub>4</sub>	50-70
Karbondioksit	CO <sub>2</sub>	30-40
Hidrojen	H <sub>2</sub>	5-10
Azot	N <sub>2</sub>	1-2
Su Buharı	H <sub>2</sub> O	0,3
Hidrojen Sülfür	H <sub>2</sub> S	Eser miktarda

Teorik olarak giderilen 1 kg kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) başına ortalama 0,35 m<sup>3</sup> (standart sıcaklık ve basınçta (SSB)) metan gazı elde edilebilmektedir (Speece, 1996). Biyogazın ısı değeri, bileşimindeki yanıcı metan gazından ileri gelmektedir. Bileşimindeki metan oranına göre ısı değeri 17-25 MJ/m<sup>3</sup> arasında değişmektedir. 1 m<sup>3</sup> biyogazın etkili ısı; 0,62 litre gaz yağı, 1,46 kg kömür, 3,47 kg odun, 0,43 kg bütan gazı, 12,30 kg tezek, 5,70 kWh elektrik, 1,18 m<sup>3</sup> doğalgazın sağladığı ısıya eşittir (Yılmaz ve Atalay, 2004; Biyogaz, 2005). Biyogaza ait teknik özellikler Çizelge 2.12’de verilmiştir.

**Çizelge 2.12** Biyogazın teknik özellikleri (Deublein ve Steinhauser, 2008)

Kompozisyon	%55-70 Metan (CH <sub>4</sub> ) %30-45 Karbondioksit (CO <sub>2</sub> ) Eser miktarda diğer gazlar
Enerji İçeriği	6,0-6,5 kWsa m <sup>-3</sup>
Yakıt Eşdeğeri	0,60-0,65 L petrol/m <sup>3</sup> biyogaz
Patlama Limitleri	Hava ile %6-12 v/v
Tutuşma Sıcaklığı	650-750°C (yukarıdaki mevcut metan içeriği ile)
Kritik Basınç	75-89 bar
Kritik Sıcaklık	-82,5 °C
Normal Yoğunluk	1,2 kg/m <sup>3</sup>
Koku	Çürük yumurta (sülfür giderimi yapılmayan biyogazda hissedilmektedir)
Molar Kütlesi	16,043 kg kmol <sup>-1</sup>

Biyogaz, ısı ve elektrik enerjisi başta olmak üzere çeşitli kullanımlar için üretilmektedir. Biyogaz araçlarda yakıt olarak da kullanılabilir. Biyogazın motorlu taşıtlarda yakıt olarak kullanılabilmesi için biyogaz içerisindeki metan oranının %96-97 değerine kadar yükseltilmesi ve içeriğindeki H<sub>2</sub>S'in 17 ppm değerinin altına düşürülmesi gerekmektedir. İçeriğinde % 97 metan bulduran 1m<sup>3</sup> biyogaz yaklaşık 1 L benzine eşdeğer enerjiye sahiptir (Dirkse, 2007).

## **2.5. Anaerobik Birlikte Çürütme Araştırmalarında Deneysel Prosedürler**

### **2.5.1 Biyokimyasal metan üretimi (BMP) testleri**

Anaerobik çürütme işleminde çeşitli organik substratlardan toplam metan üretimini belirlemek için, laboratuvar ölçekli biyokimyasal metan potansiyeli(BMP) testleri çoğunlukla laboratuvar ya da pilot ölçekli testten önce yürütülür. Toplam metan

salınımlarının karşılaştırılmasıyla, daha ileri inceleme için uygun substratlar veya organik atıklar seçilebilir. Yaygın olarak, Owen vd., (1979), Shelton ve Tjedje (1984) ve Chynoweth vd., (1993) tarafından yürütülen ve tekrarlanan deneye dayanan yöntemler laboratuvar ölçekli BMP testlerinde geniş olarak kullanılmaktadır. Geçtiğimiz on yılda, daha iyi analitik tekniklerin geliştirilmesiyle, pek çok araştırmacı orijinal yöntemi değiştirdiler ve BMP testlerini ileri veya ekonomik analitik yaklaşımlarla daha isabetli hale getirdiler (Demirer vd., 2000; Hansen vd., 2004; Heo vd., 2004; Jawed ve Tare, 1999; Wilkie vd., 2004). Bu çalışmadan, Hansen vd., (2004) tarafından geliştirilen BMP testi yöntemi, gaz kompozisyonunu ölçmek için basınç kilitli enjektörler ve gaz kromatografisi (GC) kullanmasıyla Davidsson vd., (2007) ve Li vd., (2011) tarafından daha güvenilir ve isabetli bir yaklaşım olarak önerildi. BMP testleri bu nedenle genel olarak atıktan metana çevrimin çıkış ve hızlarının karşılaştırılması için nispeten basit ve güvenilir bir yöntem olarak gösterildi.

Genel olarak, ideal ve karşılaştırılabilir sonuçlar elde etmek için, BMP testlerindeki biyobozunmanın besinler, inokülüm, substrat zehirliliği, pH, oksijen zehirliliği veya substrat aşırı yüklemesi tarafından sınırlandırılmamasının sağlanması önemlidir. Reaktör olarak her zaman lastik septumlu cam şişeler kullanılır, ancak şişelerin hacimleri eklenen substratların hacimleri ve beklenen biyogaz üretimi tarafından belirlenir. Normalde, şişeler hacimsel olarak 125 mL ve 2 L aralığındadır. Gunaseelan (2004), 75 mL biyokütke ekleyerek 135 mL serum şişeleri kullandı. İsci ve Demirer (2007), tarafından pamuk atığının biyogaz üretimi potansiyelini incelemek için 100 mL toplam inokülüm ve organik atıklar hacmiyle doğal lastik kılıf tıpalı 250 mL serum şişeleri kullanıldı. 500 mL erlenmeyer cam şişeleri de, 250 mL inokülüm ve atık eklenmesiyle, BMP testi için reaktörler olarak rapor edildi (Heo vd., 2004). 100 mL seyreltilmiş (%10) organik atık ve 400 mL inokülümle kalın lastik septumlu 2 L cam şişeler Hansen vd., (2004) tarafından yürütülen çalışmada reaktörler olarak kullanıldı.

Biyogaz örnekleri GC kullanarak biyogaz kompozisyonunu test etmek için periyodik olarak reaktörlerin üst katmanından basınç kilitli şırınga kullanılarak alınmıştır. Anaerobik atmosferi sağlamak için, Owen vd., (1979) ilk olarak BMP serum şişelerini yıkamak için 30% CO<sub>2</sub> ve 70% N<sub>2</sub> gaz karışımının kullanımından bahsetmiştir. İncelenen literatürde rapor edilen diğer yaklaşımlara göre, CO<sub>2</sub> ve N<sub>2</sub> gaz karışımları ya da saf N<sub>2</sub> gazları uygun yıkama gazları olarak düşünülmüştür.

Substrat ve inokülüm arasındaki karışım oranı BMP testindeki parçalama reaksiyonunu



etkileyebilir. Endüstriyel tesisler ya da sentetik mikrobiyolojik çözeltilerden aktif inoküla, substratların anaerobik çevrimini ve biyogaz üretimini desteklemek için yeterli aktif bakterileri sağlamak adına gereklidir. Bu nedenle, önemli bir parametre ideal organik yüklemeyi belirlemek için kullanılan ve genellikle uçuçu katı içeriklerine dayanarak substratın inokülüne oranı olarak tanımlanan S/I oranıdır(Heo vd., 2004; Li vd., 2011).

BMP testinin kuluçka süresi, çoğu durumda biyobozunur organiklerin fiilen tamamen ayrışmasını sağlayacak şekilde tipik olarak 30 gündür. Bazı organikler uyum için daha uzun bir süre gerektirebilir. Bunun gibi, süreyi özel atık ve operasyonel şartlara dayanarak seçmek gereklidir. Çoğu araştırmacı tarafından 10. gün öncesinde veya civarında bir toplam metan üretimi tepe noktasının rapor edildiğinin belirtilmesi önemlidir(Owen vd., 1979; Jawed ve Tare, 1999).

BMP testlerindeki toplam metan üretimi, hangi birimin belirli testte uygun olduğuna bağlı olarak, örnek hacmi( $m^3 CH_4/m^3$  örnek), örnek kütlesi( $m^3 CH_4/kg$  örnek) veya örnek organik içeriğine( $m^3 CH_4/kg$  COD) karşılık gelen birimlerle ifade edilmiştir. Substratların bozunması ve biyogaz üretim performansının birinci dereceden bir yıkım izleyeceği farzedilmiş ve genel olarak denklem 2.9 kullanılarak tarif edilmiştir (Gunaseelan, 2004; Lo vd., 2010).

$$B = B_0(1 - e^{-kt}) \quad [2.9]$$

B, t zamanında toplam metan salınımı, ve k metan üretim hız sabitidir.

Ancak, doğrusal regresyon modelleri tüm süreç boyunca, özellikle gecikme ve üstel kısımlarda toplam metan üretimini isabetli olarak tarif edemez ve öngöremez. Bu nedenle, farklı substratlardan sindirim işlemiyle metan üretimini kestirmek ve karşılaştırmak için, temsili simülasyonlar ve tahminler elde etmek adına doğrusal olmayan regresyonlar kullanıldı. Denklem 2.10'da gösterilen değiştirilmiş Gompertz denklemi BMP testlerinde kullanıldı ve rapor edildi(Donoso-Bravo vd., 2010; Li vd., 2011; Lo vd., 2010):

$$B = B_0 \exp \left\{ - \exp \left[ \frac{R_m e}{B_0} (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \quad [2.10]$$

$R_m$  maksimum metan üretim hızı ve  $\lambda$  gecikme aşaması süresidir.

### **2.5.2 Kesikli ve sürekli akışlı çürütücü testleri**

Diğer biyokimyasal işlemlere benzer şekilde, anaerobik çürütme araştırmasında tipik olarak kesikli ve sürekli akışlı reaktörler kullanılır. BMP testleri dahil laboratuvar ölçekli kesikli çürütücü testleri genellikle, belirli metan üretim kapasitesi, birlikte çürütme performansı, ön işlem ve sıcaklığın etkileri gibi atıkları ilgilendiren temel bilgi, ve basit kinetik çalışmalarının elde edilebileceği laboratuvar çalışmalarında kullanılır(Alatrisme-Mondragon vd., 2006). Pek çok araştırmacı tarafından farklı atıkların anaerobik çürütülmesinin temel karakterlerini çalışmak için kesikli reaktörler kullanılmıştır. Gavala vd., (1996) sindirim hızlarını karşılaştırmak ve reaksiyon sabitlerini elde etmek adına zirai atıkların birlikte çürütülmesi için 10 L çürütücüler kullandı. Ergüder vd., (2001) kesikli deneyler substrat karakteristikleri ve yükleme hızı aralıkları üzerine temel bilgi sağladıktan sonra anaerobik yukarı akışlı çamur yataklı(UASB) reaktörleri kullanarak peynir altı suyunu çürüttü. Stroot vd., (2000), Sosnowski vd., (2003), Çınar vd., (2004) ve Shin vd., (2010) dahil diğer araştırmacılar sürekli akışlı çürütücü deneysel tasarımını desteklemek için kesikli reaktörler veya kesikli sindirici testleri kullanarak deneyler yürüttüler. Sürekli akışlı reaktörler(laboratuvar ya da pilot ölçekli) kesikli deneylerden temel bilgi elde edildikten sonra organik atıkların devamlı beslendiği gerçek endüstriyel işlemleri simüle etmek için kullanılabilir.

### **2.5.3 Bir aşamalı, iki aşamalı ve iki fazlı çürütme**

Genelde anaerobik çürütme üç farklı konfigürasyon kullanılarak gerçekleştirilebilir: bir aşamalı çürütme, iki aşamalı çürütme ve iki fazlı çürütme. Bir aşamalı çürütme sistemlerinde, hidroliz, asetojenez ve metanojenez tek bir çürütücüde gerçekleşir(Gerardi, 2003). İki aşamalı çürütme sistemlerinde, hidroliz ve metanojenez eş zamanlı ve devamlı olarak birinci çürütücüde gerçekleşir ve çamur yoğunlaştırma ve daha ileri organik indirgemeler sonraki çürütücüde meydana gelir. İki fazlı çürütme sistemlerinde hidroliz ve asetojenez birinci aşamada meydana gelir ve metanojenez ikinci aşamada meydana gelir. Üç farklı konfigürasyon arasında, bir aşamalı ve iki aşamalı çürütme çoğu laboratuvar ölçekli çalışmada incelenen ve organik bozunma ve biyogaz üretimi için çoğu tam ölçekli AAT'lerinde kullanılan geleneksel anaerobik çürütme stratejileridir(Mata-Alvarez vd., 2000). İki aşamalı çürütme tek aşamalı çürütmeye göre daha az bir toplam tutulma süresine sahip olabilir(Alatrisme-Mondragon

vd., 2006) Yakın zamanda, anaerobik çürütme performansını değerlendiren bir takım çalışmalar iki fazlı konfigürasyon ihtimalini düşündüler.

Pohland ve Ghosh (1971), atık su arıtma tesisi çamurunun çürütülmesi için ilk olarak iki fazlı anaerobik çürütme konseptini sundular ve tüm işlem istikrarını ve kontrolünü geliştirdiler. Çalışmalarına göre, toplam çürütme süresi geleneksel bir aşamalı çürütmeye göre ciddi olarak düşüktü. Demirel ve Yenigün (2002), iki fazlı anaerobik çürütücüyü incelediler ve daha iyi asit aşaması, HRT, pH, çamur tutulma süresi, sıcaklık ve çamur geri dönüşümünün etkili işlem faktörleri olduğuna karar verdiler. Daha uzun HRT'nin asit aşamasını daha etkili yapabileceği önerilebilir. Demirel ve Yenigün (2002), tarafından literatürün çoğu 5.0 ve 8.0 aralığında değişen pH'ın reaksiyonlar için en uygun şart olduğunu gösterdi. Aynı zamanda iki fazlı anaerobik çürütmenin tek aşamalı çürütmeye göre daha kısa HRT gerektirdiği ve daha yüksek organik ayırma verimi elde edebileceği belirlendi. Bazı araştırmacılar iki fazlı çürütmenin artan hidroliz ve metanojenez hızları gibi başka avantajları olduğunu iddia etmektedirler. Demirel ve Othman (2008), Arıtma çamurunu çürütmek için iki fazlı bir anaerobik çürütme sistemi(termofilik hidroliz ve asetojenez, mezofilik metanojenez) kullandılar. Bu sistem tek aşamalı çürütmeye göre kısa HRT ve yüksek OLR ile birlikte daha yüksek kimyasal oksijen ihtiyacı giderme, uçucu katılar yıkımı, gaz üretimi ve patojen düşüşü elde etti. De La Rubia vd., (2009) hidroliz-asetojenez aşamasını mezofilik bir anaerobik çürütme işleminde farklı HRT ve OLR'lerle test etti. Çalışmalarından substratların hidroliz ve asetojenezinin temel olarak HRT'ler değil OLR'lerden etkilendiği belirtildi. Park vd., (2005) bir iki fazlı çürütme sistemini substratların hidrolizini geliştirmek için bir ön işlem ekleyerek geliştirdi. Termo kimyasal ön işlem biyogaz üretimini ve iki fazlı çürütme sisteminin organik düşüşünü etkili şekilde arttırdı. Perez-Elvira vd., (2011) dört farklı anaerobik çürütme stratejisini karşılaştırdı ve iki fazlı çürütmenin biyogaz üretimi, patojen düşüşü ve çamur çürütümü için geleneksel tek aşamalı işleme göre daha iyi performans sergilediğini buldu. İki fazlı çürütme konfigürasyonu pek çok avantaja sahip olmasıyla tanınsa da, aynı zamanda Gunaseelan, (1997) ve De Baere, (2000) tarafından operasyonun ekonomik uygunluğu ve karışıklığının büyük ölçekli endüstriyel kullanımlarda kullanımını sınırlandırması incelendi.

#### 2.5.4 Mezofilik ve Termofilik İşletim Sıcaklığı

Anaerobik çürütme işlemlerinde, mezofilik çürütme tipik olarak 30-38°C sıcaklık aralığında gerçekleşirken, termofilik çürütücüler 49-57°C sıcaklık aralığına sahiptirler. Laboratuvar ve pilot ölçekli testlerde, termofilik çürütmenin mezofilik çürütmeye göre daha iyi işletme şartları sunduğu önerilmiştir. Gunaseelan (1997), termofilik ve mezofilik çürütme arasında, metan üretim kapasitesi ve organik işleme veriminin termofilik şartlar altında arttığını gösteren detaylı bir karşılaştırma sundu. Gallert ve Winter (1997), evsel atıkların organik kısmının metan üretimini mezofilik ve termofilik anaerobik çürütme altında test etti ve termofilik şartın mezofilik çürütmeye göre daha fazla protein indirgediğini gösterdi. Kim vd., (2003) arıtma çamurunun termofilik koşullar altında anaerobik birlikte çürütülmesinden daha fazla metan üretimi elde etti. Gannoun vd., (2007) zeytin değirmeni atık suları ve mezbaha atık sularının mezofilik ve termofilik anaerobik birlikte çürütülmesini karşılaştırdı ve aynı HRT ve OLR altında termofilik çürütmenin mezofilik çürütmeye göre daha fazla biyogaz salınımları elde ettiğini rapor etti.

Bu nedenle genel olarak aynı operasyonel koşullar altında, termofilik sıcaklıkların mezofilik sıcaklıklara göre daha iyi anaerobik çürütme performansı ile sonuçlanacağı söylenebilir. Çoğu araştırma ve endüstriyel uygulamalar için, çürütücüler genellikle ilk olarak mezofilik koşullar altında işletilir, daha sonra termofilik koşullar kurulur. Tam ölçekli uygulamalar inşaat ve işletmenin ekonomik etkilerini (örneğin termofilik operasyon için ısıtma sisteminin eklenmesi ve işletilmesi) düşünmeyi gerektirse de, araştırmacılar ve teknoloji sağlayıcılar termofilik anaerobik çürütme operasyonu ve tesisleri üzerine bilgi sağlamaya devam etmektedir (De Baere, 2000). Bu durum termofilik çürütmenin atığı daha yüksek sıcaklıklarda işleyebilmesi ve bu nedenle işlem sırasında patojen ölümünü arttırmasından kaynaklanmaktadır. Aynı zamanda yüksek biyogaz üretimi ve biyobozunma hızları da elde edilebilir. Bu nedenle termofilik operasyonel şartların uygun ekonomik kaygılar altında gelecek araştırmaların odağı için faydalı olabileceği önerilebilir (Kaparaju ve Rintala, 2006; Feng vd., 2009; Palatsi vd., 2010; Siles vd., 2010).

### 3. MATERYAL VE METOD

#### 3.1. Materyal

##### 3.1.1. Sebze atığı, büyükbaş hayvan gübresi ve arıtma çamuru özellikleri

Bu tez kapsamında atık materyal olarak Sivas Cumhuriyet Üniversitesi merkezi kafeterya yemekhane sebze atıklarına(SA) (Domates+Salatalık, Patates, Soğan+Biber, Kabak+Patlıcan) ait kök, gövde, yaprak ve meyve içeriğini temsil eden karışım numuneleri kullanılmıştır. Büyükbaş hayvan gübresi(BHG) de Sivas ahırlar bölgesinden sap, saman gibi bileşenlerden süzülerek ayrılarak değerlendirilmiştir. Arıtma çamuru ise Sivas Belediyesine ait atıksu arıtma tesisi geri devir çamur hattından temin edilmiştir.

Sivas Cumhuriyet Üniveristesi merkezi kafeterya yemekhane sebze atıkları her bir atık sebze ürünün üretim miktarları dikkate alınarak toplam üretimde her bir ürünün üretim yüzdesi hesaplanmış ve elde edilen yüzde bileşenler kullanılarak atık karışım numuneleri hazırlanmıştır.

Atıkların karakterizasyon analizlerinde atık karışım numunesindeki % bileşen miktarları temel alınarak oda sıcaklığında muhafaza edilen kurutulmuş atıklardan karışım numuneleri hazırlanmıştır. Sebzelere ait kök, gövde, yaprak ve meyve içeriğini temsil eden atıklar ayrı ayrı etüvlerde her birini 4 gün boyunca (96 saat) 103°C de kurutulmuştur. Kurutulan sebze atıkları daha sonra Cumhuriyet Üniversitesi Maden Mühendisliği Bölümü laboratuvarında bulunan halkalı döner bilyeli öğütücüde öğütülerek toz haline getirilmiştir. Daha sonra ayrı ayrı kaplarda saklanmak üzere paketlenmiştir. Yemekhane sebze artıkları en küçük boy olan 10 mikron boyutunda öğütülmüştür.

Sivas Belediyesi biyolojik atıksu arıtma tesisi (AAT) şehrin batısına kurulmuştur ve 2009 yılında işletmeye alınmıştır. Sivas Belediyesi AAT 345.000 eşdeğer nüfusa hizmet vermesine rağmen, maksimum dizaynı 405.000 kişiye göre yapılmıştır. Arıtma tesisinde %20-25 katı madde içeriğine sahip 80-100 ton/gün (Proses hesapları 90-140 ton) arıtma çamuru üretilmektedir. Sivas Belediyesi AAT'de aerobik arıtım sonrasında oluşan fazla çamur santrifüj dekantörden geçirilerek susuzlaştırılmaktadır. Sivas Belediyesi AAT'de oluşan çamurun mevcut bertarafı Sivas Çimento Fabrikasının boş malzeme ocaklarında sızdırmazlık sağlandıktan sonra depolanması şeklindedir. Sivas Belediyesi AAT'de çamur bertarafı için gelecekte anaerobik çamur çürütme sistemi için rezerv alan

bırakılmış ve alternatif çamur kurutma ve yakma tesisi üzerine de değerlendirilmeler devam etmektedir. Bu tez kapsamında atık materyal olarak kullanılan arıtma çamurları Sivas Belediyesi AAT'nin geri devir hattından alınmıştır (Şekil 3.1).





BMP testlerinde kullanılan taze sebze atıkları kurutulmuş ve özelliklerinin değişmemesi için uygun koşullarda muhafaza edilmiştir. Büyükbaş hayvan gübresi atıkları ve arıtma çamurları mümkün mertebede taze alınmış bekletilmesi durumunda ise özelliklerinin değişmemesi için -20°C sıcaklıkta muhafaza edilmiştir (Şekil 3.2-Şekil 3.4).



**Şekil 3.2** Deneysel çalışmada kullanılan sebze atıklarının sınıflandırılması ve kurutulmasının görünüşü





**Şekil 3.3** Sebze atıkları, büyükbaş hayvan gübresi ve arıtma çamurlarının karakterizasyonu öncesi numune hazırlama



**Şekil 3.4** Sebze atıkları, büyükbaş hayvan gübresi ve arıtma çamurlarının deneysel çalışma süreci görüntüleri

### 3.1.2. Sebze atıkları, büyükbaş hayvan gübresi ve arıtma çamurlarının karakterizasyon analizleri

Sebze atıkları, büyükbaş hayvan gübresi ve arıtma çamurlarının karakterizasyonu için; pH, alkalinite, toplam katı madde (TKM), uçucu katı madde (UKM), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOI), çözülmüş KOI(çKOI) analizleri yapılmıştır. Atıkların karakterizasyon analizleri Sivas Cumhuriyet Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü araştırma laboratuvarı ve Sivas Belediyesi atıksu arıtma tesisi atıksu laboratuvarlarında yapılmıştır. Sebze atıkları, büyükbaş hayvan gübresi ve arıtma çamurlarının karakterizasyon analizlerinde numuneler paralel olarak çalışılmış ve sonuçlarda ortalama analiz sonuçları verilmiştir.

Arıtma çamurunun diğer organik atıklarla birlikte çürütülmesi, arıtma çamurundan biogaz üretimini ve AAT'lerinde bulunan çürütücülerin verimini arttırmak için kullanılan bir yöntemdir. Arıtma çamuru ile birlikte atıksuyun KOİ konsantrastrasyonlarına bakıldığında yüksek organik madde içermesi dikkati çekmektedir. Bunun için arıtma çamurlarının birlikte çürütülmesinde sebze atığı ve büyükbaş hayvan gübresi ek besi maddesi (co-substrat) olarak kullanılmıştır. Çizelge 3.1'de verilen sebze atığı, büyükbaş hayvan gübresi ve arıtma çamuruna ait karakterizasyon görülmektedir.

**Çizelge 3.1** Sebze atığı, büyükbaş hayvan gübresi ve arıtma çamuru karakteristikleri

Atıksu Karakteristikleri	Sebze Atığı	Büyükbaş Hayvan Gübresi	Arıtma çamuru(geri devir çamuru)
pH	6,94	7,43	6,88
Alkalinite(mg/l)	396	1400	980
KOI (mg/l)	12075	30200	10350
Toplam Katı Madde(mg/l)	14050	26785	10050
Uçucu Katı Madde(mg/l)	12810	20945	7040
Askıda Katı Madde(mg/l)	12690	24020	9350
Çözülmüş KOI(mg/l)	1731	3800	75,7

Deneyler önce kesikli olarak yürütülmüştür. Bu deneyler sonucunda elde edilen en iyi giderim sonucuna göre sürekli sisteme geçilmiştir.

### **3.1.3. Sebze atığı, büyükbaş hayvan gübresi ve arıtma çamuru karışım oranlarının belirlenmesi**

Literatürde farklı türden organik atıkların birlikte anaerobik çürütülebilirliğinin değerlendirildiği çalışmalarda atıkların karışım oranlarının belirlenmesinde ve hazırlanmasında genel olarak TKM, UKM ve yaş ağırlık temel alınmaktadır. Literatürde farklı türden organik atıkların birlikte anaerobik çürütülebilirliğinin değerlendirildiği çalışmalarda kullanılan karışım oranları Çizelge 3.2’de verilmiştir. Çizelge 3.2’de sunulan literatür verilerinden yararlanılarak sebze atıkları, büyükbaş hayvan gübresi ve arıtma çamuru numuneleri karışım oranları bu çalışmada 100:0, 10:90, 30:70, 50:50, 70:30, 90:10 ve 0:100 olarak seçilmiştir.

**Çizelge 3.2** Birlikte anaerobik çürütülebilirlik çalışmalarında kullanılan karışım oranları(Dumlu, 2011)

<b>Atık Materyal</b>	<b>Karışım Oranı</b>	<b>Karışım Oranında Temel Alınan Parametre</b>	<b>Kaynak</b>
Sığır gübresi-Evsel atık-Aritma çamuru	1:2, 1:2,5 ve 1:5	TKM	Angelidaki ve Ahring 1997
Domuz gübresi-Tavuk gübresi	%20, 40, 60, 80 ve 100	-	Magbanua vd 2001
Sığır gübresi-Meyve sebze atığı	%20, 30,40 ve 50	Yaş Ağırlık	Callaghan vd 2002
Sığır gübresi-Tavuk gübresi	%30, 50, 75 ve 90	Yaş Ağırlık	Callaghan vd 2002
Aritma çamuru-Yemek atıkları	%10, 30, 50, 70 ve 90	UKM	Heo vd 2003
Evsel organik atık- Aritma çamuru	%25, 50, 75 ve 100	TKM	Sosnowski vd 2003
Balık atığı- Sisal bitki atığı	%100, 50, 33, 25 ve 20	Yaş Ağırlık	Mshandete vd 2004
Mandıra gübresi-şeker pancarı	%10, %20, %30 ve %40	TKM	Umetsu vd 2006
Yosun tortusu-Kağıt atığı	%25, 50,75 ve 100	UKM	Yen ve Brune 2007
Tarımsal atık-Aritma çamuru	%15, 30, 50, 65, 80, 90, 100	-	Gomez vd 2007
Pirinç atığı- Aritma çamuru	1:0, 1:0,5 ve 0:1	TKM	Komatsu vd 2007
Sebze atığı-Aritma çamuru	%25, 75 ve 100	UKM	Anhuradha vd 2007
Aritma çamuru-Bira fabrikası arıtma çamuru	%25, 50,75 ve 100	Yaş Ağırlık	Babel vd 2008

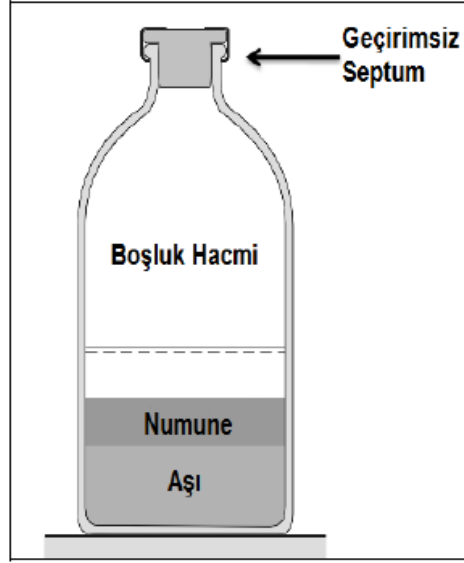
Sığır gübresi-Domates atığı	%10, 20, 40, 60 ve 80	UKM	Saev vd 2009
Sığır gübresi-Yemek atıkları	1:1	TKM	Neves vd 2009
Buğday samanı-Domuz gübresi	1:1	-	Wang vd 2009
Mısır koçanı-Sığır gübresi	1:0, 1:1, 1:2, 1:3, 1:4 ve 0:1	TKM	Li vd 2009
Mutfak atığı-Sığır gübresi	1:0, 1:1, 0:1	UKM	Li vd 2009
Domuz gübresi-Gliserin	%20, %40, %60 ve %80	Yaş Ağırlık	Astals vd 2010
Kasava bitkisi-Domuz gübresi	%20, %40, %50, %60, % 80	UKM	Panichnumsin vd 2010
Yağ-gres atıkları-Organik atıklar	05:95, 15:85 ve 35:65	-	Martin-Gonzalez vd 2010

---

### 3.1.4. Kesikli alışmalar (Biyokimyasal Metan Potansiyeli (BMP)) testleri

Atıkların metan üretim potansiyellerinin belirlenmesi için birçok kesikli yöntem bulunmaktadır (Owen vd., 1979, ASTM E1196 1992, Owens ve Chynoweth 1993, Eleazer vd., 1997). Bu yöntemlerde temel yaklaşım anaerobik aşı ile karıştırılmış belirli miktardaki atığın belirli bir sıcaklıkta inkübe edilmesi ve üretilen gaz hacmi ile gaz kompozisyonunun ölçülmesi prensibine dayanmaktadır. Biyokimyasal metan potansiyeli testinde temel amaç standart sıcaklık ve basınçta metan üretim veriminin tespit edilmesidir. BMP, organik maddenin anaerobik ürütölmesi süresince üretilen metan miktarının hesaplanması amacıyla kullanılan prosedürdür. Kesikli olarak gerçekleştirilen yöntem atık materyalin aktif mikroorganizmalar tarafından metana dönüştürölmesi esasına dayanmaktadır. Deney süresince üretilen gaz miktarı ve kompozisyon ölçümleri yapılarak üretilen metan miktarı hesaplanabilmektedir. Organik atıklardan metan üretim potansiyelinin belirlenmesi amacıyla gerçekleştirilen kapsamlı çalışmalar bulunmakla birlikte (Owens ve Chynoweth 1993, Hansen vd 2004), bu çalışmalarda kullanılan BMP prosedürleri birbirinden farklılıklar göstermektedir (Fernandez vd., 2005, Raposo vd 2006, ASTM E1196 1992). Bu farklılıklar arasında BMP serum şişesi içine ilave edilen aşının konsantrasyonu ve aşı-substrat oranı gibi parametreler bulunmaktadır.

Evsel arıtma çamuru ile sebze atıkları ve büyükbaş hayvan gübresi atıklarının birlikte anaerobik çürütülebilirliğinin ve metan potansiyeli üzerindeki etkisinin belirlenmesi amacıyla numunelerinin BMP testleri serum şişesi içerisindeki aktif aşı konsantrasyonunun 5 g UKM/L ve substrat-aşı oranının (SIR) ise 0,5-1 (katı numuneler için g UKM/g UKM, sıvı numuneler için g KOI/g UKM) olması gerekmektedir. Ayrıca, deney süresince aşı çamur aktivitesinin devam etmesi için BMP şişelerine uygun miktarda makro ve mikro besinler ve reaktörler içerisinde pH değişiminin tamponlanması amacıyla NaHCO<sub>3</sub> ilave edilmesi gerekmektedir. Numune, aşı ve gerekli besinlerin serum şişesine ilave edilmesinden sonra ortamdaki oksijenin giderilmesi için N<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub> (%70/%30) gaz karışımının kullanılması önerilmektedir. Oksijenin giderilmesinden sonra BMP şişeleri (Şekil 3.5) sızdırmaz septum kapak ile kapatılarak inkübatöre yerleştirilmelidir.



**Şekil 3.5.** BMP serum şişesi

Çalışmada, 500 ml hacme sahip serum şişeleri kullanılmıştır. Kullanılabilir hacimleri 300 ml olan reaktörlerden  $N_2$  gazı geçirildikten sonra ağzı silikon mantarla kapatıldıktan sonra hava almaması için küçük kelepçeler yardımıyla sıkıştırılmıştır. Kesikli deneyler  $37^\circ C$ 'de çalışan Şekil 3.6'de gösterilen sıcaklık kontrollü çalkalamalı inkübatörde gerçekleştirilmiştir. Her bir serum şişesinin çamur konsantrasyonu 5 g UKM/L sağlanacak şekilde hesaplanan anaerobik çamur miktarı ve vanderbilt mineral ortam bileşenleri eklenerek hazırlanmıştır.



**Şekil 3.6.** Deneysel çalışmada kullanılan sıcaklık kontrollü çalkalamalı inkübatörün görünüşü

**Çizelge 3.3** Vanderbilt mineral ortamı bileşenleri ve miktarları (Sarıoğlu vd., 2007).

Bileşikler	Konsantrasyon (mg/L)
NH <sub>4</sub> Cl	400
MgSO <sub>4</sub> . 7H <sub>2</sub> O	400
KCl	400
Na <sub>2</sub> S. 9H <sub>2</sub> O	300
(NH <sub>4</sub> )H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	80
CaCl <sub>2</sub> . 2H <sub>2</sub> O	50
FeCl <sub>3</sub> . 6H <sub>2</sub> O	40
CoCl <sub>2</sub> . 6H <sub>2</sub> O	10
KI	10
MnCl <sub>2</sub> . 6H <sub>2</sub> O	0,5
CuCl <sub>2</sub>	0,5
ZnCl <sub>2</sub>	0,5
NiCl <sub>2</sub> . 6H <sub>2</sub> O	0,5
AlCl <sub>3</sub> . 6H <sub>2</sub> O	0,5
(NaPO <sub>3</sub> ) <sub>6</sub>	10
I-cystein	10
NH <sub>4</sub> VO <sub>3</sub>	0,5
H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	0,5
NaWO <sub>4</sub> . 2 H <sub>2</sub> O	0,5
Na <sub>2</sub> SeO <sub>3</sub>	0,5

Arıtma çamurunun diğer organik atıklarla birlikte çürütülmesi sonucu oluşan biogaz üretim verimini arttırmak için sebze atığı ve büyükbaş hayvan gübresi co-substrat olarak kullanılmıştır. 0,50 ve 1 olmak üzere 2 farklı SIR oranı ve substrat konsantrasyonu sırasıyla her şişe için %100:%0, %10:%90, %30:%70, %50:%50, %70:%30, %90:%10, %0:%100 oranlarında sebze atığı, büyükbaş hayvan gübresi ve arıtma çamuru(geri devir



çamuru) içerecek şekilde olmak üzere 7 farklı SA/AÇ ve BHG/AÇ oranlarında kesikli çalışmalar yürütülmüştür. Kesikli ve sürekli çalışmalarda kullanılan mineral ortamın inorganik kompozisyonu mg/L olarak (Çizelge 3.3)'te verilmiştir. pH 4000 mg/L NaHCO<sub>3</sub> eklenerek sabit tutulmuştur. Serum şişeleri 150 rpm hızında çalıştırılan inkübatörden günlük olarak alınarak; pH, toplam katı madde, uçucu katı madde, KOI ve biyogaz ölçümleri yapılmıştır.

Yalnız atık aktif çamur(0% sebze atığı, büyükbaş hayvan gübresi) ve yalnız sebze, büyükbaş hayvan gübresi atığı(100% sebze atığı, büyükbaş hayvan gübresi) kontrol amacıyla kullanılmıştır. Kesikli deneyler her sebze atığı, büyükbaş hayvan gübresi oranı için iki defa yapılmıştır. Tüm şişeler 10 dakika boyunca azot gazı kullanılarak arındırılmış ve daha sonra lastik tıpalarla kapatılmıştır. Şişeler dönüş hızı 150 rpm ve 37°C'deki karıştırıcıya konulmuş ve üretilen biyogazın miktarı periyodik olarak ölçülmüştür. Çalışmadan elde edilen sonuçların kinetik değerlendirilmesi yapılmıştır.

#### **3.1.4.1. Anaerobik aşı çamuru**

Kesikli(BMP) ve sürekli reaktör çalışmalarında kullanılan anaerobik aşı çamuru İzmit Pakmaya Fabrikası Atıksu Arıtma Tesisi anaerobik çürütücü biriminden sağlanmıştır. Kullanımından önce çamur iyice karıştırılıp askıda katı madde ve uçucu askıda katı madde gibi arıtım açısından önemli özellikleri belirlenmiştir. Çökeltme işlemi sonunda üstte kalan sıvı faz uzaklaştırılarak yoğun aşı çamuru elde edilmiş ve BMP testlerinde yoğun aşı çamuru kullanılmıştır. BMP şişelerine ilave edilecek aşı miktarının tespit edilebilmesi için anaerobik aşı çamurunda TKM ve UKM analizleri Standart Metotlara (APHA 2005) göre yapılmıştır. BMP testlerinde kullanılan aşı çamuruna ait TKM ve UKM sonuçları; toplam katı madde değeri 90 g/L ve uçucu askıda katı madde değeri 34 g/L dir. Anaerobik çamurun KOİ değeri ortalama 48000 mgKOİ/L'dir.

#### **3.1.4.2. Glukoz kontrol BMP değeri**

30 gün süren kesikli BMP testlerinde aşı çamur tarafından üretilen metan miktarı mLCH<sub>4</sub>/gUKM olarak hesaplanmıştır. Sebze atıkları, büyükbaş hayvan gübresi ile arıtma çamurunun birlikte anaerobik çürütülebilirliğinin belirlenmesi amacıyla yapılan BMP testlerinde kullanılan aşı çamur kümülatif metan miktarı 14,31 mLCH<sub>4</sub>/gUKM ve 14,56 mLCH<sub>4</sub>/gUKM olarak ölçülmüş olup ortalama kümülatif metan miktarı 14,43 mLCH<sub>4</sub>/gUKM olarak hesaplanmıştır.

Atıkların BMP değerleri, atıkların ölçülen BMP değerlerinden aşının ölçülen BMP değerlerinin çıkarılması ile hesaplanmış ve sonuçlarda sadece atıklara ait BMP değerleri verilmiştir (Jeon vd., 2007).

BMP testlerinde kullanılan anaerobik aşı çamur aktivitesinin belirlenebilmesi amacıyla saf glukoz kullanılarak kontrol deneyi yapılmıştır. Sebze atıkları, büyükbaş hayvan gübresi ve arıtma çamurunun birlikte anaerobik çürütülebilirlik BMP testlerinde kullanılan aşı çamurunun aktivitesi için substrat olarak saf glukoz kullanılmış olup deneyler sonucunda teorik BMP değerinin %85'ine ulaşılmıştır. Bu sonuçlar BMP analizinde kullanılan aşı aktivitesinin uygun olduğunu göstermekte ve güvenilir sonuçların elde edildiğini ortaya koymaktadır.

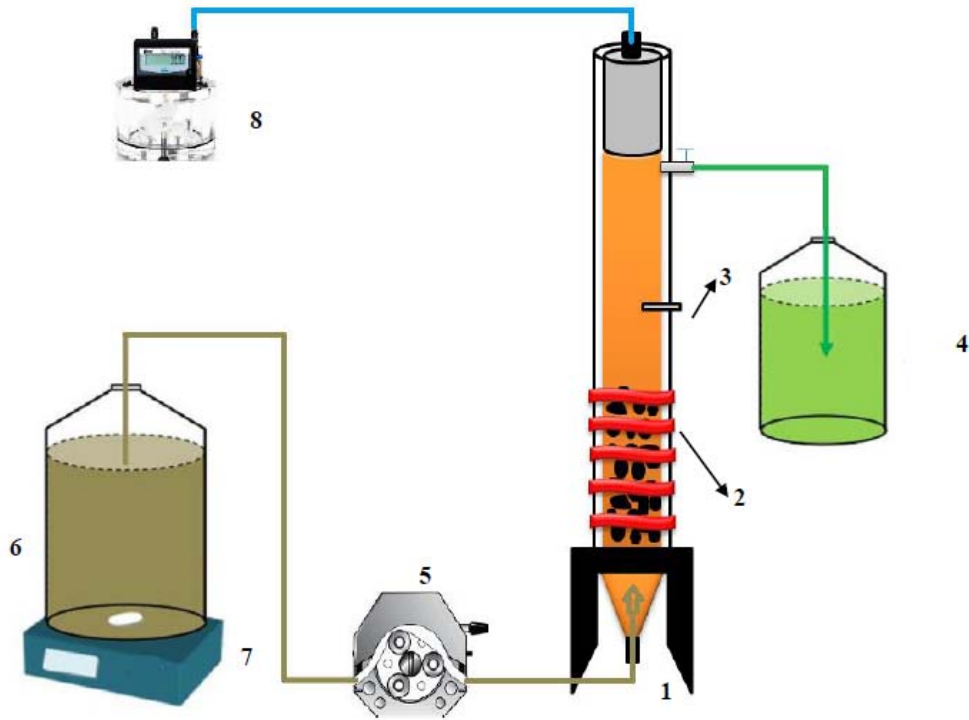
### **3.1.5. Sürekli çalışmalar**

Deneylerde Şekil 3.7'da gösterilen 70 cm yüksekliğinde 14 cm çapında ve 10 L hacime sahip 2 adet paslanmaz çelikten yapılmış yukarı akışlı çamur yataklı anaerobik reaktör kullanılmıştır. İzmit Pakmaya Endüstrisinin UASB Reaktöründen aşı mikroorganizması temin edilmiş ve sistem yaklaşık 2 ay gibi bir süre adapte edilmeye çalışılmıştır. Bu aşamada evsel atıksu niteliğindeki besleme çözeltisi ile KOI ayarlanarak önce kesikli düzende sonra sürekli besleme ile aklime edilmiştir. Şekil 3.7'da görüldüğü gibi sistemin alt kısmında sıcaklığı ayarlanabilen rezistans ünitesi bulunmaktadır. Reaktörün özellikle tabana yakın kısmında sıcaklık dağılımını üniform yapmak için bu bölümler sıcaklık kemeri ile sarılmıştır. Ayrıca reaktörün üst kısmında bulunan LCD ekrandan sıcaklık günlük olarak kontrol edilmektedir. Reaktörlerin beslenmesi sırasında sabit debi sağlayabilmek için besleme peristaltik pompayla yapılmıştır. Atıksu girişi reaktörün alt kısmından peristaltik pompa ile yapılmış olup arıtılmış su çıkışı ise reaktörün üst kısmından toplanmıştır. Gazın toplanması için reaktörün üst bölgesinde boşluk bırakılmış, oluşan gaz reaktörün üst kısmından alınmıştır. Bu durumda atıksu ve gaz çıkış yönlerinin farklı olması sağlanarak, bazı reaktörlerde sıklıkla karşılaşılan gazın ve çıkış suyunun ayrılma güçlüğü ortadan kaldırılmıştır. Anaerobik çürütme esnasında üretilen biyogazı ölçebilmek için gaz metre kullanılmıştır. Kullanılan gaz metrenin yapılan kalibrasyonu sonucu sayacın 1 birimine karşı 2 ml biyogaz oluşmaktadır.

### 3.1.6. Reaktörlerin işletilmesi

#### 3.1.6.1. Yukarı akışlı çamur yataklı anaerobik reaktörlerin işletilmesi

Reaktörler alıştırmaya döneminde önce 1000 mgKOİ/L sonra 3000 mgKOİ/L glikoz çözeltisi ile 24 saatlik HRT ile 37°C sıcaklıkta beslenmiştir. Kararlı bir gaz üretimi ile KOİ giderimi elde edildikten sonra alıştırmaya devresinin tamamlandığına karar verilip reaktörlere 1000 mg/L KOİ'si olan gerçek atıksu karışımı ile 24 saat HRT ile 37°C sıcaklıkta beslenmeye başlanmıştır. Anaerobik reaktörlere atıksu beslemesi yapılmadan önce pH ve nütrient dengelemesi yapılması için sodyum bikarbonat ve Vanderbilt mineral ortam çözeltisi ilavesi yapılmıştır. Reaktörler kararlı hale geldiğinde periyodik olarak çıkıştan numune alınarak ve gaz ölçümleri yapılarak reaktörlerin verimi kontrol edilmiştir (Şekil 3.8).



**Şekil 3.7** UASB deney düzeneğinin şematik gösterimi: (1) UASB reaktör; (2) ısı ceket; (3) termostat; (4) çıkış tankı; (5) peristaltik pompa; (6) giriş tankı; (7) manyetik karıştırıcı; (8) ıslak tip gazölçer.(Gökçek, 2016)



**Şekil 3.8** Anaerobik reaktörlerden bir görünüm

### **3.2. Analiz Metodları**

#### **3.2.1 Kimyasal oksijen ihtiyacı(KOİ) tayini**

Kesikli çalışmalarda KOİ Hach Lange test kiti LCK 514 (100-2000 mg/L ölçüm aralığı) ve LCK 914 (5-60 g/L ölçüm aralığı) kullanılarak analiz edilmiştir. UASB reaktör çıkışında yapılan KOİ analizinde kapalı reflüks metodu kullanılarak analizler yapılmıştır. Deney sırasında kullanılan tüm çözeltiler laboratuvarında hazırlanmıştır. Metod atıksu numunesinin 148 °C’de potasyum dikromat ( $K_2Cr_2O_7$ ), sülfürik asit ( $H_2SO_4$ ) ve gümüş sülfatla ( $Ag_2SO_4$ ) iki saat oksidasyonu neticesinde  $Cr^{3+}$ ’ün titrimetrik olarak saptanmasıdır.

Yöntem tüm organik maddelerin, kuvvetli oksitleyicilerle asit ortamlarda oksitlenebilecekleri esasına dayanmaktadır (APHA, 1992).

- ✓ 2,5 ml atık su örneği KOİ tüplerine konur (aynı miktarda saf su şahit örnek olarak işleme alınır).
- ✓ 1,5 mL  $K_2Cr_2O_7$  çözeltisi ilave edilir ve karıştırılır.
- ✓ 3,5 mL parçalama çözeltisi ilave edilir.
- ✓ KOİ tüpleri ısıtıcıya yerleştirilir ve 148°C’de 2 saat kaynatılır.

- ✓ Süre bitiminde KOİ tüplerinin soğuması beklenir.
- ✓ Daha sonra 2-3 damla ferroin indikatörü ilave edilir.
- ✓ 0,025N Demir amonyum sülfat titrasyon çözeltisiyle titre edilir.
- ✓ Titrasyon dönüm noktası, mavi-yeşilden kırmızı-kahverengiye doğru ilk renk değişiminin olduğu titrant miktarı kaydedilir.

KOİ aşağıdaki formüle göre hesaplanır.

$$\text{mg KOİ/L} = (A-B) \times N \times 8000 / \text{ml örnek}$$

A: Şahit örnek için kullanılan demir amonyum sülfat çözeltisi miktarı, ml

B: Örnek için kullanılan demir amonyum sülfat çözeltisi miktarı, ml

N: Demir amonyum sülfat çözeltisinin normalitesi

KOİ analizinde Hach-Lange DR2800 spektrofotometre ve Lange DRB200 marka termoreaktör ısıtıcı blok kullanılmıştır.

### 3.2.2. Toplam katı madde(TKM) tayini

TKM analizleri Standart Metot 2540-C'ye göre yapılmıştır. Belirli hacimde alınan örnek, sabit tartıma getirilmiş kroze içinde 103-105°C'de etüvde kurutulur ve desikatörde soğutulur. Sabit tartıma gelince hassas terazide tartılır.

Aşağıdaki şekilde hesaplama yapılır (APHA/AWWA, 2005).

$$\text{TKM, mg/L} = (A-B) \times 1000 / \text{ml, örnek hacmi}$$

A: Kroze + örnek ağırlığı, (mg)

B: Krozenin darası, (mg)

### 3.2.3. Uçucu katı madde (UKM) tayini

UKM, TKM'nin organik kısmını temsil etmektedir. UKM analizi Standart Metot 2540-C'ye göre yapılmıştır. UKM, TKM içeriği bilinen numunenin 550°C'de fırında yakılması ve sabit tartıma getirilmesi sonucu gözlenen ağırlık kaybının belirlenmesi ile ölçülmüştür (APHA, 2005).

### 3.2.4. Alkalinite ölçümü

Alkalinite tayini Standart Metodlar 2320'de tanımlandığı gibi titrimetrik yöntem ile ölçülmüştür. Çıkış suyundan alınan numune, metil oranj indikatörü yardımıyla 0,1 N

standart sülfürük asit çözeltilisi ile titrasyonu neticesinde sarfiyat miktarı belirlenerek titrimetrik yöntemle alkalinite hesaplanmıştır.

### **3.2.5. pH**

pH, numune reaktörlerden alındıktan sonra anlık olarak Hach Lange Sension 2 marka pH metre ile ölçülmüştür.

### **3.2.6. Uçucu yağ asiti (UYA) ölçümü**

UYA tayini için haftada 1 ya da 2 kere reaktör çıkışından alınan numuneler uygun saklama koşullarında muhafaza edilerek numunelerin SM 5560C distilasyon metoduyla analizleri akredite bir laboratuarda yaptırılmıştır.

### **3.2.7. Toplam gaz ölçümü**

UASB reaktörün üst çıkışından gaz ölçümü yapılmıştır. Islak tip gazölçer ile ölçümler alınmıştır. Islak tip gaz ölçüm cihazı, pozitif yer değiştirme prensibine dayalı olarak çalışmaktadır. Numunenin gaz akımı, içerisinde su olan ölçüm silindirini döndürmektedir. Dönen silindire bağlı olarak sayma mekanizması gelen gaz akımı ölçüm bölmelerinde dolup boşaldıkça ölçmektedir ve kaydetmektedir.

## 4. BULGULAR ve TARTIŞMA

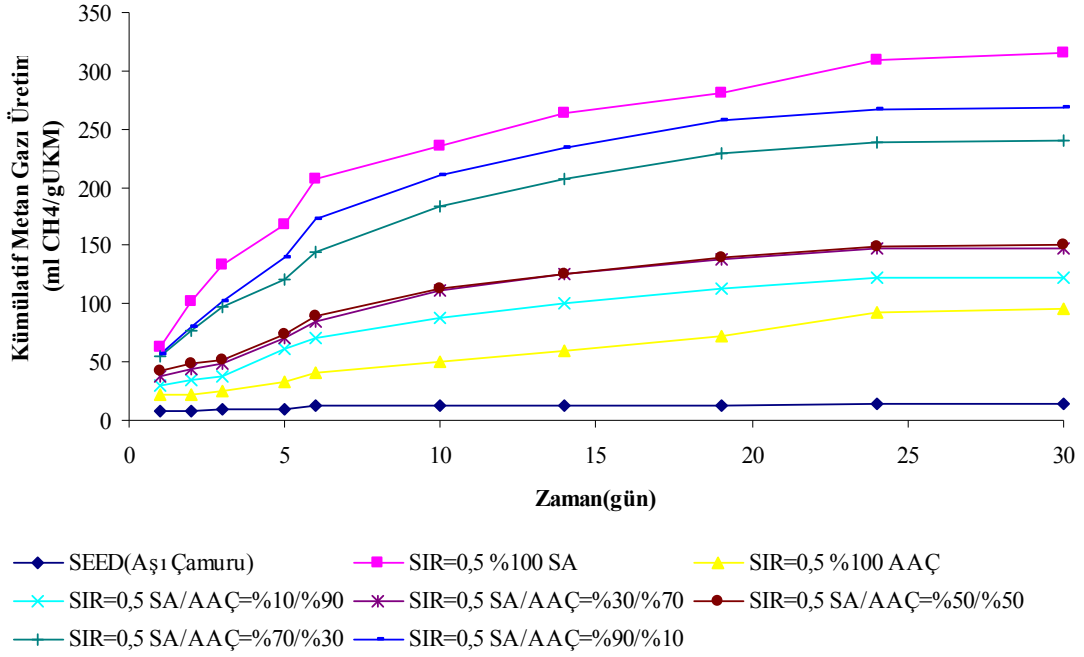
### 4.1. Deneysel Bulgular

#### 4.1.1. Kesikli reaktör deney sonuçları

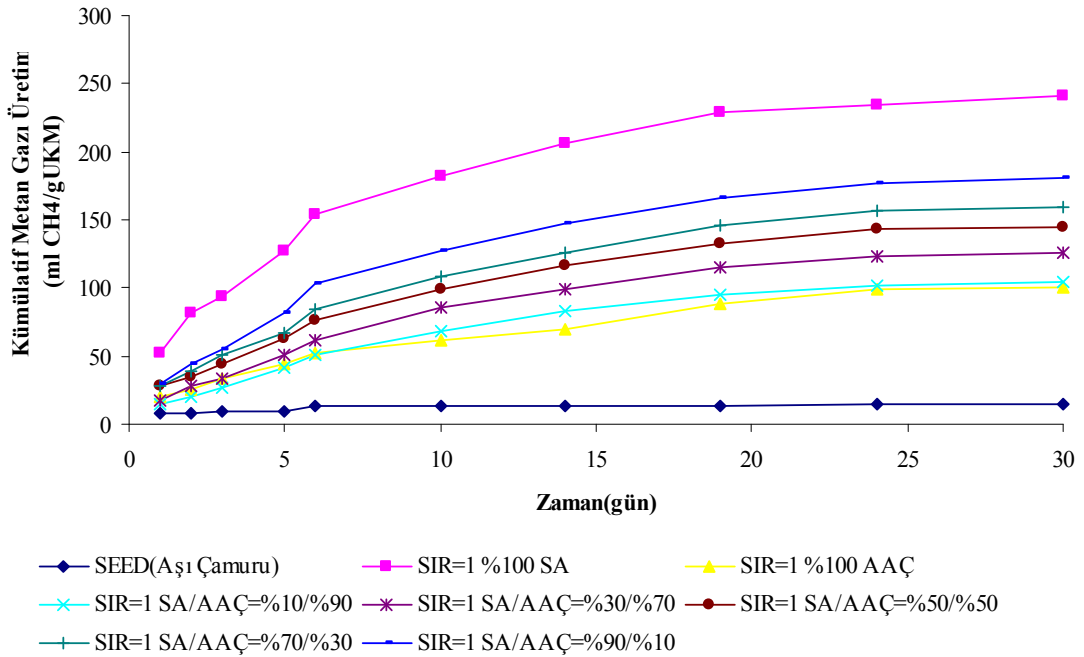
Sebze atıkları (SA) ve Büyükbaş hayvan gübresi(BHG) atık aktif çamura (AAÇ) ek besin maddesi olarak kullanılmış ve atıkların birlikte anaerobik çürütülebilirliğinin değerlendirilmesi amacıyla UKM değerleri temelinde atıklar (SA:AAÇ) 100:0, 10:90, 30:70, 50:50, 70:30, 90:10 ve 0:100 oranlarında karıştırılarak karışım numuneleri hazırlanmıştır. Kesikli BMP testi her numune için paralel çalışılmış ve test 30 gün sonunda bitirilmiştir.

##### 4.1.1.1. Sebze atıkları ve atık aktif çamurun birlikte anaerobik çürütülebilirliği

Sebze atıkları (SA) ile atık aktif çamurun (AAÇ) birlikte anaerobik çürütülebilirliğinin değerlendirilmesi amacıyla UKM değerleri temelinde atıklar (SA:AAÇ) 100:0, 10:90, 30:70, 50:50, 70:30, 90:10 ve 0:100 oranlarında karıştırılarak karışım numuneleri hazırlanmış ve kesikli BMP testleri yapılmıştır. BMP testi her numune için paralel çalışılmış ve test 30 gün sonunda bitirilmiştir. Numunelere ait BMP değerleri hesaplanırken aşının ürettiği metan miktarı numuneler tarafından üretilen metan miktarından çıkarılmış ve numunelerin BMP sonuçları mLCH<sub>4</sub>/gUKM cinsinden sunulmuştur. Karışım numuneleri ve aşından üretilen metan miktarının zamanla değişimi Şekil 4.1’de verilmiştir. 100:0, 10:90, 30:70, 50:50, 70:30, 90:10 ve 0:100 (SA:AAÇ) oranlarında karıştırılan numunelerin normalize edilmiş ortalama kümülatif metan miktarları ise Şekil 4.1-4.2’de sunulmuştur. Şekil 4.1’den görüleceği üzere, SIR(Substrat/Aş) oranı 0,5 olduğunda 315,79 mLCH<sub>4</sub>/gUKM değeriyle en yüksek metan miktarı sebze atıklarından ve 100 mLCH<sub>4</sub>/gUKM değeriyle en düşük metan miktarı atık aktif çamurdan elde edilmiştir. Sebze atıkları metan üretim potansiyelinin atık aktif çamurun metan üretim potansiyelinden daha yüksek olduğu belirlenmiştir. Atık aktif çamura ilave edilen sebze atığı miktarı arttıkça elde edilen metan miktarı da artış göstermiştir. Sebze atıkları ilavesi atık aktif çamurun anaerobik çürütülebilirliğini zenginleştirmektedir. 90:10 (SA:AAÇ) oranında karıştırılan numunedan üretilen metan miktarı 268,64 mLCH<sub>4</sub>/gUKM değeriyle karışım oranları içerisinde en yüksek değerdir.



Şekil 4.1 SIR(Substrat/aşı) oranı =0,5 ve farklı SA/AAÇ değerlerinde kümülatif metan gazının(ml CH<sub>4</sub>/gUKM)'nin zamanla değişimi.



Şekil 4.2 SIR(Substrat/aşı) oranı =1 ve farklı SA/AAÇ değerlerinde kümülatif metan gazının(ml CH<sub>4</sub>/gUKM)'nin zamanla değişimi.

Misi ve Foster (2001), Kim vd. (2003), Heo vd. (2003), Dumlu (2011) ve Komatsu vd. (2007) arıtma çamurundan üretilen metan miktarını sırasıyla 130, 116, 165, 149,95 ve 253 mLCH<sub>4</sub>/gUKM olarak bulmuşlardır. Mottet vd. (2010) beş farklı atık aktif çamur numunesinin termofilik koşullarda BMP değerini 206 – 427 mLCH<sub>4</sub>/gUKM aralığında



bulmuştur. Mottet vd. (2010), makroskopik (çözünmüş organik karbon ve KOİ/TOK oranı) ve biyokimyasal (karbonhidrat, protein ve yağ miktarı) karakterizasyonun çamur yapısı hakkında bilgi sağladığını ve anaerobik çürütülebilirlik tahmininde bu parametrelerin önemli parametreler olduğunu belirtmişlerdir. Sivas Belediyesi AAT'den alınan arıtma çamuru BMP değeri Misi ve Foster (2001), Kim vd. (2003) ve Heo vd. (2003) tarafından bulunan değerlere yakın olmasına rağmen, Mottet vd (2010) tarafından tespit edilen aralığın altındadır. BMP sonuçlarındaki farklılığın arıtma çamuru karakterlerinin farklı olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.

Lahoz vd. (2007) biber, domates, salatalık, yeşil fasulye, kabak ve patlıcan sebzelerinden oluşan karışım atığının metan üretim potansiyelini araştırmışlardır. 40 gün süren BMP testi sonunda meyve-sebze atıklarından 0,043 L/kgUKM metan üretilmiştir. Rao vd. (2000), marketlerden, evlerden ve otellerden toplanan meyve sebze atıklarının biyogaz üretim potansiyelini tespit etmiştir. Ortam sıcaklığında 240 gün süren BMP testi sonunda meyve ve sebze atıklarından üretilen nihai biyogaz verimi 0,564 m<sup>3</sup>/kgUKM olarak bulunmuştur. Biyogaz içerisinde %70 CH<sub>4</sub> bulunduğu bildirilmiştir. Bu durumda meyve sebze atıklarından üretilen metan miktarı 0,395 L CH<sub>4</sub>/g UKM'dir. Gunaseelan (2007), mango kabukları, muz kabukları, mandalin kabukları, ananas kabukları, greyfurt kabukları, soğan kabukları, patates kabukları, lahana yaprakları, lahana kökleri, turp yaprakları ve havuç yapraklarının nihai metan verimlerini sırasıyla 0,373-0,523, 0,314-0,486, 0,357, 0,420, 0,350, 0,400, 0,267, 0,309, 0,291, 0,293, 0,390 ve 0,241 L/UKMeklenen olarak tespit etmiştir. Sonuç olarak, domates, salatalık, biber, patlıcan ve kabak sebzelerinin kök, gövde, yaprak ve meyve bölümlerinden oluşan toplam atıkların ölçülen biyokimyasal metan potansiyeli değerinin literatürde tespit edilen değerler arasında olduğu gözükmektedir.

Bununla birlikte arıtma çamurlarının metan potansiyellerinin geliştirilmesi amacıyla meyve ve sebze atıkları ile birlikte anaerobik çürütülebilirliğin incelendiği çalışmalar bulunmaktadır. Lahoz vd. (2007) biber, domates, salatalık, yeşil fasulye, kabak ve patlıcan sebzelerinden oluşan karışım atıklarına arıtma çamuru ilave ederek atıkların birlikte anaerobik çürütülebilirliğini incelemiştir. Bu çalışmada atıkların sadece meyveleri kullanılmış, kök, gövde ve yaprak kısımları kullanılmamıştır. Birinci grup deneylerde biber, domates, salatalık, yeşil fasulye, kabak ve patlıcan sebzelerinden oluşan atıklara %15-90 aralığındaki oranlarda arıtma çamuru ilave edilmiş ve 40 gün sonunda metan üretim miktarları 0,043 – 12,1 mLCH<sub>4</sub>/gUKM aralığında bulunmuştur.

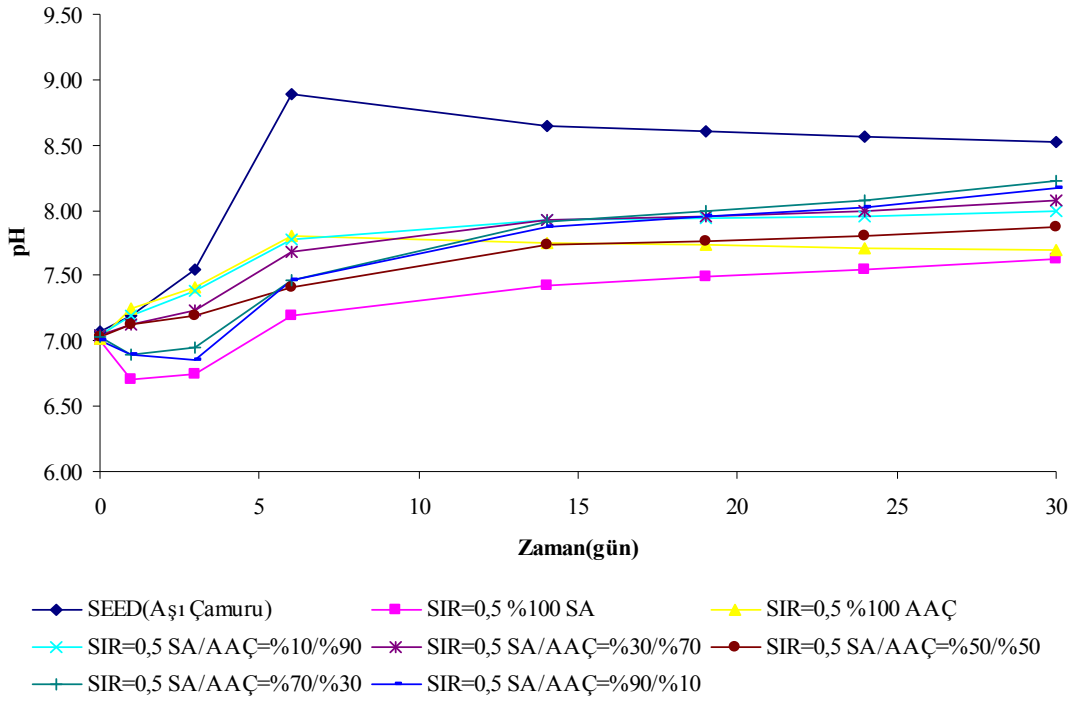
İkinci grup deneylerde pH kontrolü amacıyla  $\text{NaHCO}_3$  kullanılmıştır. Biber, domates, salatalık, yeşil fasulye, kabak ve patlıcan sebzelerinden oluşan atıklara %50-80 oranlarında arıtma çamuru ve 4-16 mg/gUKM  $\text{NaHCO}_3$  ilave edilmiştir. 100 -155 gün süren BMP testleri sonucunda metan üretim miktarları 10,8 – 100 mLCH<sub>4</sub>/gUKM aralığında tespit edilmiştir. En yüksek metan üretimi 89,8 mLCH<sub>4</sub>/gUKM değeriyle %50 arıtma çamuru ve %50 biber, domates, salatalık, yeşil fasulye, kabak ve patlıcan sebzelerinden oluşan karışım numunesinden elde edilmiştir. Bu karışıma ayrıca 10 mg/gUKM  $\text{NaHCO}_3$  ilave edilmiştir.

Anhuradha vd. (2007), patlıcan, lahana, havuç, patates, balkabağı ve domatesten oluşan sebze atıkları karışımı ile arıtma çamurunun birlikte anaerobik çürütülebilirliğini değerlendirmiştir. Bu çalışmada da atıkların sadece meyveleri kullanılmış, kök, gövde ve yaprak kısımları kullanılmamıştır. Ağırlıkça 75:25 olacak şekilde sebze atıkları ve arıtma çamuru karışım numunesi hazırlanmış ve biyogaz üretim potansiyeli tespit edilmiştir. Çalışmada arıtma çamurundan 0,374 mLCH<sub>4</sub>/grUKM<sub>giderilen</sub> elde edilirken, sebze atıkları ve arıtma çamurunun birlikte anaerobik çürütülmesinden 0,676 mLCH<sub>4</sub>/grUKM<sub>giderilen</sub> üretilmiştir. En yüksek metan verimi ise sadece sebze atıklarından 0,760 mLCH<sub>4</sub>/grUKM<sub>giderilen</sub> elde edilmiştir.

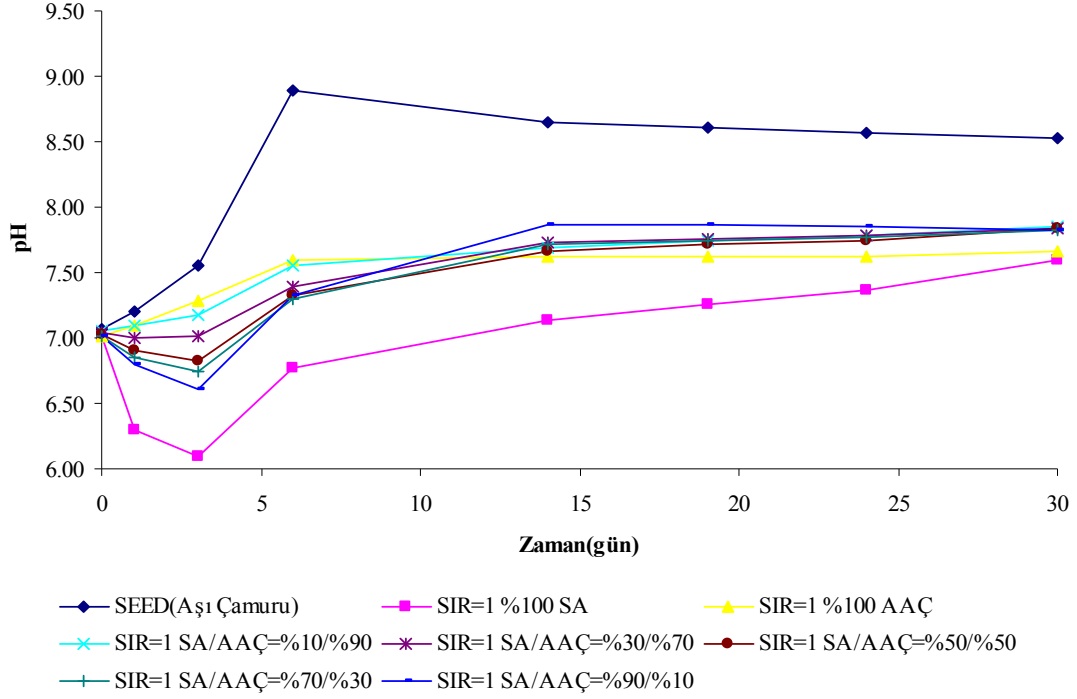
Callaghan vd. (2002), sığır gübresine ağırlıkça %20, 30, 40 ve 50 oranlarında meyve-sebze atığı ilave etmiş ve atık karışım numunelerinden üretilen metan miktarlarını incelemiştir. Meyve-sebze atıklarının oranının %20'den %50'ye artırılması ile metan üretimi 0,23 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/kgUKM değerinden 0,45 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/kgUKM değerine yükselmiştir. Yapılan çalışma ile reaktördeki meyve sebze oranı artıkça özgül metan üretiminin arttığı belirtilmiştir.

Kim vd. (2003) arıtma çamuruna ağırlıkça %20, 50 ve 80 oranlarında mutfak atığı ilave etmiş ve atık karışım numunelerinin metan üretimini değerlendirmiştir. Arıtma çamuruna ilave edilen mutfak atığının miktarı arttıkça üretilen metan miktarının arttığı tespit edilmiştir. Sadece arıtma çamurundan 116 mLCH<sub>4</sub>/gUKM elde edilirken, arıtma çamuruna %20, 50 ve 80 oranında ilave edilen mutfak atıkları ile oluşturulan karışım numunelerinden sırasıyla 157, 215 ve 257 mLCH<sub>4</sub>/gUKM üretilmiştir. Callaghan vd. (2002), Kim vd. (2003) ve Anhuradha vd. (2007) çalışmaları ile uyumlu olarak bu çalışmada da arıtma çamuruna sebze atıklarının ilave edilmesiyle üretilen metan miktarı artmıştır.

pH değerinin zamanla değişimi farklı SIR(substrat/aşı) ve farklı SA/AAÇ koşullarında Şekil 4.3-Şekil 4.4'de görülmektedir. Şekilde görüldüğü gibi SIR(Substrat/aşı) oranı ve SA/AAÇ değerleri değişmesine rağmen pH 7,6-7,9 aralığındadır. Bu pH aralığı anaerobik arıtım için uygun pH aralığıdır. Benzer olarak anaerobik çürütücüde ayçiçeği küspesi (sunflower oil cake) ile yapılan kesikli çalışmada 0.33, 0.5, 0.66, 1, 1.25 ve 2 substrat/aşı (SIR) oranlarında pH 7.1 ile 7.6 arasında değişmektedir (Raposo vd. 2009).



Şekil 4.3 SIR(Substrat/aşı) oranı =0,5 ve farklı SA/AAÇ değerlerinde pH'ın zamanla değişimi.

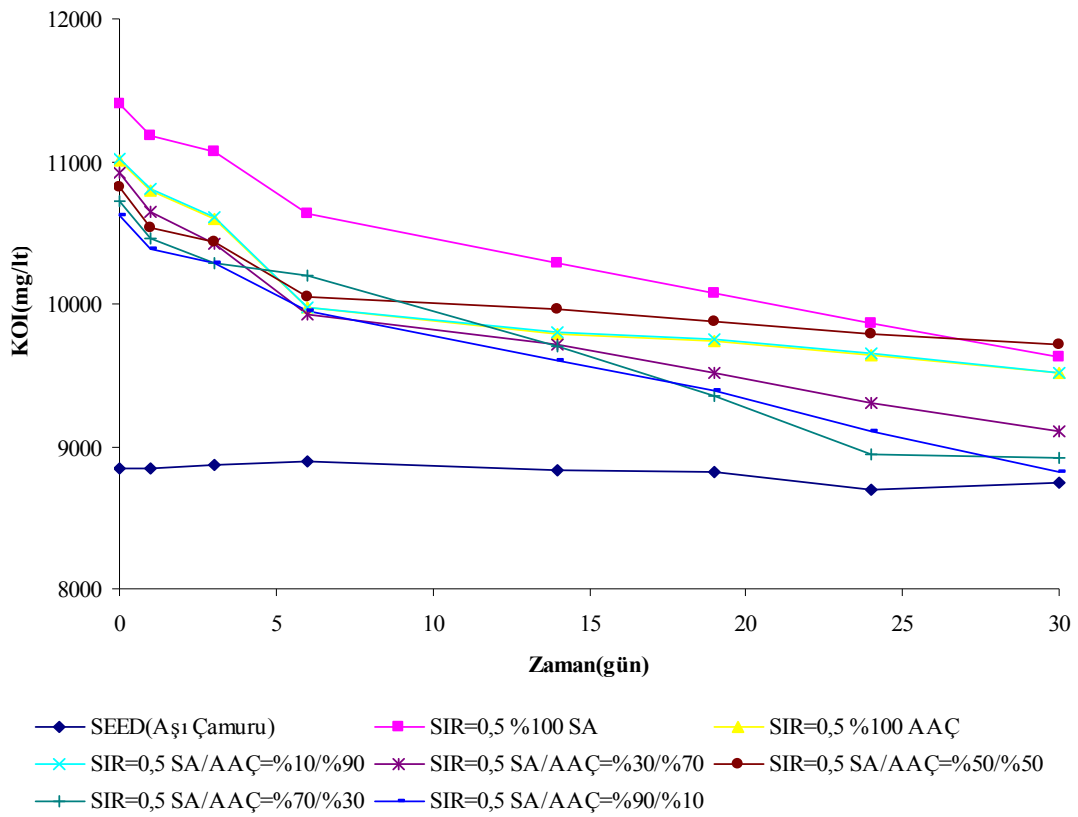


**Şekil 4.4** SIR(Substrat/aş1) oranı =1 ve farklı SA/AAÇ değerlerinde pH'ın zamanla değişimi.

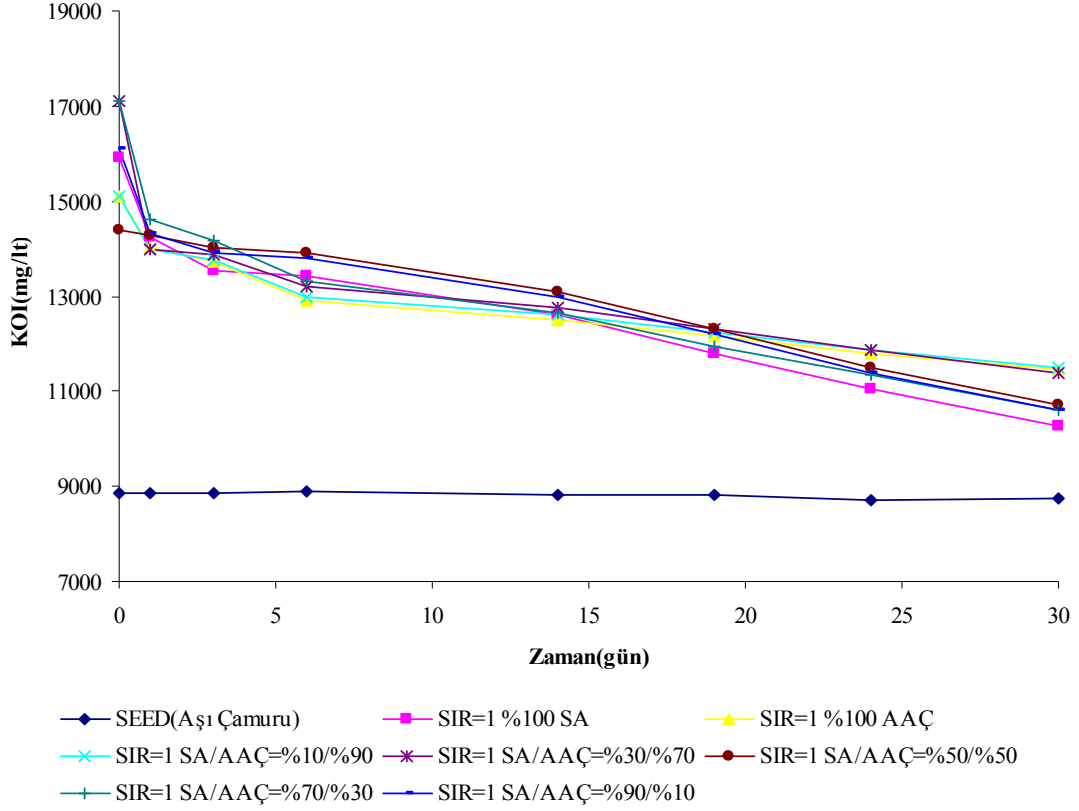
Şekil 4.5-4.6'da KOİ giderimin zamanla değişimi görülmektedir. SIR oranı 0,5 ve 1 olduğunda SA/AAÇ oranı arttıkça KOİ giderimi artmaktadır. Atık aktif çamurun düşük C/N oranından dolayı, diğer organik maddeler, genellikle ek substratlar olarak kullanılmak ve biogaz üretimini arttırmak amacıyla besin dengesini düzenlemek için atık aktif çamura eklenmişlerdir. Şu ana kadar atık aktif çamurundaki C/N oranını ayarlamak için kullanılan ek substratlar; et ürünleri işleme (Luste and Luostarinen, 2010), manyok suyu(Wang vd. 2011), sızıntı suyu(Montusiewicz and Lebiocka, 2011) ve besin atığı(Siddiqui vd. 2011) vb.dir. Bu yüzden substrat konsantrasyonunda sebze atığı ve büyükbaş hayvan gübresi oranını arttırdıkça giderim artmaktadır. Bu da sebze atığı ve büyükbaş hayvan gübresinin yüksek organik madde içeriğine sahip olmasından dolayıdır. En iyi KOİ giderimi değeri SIR oranı 0.5 ve SA/AAÇ oranı %90/%10'da elde edilmiştir ve KOİ giderme verimi %74'tür.

Kobyay ve Demircioğlu (1993), melasın fermentasyonu sonucu oluşan şilempe ile yaptıkları kesikli çalışmada %45-73 arasında KOİ giderimi elde ettiklerini belirtmişlerdir. Peyniraltı suyunun kesikli reaktörlerde anaerobik olarak arıtılabilirliğinin araştırıldığı çalışmada ise 2-3 günlük hidrolük bekleme sürelerinde peynir altı sularının KOİ giderim veriminin 42700 ve 55100 mg/L giriş konsantrasyonlarında % 95-97 olarak bulunduğunu belirtmişlerdir (Ergüder vd. 2000).

Gnanapragasam vd. (2011), yaptıkları çalışmada ise tekstil boya ve nişasta atıksularının 1/4, 3/7, 2/3, 1 ve 3/2 oranlarında karıştırılarak anaerobik kesikli reaktörde arıtılmasında maksimum KOİ giderme verimini 3/7 oranında %81 olarak belirlemişlerdir. Filik İşcen (2006) şilempe atıksuyunun kesikli reaktörde arıtımı ile ilgili yapılan çalışmasında giriş konsantrasyonu 27000 mg/L'de en yüksek KOİ giderim veriminin (%86) gerçekleştiğini bildirmişlerdir. Hosseini Koupaie vd. (2012) Acid Red 18 azo boyasının ardışık kesikli reaktörde giderimini çalışmışlardır. Reaktörler 3 farklı (100, 500 ve 1000 mg/L) başlangıç boya konsantrasyonlarında çalıştırılmıştır. En iyi KOİ giderim verimi %83 ile en düşük KOİ konsantrasyonunda gerçekleşmiştir.

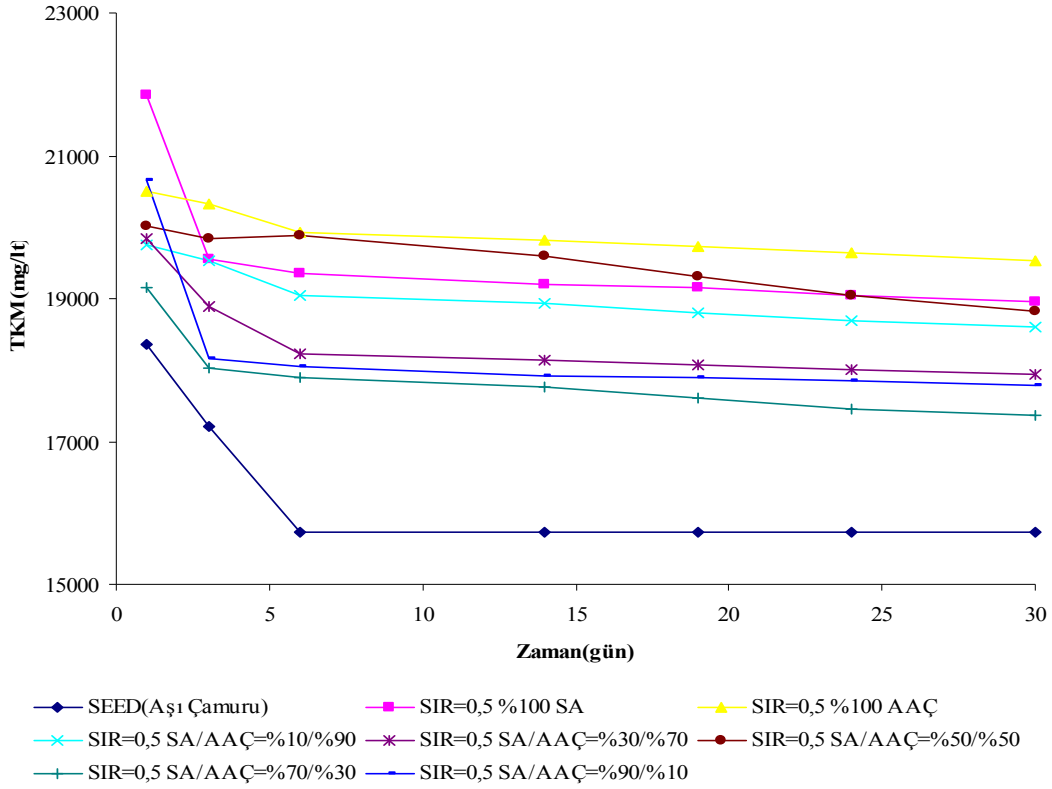


**Şekil 4.5** SIR(Substrat/aşı) oranı =0,5 ve farklı SA/AAÇ değerlerinde KOİ(mg/l)'nin zamanla değişimi.

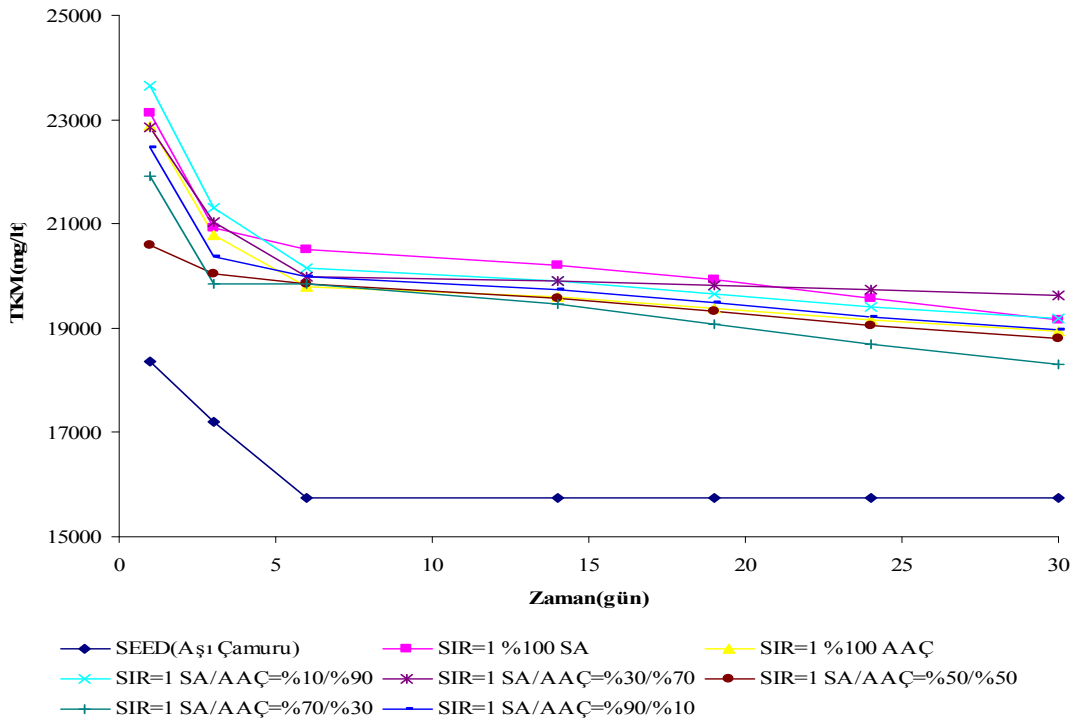


**Şekil 4.6** SIR(Substrat/aşı) oranı =1 ve farklı SA/AAÇ değerlerinde KOİ(mg/l)'nin zamanla değişimi.

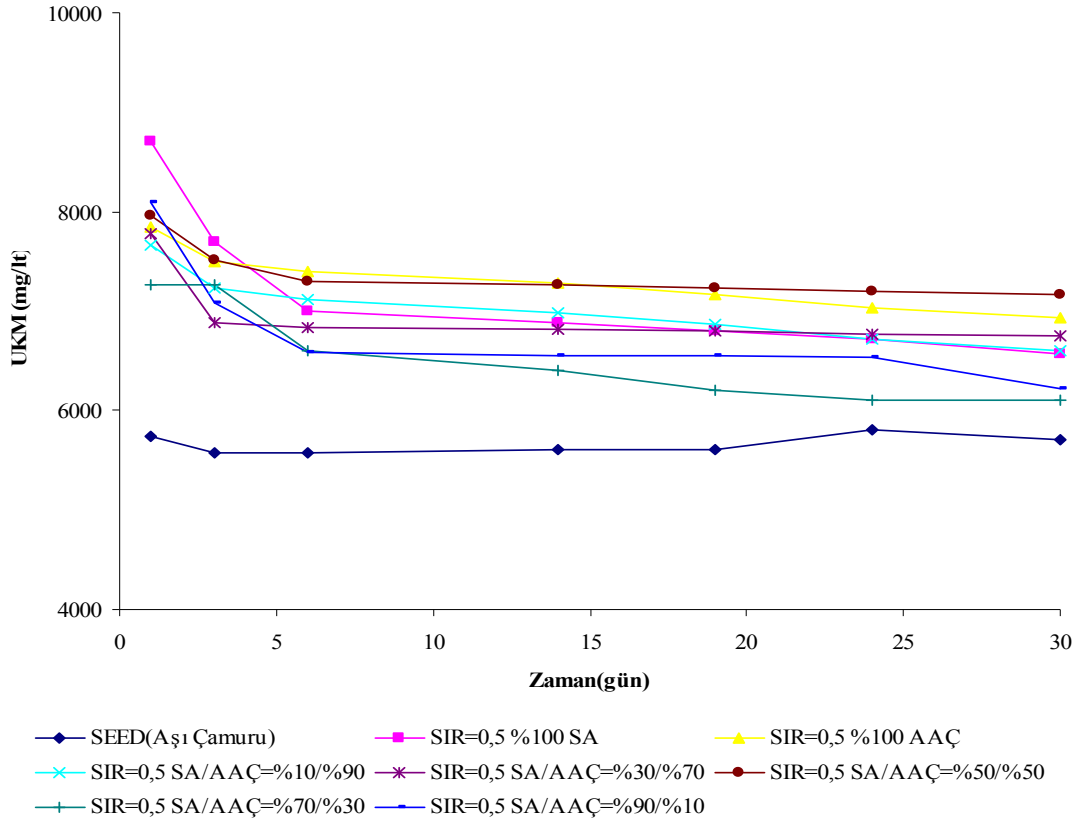
Toplam katı madde miktarının zamanla değişimi Şekil 4.7-4.8.'de gösterilmiştir. Toplam katı madde miktarı incelenen tüm SIR ve SA/AAÇ, BHG/AAÇ değerlerinde zamanla azalmaktadır.



Şekil 4.7 SIR(Substrat/aş1) oranı =0,5 ve farklı SA/AAÇ değerlerinde TKM(mg/l)'nin zamanla değişimi.



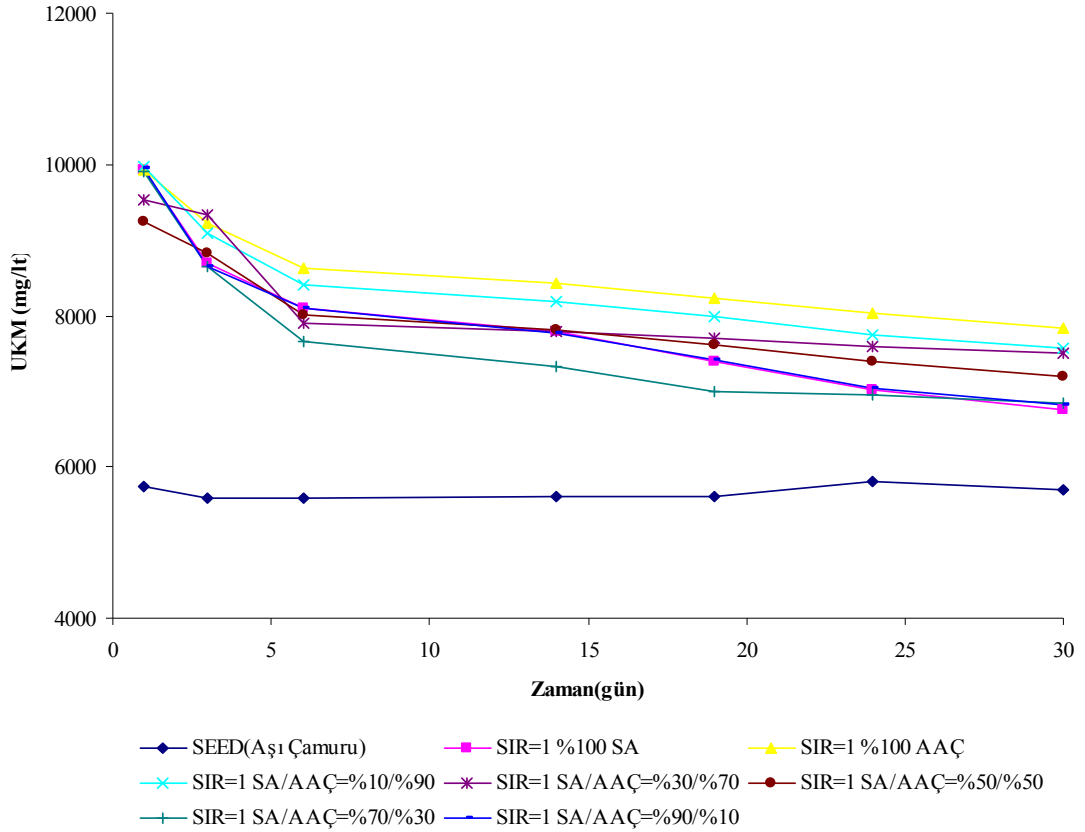
Şekil 4.8 SIR(Substrat/aş1) oranı =1 ve farklı SA/AAÇ değerlerinde TKM(mg/l)'nin zamanla değişimi.



**Şekil 4.9** SIR(Substrat/aşı) oranı =0,5 ve farklı SA/AAÇ değerlerinde UKM(mg/l)'nın zamanla değişimi.

Sebze atıkları(SA) ve atık aktif çamurun(AAÇ) birlikte çürütülmesinin kesikli çalışmalarda UKM giderimi süresince SIR=0,5 ve SA/AAÇ oranı %90/%10 olan 9 nolu karışım oranı için UKM giderim verimi %75 olarak tespit edilmiştir.





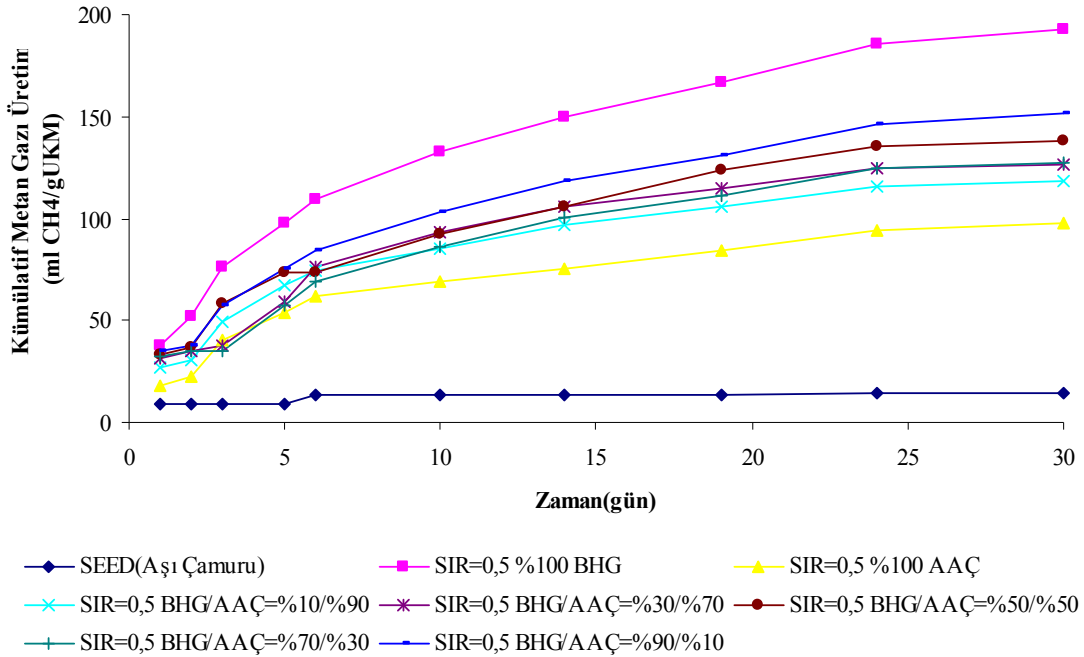
**Şekil 4.10** SIR(Substrat/aşı) oranı =1 ve farklı SA/AAÇ değerlerinde UKM(mg/l)'nin zamanla değişimi.

Kallaum Slimane vd. (2014), 3 farklı aşı/substart oranlarında(1, 0,5 ve 0,3) mezbaaha atıklarının kesikli olarak anaerobik arıtılabilirliklerini araştırmışlar, 47 gün çürütmenin sonunda kümülatif biyogaz üretimi 1, 0.5 ve 0.3 aşı/substrat oranlarında sırasıyla 504, 856 ve 864 mL olduğunu bildirmişlerdir. Bu çalışmada pH 6.5-7.6 arasında değişmiştir. Kafle ve Kim (2013), domuz gübresi ile elma atıklarının kesikli olarak anaerobik arıtımında 510 mL/gTKOİ kümülatif biyogaz verimi elde etmişlerdir.

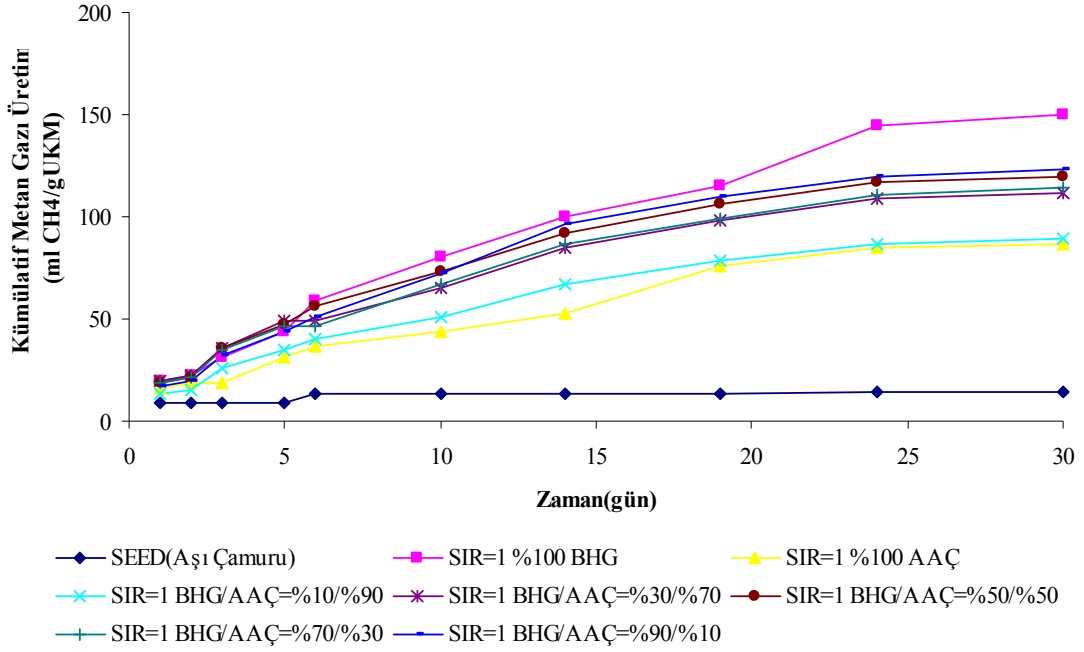
#### 4.1.1.2. Büyükbaş hayvan gübresi ve atık aktif çamurun birlikte anaerobik çürütülebilirliği

Büyükbaş hayvan gübresi (BHG) ile atık aktif çamurun (AAÇ) birlikte anaerobik çürütülebilirliğinin değerlendirilmesi amacıyla UKM değerleri temelinde atıklar (BHG:AAÇ) 100:0, 10:90, 30:70, 50:50, 70:30, 90:10 ve 0:100 oranlarında karıştırılarak karışım numuneleri hazırlanmış ve kesikli BMP testleri yapılmıştır. BMP testi her numune için paralel çalışılmış ve test 30 gün sonunda bitirilmiştir. Numunelere ait BMP değerleri hesaplanırken aşının ürettiği metan miktarı numuneler tarafından

üretilen metan miktarından çıkarılmış ve numunelerin BMP sonuçları mLCH<sub>4</sub>/gUKM cinsinden sunulmuştur. Karışım numuneleri ve aşıdan üretilen metan miktarının zamanla değişimi Şekil 4.11’de verilmiştir. 100:0, 10:90, 30:70, 50:50, 70:30, 90:10 ve 0:100 (BHG:AAÇ) oranlarında karıştırılan numunelerin normalize edilmiş ortalama kümülatif metan miktarları ise Şekil 4.11’de sunulmuştur. Şekil 4.11’den görüleceği üzere, SIR(Substrat/Aşı) oranı 0,5 olduğunda en yüksek metan miktarı SIR=0,5 BHG/AAÇ=%90/%10 karışım oranından 151,17 mLCH<sub>4</sub>/gUKM ve büyükbaş hayvan gübre atıklarından 150 mLCH<sub>4</sub>/gUKM ve 86,86 mLCH<sub>4</sub>/gUKM değeriyle en düşük metan miktarı atık aktif çamurdan elde edilmiştir. Büyükbaş hayvan gübresi atıkları metan üretim potansiyelinin atık aktif çamurun metan üretim potansiyeline yakın olduğu belirlenmiştir. Atık aktif çamura ilave edilen büyükbaş hayvan gübre atığı miktarı arttıkça elde edilen metan miktarı da artış göstermiştir. Büyükbaş hayvan gübresi atıkları ilavesi arıtma çamurunun anaerobik çürütülebilirliğini zenginleştirmektedir. 90:10 (BHG:AAÇ) oranında karıştırılan numuneden üretilen metan miktarı 151,17 mLCH<sub>4</sub>/gUKM değeriyle karışım oranları içerisinde en yüksek değerdir.



Şekil 4.11 SIR(Substrat/aşı) oranı =0,5 ve farklı BHG/AAÇ değerlerinde kümülatif metan gazının(ml CH<sub>4</sub>/gUKM)’nin zamanla değişimi.



**Şekil 4.12** SIR(Substrat/aşı) oranı =1 ve farklı BHG/AAÇ değerlerinde kümülatif metan gazının(ml CH<sub>4</sub>/gUKM)'nin zamanla değişimi.

Hayvansal kaynaklı atıklar ve gübreler kapsamlı olarak test edilmiştir. Mladenovska vd. (2003) sığır gübresini bir lipid ek substrat(gliseroil trioleat) ekleyerek birlikte çürüttü. Birlikte çürütülmenin sonuçları tek substratla(sığır gübresi) çürütmeye karşılaştırıldı ve gübre ve lipid karışımının birlikte çürütülmesinin önemli ölçüde yüksek metan salınımı sergilediği görüldü.

Gelegenis vd. (2007) zeytinyağı değirmeni atık suyunu seyreltilmiş kümes hayvanı gübresini ek substrat olarak kullanarak mezofilik koşullar altında sürekli akışlı reaktörlerinde birlikte çürüttü ve seyreltilmiş kümes hayvanı gübresinin biyogaz üretimini kısmen artırdığını ve pilot tesis sindiriminde negatif etki oluşmadığına karar verdi.

Comino vd. 2009, inek gübresi ve peynir altı suyu karışımıyla bir yerinde pilot ölçekli anaerobik birlikte çürütme işlemi geliştirdi ve birlikte çürütmenin en iyi biyogaz üretimini getirdiğini buldu.

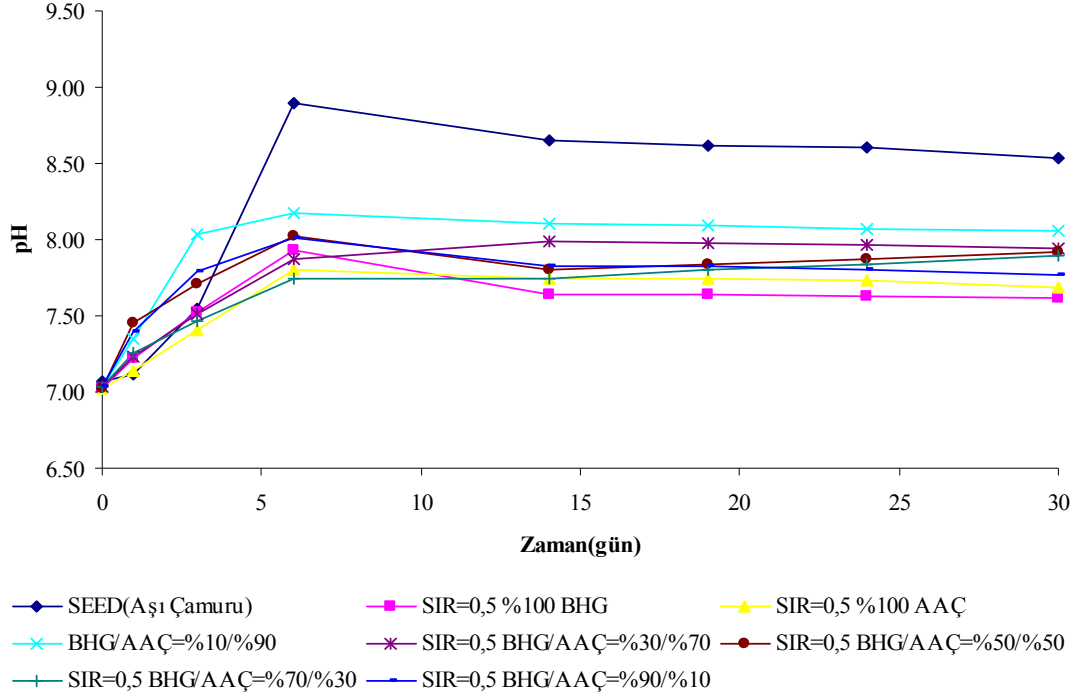
Diğer substratlarla birlikte çürütülmeye benzer şekilde, hayvan gübresi ile birlikte çürütme HRT, OLR ve işletme sıcaklığı tarafından etkilenebilir(Callaghan vd. 1999; Demirer ve Chen, 2005; Kaparaju vd. 2008; Wen vd. 2007). Bu çalışmalardan, uygun HRT(~20 days) ve ideal OLR aralıklarıyla (substratların karakteristiğine bağlı olarak)

termofilik(55°C) sindirim optimum işletme koşullarıdır. Ancak, gübrenin çürütülmesi ile ilgili en büyük sorun yüksek amonyak konsantrasyonlarıdır. Pek çok araştırmacı gübrelerden kaynaklı yüksek amonyak konsantrasyonlarının çürütme işleminin yavaşlamasında ve metan üretiminde düşüşte payı olabileceğini rapor ettiler(Callaghan vd. 1998; Garcia ve Angenent, 2009; Hansen vd. 1998; Nakakubo vd. 2008; Prochazka vd. 2012). Bu nedenle gübrelerin düşük bazlık ve yüksek C/N oranlarına sahip substratların eklenmesiyle birlikte çürütülmesi gerekmektedir(Mata-Alvarez vd. 2011). Bu durum, gübrelerin yaygın olarak mezbaha atıkları ve zirai atıklarla birlikte çürütülmesinin rapor edilmesinin sebebi olabilir.

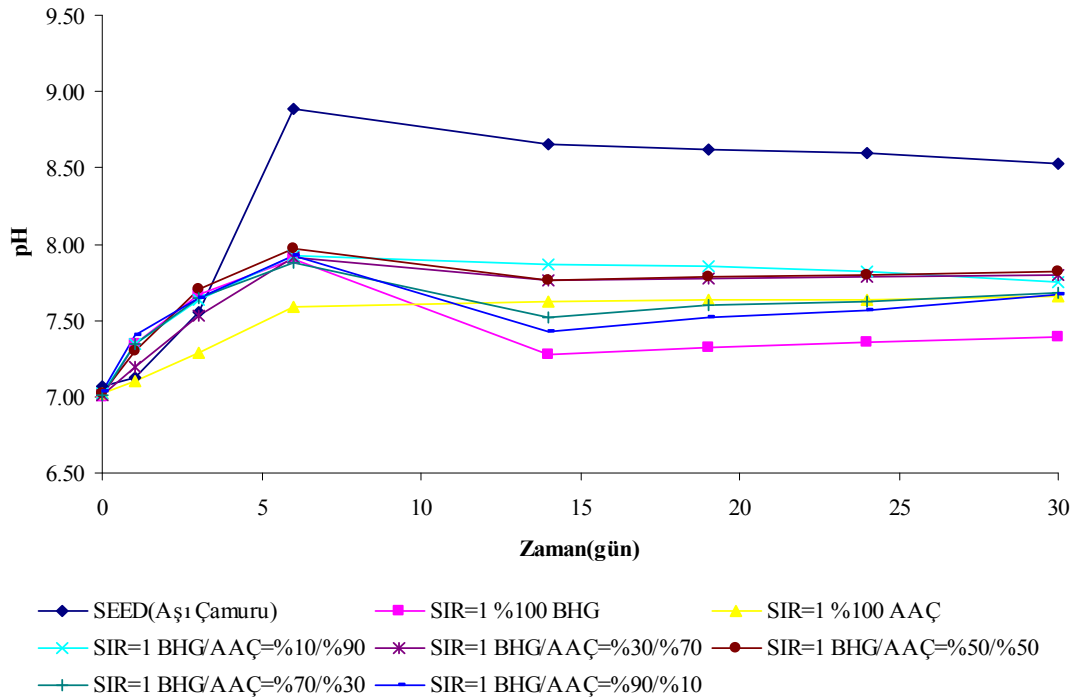
Zirai atıkların anaerobik çürütülmesi ya da birlikte çürütülmesi bir takım araştırmacılar tarafından çalışılmış ve incelenmiş olsa da, büyük miktarlarda zirai atıklar çiftliklerden AAT'lerine yüksek taşıma maliyetlerine sebep olmaktadır ve bunun sonucunda zirai atık ve AAT'lerindeki arıtma çamurunun birlikte çürütülmesiyle ilgili sınırlı sayıda çalışma ve uygulama bulunmaktadır(Alatriste-Mondragon vd. 2006; Nakakubo vd. 2008; Parawira vd. 2008; Ward vd. 2008).

Borowski ve Weatherley tarafından yürütülen inceleme, arıtma çamuruna 30% kümes hayvanları dışkısı eklenmesi, amonyakın metan üretimi üzerindeki yavaşlatma etkisi olmadan biogaz salınımını 30% oranında arttırdığını gösterdi.

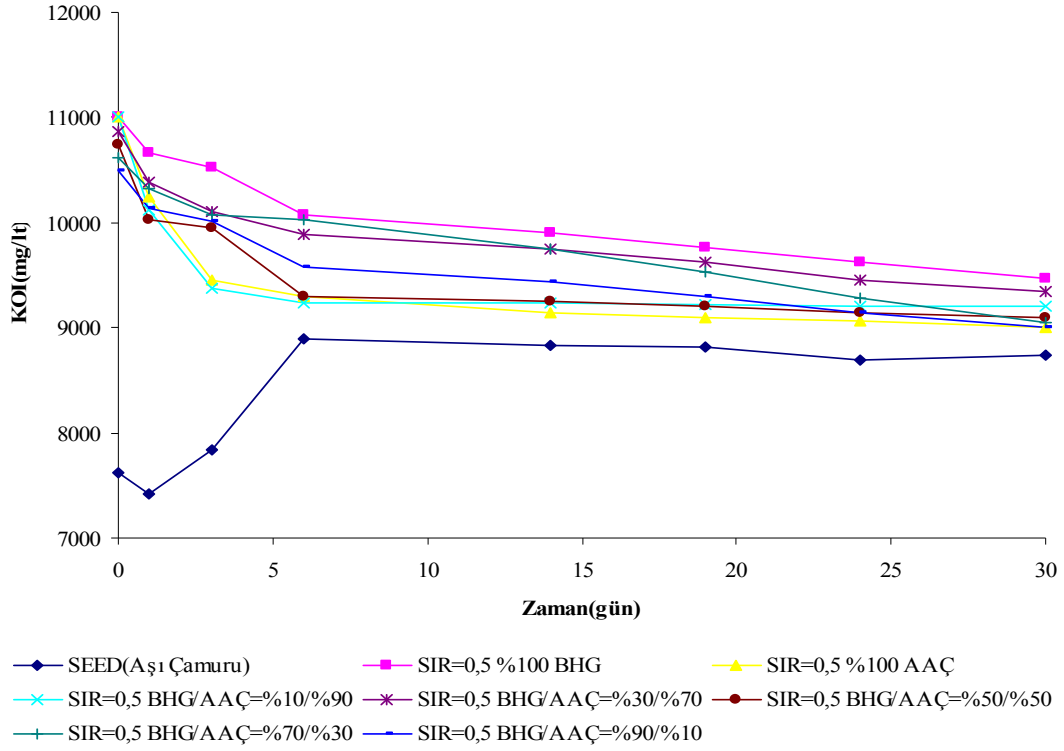
pH değerinin zamanla değişimi farklı SIR ve farklı BHG/AAÇ koşullarında Şekil 4.13-Şekil 4.14'de görülmektedir. Şekilde görüldüğü gibi SIR(Substrat/aşı) oranı ve BHG/AAÇ değerleri değişmesine rağmen pH, 7,6-7,9 aralığındadır. Bu pH aralığı anaerobik arıtım için uygun pH aralığıdır. Benzer olarak anaerobik çürütücüde ayçiçeği küspesi (sunflower oil cake) ile yapılan kesikli çalışmada 0.33, 0.5, 0.66, 1, 1.25 ve 2 substrat/aşı (SIR) oranlarında pH 7.1 ile 7.6 arasında değişmektedir (Raposo vd. 2009).



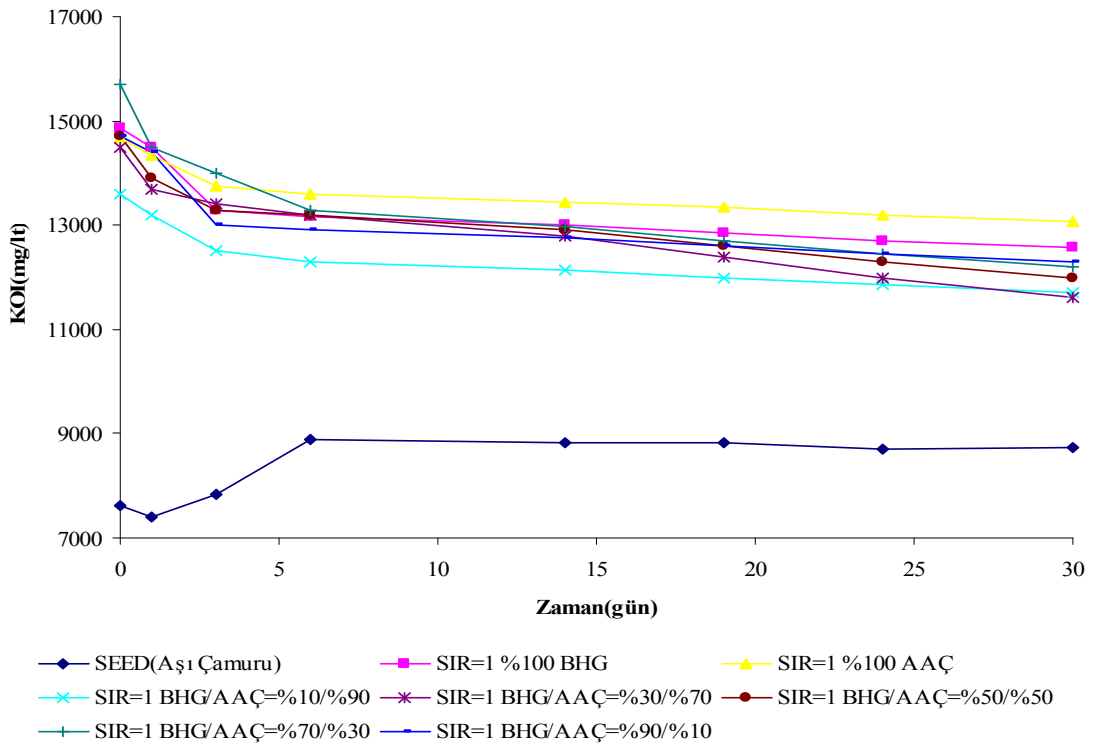
Şekil 4.13 SIR(Substrat/aşı) oranı =0,5 ve farklı BHG/AAÇ değerlerinde pH'ın zamanla değişimi.



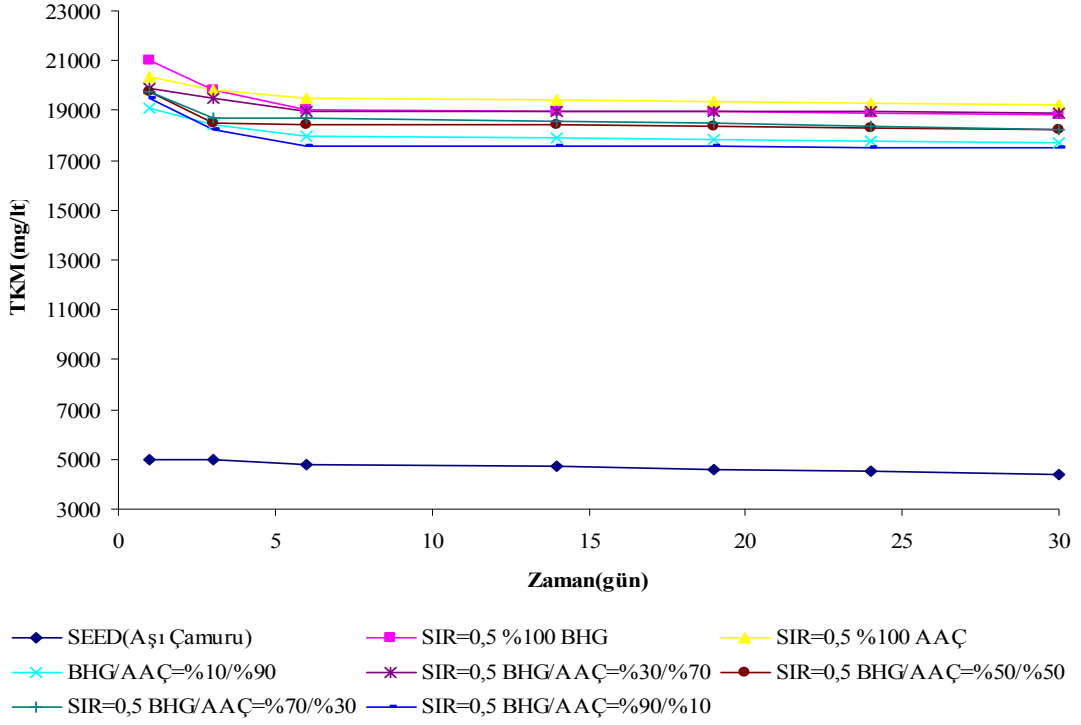
Şekil 4.14 SIR(Substrat/aşı) oranı =1 ve farklı BHG/AAÇ değerlerinde pH'ın zamanla değişimi.



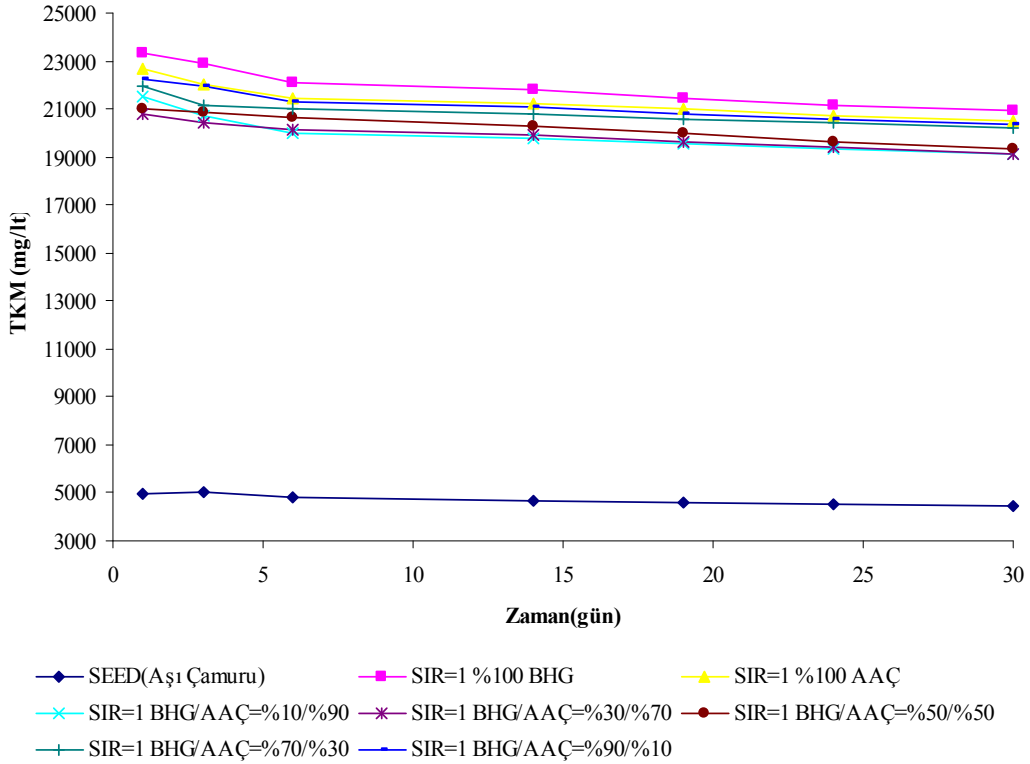
Şekil 4.15 SIR(Substrat/aşı) oranı =0,5 ve farklı BHG/AAÇ değerlerinde KOİ(mg/l)'nin zamanla değişimi.



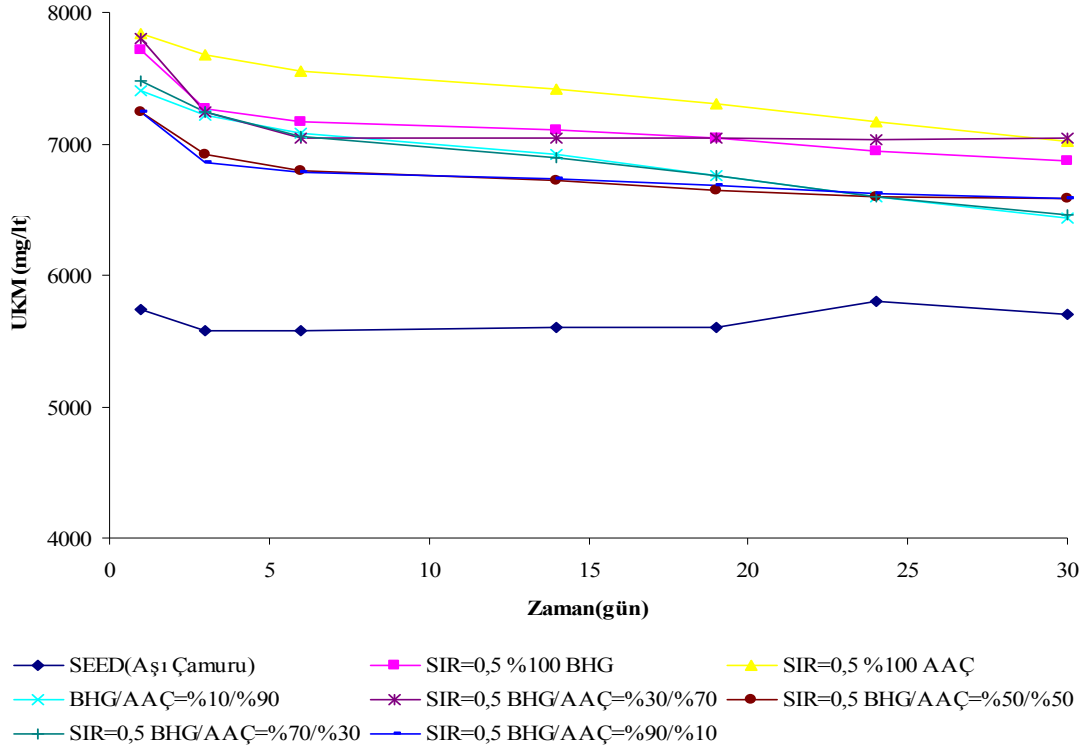
Şekil 4.16 SIR(Substrat/aşı) oranı =1 ve farklı BHG/AAÇ değerlerinde KOİ(mg/l)'nin zamanla değişimi.



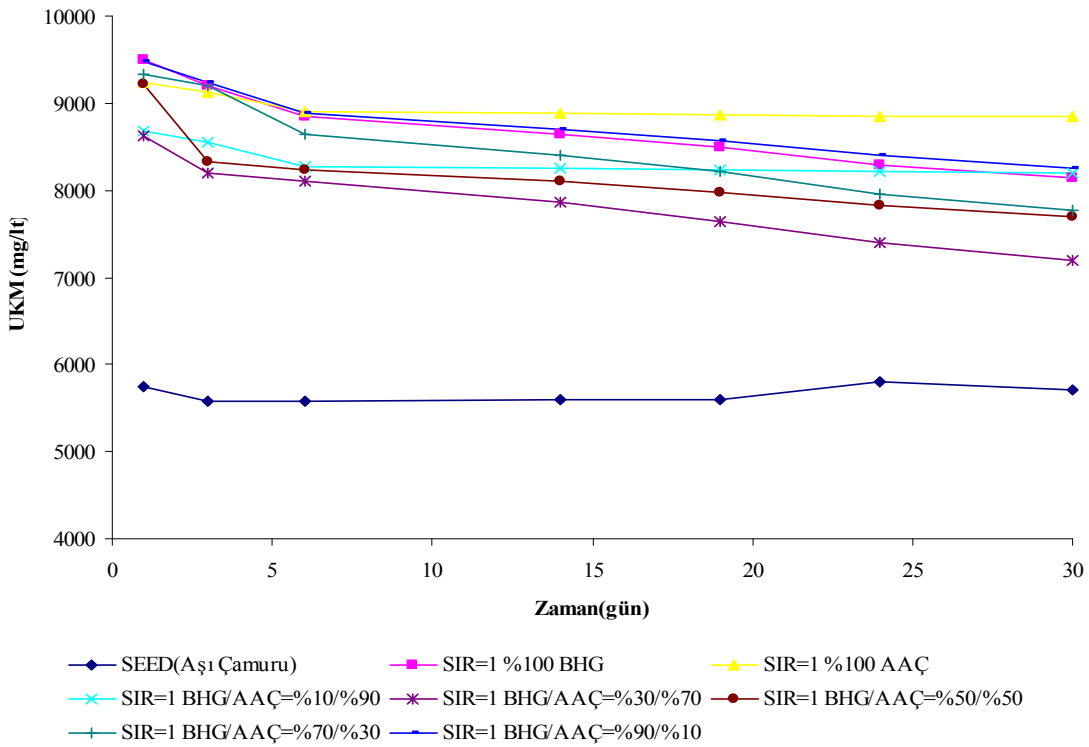
Şekil 4.17 SIR(Substrat/aşı) oranı =0,5 ve farklı BHG/AAÇ değerlerinde TKM(mg/l)'nin zamanla değişimi.



Şekil 4.18 SIR(Substrat/aşı) oranı =1 ve farklı BHG/AAÇ değerlerinde TKM(mg/l)'nin zamanla değişimi.



Şekil 4.19 SIR(Substrat/aşı) oranı =0,5 ve farklı BHG/AAÇ değerlerinde UKM(mg/l)'nin zamanla değişimi.



Şekil 4.20 SIR(Substrat/aşı) oranı =1 ve farklı BHG/AAÇ değerlerinde UKM(mg/l)'nin zamanla değişimi.

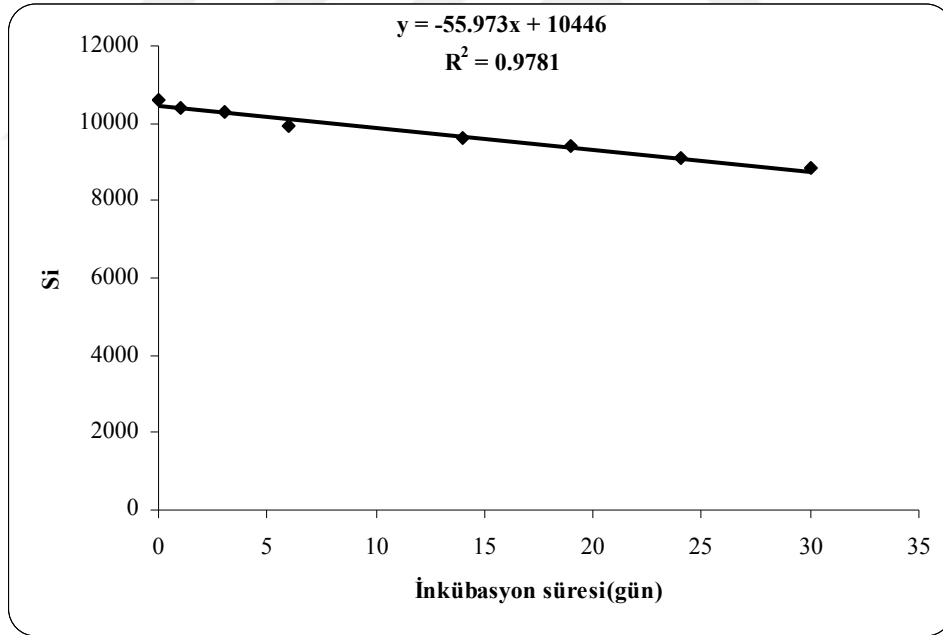


Büyükbaş hayvan gübresi atıkları(BHG) ve atık aktif çamurun(AAÇ) birlikte çürütülmesinin kesikli çalışmalarda UKM giderimi süresince SIR=0,5 ve SA/AAÇ oranı %70/%30 olan 7 nolu karışım oranı için UKM giderim verimi %68 olarak tespit edilmiştir.

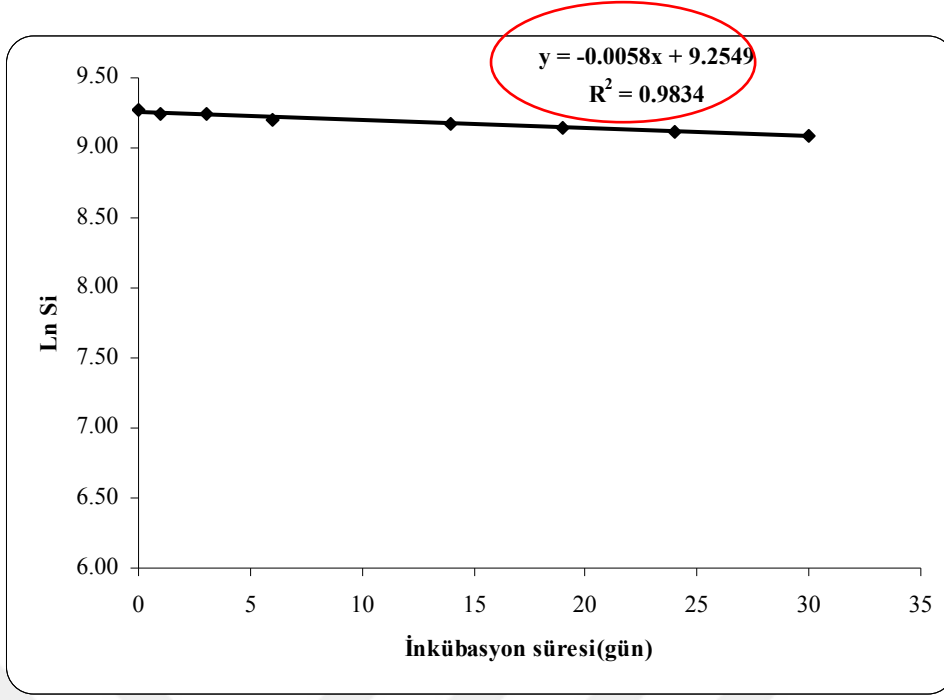
#### 4.1.1.3. Sebze atıkları, büyükbaş hayvan gübresi ve atık aktif çamurun birlikte anaerobik çürütülme kinetiği

Organik maddeden metan üretimi birinci derece reaksiyonla açıklanmaktadır. Bu yaklaşımda reaktöre eklenen biyolojik olarak parçalanabilen UKM miktarına bağlı olarak metan üretildiği kabul edilmektedir. (Llabres-Luengo ve Mata-Alvarez 1987, Owens ve Chynoweth, 1993).

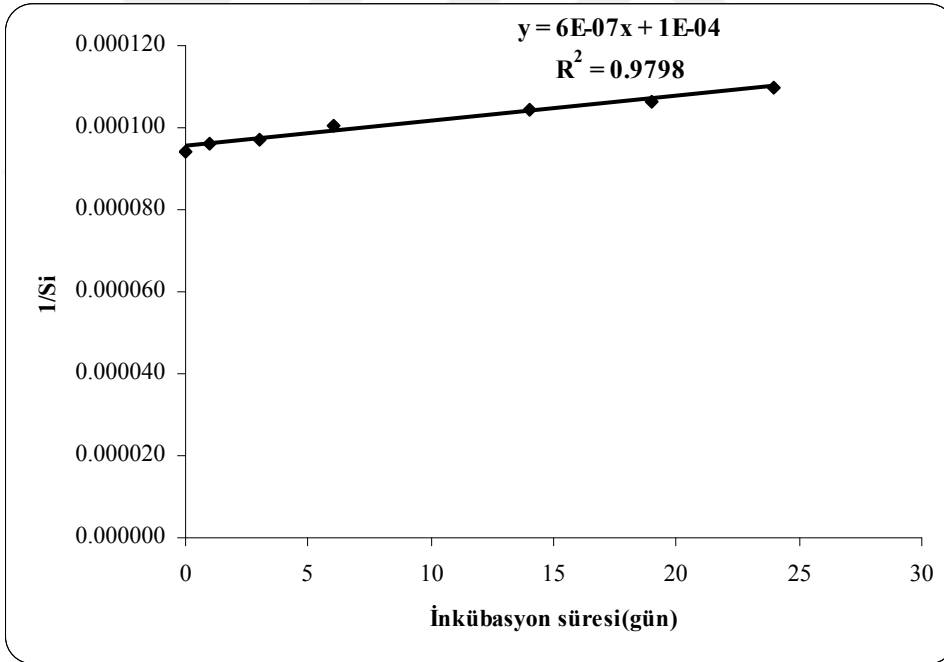
Bu çalışmada sebze atıkları(SA) ve atık aktif çamurun(AAÇ) birlikte çürütülmesinin kesikli çalışmalarda KOI giderimi süresince SIR=0,5 ve SA/AAÇ oranı %90/%10 olan 9 nolu karışım oranı için kinetik modellere uyduğu  $R^2$  ye bakıldığında en uygun modelin 1. derece olduğu görülmektedir.



(a)



(b)

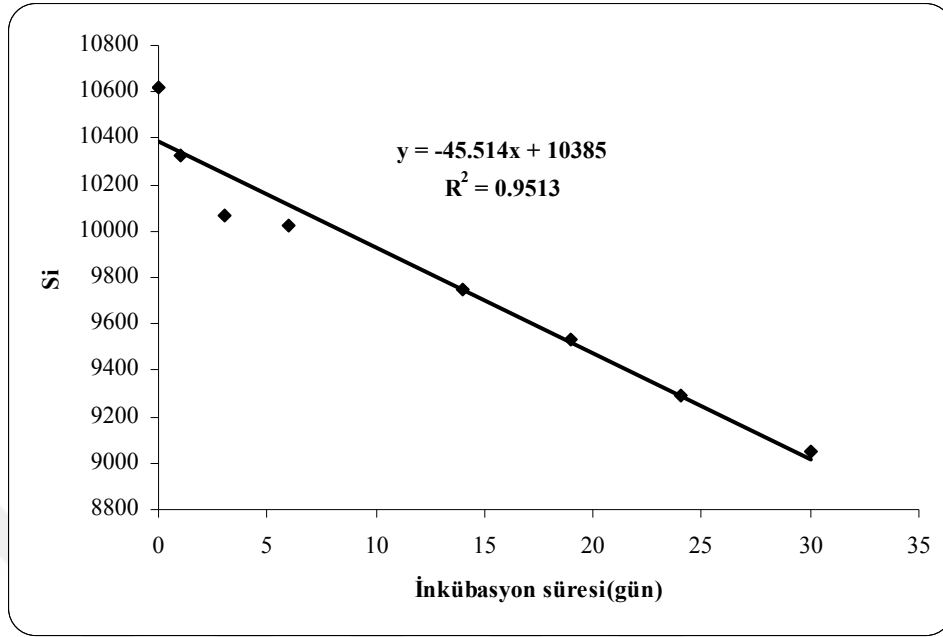


(c)

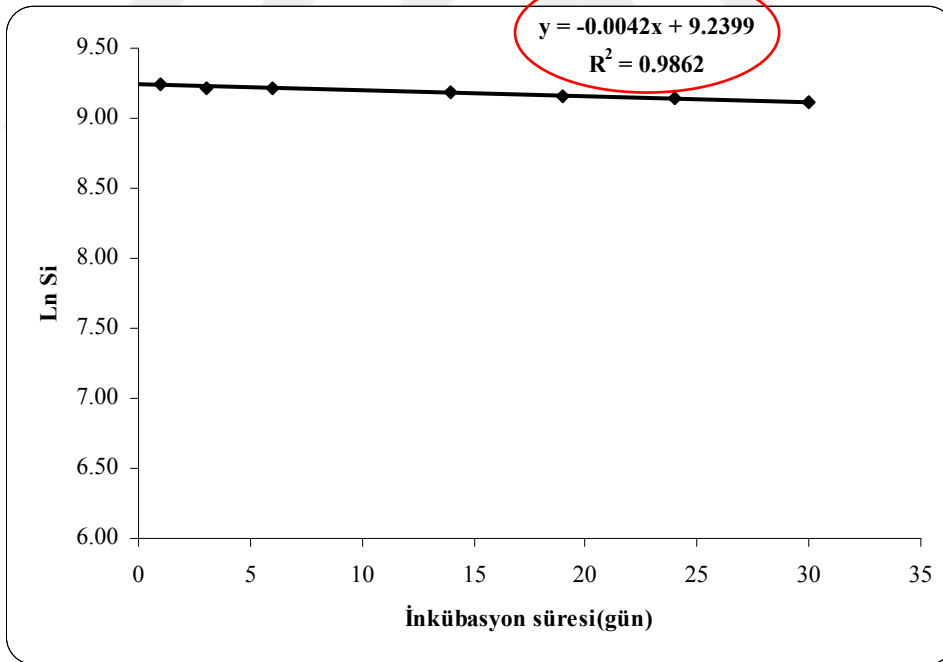
**Şekil 4.21** Anaerobik kesikli çalışmalarda KOI giderimi süresince SIR=0,5 ve SA/AAÇ oranı %90/%10 olan 9 nolu karışım oranı için 0.(a), 1.(b) ve 2.(c) derece reaksiyon kinetiği

Ayrıca büyükbaş hayvan gübresi atıkları(BHG) ve atık aktif çamurun(AAÇ) birlikte çürütülmesinin kesikli çalışmalarda KOI giderimi süresince SIR=0,5 ve SA/AAÇ oranı

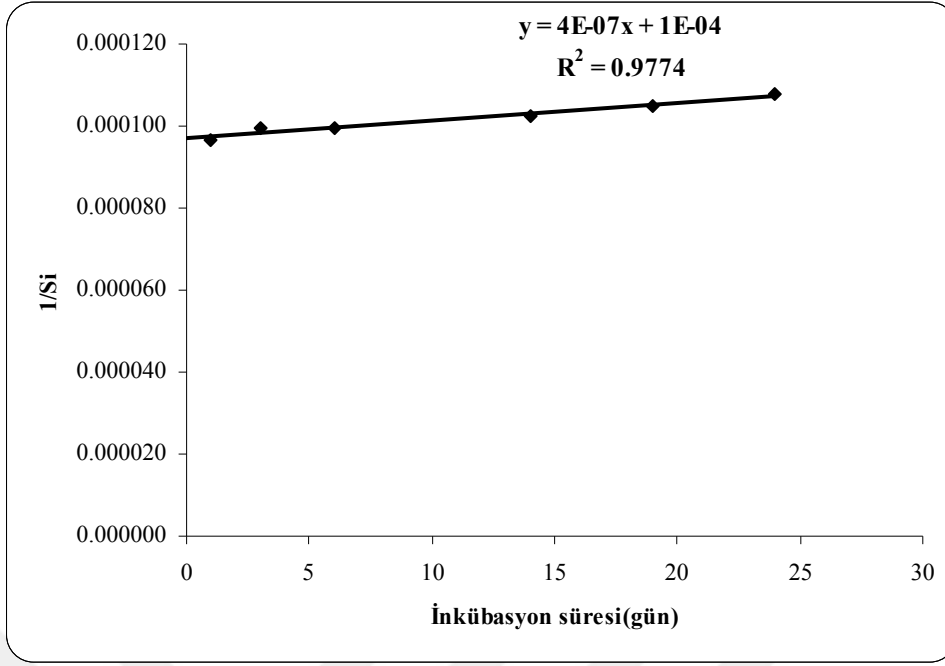
%70/%30 olan 7 nolu karışım oranı için kinetik modellere uyduğu  $R^2$  ye bakıldığında en uygun modelin 1. derece olduğu görülmektedir.



(a)



(b)



(c)

**Şekil 4.22** Anaerobik kesikli çalışmalarda KOİ giderimi süresince SIR=0,5 ve BHG/AAÇ oranı %70/%30 olan 7 nolu karışım oranı için 0.(a), 1.(b) ve 2.(c) derece reaksiyon kinetiği

#### 4.1.1.4. Sebze atıkları, büyükbaş hayvan gübresi ve atık aktif çamurun birlikte anaerobik çürütülmesi ve biyogaz üretimi için kullanılan model sonuçları

Anaerobik çürütmede, mikroorganizmalar büyüme oranını ve metan üretim hızını doğrudan etkiler. Bu çalışmada, büyüme eğrilerinden büyüme eğrisi parametrelerini (a, b, c) hesaplamak için SPSS 23.0 programı kullanılmıştır. Mekanik modele dönüşüm için, birinci ve ikinci türevlerin yardımıyla biyolojik anlamlı parametreler elde edilebilir(Oda vd., 2016). En yüksek kararlılık katsayısına ( $R^2$ ) sahip model en uygun model olarak seçildi. Gompertz denklemi aynı şekilde sigmoidal büyüme eğrilerinde kullanılır(Oda vd., 2016).

Modifiye gompertz modeli biyogaz için yaygın olarak kullanılır (Zwietering vd., 1990). Lojistik denklemi sigmoidal büyüme eğrilerinde ve kümülatif metan / biyogaz üretimi için kullanıldı(Sperandei, 2014; Zwietering vd., 1990).

Kafle ve Kim (2013), domuz gübresi ile elma atıklarının kesikli olarak anaerobik arıtımını araştırmışlardır. 2.5 gVS/L organik yükleme ve F/M oranı 0,5'de %79 KOİ giderim verimi elde etmişlerdir. Araştırmacılar yaptıkları çalışmayı birinci dereceden ve modifiye edilmiş Gompertz kinetik modeline uygulamışlardır. 1. Derece kinetik

modelde  $R^2$  0,844,  $K_a$  0,042 (1/gün), Gompertz modelde ise  $R^2$  0,947 ve  $\lambda_a$  5,5 gün bulunmuştur. Ölçülen ve beklenen metan verimleri arasındaki fark 1. Dereceden kinetik modelde (%4,6-18,1) modifiye edilmiş Gompertz modelden (%1,2-3,4) daha yüksektir. Bu yüzden modifiye edilmiş Gompertz model daha iyi sonuç vermiştir.



Çizelge 4.1 Modifiye gompertz ve lojistik kinetik sonuçları.

SEBZE ATIGI KINETİK SONUÇLAR														
SIR:0,5								SIR:1						
	Biotik 1	Biotik2	1	3	5	7	9	Biotik 1	Biotik2	1	3	5	7	9
Modifiye Gompertz model														
$\lambda$ (days)	-2,43	-5,26	-2,94	-2,63	-3,45	-2,69	-1,90	-2,47	-4,08	-1,23	-1,42	-2,25	-2,30	-1,71
$\mu$ (mL/g VS.d)	22,99	3,23	7,34	9,44	8,97	16,24	20,75	17,28	4,56	6,45	7,82	8,58	9,30	12,11
A (mL/g VS)	303,42	120,21	123,99	149,19	152,46	241,18	266,10	237,20	105,92	105,06	126,53	146,61	162,12	178,89
R <sup>2</sup>	0,980	0,988	0,992	0,997	0,994	0,997	0,995	0,992	0,982	0,997	0,997	0,997	0,996	0,992
Modifiye Lojistik model														
$\lambda$ (days)	-2,87	-4,58	-3,31	-2,86	-3,86	-3,12	-2,13	-2,91	-4,47	-1,13	-1,39	-2,41	-2,47	-1,87
$\mu$ (mL/g VS.d)	21,03	3,32	6,82	8,90	8,35	14,88	19,43	15,76	4,25	6,26	7,52	8,11	8,77	11,42
A (mL/g VS)	298,35	107,10	121,18	145,91	149,09	237,07	261,70	233,47	102,46	102,23	123,23	142,85	157,94	175,08
R <sup>2</sup>	0,969	0,987	0,987	0,995	0,991	0,992	0,989	0,986	0,976	0,992	0,990	0,992	0,990	0,984
BÜYÜKBAŞ HAYVAN GÜBRESİ KINETİK SONUÇLAR														
SIR:0,5								SIR:1						
	Biotik 1	Biotik2	1	3	5	7	9	Biotik 1	Biotik2	1	3	5	7	9
Modifiye Gompertz model														
$\lambda$ (days)	-3,34	-1,99	-2,57	-2,43	-4,48	-3,38	-3,49	-1,66	-3,26	-2,13	-2,83	-1,95	-2,28	-1,15
$\mu$ (mL/g VS.d)	10,92	7,14	8,19	8,17	6,89	6,72	8,27	6,69	3,46	4,56	5,53	6,55	5,76	6,93
A (mL/g VS)	189,02	91,58	114,19	126,21	140,91	129,55	149,92	162,36	101,19	92,50	116,63	121,94	118,67	126,46
R <sup>2</sup>	0,982	0,957	0,976	0,989	0,980	0,990	0,986	0,991	0,984	0,992	0,991	0,994	0,994	0,997
Modifiye Lojistik model														
$\lambda$ (days)	-3,99	-2,32	-3,10	-2,62	-5,26	-3,64	-4,07	-1,15	-2,60	-2,02	-2,85	-1,92	-2,13	-0,84
$\mu$ (mL/g VS.d)	9,87	6,64	7,44	7,74	6,24	6,35	7,55	6,72	3,53	4,41	5,31	6,30	5,62	6,86
A (mL/g VS)	185,29	89,71	112,28	123,27	137,81	125,65	146,52	152,61	93,46	89,17	112,45	118,24	114,06	121,96
R <sup>2</sup>	0,971	0,941	0,964	0,985	0,973	0,986	0,977	0,984	0,984	0,987	0,987	0,998	0,99	0,994

\*Biotik 1=%100 SA, BHG Biotik 2=%100 AAÇ, 1=%10SA+%90AAÇ, 3=%30SA+%70AAÇ, 5=%50SA+%50AAÇ, 7=%70SA+%30AAÇ, 9=%90SA+%10AAÇ

Modifiye gompertz ve modifiye lojistik modelinin kinetik parametreleri Çizelge 4,1'de verilmiştir. SA'la yapılan çalışmanın kinetik sonuçları modifiye gompertz modeline göre, farklı parametreler düşünülerek oluşturulan 14 reaktörün  $R^2$  değerleri 0.980 ile 0.997 arasında değişmiştir. Değiştirilmiş lojistik modeline göre, bu değerler 0,969 ile 0,995 arasında değişmiştir. Reaktörler 5, 7 ve 9, modifiye gompertz ve lojistik model ile en uyumlu idi. Gecikme fazının kinetik sabiti ( $\lambda$ ), bakterilerin substratlara adapte olması için gereken gecikme süresini gösterir (Syaichurrozi vd., 2016). Gecikme evresi, modifiye gompertz modelinde -5,26 ile -1,23 gün arasında değişmiştir. Değiştirilmiş Lojistik modelinde gecikme evresi -4,58 ile 1.13 arasında değişmiştir.

BHG'yle yapılan çalışmanın kinetik sonuçları modifiye gompertz modeline göre, farklı parametreler düşünülerek oluşturulan 14 reaktörün  $R^2$  değerleri 0.957 ile 0.997 arasında değişmiştir. Değiştirilmiş lojistik modeline göre, bu değerler 0,941 ile 0,998 arasında değişmiştir. Reaktörler 7 ve 9, modifiye gompertz ve lojistik model ile en uyumlu idi. Gecikme fazının kinetik sabiti ( $\lambda$ ), bakterilerin substratlara adapte olması için gereken gecikme süresini gösterir (Syaichurrozi vd., 2016). Gecikme evresi, modifiye gompertz modelinde -4,48 ile -1,15 gün arasında değişmiştir. Değiştirilmiş Lojistik modelinde gecikme evresi -5,26 ile -0,84 arasında değişmiştir.

$\lambda$  'nın negatif değeri, anaerobik bakterilerin aktivasyon için gereken zamana ihtiyaç duymadıklarını gösterir. Bu hızlı üretim için istenen bir durumdur. Önceki çalışmalarda, modifiye Gompertz modelinde uygulanabilirliği açısından kümülatif biyogaz üretimi incelenmiştir(Andriamanohiarisoamanana vd., 2017 ve Sahu vd., 2017). Bazı çalışmalarda, modifiye Gompertz fonksiyon modeli, modifiye Lojistik fonksiyon modeliyle karşılaştırılmıştır(Zaidi vd., 2018).

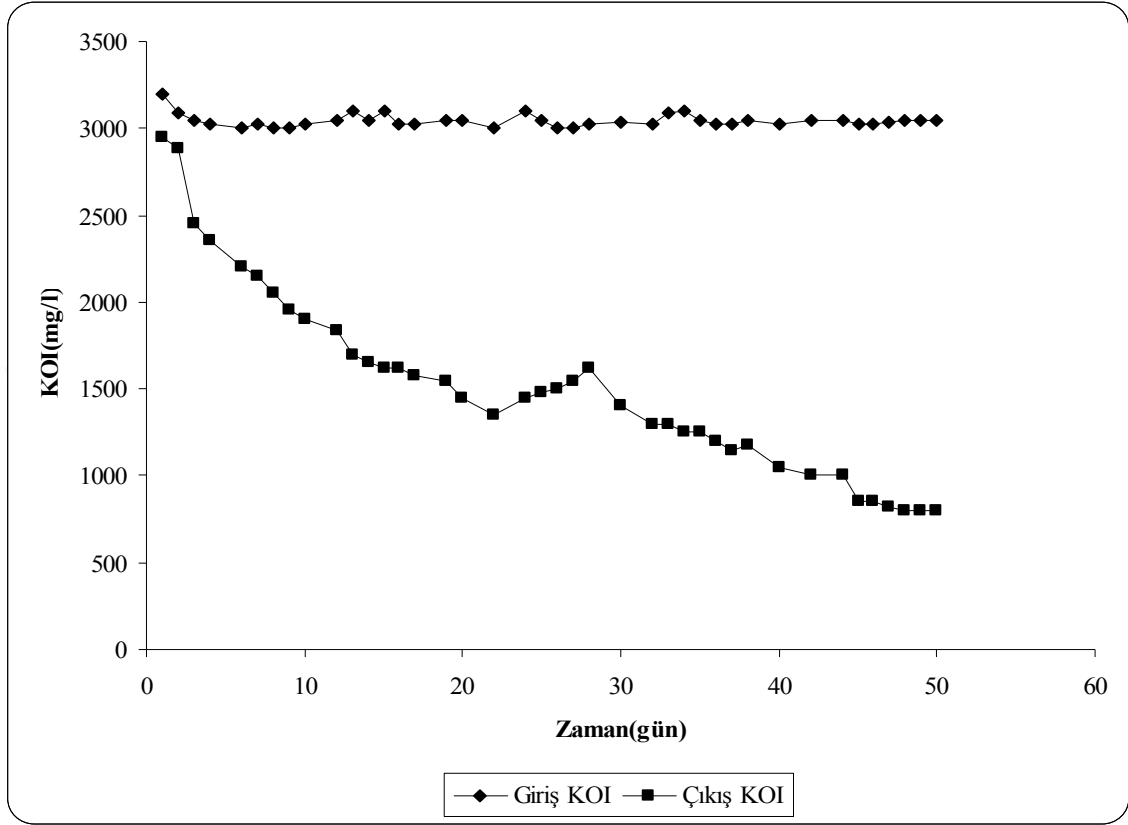
#### **4.1.2. Sürekli yukarı akışlı çamur yataklı (UASB) reaktör deney sonuçları**

##### **4.1.2.1. Sürekli yukarı akışlı çamur yataklı (UASB) reaktörlerin adaptasyon dönemi**

UASB reaktörlerine İzmit Pakmaya Fabrikasına ait anaerobik sistemden getirilen çamur verildikten sonra farklı 24 saatlik hidrolik alıkonma süresinde sürekli besleme yapılarak sistem çalıştırılmıştır.

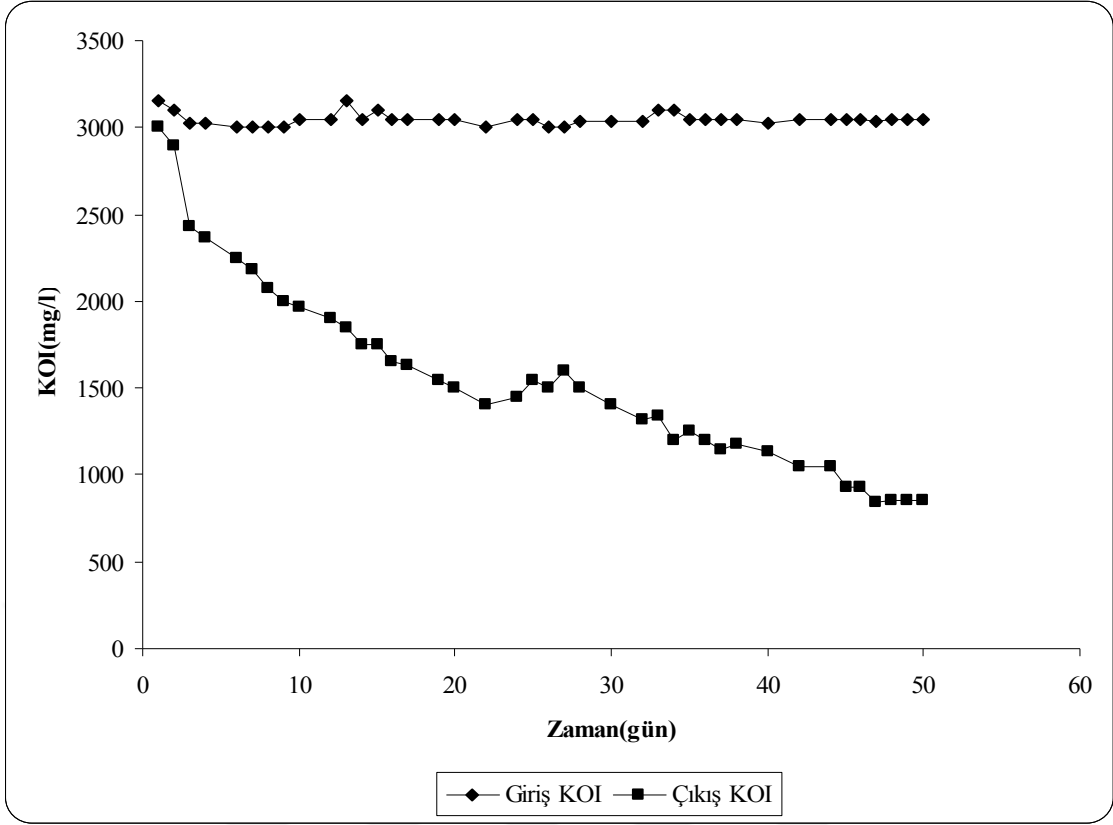
Sistem 2 ay'lık bir sürede adapte olduktan sonra 24 saatlik hidrolik alıkonma süresinde sistemde KOI giderimi, pH değişimi ve alkalinite salınımları izlenmiştir. Elde edilen bulgular Şekil 4.23 – Şekil 4.27'de verilmiştir.

UASB reaktörlerinde 24 saatlik hidrolik bekleme süresinde reaktörlerdeki giriş ve çıkış KOI konsantrasyonlarına ait sonuçlar Şekil 4.23-Şekil 4.24’de, reaktörlerdeki giriş ve çıkış pH değerleri Şekil 4.25-Şekil 4.26’de ve reaktörlerdeki giriş ve çıkış alkalinite değerleri Şekil 4.27-4.28’de verilmiştir.

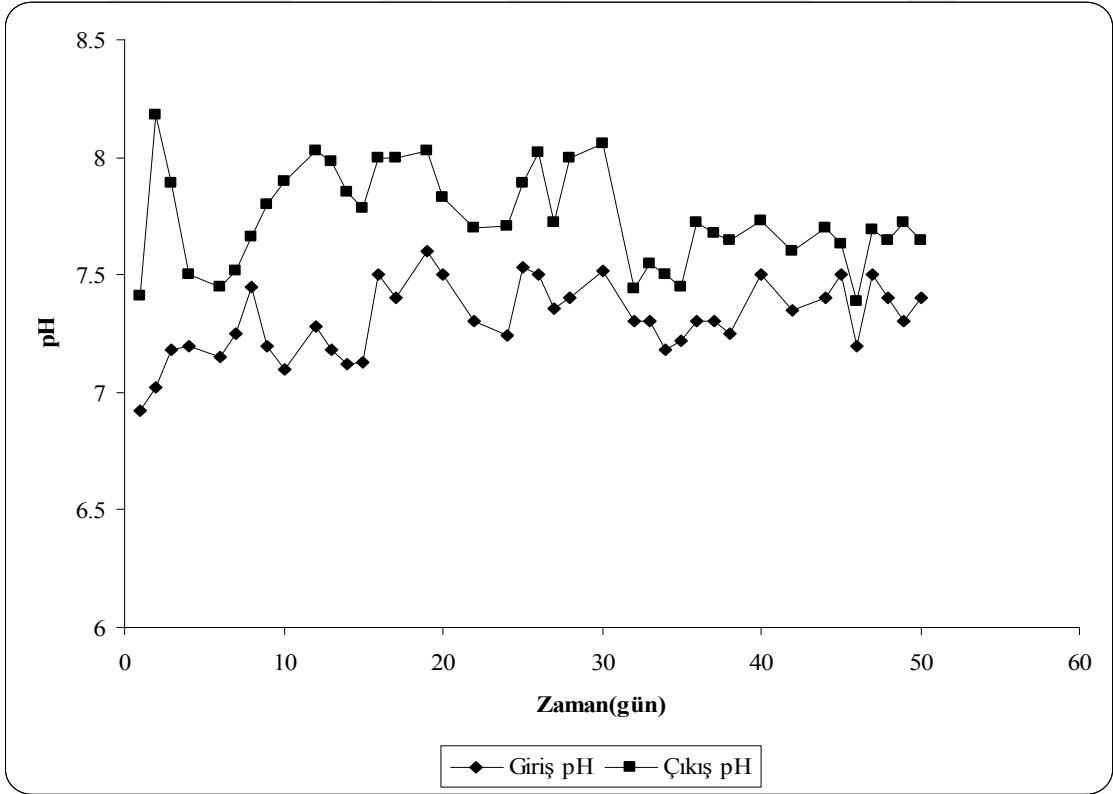


Şekil 4.23 UASB-1 reaktöründe 24 saatlik hidrolik bekleme süresinde giriş ve çıkış KOI konsantrasyonlarının zamanla değişimi

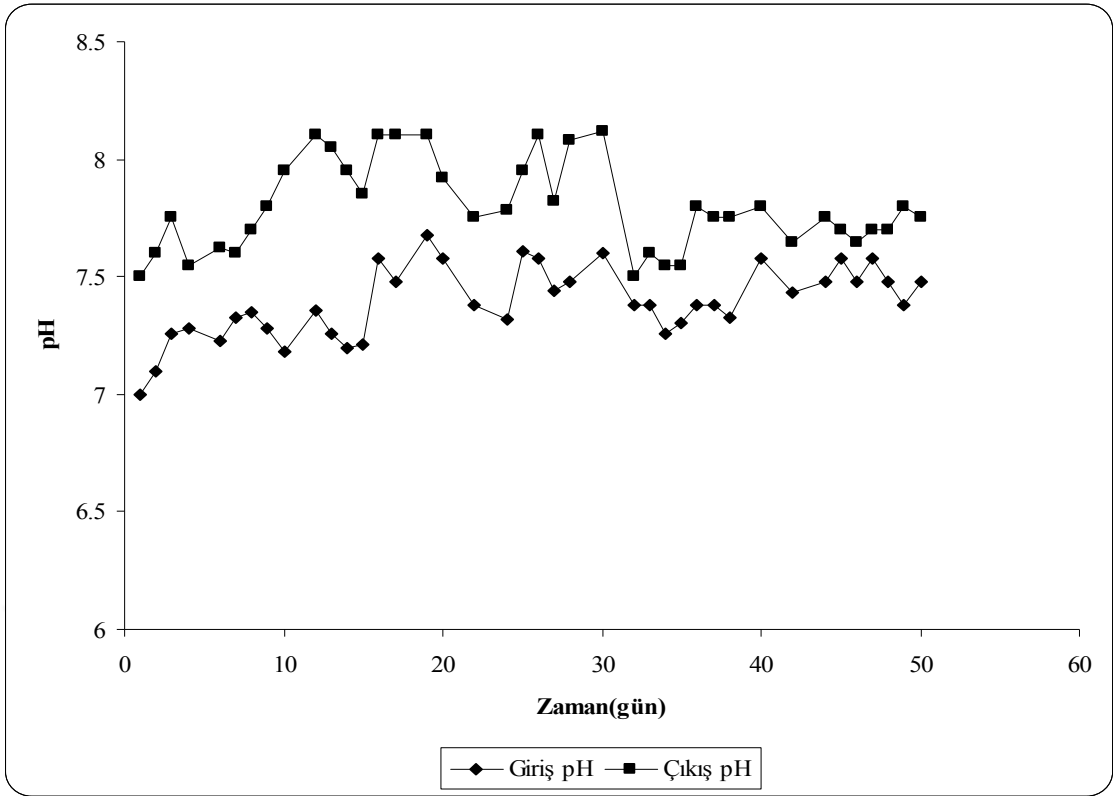




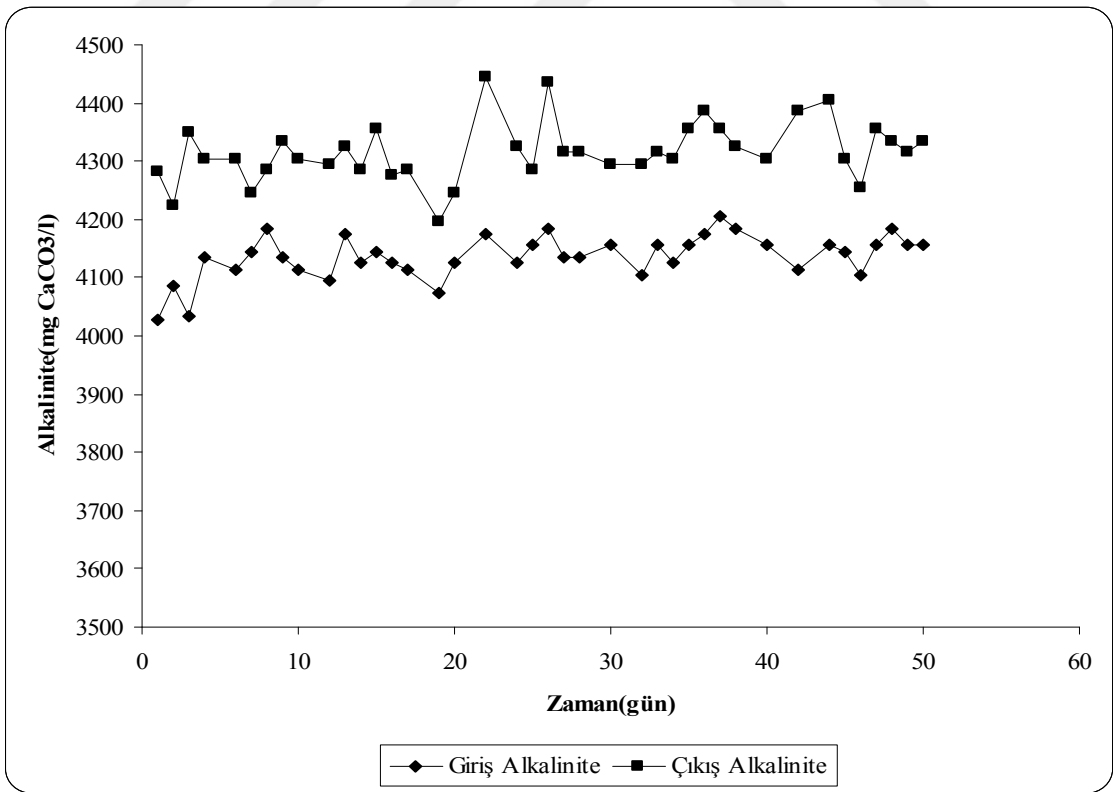
Şekil 4.24 UASB-2 reaktöründe 24 saatlik hidroluk bekleme süresinde giriş ve çıkış KOI konsantrasyonlarının zamanla değişimi



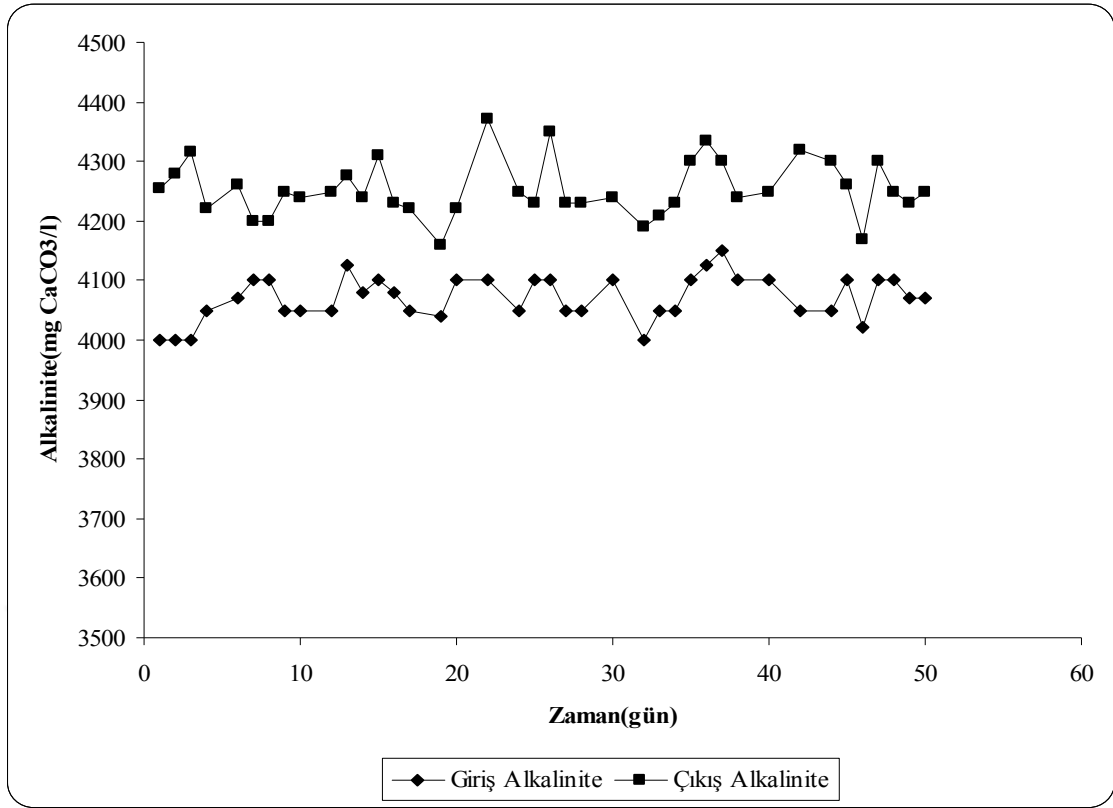
Şekil 4.25 UASB-1 reaktöründe 24 saatlik hidroluk bekleme süresindeki giriş ve çıkış pH değerlerinin zamanla değişimi



Şekil 4.26 UASB-2 reaktöründe 24 saatlik hidrolik bekleme süresindeki giriş ve çıkış pH değerlerinin zamanla değişimi



Şekil 4.27 UASB-1 reaktöründe 24 saatlik hidrolik bekleme süresindeki giriş ve çıkış alkalinite değerlerinin zamanla değişimi



**Şekil 4.28** UASB-2 reaktöründe 24 saatlik hidrolik bekleme süresindeki giriş ve çıkış alkalinite değerlerinin zamanla değişimi

Yapılan çalışmalar düşük hidrolik alıkonma sürelerinde UASB'lerin verimli çalıştığını, ancak hidrolik alıkonma süresinin artması ile KOI giderim veriminin arttığını göstermektedir. (Öztürk, 1999; Lin ve Chen, 1999).

Anaerobik UASB reaktörde daha önce yapılan çalışmalar bakıldığında en kısa zamanda giderme veriminin en iyi olduğu alıkonma süresi 24 saat olarak rapor edilmiştir (Bişgin, 2006).

Metan bakterileri genellikle nötrale yakın 6,5 – 8,2 pH aralığını tercih ederler. Bu değerlerin altındaki ve üstündeki değerlerde metan üretim hızı yavaşlar. Metan bakterileri pH = 6 ve daha aşağı durumlarda da yavaşlayan şekilde faaliyet gösterirler. Fakat bikarbonat alkalinitesi bu koşullarda iyi şekilde tamponlama kapasitesine sahip değildir (Speece, 1996).

Anaerobik reaktörde faaliyet gösteren mikroorganizmalar pH'a duyarlı olduğundan giriş suyunun pH'ı 6,8 – 8 aralığına ayarlanmıştır. Bunun için besiyerine sülfirik asit ya da NaHCO<sub>3</sub> ilavesi yapılmıştır. pH salınımları ayarlanarak KOI giderimi optimum koşullarda gerçekleşmiştir. Şekillerden de görüldüğü gibi çıkış pH değerleri istenilen aralıklarda kalmaktadır.

Anaerobik reaktörlerin stabilitelelerini kontrol etmek için optimum çevre koşullarının takip edilmesi gerekmektedir. pH, uçucu yağ asitleri, alkalinite, ve bunlara bağlı olarak toplam uçucu asit/toplam alkalinite oranı bu koşulların takibinde önemli parametrelerdir. Anaerobik mikroorganizmaların optimum çevre koşulları için önemli bir parametre olan toplam uçucu yağ asiti/toplam alkaline oranının anaerobik bakteriler için 0,1 değerinin altında olması gerektiğini bildirmiştir (Öztürk, 1999). Reaktör için 0,3-0,4 oranları kritik değerler olarak literatürde belirtilmektedir (Parkin ve Owen, 1986).

Anaerobik arıtmada mikroorganizmaların aktivitelerini gerçekleştirebilmeleri için belirli bir pH ve sıcaklık aralığında olması sistem performansını takip etmek açısından gereklidir. Anaerobik sistemlerde özellikle metan bakterilerinin yaşaması için sistemin uygun pH aralığı 6-8'dir. Çünkü metan bakterilerinin aktivitesi 6,3'ün altında ve 7,8'in üzerinde azalır. pH bir anaerobik sistemde asit bakterilerinin baskın hale gelmesini engelleyen ve metan bakterilerini sınırlayan önemli bir faktördür. Asidojenik popülasyon düşük ve yüksek pH'larda daha az hassaslık gösterir. Böylece metanojenlere baskın hale gelip reaktörde asitleşmeye neden olur (Haandel, 1994, Haandel and Lettinga 1994, Rajeshwari et al., 2000).

Reaktörde çıkış suyunda düzenli olarak alınan numunelerde anlık pH ölçülerek reaktörün stabilitesi izlenmiştir.

Alkalinite, suyun asit nötrale etme kapasitesi olarak tanımlanır ve sudaki karbonat, bikarbonat ve hidroksil içeriğinden oluşmaktadır. Suların alkalinitesi genelde zayıf asitlerin tuzlarından ve kuvvetli bazlardan ileri gelir. Alkalinite, atık su arıtma uygulamalarında çok kullanılan bir özelliktir. Bikarbonat alkalinitesinin 2500–5000 mg/L aralığında olması uçucu asitlerin nötralizasyonunu gerçekleştirerek pH' nın dengede tutulmasını sağlamaktadır. Bu nedenle alkalinite, anaerobik sistemlerde uçucu asit derişiminin artması ve ani pH düşüşlerine karşı güvenliği sağlamak için kullanılan bir parametredir.

Alkalinite parametresinin trendi metan üretiminde hangi yolun kullanıldığını anlamak için önemli bir parametredir. Eğer alkalinite sürekli düşüş halinde ise metan hidrojenotrofik yollardan üretilmektedir. Buna karşılık trend sürekli artış gösteriyorsa metan üretimi asetiklastik yollardan olmaktadır (Sasaki ve ark. 2011). Şekil 4.25-Şekil 4.28'de tüm organik yüklemeler boyunca pH değerleri 6,9-8,18 ve alkalinite değerleri

ise 3800-4300 mgCaCO<sub>3</sub>/L arasında değişmiştir. KOİ giderme verimleri ve biyogaz üretimi sonuçları, reaktörlerin stabilitesinin organik yükleme (3 gKOİ/Lgün) boyunca korunduğunu göstermiştir.

Literatür bilgilerine göre, artan organik yükleme oranına (OLR) göre % KOİ giderimi azalır (Speece, 1996; Yu ve ark., 1998; Ahn ve Forster, 2000).

Yukarı akışlı çamur yataklı reaktörlerde yapılan çalışmalarda en yüksek KOİ giderim verimi, 24 saatlik hidrolik alıkonma süresinde Reaktör-1 için % 74, Reaktör-2 için % 72 olarak hesaplanmıştır.

#### **4.1.2.2. Sürekli yukarı akışlı çamur yataklı (UASB) reaktörlerin performansı**

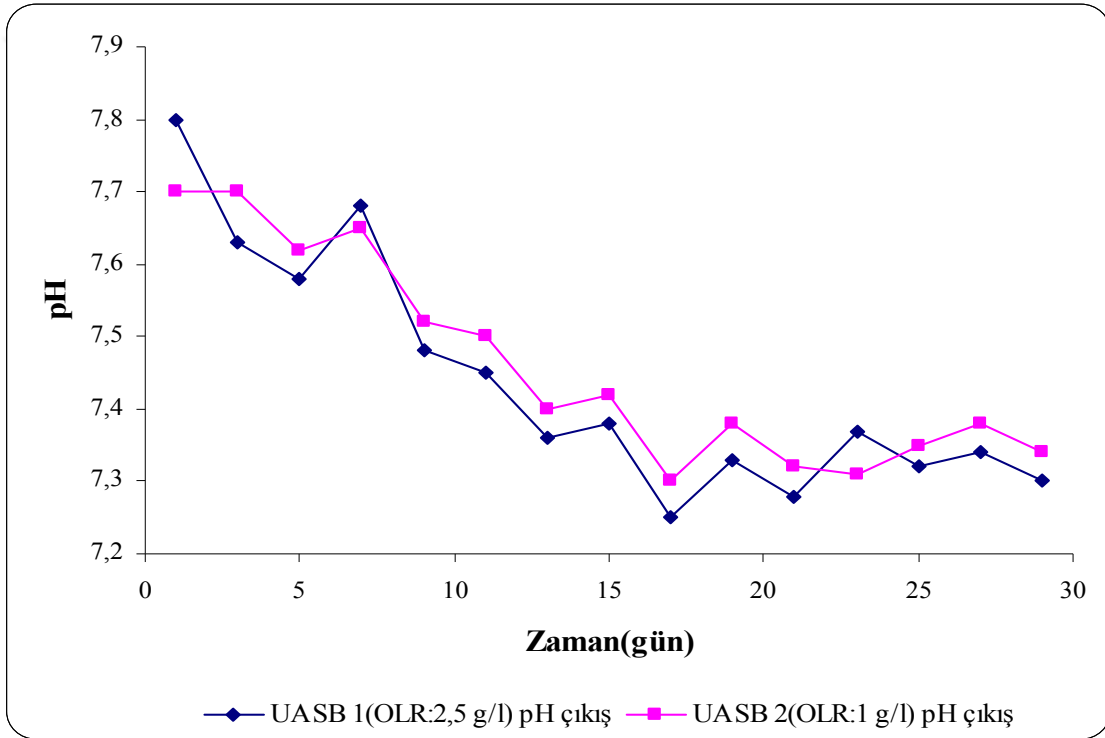
Kesikli testler sonucunda tercih edilen ek besi maddesi olan SA'la anaerobik birlikte çürütme Sivas atıksu arıtma tesisi laboratuvarında bulunan laboratuvar ölçekli paralel 2 adet UASB çürütücüsünde(UASB 1 ve UASB 2) test edilmiştir. UASB 1 ve UASB 2 anaerobik reaktörlerinde sırasıyla 2,5 ve 1 g KOİ/Lgün organik yüklemelerde 30 gün süreyle çalışılmıştır. Hidrolik alıkonma süresi(HRT)=24 saat ve çürütme sıcaklığı(37°C) seçilerek, 2 farklı 1 g KOİ/l.gün ve 2,5 g KOİ/l.gün organik yükleme hızının(OLR) biyogaz üretimi üzerindeki etkileri değerlendirilmiştir. Her bir OLR değerlerinde, giriş ve çıkış KOİ konsantrasyonları, KOİ giderim verimleri, UKM konsantrasyonları ve giderim verimleri, uygulanan hacimsel organik yüklemeler (OLR) ve biyogaz üretimleri, pH ve alkalinite parametreleri incelenmiştir.

UASB 1 reaktöründe 2,5 gKOİ/L.gün OLR'de reaktör 30 gün işletilmiştir. 2,5 gKOİ/L.gün'de KOİ giderim verimi için ortalama, maksimum ve minimum değerler sırasıyla %66,84, %71,97 ve %54,97'dir. Maksimum UKM giderimi %83,06 ve Biyogaz üretimi açısından ise ortalama 1004 ml/gün'dür.

UASB 2 reaktörü ise 1 gKOİ/L.gün OLR'de reaktör 30 gün işletilmiştir. 1 gKOİ/L.gün'de KOİ giderim verimi için ortalama, maksimum ve minimum değerler sırasıyla %72,45, %85,61 ve %56,15'dir. Maksimum UKM giderimi%85,25 ve Biyogaz üretimi açısından ise ortalama 467 ml/gün'dür.

Anaerobik reaktörlerin stabilitelelerini kontrol etmek için optimum çevre koşullarının takip edilmesi gerekmektedir. pH, uçucu yağ asitleri, alkalinite ve bunlara bağlı olarak toplam uçucu asit/toplam alkalinite oranı bu koşulların takibinde önemli parametrelerdir. Anaerobik mikroorganizmaların optimum çevre koşulları için önemli bir parametre olan toplam uçucu yağ asiti/toplam alkaline oranının anaerobik bakteriler

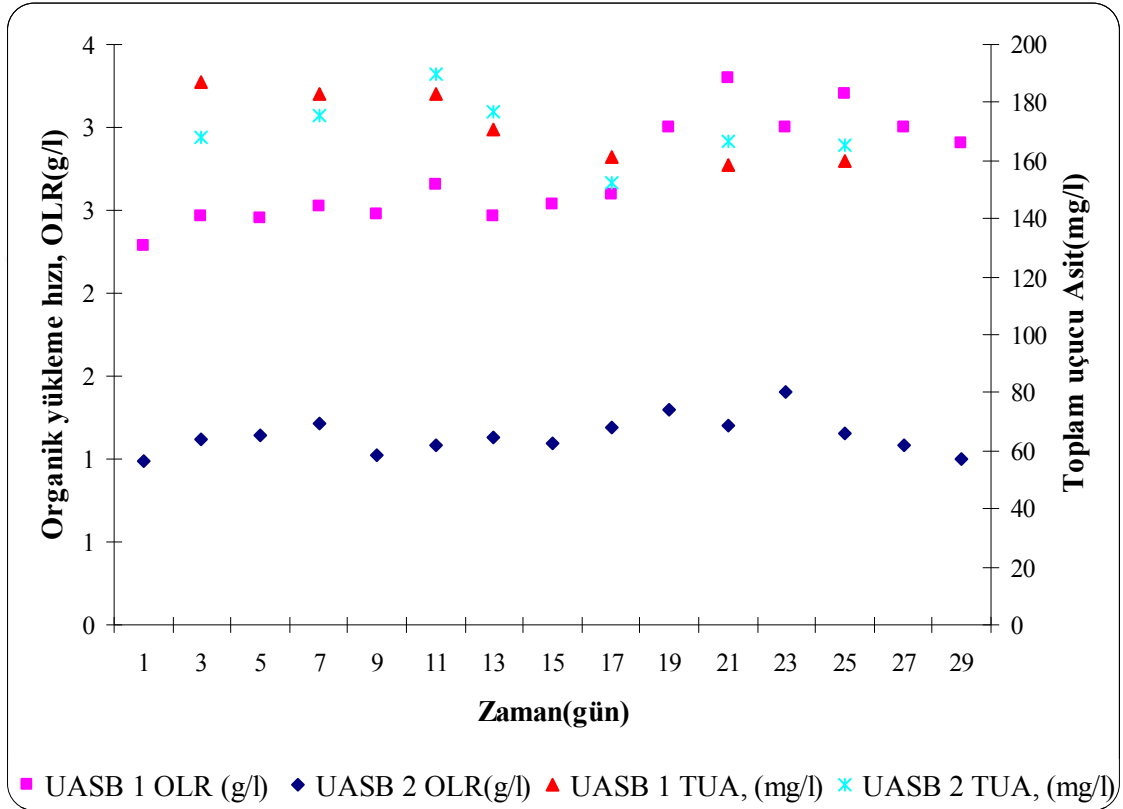
için 0,1 değerinin altında olması gerektiğini bildirmiştir (Öztürk, 1999). Reaktör için 0,3-0,4 oranları kritik değerler olarak literatürde belirtilmektedir (Parkin ve Owen, 1986; Fanin, 1987; Borja ve ark., 1998). Şekil 4.34, 4.35 incelendiğinde anaerobik reaktörün Toplam Asit/Toplam Alkalinite oranı, 2,5 ve 1 g KOİ/Lgün OLR değerlerinde, sırası ile 0,053-0,089 ve 0,053-0,105 aralıklarında hesaplanmıştır (Şekil 4.31). Anaerobik reaktörler için önemli bir değer olan Toplam Asit/Toplam Alkalinite oranı, bu çalışmada kritik değer olan 0,4'ün altında kalmıştır. OLR arttıkça alkalinite değeri 1809-3006 mgCaCO<sub>3</sub>/L aralığında değişmektedir. Şekil 4.29 incelendiğinde pH değeri ise reaktör 1(2,5 g KOİ/L.gün) ve reaktör 2(1 g KOİ/L.gün) OLR'de sırasıyla 7,25-7,8 ve 7,3-7,7 aralığında değişmiştir.



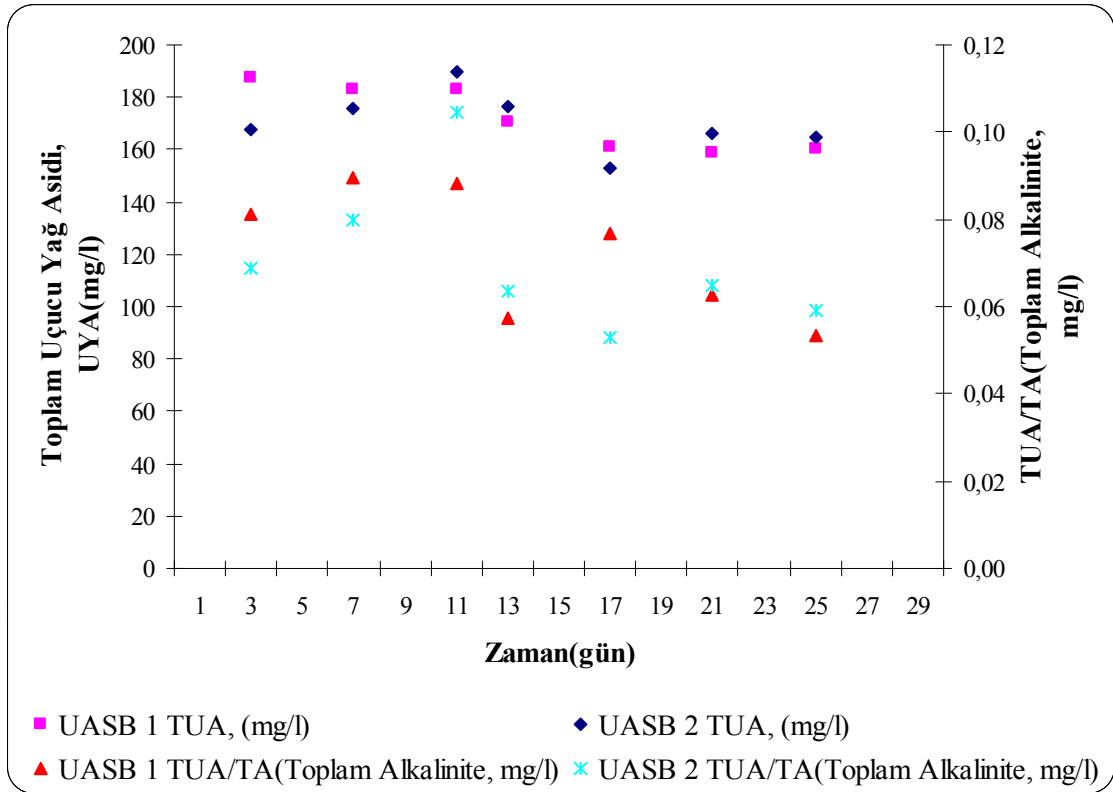
**Şekil 4.29** UASB-1 ve UASB-2 reaktörlerinde 24 saatlik hidrolik bekleme süresindeki çıkış pH değerlerinin zamanla değişimi.

Anaerobik arıtma sistemlerinde organik madde kaynağı olan atıksu asetik asit, propiyonik ve bütirik asit gibi uçucu yağ asitlerine parçalanır. Reaktörde genellikle asetik asit konsantrasyonu daha yüksektir ve bu konsantrasyonu propiyonik asit ve bütirik asit takip etmektedir (Toerien and Hattingh, 1969). Asetik asit konsantrasyonu metan üretiminde önemli bir parçalanma ara ürünüdür. Asetik asit ve bütirik asitin metana dönüşümü, propiyonik asit, valerik asit ve izo-valerik asite göre daha hızlı olmaktadır. Yapılan çalışmada her bir OLR için reaktörlerde bulunan UYA konsantrasyonları Şekil 4.30'da verilmiştir. Şekil 4.30'da görüldüğü gibi toplam uçucu

yağ asidi (TUA, mg/l) konsantrasyonları düşük yüklemde daha yüksektir. Metanojenler asetik asiti metana dönüştürmelerinden dolayı asetat konsantrasyonu gittikçe düşmeye başlamıştır. OLR artıkça toplam UYA birikimi azalmaktadır. 1 g KOİ/Lgün OLR'den 3,3 g KOİ/Lgün OLR'ye kadar yapılan çalışmada reaktörün KOİ giderme verimleri, biyogaz üretimi, alkalinite, pH ve UYA parametreleri açısından, kararlı haldedir.



**Şekil 4.30** UASB-1 ve UASB-2 anaerobik reaktörlerinde 24 saatlik hidrolik bekleme süresindeki her bir OLR için elde edilen toplam uçucu yağ asidi konsantrasyonlarının zamanla değişimi.



**Şekil 4.31** UASB-1 ve UASB-2 anaerobik reaktörlerinde 24 saatlik hidroluk bekleme süresindeki Toplam uçucu asit konsantrasyonu ve Toplam uçucu Asit konsantrasyonu (TUA)/Toplam Alkalinite değerlerinin zamanla değişimi.

Çıkış suyu TUA konsantrasyonları, giriş suyundaki ve OLR'deki başlangıç SIR oranının artırılmasıyla artmıştır. Yüksek başlangıç SIR oranları ve buna eşlik eden yüksek OLR'nin VFA birikmesine ve devamında anaerobik birlikte çürütme işleminin yavaşlamasına ve durmasına yol açacağına işaret edebilir. Dahası, yemek atıklarının çürütülmesi için ideal SIR oranı aralıkları Li vd, (2011) tarafından belirtilen BMP testlerine dayanarak genellikle 0,3 ve 0,7 arasında rapor edilse de, sürekli sistemler için başlangıç S/I oranı, organik madde birikimini engellemek için daha düşük seçilmelidir.

## 4.2. Tartışma

### 4.2.1 Anaerobik reaktörlerin performansı

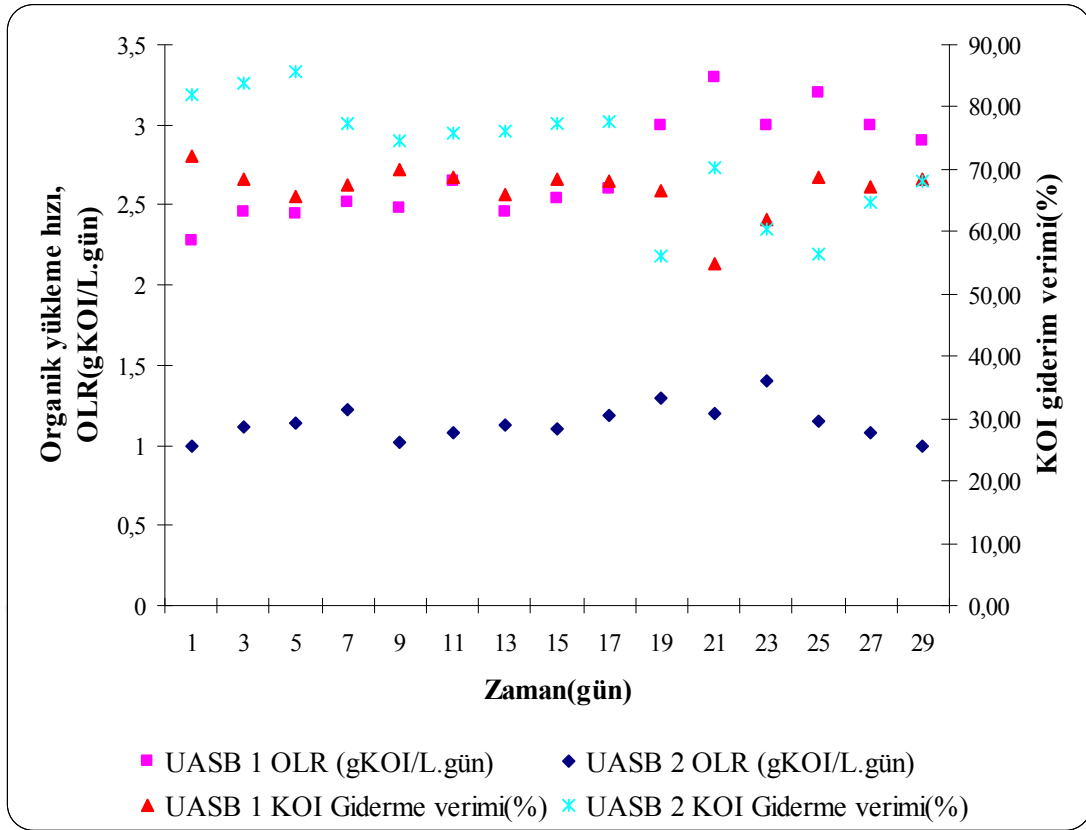
Anaerobik reaktörlerde atıksuyun sisteme adapte olması, aşı çamurunun özelliklerine, atıksu özelliklerine ve işletme şartlarına bağlı olarak yaklaşık altı aya kadar zaman alabilir (Lin ve Yang, 1991).

Şekil 4.32'de UASB-1 ve UASB-2 reaktörlerinin 24 saatlik hidroluk bekleme süresince elde edilen KOİ giderme verimleri verilmiştir. UASB 1 anaerobik reaktörü için 2,5 g KOİ/Lgün organik yüklemeye 30 gün, UASB 2 anaerobik reaktörü için ise 1



gKOİ/Lgün organik yüklemeye 30 gün boyunca devam edilmiştir. Bu süre içinde ortalama KOİ ve UKM giderme veriminin en iyi olduğu organik yükleme 1 g KOİ/L.gün'dür. Ortalama ve maksimum KOİ giderim verimi sırasıyla % 70 ve 85,61'dir. Ortalama ve maksimum UKM giderim verimi sırasıyla % 72 ve 85,25'dir. Atık su arıtma tesisi çamurunun birincil substrat olarak kullanıldığı birlikte anaerobik çürütmede kentsel organik atıkların C.Ü merkezi kafeterya yemekhane sebze atıkları (SA) ve Sivas ahırlar bölgesi büyükbaş hayvan gübresi (BHG)) ek substratlar olarak kullanımının uygunluğu ve karışımların yukarı akışlı anaerobik reaktör ile çürütülebilirliğinin araştırıldığı çalışmada, reaktörün atıksuya adaptasyonu sürecinde en fazla % 73 KOİ giderme verimi elde edilmiştir. Atık aktif çamurun düşük C/N oranından dolayı, diğer organik maddeler, genellikle ek substratlar olarak kullanılmak ve biogaz üretimini arttırmak amacıyla besin dengesini düzenlemek için atık aktif çamura eklenmişlerdir. Şu ana kadar atık aktif çamurundaki C/N oranını ayarlamak için kullanılan ek substratlar; et ürünleri işleme (Luste and Luostarinen, 2010), manyok suyu(Wang vd., 2011), sızıntı suyu(Montusiewicz and Lebiocka, 2011) ve besin atığı(Siddiqui vd., 2011) vb.dir. Atık karışımları yüksek organik madde içermesinden dolayı sistemin KOİ giderimi yüksektir.

Benzer birincil substrat(ATık aktif çamur) ve cosubstrat'lar ile ilgili yapılan çalışmalar karşılaştırıldığında KOİ ve UKM giderimleri bu çalışma ile benzerlik göstermektedir. Zhang vd., (2005) pH'nın iki fazlı anaerobik çürütücüdeki mutfak atıklarının hidrolizi ve asidojenezi üzerindeki etkisini belirlemek için kesikli ve yarı sürekli deneyler yapılmıştır. Kesikli deneylerin sonuçları, pH ayarının mutfak atıklarının hem hidroliz hem de asidojeniz hızlarını artırabileceğini gösterdi. pH 5, 9 ve 11 ile karşılaştırıldığında, pH 7 değerinin mutfak atıklarının anaerobik çürütülmesi için optimum çalışma koşulu olduğu ve pH 7'de toplam organik karbonun(TOK) yaklaşık %86'sı ve % 82 kimyasal oksijen ihtiyacının(KOI) giderimi sağlandı ve dördüncü günde maksimum uçucu yağ asidi (VFA) 36 g/l konsantrasyonuna ulaşıldı. Ayrıca 20 g COD. gün<sup>-1</sup>/L yükleme hızında çalışan ve mutfak atıkları ile beslenen sürekli UASB reaktöründen % 86,9 KOI giderme verimi ve 520 ml CH<sub>4</sub>/g Toplam Katı(TK) biyogaz verimi elde etmiştir.

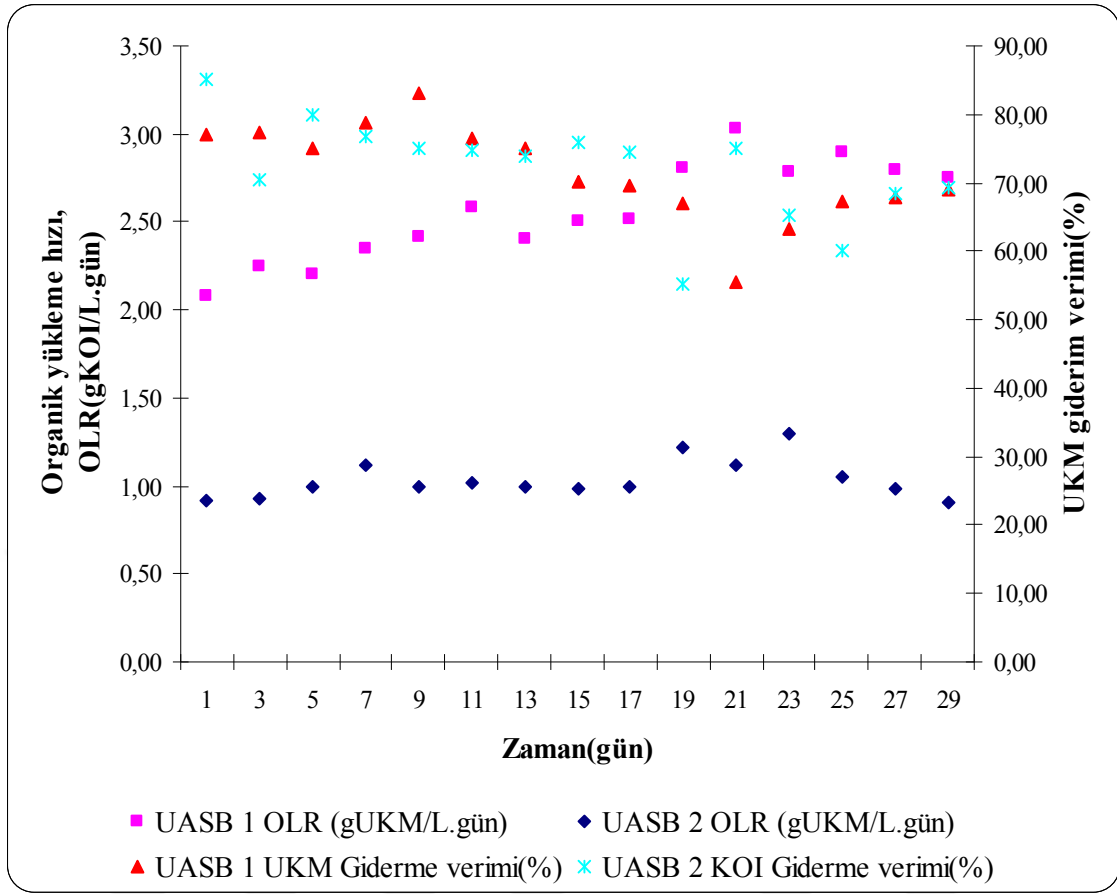


**Şekil 4.32** UASB-1 ve UASB-2 reaktörlerinin 24 saatlik hidroluk bekleme süresince elde edilen KOİ giderme verimleri.

Literatür bilgilerine göre, artan organik yükleme oranına (OLR) göre % KOİ giderimi azalır. (Speece, 1996; Yu ve ark., 1998; Ahn ve Forster, 2000). Yukarı akışlı çamur yataklı reaktörde yapılan çalışmalarda KOİ giderim verimi, % 55-85,61 arasında hesaplanmıştır.

Anaerobik çürütücü reaktörlerinin performansı OLR (g-uçucu katılar [VS] m<sup>-3</sup>.gün<sup>-1</sup>), metan verimi (mL/gVS) ve VS'de (%) azalma esas alınarak değerlendirilir. Yemek atıkları ve atık aktif çamurun tek aşamalı anaerobik birlikte çürütülmesinde yüksek metan verimi 364–489 mL/gVS ve % 83-91 oranında VS azalması sağlanmıştır (<5% TS) (Heo vd., 2004; Zhang vd., 2007)

X. Dai vd. (2013) Susuzlaştırılmış çamur ve yiyecek atıklarının tekli çürütülmesi ve birlikte çürütülme sistemlerinin performansını ve sistem stabilitesini karşılaştırmıştır. Susuzlaştırılmış çamur ve yiyecek atıkları için maksimum Uçucu katı(VS) azalmasının sırasıyla% 44,3 ve% 90,3 olduğu bulunmuştur. Susuzlaştırılmış çamur ve yiyecek atıkları uçucu katı(VS) bazında %50-%50 karıştırılmış, mezofilik sürekli reaktörde 2,4 kgVS/m<sup>3</sup>/gün organik yükleme hızında(OLR) maksimum metan verimini 0,32 m<sup>3</sup>/kg VS<sub>eklenen</sub> bulmuştur.



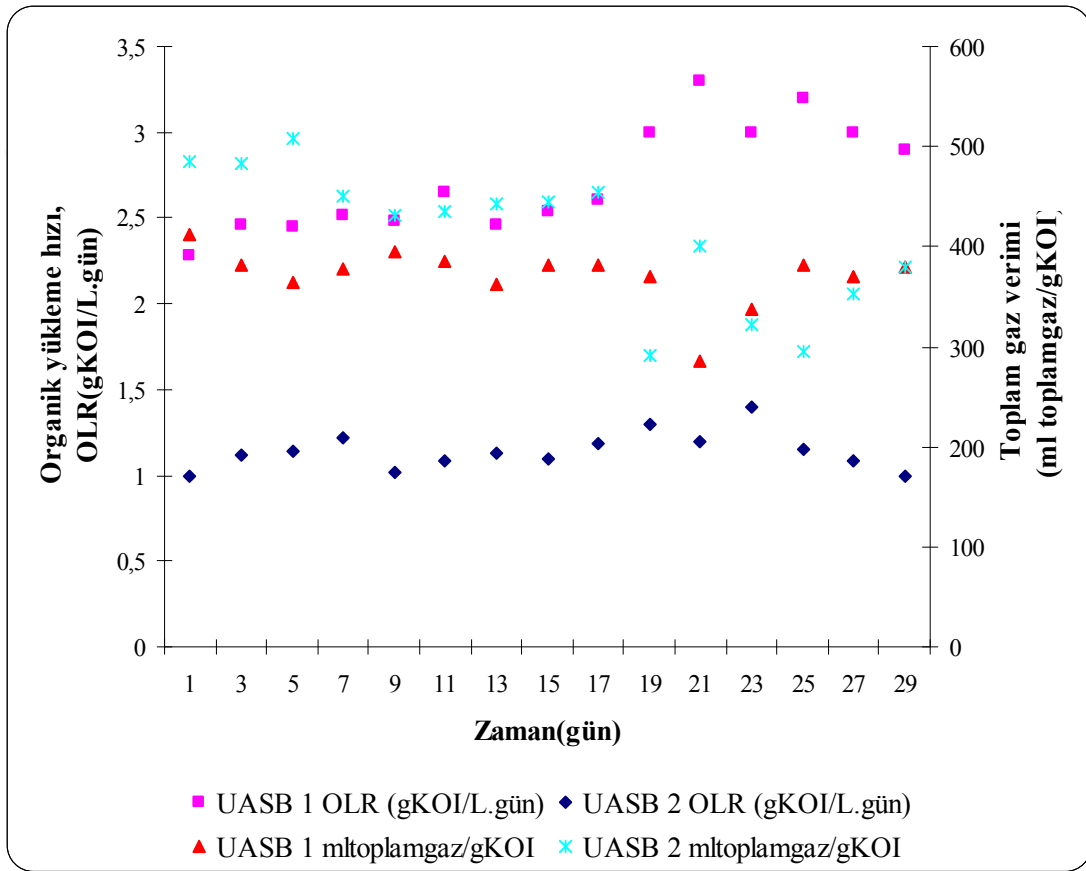
Şekil 4.33 UASB-1 ve UASB-2 reaktörlerinin 24 saatlik hidroluk bekleme süresince elde edilen UKM giderme verimleri.

Şekil 4.33'de Yukarı akışlı çamur yataklı reaktörde yapılan çalışmalarda UKM giderim verimi, % 55,33-85,25 arasında hesaplanmıştır.

Yapılan benzer çalışmalarda, Grimberg vd., (2015) Tek ve iki fazlı çürütücüler mezofilik çalışma koşullarında, üniversite kampüsü mutfaklarında günlük olarak üretilen yiyecek atıklarını işleyen 5 m<sup>3</sup> reaktörden oluşan bir çürütme sistemi kullanılarak karşılaştırıldı. İki aşamalı mezofilik çürütme sırasında, tek aşamalı sürece kıyasla önemli ölçüde daha fazla metan üretildi (380 LCH<sub>4</sub>/kgVS'e karşı metan verimi 446 LCH<sub>4</sub>/kgVS; 359 LCH<sub>4</sub> kg COD<sup>-1</sup>'e karşı 481 LCH<sub>4</sub> kg COD<sup>-1</sup> ve sırasıyla % 96-93 oranında VS azalması sağlanmıştır.

Halalsheh vd. (2005) 1,4-1,6 g.VS. gün<sup>-1</sup>/L yükleme hızlarında çalışan ve evsel atksu ile beslenen tek aşamalı bir sürekli UASB reaktöründen % 62-70 UKM giderme verimi ve 249-439 ml CH<sub>4</sub>/g KOI biyogaz verimi elde etmiştir.

Şekil 4.34-4.35' de görüldüğü gibi reaktöre giren organik maddenin artışı ile biyogaz üretimi de artmıştır. Dolayısıyla reaktörde herhangi bir organik madde birikiminin gerçekleşmediği belirlenmiştir. En yüksek biyogaz üretim verimi 1 g KOİ/L.gün 'de elde edilmiştir. Reaktörde biyogaz üretiminin yüksek olmasının nedeni co-substrat olarak kullanılan sebze atıklarının atık aktif çamur ile sinerjistik etkisinden kaynaklanmaktadır. Kullanılan cosubstrat sebze atıklarının organik madde yönünden zengin olması ve besleme karışımındaki oranında yüksek olmasından dolayı biyogaz üretimini arttırmıştır.

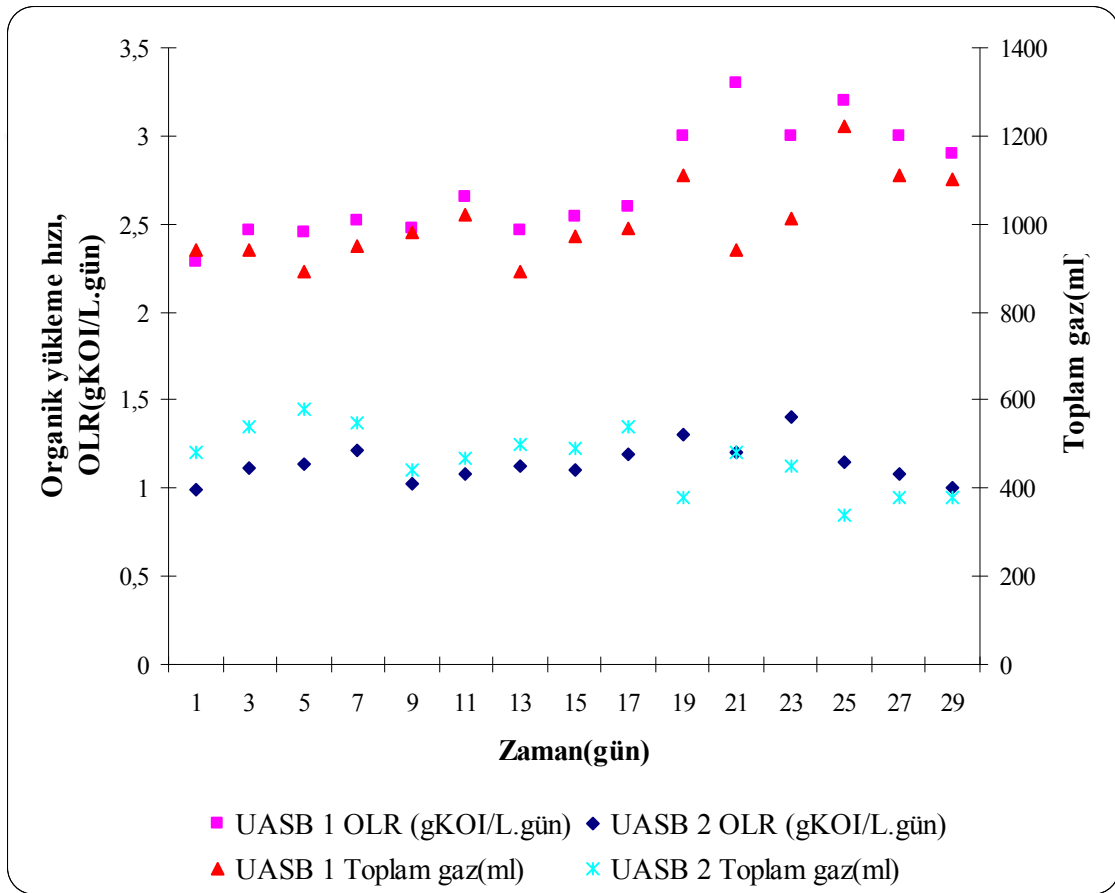


Şekil 4.34 UASB-1 ve UASB-2 reaktörlerinin 24 saatlik hidrolitik bekleme süresince elde edilen toplam gaz verimleri (ml toplam gaz/gKOİ).

Yong vd. (2015) Kuzey Çin'den gelen tipik yiyecek atıklarının (FW) ve samanların deneysel biyokimyasal metan potansiyelleri (BMP), 35°C'de 1 L'lik kapalı bir reaktörde ayrı ayrı ölçülmüş ve sırasıyla 0.26 ve 0.16 m<sup>3</sup> / kgVS (uçucu katılar) olmuştur. Farklı FW ve saman bileşiminin laboratuvar ölçekli karışımları, toplam 5 g VS / L organik yükü ile gerçekleştirilmiştir. FW'nin optimum karışım oranı 5:1'e yakın gibi görünmektedir ve metan üretim verimi (MPY) 0,392 m<sup>3</sup> / kgVS'ye ulaşmıştır. Yani, ayrı ayrı sindirim

sonuçlarına göre sırasıyla% 39,5 ve% 149,7 artmıştır. Ayrıca, gaz üretimi (GP) ve metan içeriği sırasıyla% 0,58 m<sup>3</sup> / kgVS ve % 67,62'ye ulaşmıştır.

J. Abu-Dahrieh vd., (2011) tarafından yapılan çalışmada çim silaj likörünün % 70 ile % 80 arasında yüksek kalitede bir metan verimi sağlamak için hem kesikli hem de sürekli reaktörlerde kullanılabileceğini göstermiştir. Optimum S/I oranının yaklaşık 1 olduğunu ve maksimum metan verimini 0,385 m<sup>3</sup> kg<sup>-1</sup> COD olarak tespit etmiştir. Bu sonuçlar anaerobik çürütme kullanılarak çim silaj likörünün başarıyla enerjiye dönüştürülebileceğini göstermiştir.



**Şekil 4.35** UASB-1 ve UASB-2 reaktörlerinin 24 saatlik hidroluk bekleme süresince elde edilen toplam gaz (ml) miktarları.

Standart şartlarda giderilen 1 g KOİ için 0,35 LCH<sub>4</sub> üretilir. Bu miktar mezofilik şartlarda 35°C sıcaklık ve 1 atm basınçta 0,395 LCH<sub>4</sub> olduğu görülmektedir (Öztürk, 2005). Sebze atıkları ve atık aktif çamurun birlikte anaerobik çürütüldüğü bu çalışmada en yüksek toplam gaz verimi sürekli beslemenin yapıldığı 5.gün 1 g KOİ/L.gün OLR'de 508 ml toplamgaz/gKOİ olarak tespit edilmiştir. Ölçülen toplam gaz miktarının teorik metana dönüşümü (g KOİ/0.395 L CH<sub>4</sub>) hesaplandığında 385 mlCH<sub>4</sub>/gKOİ değerinin ölçülen gaz miktarının metan hacminin teoride verilen değer çok az altında olduğu

bulunmuştur. Bunun sebebi toplam gaz miktarının belirlenmesinde kullandığımız gaz metrenin bazı durumlarda çok hassas olmamasından ileri gelebilir. Ayrıca sebze atıklarının lignoselülozik yapısından dolayı biyolojik olarak parçalanması zordur.

Lahoz vd. (2007) biber, domates, salatalık, yeşil fasulye, kabak ve patlıcan sebzelerinden oluşan karışım atığının metan üretim potansiyelini araştırmışlardır. 40 gün süren BMP testi sonunda meyve-sebze atıklarından 0,043 L/kgUKM metan üretilmiştir.

Rao vd. (2000), marketlerden, evlerden ve otellerden toplanan meyve sebze atıklarının biyogaz üretim potansiyelini tespit etmiştir. Ortam sıcaklığında 240 gün süren BMP testi sonunda meyve ve sebze atıklarından üretilen nihai biyogaz verimi 0,564 m<sup>3</sup>/kgUKM olarak bulunmuştur. Biyogaz içerisinde %70 CH<sub>4</sub> bulunduğu bildirilmiştir. Bu durumda meyve sebze atıklarından üretilen metan miktarı 0,395 L CH<sub>4</sub>/g UKM'dir.

Sosnowski vd., (2003) evsel atıktan(meyve ve sebzeler, ekmek, kâğıt, pirinç ve mutfak atıkları) kentsel organik atık ve atık su arıtma tesisi çamuru için laboratuvar ölçekli yukarı akışlı anaerobik yataklı çamur(UASB) reaktörlerinde bir anaerobik birlikte çürütme analizi gerçekleştirdi. Sadece çamurla çürütme ve kentsel organik atığın eklenmesiyle birlikte çürütmenin metan verimleri karşılaştırıldı ve tartışıldı. Çamur ve kentsel organik atık karışımından üretilen biyogaz hacmi, substrattaki biyolojik olarak parçalanabilen organik madde yüklemesine bağlı olacak şekilde, tek başına çamurdan elde edilenin iki katıydı.

İnek gübresinden kesikli ve sürekli proseslerde biyogaz üretimi değerlendirilmiştir. % 65'lik metan içeriğini içeren biyogaz, kararlı sürekli çürütme prosesi için en verimli olduğu 37°C sıcaklıkta üretildi. Sürekli çürütme prosesinin performansının kesikli prosesten daha iyi olduğunu gösterdi. İki optimum verim karşılaştırıldığında, biyogaz üretiminde % 34.2 oranında bir artış olduğunu ve bunun istatistiksel olarak anlamlı olduğunu gösterdi. Bu sürekli beslenmede daha yüksek olan bakteri üreme hızından kaynaklanmaktadır. Sürekli sistemdeki bakteriler kesikli anaerobik parçalanma prosesi ile kıyaslandığında çevresel koşullara karşı daha toleranslıdır. Bu durum gaz üretiminin sürekli beslenen sistemlerde daha çok tutarlı olduğunu göstermiştir. Bu nedenle sürekli çürütücü sistemlerinin kesikli çürütücü sistemlere göre daha istikrarlı ve daha iyi olduğu söylenilebilir (Obiukwu ve Nwafor, 2016).

Yiyecek atıkları ve kanalizasyon çamuruyla *Spirulina platensis*'ten anaerobik birlikte çürütme ile enerji geri kazanımı iyi bir seçimdir. Mikroalgler ve yiyecek atıklarının birlikte çürütülmesi metan üretimini arttırmıştır. Çünkü gıda atıklarının eklenmesi Substratların C/N oranlarını ve matanojenik hızını arttırdı. Sinerjik bir etki elde etmek için ek substrattaki mikroalgler % 25'ten düşük olacak şekilde kontrol edilmelidir. Mikroalg ve çamurun bir araya gelmesi aynı zamanda farklı karıştırma oranlarında metan üretimini teşvik etti, ancak metanojenik hızı değiştirmedir. Metan açısından üretimde en iyi sinerji, % 33 çamur içeren ek substratta meydana geldi. Bu sonuçlar, yiyecek atıkları veya atık su çamurları için anaerobik çürütme tesislerine mikro algların eklenmesi gerektiğini göstermektedir. Sonuç olarak, birlikte çürütme metan üretimini artıracak ve mikroalglerden enerji geri kazanım maliyetini azaltacaktır (X. Du vd., 2019).

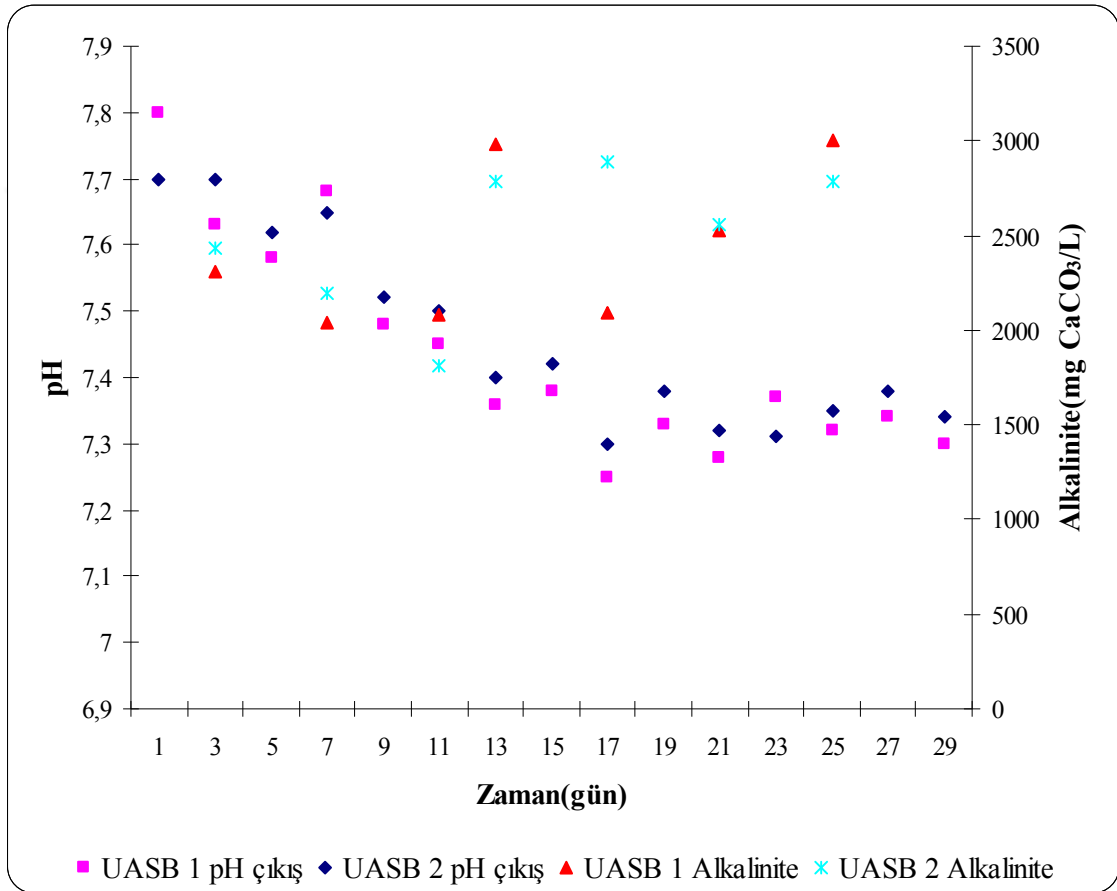
Anaerobik arıtmada mikroorganizmaların aktivitelerini gerçekleştirebilmeleri için belirli bir pH ve sıcaklık aralığında olması sistem performansını takip etmek açısından gereklidir. Anaerobik sistemlerde özellikle metan bakterilerinin yaşaması için sistemin uygun pH aralığı 6-8'dir. Çünkü metan bakterilerinin aktivitesi 6,3'ün altında ve 7,8'in üzerinde azalır. pH anaerobik sistemde asit bakterilerinin baskın hale gelmesini engelleyen ve metan bakterilerini sınırlayan önemli bir faktördür. Asidojenik popülasyon düşük ve yüksek pH'larda daha az hassaslık gösterir. Böylece metanojenlere baskın hale gelip reaktörde asitleşmeye neden olur (Haandel, 1994, Haandel and Lettinga 1994, Rajeshwari et al., 2000).

Reaktörde ıkış suyunda düzenli olarak alınan numunelerde anlık pH ölçülerek reaktörün stabilitesi izlenmiştir. Reaktörden günlük olarak alınan numunelerde pH değeri genelde nötral olurken, düşük organik yüklemelerde reaktördeki mikroorganizma aktivitesine bağlı olarak pH değeri yükselmiştir. Reaktörde oluşan mikroorganizmaların karbondioksiti kullanmaları neticesinde pH'ın yükselmesine neden olduğu düşünülmektedir.

Alkalinite, suyun asit nötralize etme kapasitesi olarak tanımlanır ve sudaki karbonat, bikarbonat ve hidrosil içeriğinden oluşmaktadır. Suların alkalinitesi genelde zayıf asitlerin tuzlarından ve kuvvetli bazlardan ileri gelir. Alkalinite, atık su arıtma uygulamalarında çok kullanılan bir özelliktir. Bikarbonat alkalinitesinin 2500–5000 mg/L aralığında olması uçucu asitlerin nötralizasyonunu gerçekleştirerek pH' nın dengede tutulmasını sağlamaktadır. Bu nedenle alkalinite, anaerobik sistemlerde uçucu

asit derişiminin artması ve ani pH düşüşlerine karşı güvenliği sağlamak için kullanılan bir parametredir.

Alkalinite parametresinin trendi metan üretiminde hangi yolun kullanıldığını anlamak için önemli bir parametredir. Eğer alkalinite sürekli düşüş halinde ise metan hidrojenotrofik yollardan üretilmektedir. Buna karşılık trend sürekli artış gösteriyorsa metan üretimi asetiklastik yollardan olmaktadır (Sasaki ve ark., 2011). Şekil 4.36’da zamana karşı değişen pH ve alkalinite ölçüm sonuçları verilmiştir.



Şekil 4.36 UASB-1 ve UASB-2 reaktörlerinin pH-Alkalinite ilişkisi.

Şekil 4.36’da organik yüklemeler boyunca pH değeri 7,25-7,80 ve alkalinite değeri ise 1809-3006 mgCaCO<sub>3</sub>/L arasında değişmiştir. KOİ giderme verimleri ve biyogaz üretimi sonuçları, reaktörün stabilitesinin korunduğunu göstermiştir.

#### 4.2.2 Sivas Belediyesi kentsel atıksu arıtma tesisi çamurlarının faydalı kullanım alanlarının ve farklı bertaraf yöntemlerinin değerlendirilmesi

Sivas Belediyesi kentsel atıksu arıtma tesisi çamurlarının faydalı kullanım alanlarının ve farklı bertaraf yöntemlerinin değerlendirilmesi kapsamında ise; Sivas Belediyesi



Kentsel Atıksu Arıtma Tesisinden alınan arıtma çamurlarının bertaraf/geri kazanım yöntemlerinin araştırılması ve öncelikle çamur karakterizasyonu yapılması ve en uygun bertaraf yöntemleri değerlendirilmesi TÜBİTAK MAM Çevre ve Temiz Üretim Enstitüsü(ÇTÜE) tarafından yapılmıştır.

Bu kapsamda, Sivas atıksu arıtma tesisinden alınan atık çamur numunelerinin “Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik” Ek 2: Atıkların düzenli depolanabilmesi için atık kabul kriterleri, Arıtma çamurunda “Evsel ve Kentsel Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelik” ve “Atık Yönetimi Yönetmeliği” Ek-3B: Tehlikeli atık eşik konsantrasyonları kirlilik parametreleri esasları çerçevesinde TÜBİTAK MAM’da Sivas Belediyesi Sıbeski Müdürlüğü tarafından analiz ettirilmiştir. Analiz sonuçlarının limit değerlere uygunluğu incelenmiş ve değerlendirilmiştir.

Sivas Belediyesi AAT’sine ait arıtma çamuru örneğinin:

- **TOK içeriği % 25,62 olarak tespit edilmesi,**
- Ekotoksisite analizinde akut açıdan çok **toksik olduğu (sınıf=3)** tespit edilmiş olması,
- Balık biyodeneysel sonuçlarına göre **ZSF=20** elde edilmiş olup, sucul ortamlarda yaşayan su canlıları için **akut açıdan riskli olduğu** sonucuna varılmış olması,
- Farelerde yapılan akut oral toksisite testi sonucuna göre arıtma çamuru 2000 mg/kg vücut ağırlığı dozunda kategori 5 (GHS 5) olarak değerlendirilmiş olması,

Özelliklerinde olması sebebiyle uygun bertaraf geri kazanım yöntemlerinin seçilerek hareket edilmesini zorunlu kılmaktadır.

AYY’de, oluşan atığın mümkünse önce oluşumunun azatılması, daha sonra geri kazanımı benimsenmektedir. Örnek organik içeriğe sahip olduğu için, AYY EK-2B’de yer alan (R1-Enerji üretimi amacıyla başlıca yakıt olarak veya başka şekillerde kullanma) işlemi gereği lisanslı atık yakma tesislerinde yakılarak enerji kazanımı tavsiye edilir. Bu işlemler mümkün değilse, EK-2A’da verilen “D5-Özel mühendislik gerektiren düzenli depolama (çevreden ve her biri ayrı olarak izole edilmiş ve örtülmüş hücreli depolama ve benzeri)” metodu gereği sulu eluatında gerekli analizler yapılarak ilgili sınıf düzenli depolama alanında düzenli depolanarak bertarafı yapılabilir. Ancak, örneğin ekotoksik

özellikleri nedeniyle açıkta geçici depolanmamalı ve alıcı ortamlara (deniz, göl, ırmak, yer altı suyu vb) karışmasının engelleyici tedbirler alınmalıdır.

Arıtma çamurunun düzenli depolama alanlarında depolanabilirliği değerlendirildiğinde, Arıtma çamuru numunesi eluatu analizi parametrelerinden arsenik, krom, nikel, çözünmüş organik karbon, toplam organik karbon parametrelerine ait değerlerin “Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik” Ek-2 Atıkların Düzenli Depolanabilmesi için kabul kriterleri 2-C Tehlikeli Atıkların Depolanabilmesi Kriterleri I. Sınıf depolama tesisleri için sınır değerler tablosunda verilen değerlere uygun olduğu tespit edilmiştir. Arıtma çamurunun depolanarak bertaraf edilmesi tercih edilmesi durumunda I. Sınıf depolama tesislerine gönderilmesi gerekmektedir.

ÇOK analizi sonucu sınır değerini çok üzerinde çıkmıştır. Mevzuatta ÇOK analizi ile ilgili “Atık Yönetimi Genel Esaslarına İlişkin Yönetmeliğin EK-IV’ünde tehlikesiz olarak sınıflandırılan arıtma çamurlarının, EK-22’de verilen diğer tüm parametreleri sağlama, ağırlıkça en az %30 kuru madde ihtiva etmesi ve kötü kokunun giderilmesi kaydıyla II. Sınıf düzenli depolama alanında ayrı bir lotta depolanmasında 1/1/2020 tarihine kadar Çözünmüş Organik Karbon (ÇOK) limit değerine uygunluk aranmaz.” Bilgisi yer almaktadır (Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik (ADDDY), 2010: geçici madde 4).

TOK analizi sonucu sınır değerini üzerinde çıkmıştır. Mevzuatta TOK analizi ile ilgili “Ek-2 Atık Kabul Kriterleri, 2-B) Tehlikesiz Atıkların Düzenli Depolanabilme Kriterleri, reaktif olmayan ve kararlı tehlikeli atıkların II. Sınıf depolama tesislerine kabul edilebilmesi için sınır değerler altında yer alan TOK(toplam organik karbon) değeri, arıtma çamurları için; ilave sınır değer artırımı yapılmaksızın 1/1/2020 yılına kadar azami %25 alınır.”bilgisi yer almaktadır (ADDDY, 2010:geçici madde 4). TOK değeri %25,62 olarak azami değerin çok az üzerinde yer almaktadır.

SİBESKİ AAT’den alınan arıtma çamuru Atıkların Düzenli Depolama Alanlarında Depolanmasına Dair Yönetmelik kapsamında yapılan analizler neticesine göre I. Sınıf düzenli depolama tesislerinde depolanabilecek özellikleri taşıdığı belirlenmiştir. I. Sınıf düzenli depolama tesisleri tehlikeli atıkların depolanabildiği tesisler olup, asgari  $k \leq 1,0 \times 10^{-9}$  m/sn; kalınlık  $\geq 5$  m veya eşdeğeri, geçirgenlik ve kalınlık özelliklerine sahip olması gerekmektedir.

I. sınıf düzenli depolama tesisleri için yer seçimi yapılırken yerleşim birimlerine uzaklığın en az bir kilometre olmasına dikkat edilmelidir. III. Sınıf düzenli depolama tesisleri için bu mesafe en az iki yüz elli metre olacak şekilde seçim yapılmalıdır.

Depolanabilme kriterleri bakımından I. Sınıf düzenli depolama tesislerinde depolanması gereken atıklar solidifikasyon/stabilizasyon veya kimyasal prosesler içeren ön işlemlere tabi tutularak inert atık özelliklerine getirilebilmekte ve III. Sınıf düzenli depolama tesislerinde depolanabilme özelliği kazandırılabilir. Fakat depolama yönteminin sürdürülebilir olmadığı açıktır. Zira depolama alanlarının ömrünün sınırlı olması sebebiyle düzenli depolama alanlarına gönderilen atık miktarının azaltılması esas alınmalı ve tehlikeli atıklarda dahil olmak üzere her türlü atığa yönelik geri kazanım prosesleri geliştirme çalışmaları yürütülmelidir.

Aritma çamurunun geri kazanılabilirliği değerlendirildiğinde, SİBESKİ AAT'den kaynaklanan arıtma çamurunun ısıl değeri 15290KJ/kg olarak oldukça yüksektir. SİBESKİ arıtma çamuruna ait kalorifik değer diğer fosil yakıtlarla kıyaslandığında sahip olunan kalorifik değerlerin oldukça yüksek olduğu ve arıtma çamurunun yakıt değerinin olduğu görülmektedir. Yakıt değeri olan bu arıtma çamurunun kalorifik değeri yüksek diğer atıkları ile karıştırılmak suretiyle peletlenip veya briketlenip katı yakıt (RDF-atıktan türetilmiş yakıt) üretme yoluna gidilerek değerlendirme yapılması sağlanabilir. Bu işlemler "Atıkların Yakılmasına İlişkin Yönetmelik" ve Atıktan Türetilmiş Yakıt, Ek Yakıt ve Alternatif Hammadde Tebliği'nde belirtilen şartları yerine getirmek suretiyle gerçekleştirilmelidir. Yakıt olarak kullanılmak üzere paketlenen ve briketlenen atıkların karışım oranları yönetmeliklerde belirtilen yakıt ürün kalite değerlerini ve emisyon değerlerini sağlayacak şekilde oluşturulmalıdır.

Aritma çamuru T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı'ndan lisans almış atık bertaraf tesislerinde veya atıkların ek yakıt olarak kullanılmasına yönelik lisansı bulunan çimento tesislerinde yakılarak enerjisinden faydalanma yoluna gidilebilir. Bu arıtma çamuru numunesinin çimento fırınlarında yakılabilmesine yönelik olarak "özel deneme yakması" uygulanarak arıtma çamurunun yakılabilme menüsünün oluşturulması çalışması yapılmalıdır. Ayrıca klor parametresi varlığı da ; Endüstriyel Hava Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği" nde sınırlayıcı parametre olan ve yakma işlemi sonucu oluşma riski bulunan PCDD/F (dioksin/furan) bileşikleri açısından potansiyel risk olarak düşünülmelidir.

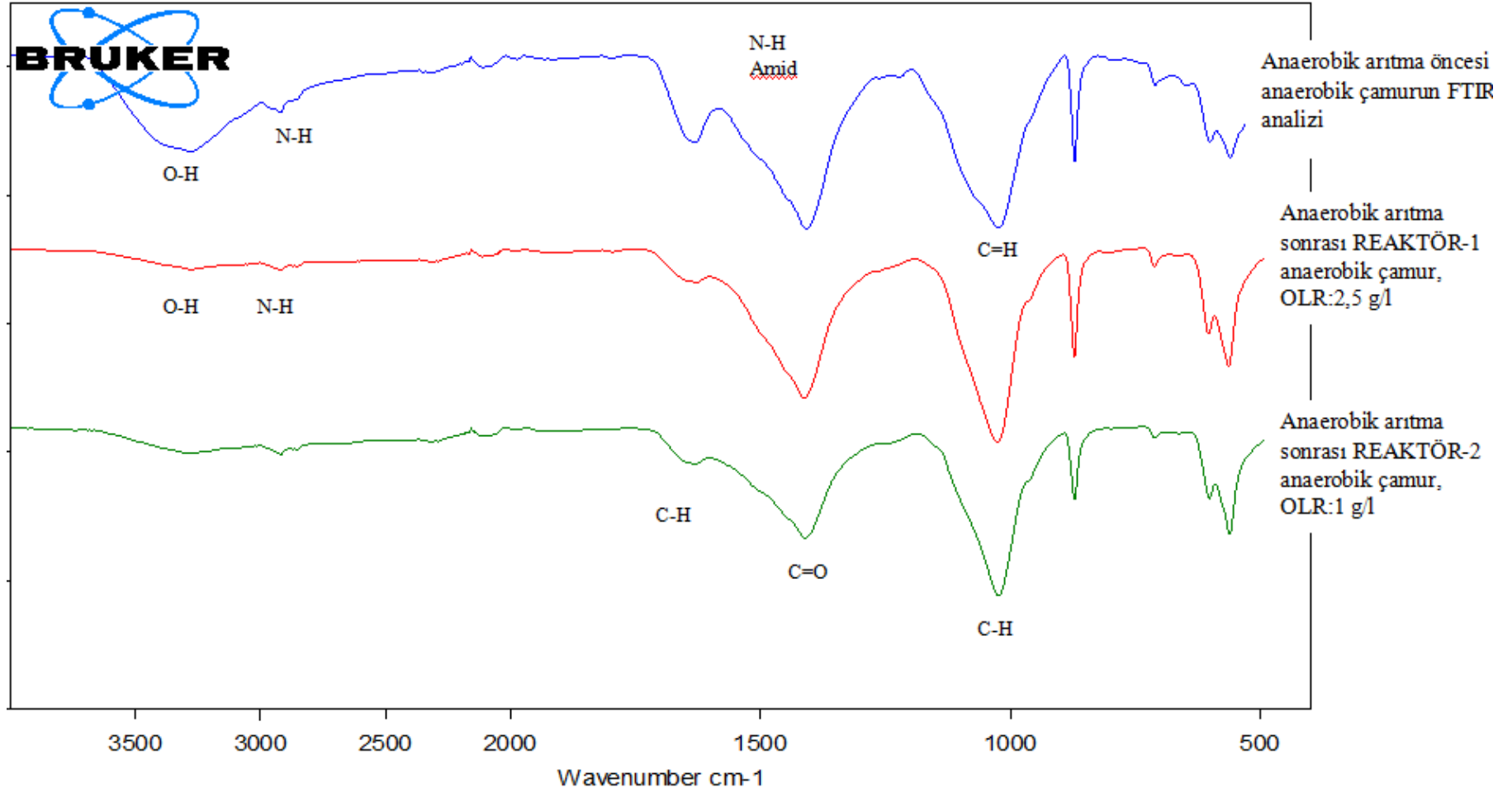
Arıtma çamurunun yakma prosesi ile bertarafının sağlanabilmesi için, bu proseste risk oluşturan parametrelerin çamur bünyesine girişinin engellenmesi ya da çamur içerisinden ayırma işlemlerine tabi tutulması gerekmektedir.

Ayrıca, arıtma çamurunun yüksek miktarlarda oluşumu dikkate alındığında, tarımda kullanılmak üzere sıvı gübre üretimine yönelik ayrı bir geri kazanım prosesinin uygulanması düşünülebilir. Burada belirleyici unsur sıvı gübre kalite kriterlerine uygunluğunun sağlanması ihtiyacının ortaya çıkmasıdır. Arıtma çamurunun tarım alanlarında toprak iyileştirici ve gübre olarak uygulanabileceği düşünülmektedir. Bilindiği üzere, toprakta direkt uygulanmasına yönelik olarak Evsel ve Kentsel Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelik'te belirtildiği üzere stabilize arıtma çamurunun toprakta kullanılabilmesi için EK IB, EK I-C ve EK I-D'de belirtilen değerlerin hiçbirinin aşılması şarttır. SİBESKİ arıtma çamuru bu şartları sağlamaktadır. Ancak, stabilize arıtma çamurunun uygulanacağı toprakta ağır metal içeriği EK I-A'da belirtilen değerleri aşamaz. Topraktaki ağır metal konsantrasyonlarından birinin dahi EK I-A'da belirtilen sınır değerleri aşması durumunda, stabilize arıtma çamurunun toprakta kullanılması yasaktır. Stabilize arıtma çamuru meyve ağaçları hariç olmak üzere toprağa temas eden ve çiğ olarak yenilen meyve ve sebze ürünlerinin yetiştirilmesi amacıyla kullanılan topraklarda kullanılmamalıdır.

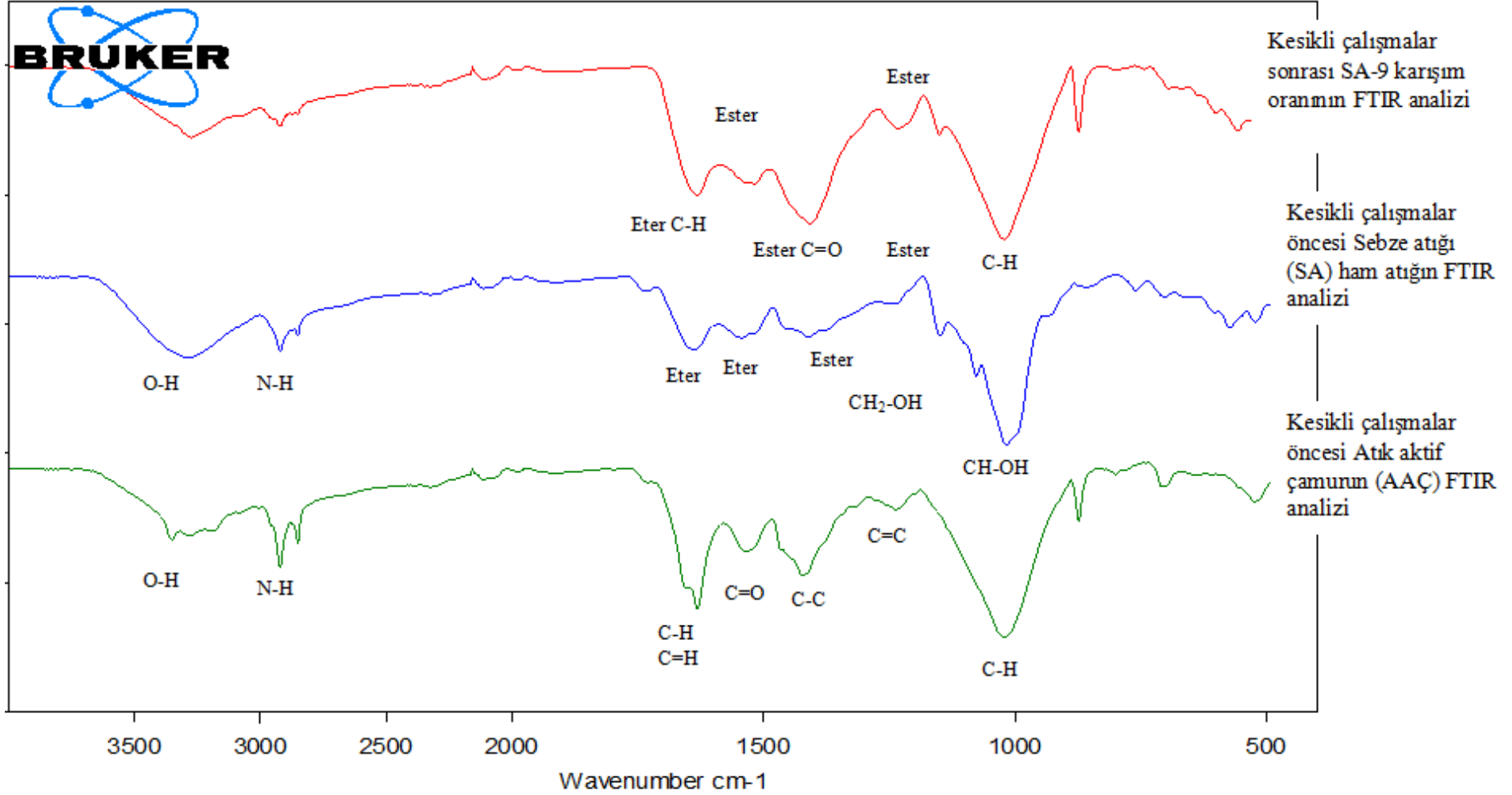
### 4.3. FTIR Analizleri

Fourier Dönüşüm Kızılötesi (FTIR) spektroskopisi incelenmek istenen örnek makromolekülleri fonksiyonel gruplarının titreşimlerinden kaynaklanan yapısal, kompozisyonel ve fonksiyonel bilgilerin elde edilmesini sağlayan bir tekniktir. Şekil 4.37’de anaerobik arıtma öncesi anaerobik çamurun FTIR spektrumu incelendiğinde, N-H amid gruplarının genlemesinin sebep olduğu  $1408\text{ cm}^{-1}$ ’de geniş yayvan ve dik bir pik görülmektedir. Bununla birlikte N-H eğilme titreşimlerinin sebep olduğu amid 2 bandına ait  $1632\text{ cm}^{-1}$ ’de eğilme titreşimi görülmektedir. Bu piklerin büyüklüğü atıksudaki amonyum iyonundan olduğu düşünülmektedir. Bununla birlikte amonyağın içerdiği OH gruplarının fazlalığı  $3273\text{ cm}^{-1}$ ’de derin bir OH çukuru ile karakterize banda ve hemen yanında N-H asimetric genleme pikine sebep olmuştur. Bundan başka yapıda karboksil ve hidroksil gruplarının yüksek miktarda bulunmasıyla  $1023\text{ cm}^{-1}$ ’de yayvan ve çoklu (C=H), (CH<sub>2</sub>-OH) ve (CH-OH) alkol gruplarına rastlanmıştır.

Anaerobik arıtma sonrası reaktörlerdeki anaerobik çamurun FTIR spektrumuna bakıldığında, Reaktör 1(2,5 g/l) organik yükleme hızı(OLR) fazla olduğu için su pikleri ve amin kökleri azalmış, organik yükleme hızı azaldığında reaktör 2(1g/l)’de su pikleri azalmakla birlikte öncekine göre bir miktar artmış görülmektedir. Ayrıca organik malzeme oluşum hızı yani  $1020\text{ cm}^{-1}$ ’deki C-H pikinin derinliği ve büyüklüğü de organik yükleme hızına göre değişmektedir. Organik yükleme hızının(OLR) artışı ile birlikte reaktör 1’de reaktör 2’ye göre  $1400\text{ cm}^{-1}$ ’deki C=O hidroksil ve karboksil çift bağ gruplarının arttığı yani organik malzeme ve CO<sub>2</sub>’leşmenin arttığı belirlenmiştir.



Şekil 4.37 Anaerobik çamurun arıtma öncesi ve arıtma sonrası reaktörlerdeki FTIR analizi

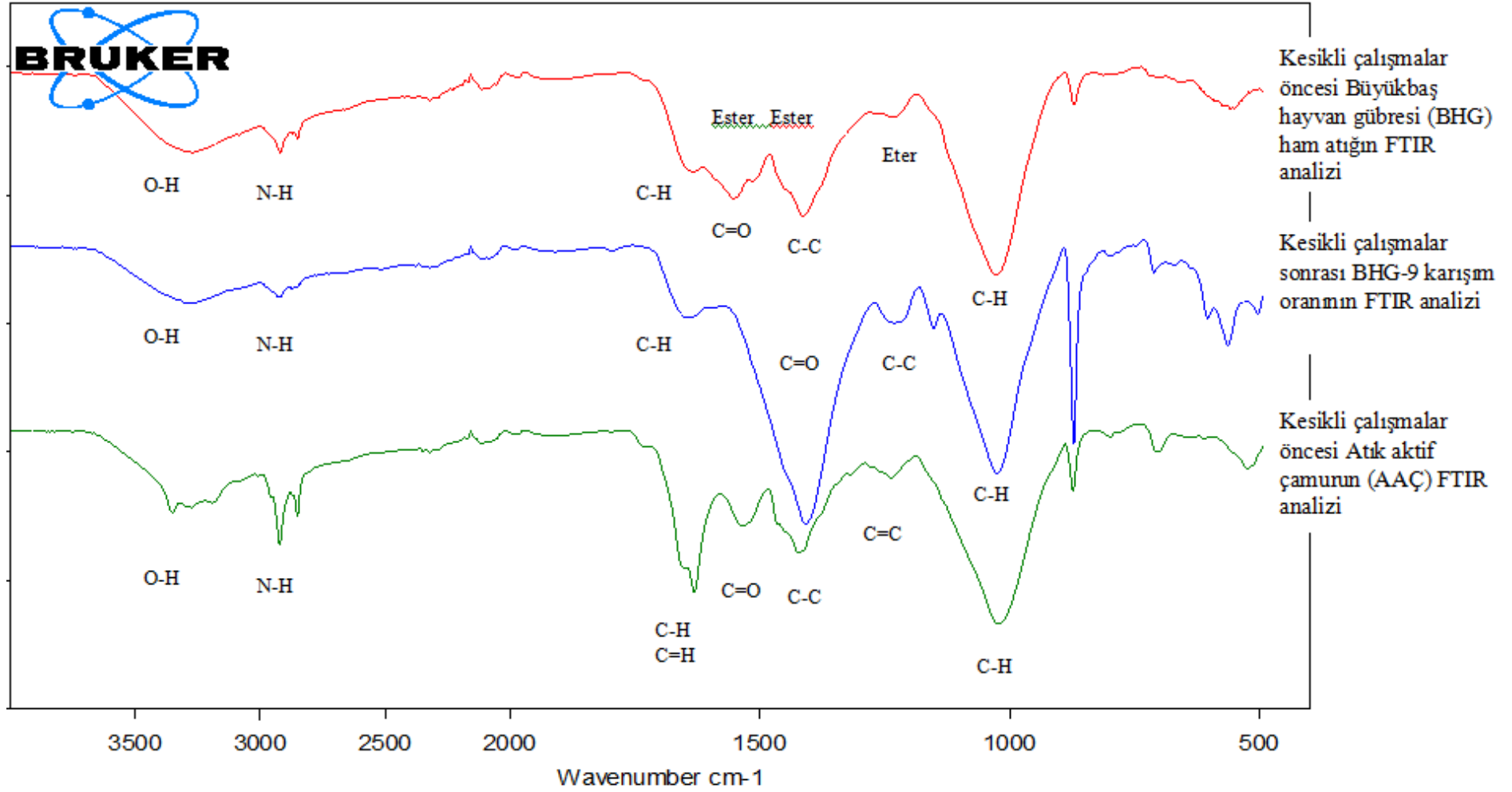


Şekil 4.38 Kesikli çalışmalar öncesi sebze atığı(SA), atık aktif çamurun(AAÇ) ve kesikli çalışmalar sonrası SA-9 karışımına ait FTIR analizi

Şekil 4.38’de Kesikli çalışmalar öncesi sebze atığı(SA) ve atık aktif çamurun(AAÇ) FTIR spektrumu incelendiğinde,  $3273\text{ cm}^{-1}$ ’de derin bir (OH) su piki ile birlikte N-H köklerine ait derin ve sivri bir N-H asimetrik genleme piki görülmüştür( $2920\text{ cm}^{-1}$ ).

Bununla birlikte sebzelerin kurutulup püre haline getirilip sulandırılmasından dolayı organik madde karışımı şeklinde (C-H), (C=O) ve (C=H)’ların oluşturduğu esterleşme ve eterleşme ile (CH-OH) ve (CH<sub>2</sub>-OH) birincil ve ikincil hidroksil grupların oluşturduğu  $1076$  ve  $1017\text{ cm}^{-1}$ ’de derin çukur ve çukura eşlik eden omuz pikleri görülmüştür. Bunun sebebinin yüksek miktarda posa ve suyun birleşmesinden dolayı oluşan ester ve eter köklerinden olduğu düşünülmektedir. Atık aktif çamurun su emmesinden kaynaklı gözenekli yapısından dolayı OH pikleri derinleşmiş ve organik malzemenin tek başına C-H piki asimetrik olarak genişlemiş ve derinleşmiştir. Yapıda karbonun artışı ile vanderwaals hidrojen bağına sahip (C-H) ve (C-C) piklerinde artış görülmüştür. Yine yapıdaki esterleşmenin ve amonyak grubunun piklerinin ester ve eter kökü oluşturacak şekilde varlığını sürdürdüğü tespit edilmiştir. Kesikli çalışmalar sonrası karışım oranı SA-9 ait FTIR spektrumuna bakıldığında, su pikinin daha dik olduğu ve toplam su miktarının azaldığı görülmektedir. Buna eşlik eden C=O piki de  $1407\text{ cm}^{-1}$ ’de derinleşerek arttığı görülmektedir. Sebze atığındaki C-H  $1632\text{ cm}^{-1}$ ’de bulunan pikin hidroksilleşme ile birlikte arttığı da söylenebilir. Yapıdaki su kaybından kaynaklı organik malzeme bileşiği olan C-H kökünün de  $1022\text{ cm}^{-1}$ ’de derin ve yayvan bir pik olarak geçirgenliğinin %5 arttığı söylenebilir.





**Şekil 4.39** Kesikli çalışmalar öncesi büyükbaş hayvan gübresi (BHG), atık aktif çamurun(AAÇ) ve kesikli çalışmalar sonrası BHG-9 karışımına ait FTIR analizi

Şekil 4.39’da Kesikli çalışmalar öncesi büyükbaş hayvan gübresi (BHG) ve atık aktif çamurun(AAÇ) FTIR spektrumu incelendiğinde, büyükbaş hayvan gübresi atığında hem nitrat hem de hidroksil gruplarının derin pikler yaptığı görülmüştür. Yapıdaki bağlı su sebebiyle derin OH piki ve organik malzemenin temel kökü olarak yayvan ve derin simetrik C-H piki  $1026\text{ cm}^{-1}$ ’de çok miktarda görülmektedir. Yapıda yoğun miktarda vanderwaals bağlı ve zayıf tutunmuş C-H asimetrik C-C titreşim piklerinin organik malzeme miktarının fazla olmasından dolayı yüksek miktarda bulunduğu görülmüştür. Büyükbaş hayvan gübrelere bilindiği üzere amonyak ve nitrat kökleri az olmakta tersine organik malzeme(posa, lif) yeşil bitkilerden geldiği için fazla olmaktadır.

Atık aktif çamurun su emmesinden kaynaklı gözenekli yapısından dolayı OH pikleri derinleşmiş ve organik malzemenin tek başına C-H piki asimetrik olarak genişlemiş ve derinleşmiştir. Yapıda karbonun artışı ile vanderwaals hidrojen bağına sahip (C-H) ve (C-C) piklerinde artış görülmüştür. Yine yapıdaki esterleşmenin ve amonyak grubunun piklerinin ester ve eter kökü oluşturacak şekilde varlığını sürdürdüğü tespit edilmiştir.

Kesikli çalışmalar sonrası karışım oranı BHG-9 ait FTIR spektrumuna bakıldığında, mikroorganizmaların  $1630-1650\text{ cm}^{-1}$  arası esterleşmiş ve  $1232\text{ cm}^{-1}$ ’deki eterleşmiş C-H köklerini tüketmesi ile yapıda buna bağlı pikler azalmış onun yerine C=O yapısına sahip hidroksil gruplarının ve karbondioksitleşmenin arttığı ve biyokütle miktarının artışı ile de  $1025\text{ cm}^{-1}$ ’de C-H tek bağ organik moleküllerde artış görülmüştür. Bununla birlikte toplam su ve toplam nitrat miktarında değişim görülmemiştir.

## 5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Biyogaz üretimini arttırmak, atık su arıtma tesisi ve kentsel organik atık yönetimine destek olmak için anaerobik birlikte çürütme yaygın olarak etkili, düşük maliyetli ve ticari olarak uygulanabilir bir yaklaşım olarak kabul edilmiştir. Atık su arıtma tesisinin yakın çevresinden temin edilebilecek, bu nedenle daha düşük taşıma maliyetleri yaratan atık aktif çamurun düşük C/N oranından dolayı, biogaz üretimini arttırabilecek ve besin dengesini düzenleyecek sebze atığı ve benzeri mutfak atıkları gibi kentsel organik atıklar, büyükbaş hayvan gübreleri mantıklı ve ekonomik ek substratlar olarak düşünülmelidir. Çeşitli yöntemler kullanarak substratları ön işleme sokmak da metan üretimini arttırmak için potansiyel bir yaklaşım olarak rapor edilmiştir. Ancak, kentsel atık su arıtma tesislerinden çıkan atık aktif çamurun metan üretimini arttırmak için, özellikle sebze atığı ve büyükbaş hayvan gübresinin birlikte çürütülmesi konusunda az sayıda çalışma rapor edilmiştir. Bu nedenle, bu çalışmanın birinci aşamasında amaç, atık aktif çamura sebze atıkları ve büyükbaş hayvan gübresinin eklenmesiyle birlikte çürütülmeden gelişmiş biyogaz üretimi elde etmek ve en uygun ek substrat ve karışım oranının belirlenmesidir. İkinci aşamadaki amaç ise, kesikli çalışmalarda elde edilen uygun ek substratın ve karışım oranının sürekli sistemde 24 saatlik hidrolik alıkonma süresinde adapte edilmiş UASB (Yukarı akışlı çamur yataklı reaktör)'de belirlenen organik yükleme hızlarında (OLR:2,5 g/l ve 1 g/l) performanslarının incelenmesidir. Bu hedefleri karşılamak amacıyla proje adım adım yürütülmüş ve önemli sonuçlar elde edilmiştir.

Bölüm 4'te atık su arıtma tesisi atık aktif çamurunun anaerobik birlikte çürütülmesinde ek substratlar olarak sebze atığı(SA) ve büyükbaş hayvan gübresinin(BHG) kullanımının uygunluğu kesikli BMP testlerinde incelenmiştir. Sonuçlar SA ve BHG ile birlikte çürütülmenin metan üretimlerini 100 mLCH<sub>4</sub>/g VS(yalnız AAÇ ile)'den sırasıyla 268,64 mLCH<sub>4</sub>/g VS ve 151,17 mLCH<sub>4</sub>/g VS'ye yükselttiğini göstermiştir. SA ve BHG, her iki ek substrat için ideal substrat/inokülüm (SIR) oranı 0,5 olacak şekilde metan üretimini pozitif olarak etkilemiştir. Kesikli testler sonucunda tercih edilen ek besi maddesi olan SA'la anaerobik birlikte çürütme Sivas Atıksu Arıtma Tesisi Laboratuvarında bulunan laboratuvar ölçekli UASB çürütücülerinde test edilmiştir. Hidrolik alıkonma süresi(HRT)=24 saat ve çürütme sıcaklığı(37°C) seçilerek, 2 farklı 1 g KOI/l.gün ve 2,5 g KOI/l.gün organik yükleme hızının(OLR) biyogaz üretimi üzerindeki etkileri değerlendirilmiştir. En iyi toplam biyogaz

Üretim verimi 508 ml toplamgaz/gKOİ olarak HRT=24 saat ve OLR=1 g KOİ/L.gün'de mezofilik (37°C ) birlikte çürütülmede elde edilmiştir.

Genel olarak, Bölüm 4'teki sonuçlar ve tartişmalar, BHG ile karşılaştırıldığında, metan üretimi başına daha az organik yükleme gerektirdiği, daha iyi metan üretim potansiyeli sunduğu, daha yüksek son metan üretimi elde ettiği ve ideal SIR oranı aralıkları içinde daha verimli olduğu için sebze atığı(SA)'nı ek substrat olarak önermektedir.

Pilot lekli sürekli akışlı sistemlerde, sıcaklık, hidrolik alıkonma süresi(HRT) ve organik yükleme hızı(OLR) gibi operasyonel parametreler biyogaz üretimini etkileyebilir.

### **Çalışmanın Katkıları**

Bu çalışmanın sonuçları atık su arıtma tesisi atık aktif çamuruna SA gibi kentsel organik atıkların eklenmesiyle anaerobik birlikte rtme kullanılarak yüksek metan içeriğiyle biyogaz üretilebileceğini göstermiştir. Atık su arıtma tesisi çamuru ve kentsel organik atık(SA) ve büyükbaş hayvan gübresi(BHG) arasındaki sinerjistik etkiler Kesikli(BMP) ve sürekli akışlı rtc testiyle incelenmiştir. SA ve BHG ek substrat olarak kullanılmalarından metan üretim potansiyelleri karşılaştırılarak tam ölçekli tesislerde potansiyel uygulama için önemli bilgi sağlayabilecek olan ideal ek substratlar, optimum karıştırma oranları ve besleme rejimi tanımlanmıştır. SA, kurutularak öğütülmüş sebze atıkları son yıllarda araştırmaların ilgisini çeken düşük maliyetli bir kentsel organik atıktır, ama atık su artıma tesislerinde anaerobik birlikte rtmede nadiren kullanılmıştır. Bu araştırmada SA atık su arıtma tesisi atık aktif çamuruyla birlikte çürütülmüş ve atık su arıtma tesislerinin tam ölçekli anaerobik çürütücüler yoluyla enerji üretimi arttırmak için etkili ve ekonomik bir yaklaşım olduğu bulunmuştur. Bu araştırma yalnızca atık su arıtma tesisi atık aktif çamurundan biyogaz üretimini başarılı şekilde arttırmamış, ayrıca kentsel organik atık(rn. SA) yönetimi ve kullanımı için yeni bir yaklaşım da sunmuştur.

Sonuçlar sistemin ölçeğini bytmek ve gelecekte endüstriyel uygulamalarda kullanılmak üzere değerli bilgiler sağlamıştır. Dahası, bu araştırmadan ilerleyen optimize edilmiş biyogaz üretim işlemi, yenilenebilir enerji geliştirmeyi hedefleyen diğer belediyeler için de ilgi odağı olacaktır. Bazı entegre atık su arıtma tesisleri üzerine yoğunlaşmış çalışmalara destek olacaktır. Deneylerin gerçekleştirilmesi, bazı işletme parametrelerinin detaylandırılmasıyla anaerobik birlikte rtme alanı üzerine gelecekteki araştırmalar için faydalı olacaktır.

## Gelecekteki Çalışmalar İçin Öneriler

Sebze atığı(SA)'nın büyükbaş hayvan gübresi(BHG)'ne göre daha fazla biyogaz üretimi gösterdiği bulunmuştur. SA'nın atık su arıtma tesisi çamuruyla(atık aktif çamur) birlikte çürütülmesi son 5 yılda daha fazla ilgi kazanmıştır. Bu tez araştırması SA'nın eklenmesiyle anaerobik birlikte çürütme üzerine temel bilgiler sağlamıştır.

Ancak, atık su arıtma tesisi atık aktif çamurunun diğer atıklar (Örneğin büyükbaş hayvan gübresi, BHG) eklenerek birlikte çürütülmesiyle karşılaştırıldığında, SA'nın birlikte çürütülmesini daha iyi anlamak için gelecekte daha fazla özel araştırmayı gerektirmektedir.

Yalnızca bu proje değil diğer araştırmacılar tarafından da, laboratuvar ya da pilot ölçekli anaerobik incelemeler öncesinde yürütülmek üzere, ekonomik, pratik ve güvenilir laboratuvar ölçekli kesikli BMP testleri önerilmektedir. İçerik karakterizasyonu ve ek substrat karışım oranları(SIR oranı) testler aracılığıyla kolayca değerlendirilebilir. Elde edilen bilgiler gerçek ölçekli incelemelerdeki çürütücülerin işletilmesinde tesislerin başarısız işletilmesine yol açan koşulları minimize edebilir.

Laboratuvar ölçekli sürekli akışlı birlikte çürütmeyi etkileyen OLR, HRT ve sıcaklık(mezofilik) dahil çeşitli işletimsel parametreler Bölüm 4'de belirlenerek incelenmiştir. Ancak, tam ölçekli uygulamalar için, daha ileri ve kapsamlı pilot ölçekli değerlendirmelerin yürütülmesi tesis ölçeğini büyütmede detaylı işletimsel bilgi elde etmek için gereklidir. Genel olarak, Bölüm 4'te tartışılan çalışmadan elde edilen sonuçlar ve Bölüm 2-3'teki literatür incelemesine dayanarak, termofilik şartlarda çalışılmak istendiği takdirde istikrarlı ısıtma sistemleriyle birlikte ısıya dayanıklı maddelerden(örn. cam veya paslanmaz çelik) yapılmış çürütücüler gerekli olacaktır. Yakın zamanda, iki aşamalı çürütmede geleneksel iki fazlı çürütmeye göre genel HRT daha düşük ve organik ayırma etkinliği daha fazla olarak düşünüldüğü için, iki aşamalı sistemlerde anaerobik sindirimi değerlendirme ilgisi artmaktadır. İki aşamalı sindirim sistemlerinde, hidroliz ve asetojenez ilk aşamada, metanojenez ise ikinci aşamada meydana gelir. Performans açısından iki aşamalı strateji daha iyi bir sistem olarak gösterilmiş olsa da, işletimsel karmaşıklığı nedeniyle tam ölçekli uygulamalarda yaygın olarak kullanılmamaktadır. Bu nedenle, gelecekteki SA'nın birlikte çürütülmesini optimize etmek için hidroliz/asetojenez ve metanojenezde HRT ve OLR'nin ayrılması ve optimizasyonuna izin veren iki aşamalı anaerobik birlikte çürütme sisteminin yürütülmesi önerilmiştir.

Bu araştırmada, değerli sonuçlar elde edilmek amacıyla birçok sayıda deneyler yürütüldü.

Ancak, deneysel veriyi birleştirmek ve gelecekteki ölçek büyütme uygulamalarını geliştirmek için, sürekli akışlı çürütme sürecini simüle etmek için modellerin gelecekte geliştirilmesi gerekmektedir. Ek olarak, anaerobik çürütmenin zamana bağlı bir işlem olması ve isabetli kinetik değerlendirme ve modelleme için yeterli deneysel veri ve sonuçlar elde etmek için genellikle uzun deneysel süreler(genellikle 40 günden fazla) gerektirmektedir. Bundan dolayı teknolojik yenilikler kullanılarak sistemin otomasyon sistemiyle otomatik beslenmesi ve örneklemelerin alınmasını sağlayan sistemler fayda sağlayacaktır.



## KAYNAKLAR

- Abu-Dahrieh, J., Orozco, A., Groom, E., Rooney, D.** (2011). Batch and continuous biogas production from grass silage liquor. *Bioresource Technology*, 102, 10922–10928
- Abudi, Z.N., Hu, Z., Sun, N., Xiao, B., Rajaa, N., Liu, C., Guo, D.** (2016). Batch anaerobic co-digestion of OFMSW (organic fraction of municipal solid waste), TWAS (thickened waste activated sludge) and RS (rice straw): Influence of TWAS and RS pretreatment and mixing ratio. *Energy*, 107, 131-140.
- Acaroğlu M., ve Ültanır M. Ö.** (2000). Türkiye’de Biyokütle (Biomass) Enerji Potansiyeli ve Değerlendirilmesi İçin Öneriler, *Türkiye 8. Enerji Kongresi*, WEC-TNC, Ankara-ODTÜ activity assays. *Water Research*, 22(3), 365-372.
- Ahrens T., and Weiland P.** (2006). Electricity production from agriculture wastes through volarization of biogas. In LENS, P., HAMELERS B., HOITINK H. and BIDLINGMAIER W. (Edits) Resource recovery and reuse in organic solid waste management. IWA publishing, 395-410, London.
- Alatrisme-Mondragon, F., Samar, P., Cox, H.H., Ahring, B.K., Iranpour, R.** (2006). Anaerobic codigestion of municipal, farm and industrial organic wastes: a survey of recent literature. *Water Environ. Res.* 78, 607–636.
- Alatrisme, M., and Felipe, S.** (2006). Anaerobic codigestion of municipal, farm, and industrial organic wastes: a survey of recent literature. *Water Environ. Res.* 78: 607–636.
- Alexandrov, G. A.** (2008). Forest growth in the light of the thermodynamic theory of ecological 466 systems. *Ecological Modelling*, 216: 102– 106.
- Al-Jarrah, O., and Abu-Qdais, H.** (2006). Municipal Solid Waste Landfill Siting Using Intelligent System. *Waste Management*, Volume: 26, Issue: 3, pp:299.
- Alkaya, E.** (2008). Biorefining of Sugar Beet Processing Wastes by Anaerobic Biotechnology: Waste Stabilization and Bioproduct Formation. Middle East Technical University (Yüksek Lisans Tezi), 114 s, Ankara.
- Alkaya, E., and Demirer, G.N.** (2011). Anaerobic mesophilic co-digestion of sugar-beet processing wastewater and beet-pulp in batch reactors. *Renewable Energy*, 36: 971-975.
- Andriamanohiarisoamanana, F.J., Saikawa, A., Tarukawa, K., Qi, G., Pan, Z., Yamashiro, T., Iwasaki, M., Ihara, I., Nishida, T., Umetsu, K.** (2017). Anaerobic co-digestion of dairy manure, meat and bone meal, and crude glycerol under mesophilic conditions: Synergistic effect and kinetic studies. *Energy Sustain. Dev.* 40, 11-18.
- Angelidaki, I., Ellegaard, L., and Ahring, B.K.** (2003). Codigestion of manure and organic waste in centralized biogas plants. *Appl. Biochem. Biotech.*, 109: 95-105.
- Angelidaki, I., Chen, X., Cui, J., Kaparaju, P. and Ellegaard, L.** (2006). Thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic fraction of household municipal solid waste: Start-up procedure for continuously stirred tank reactor. *Water Research*, 40, 2621-2628.
- Angın, İ.** (2008), Arıtma Çamurlarının Fiziksel ve Kimyasal Toprak Düzenleyicisi Olarak Kullanımı. *Atatürk Üniversitesi (Doktora Tezi)*, 97 s, Erzurum.
- Anhuradha, S., Vijayagopal, V., Radha, P. and Ramanujam, R.** (2007). Kinetic studies and anaerobic co-digestion of vegetable market waste and sewage sludge. *Clean-Soil, Air, Water*, 35: 197-199.

- ASTM, E1196-92.** (1992). Standard Test Method for Determining the Anaerobic Biodegradation Potential of Organic Chemicals. American Society for Testing and Materials, West Conshohocken, PA.
- Aydın, S.** (2004). Atıksu Arıtma Tesisi Çamurlarının Değişik Amaçlarla Kullanımının Araştırılması. *İstanbul Üniversitesi* (Doktora Tezi), 112 s, İstanbul.
- Ayvaz, Z.** (2000). Atıksu Arıtma Çamurlarının Değerlendirilmesi. *ÇEVKOR dergisi*, 9 (35): 3-12.
- Bailey J.E. ve Ollis D.F.** (1986). *Biochemical Engineering Fundamentals*, International edition, Mc Graw Hill Inc.
- Bişgin, T.** (2006). Renk ve Ağırmetallerin Anaerobik Sistemde KOİ giderimine Toksik etkilerinin İncelenmesi. *Cumhuriyet Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü* (Yüksek Lisans Tezi), 110 s, Sivas.
- Bolzonella, D., Battistoni, P., Susini, C. And Cecchi, F.** (2006). Anaerobic codigestion of waste activated sludge and OFMSW: the experiences of Viareggio and Treviso plants (Italy). *Water Science & Technology*, 53 (8), 203-211.
- Borja R., Charles J., Banks Z.W., Mancha A.** (1998). Anaerobic Digestion Of Slaughterhouse Wastewater Using A Combination Sludge Blanket And Filter Arrangement In A Single Reactor. *Bioresource Technology*, 65, 125-133.
- Borowski, S., Boniecki, P., Kubacki, P., Czyzowska, A.** (2018). Food waste co-digestion with slaughterhouse waste and sewage sludge: Digestate conditioning and supernatant quality. *Waste Management*, 74, 158–167.
- Bouallagui, H., Cheikh, R. B., Marouani, L. and Hamdi, M.** (2003). Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester. *Bioresource Technology*, 86, 85-89.
- Braun, R. and Wellinger, A.** (2005). Potential of Co-Digestion. Task 37-Energy from biogas and landfill gas. IEA Task Group T 37.
- Bushwell, A.M. and Mueller, H.F.** (1952). Mechanisms of methane fermentation. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 44, 550.
- Caffaz, S., Bettazzi, E., Scaglione, D. and Lubello, C.** (2008). An integrated approach in a municipal WWTP: anaerobic codigestion of sludge with organic waste and nutrient removal from supernatant. *Water Science and Technology*, 58 (3), 669-676.
- Callaghan, F.J., Wawe, D.A.J., Thayanithy, K. and Forster, C.F.** (1999). Codigestion of waste organic solids: Batch studies. *Bioresource Technology*, 67, 117-122.
- Carucci, G., Carrasco, F., Trifoni, K., Majone, M. and Beccari, M.** (2005). Anaerobic digestion of food industry wastes: effect of co-digestion on methane yield. *Journal of Environmental Engineering*, 131, 1037-1045.
- Chen, Y., Cheng, J.J. and Creamer, K.S.** (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology*, 99, 4044–4064.
- Chynoweth, D.P., Turick, C.E., Owens, J.M., Jerger, D.E. and Peck, M.W.** (1993). Biochemical methane potential of biomass and waste feedstocks. *Biomass and Bioenergy*, 5 (1), 95-111.
- Comino, E., Rosso, M. and Riggio, V.,** (2009). Development of a pilot scale anaerobic digester for biogas production from cow manure and whey mix. *Bioresource Technology* 100, 5072-5078.
- Çinar, S., Onay, T. T. and Erdinçler, A.** (2004). Co-disposal alternatives of various municipal wastewater treatment-plant sludges with refuse. *Advances in Environmental Research*, 8, 477-482.
- Çoban, A.** (2009). Tekstil Atıksularının Anaerobik Arıtımı (Renk ve KOİ Giderimi). *Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü* (Yüksek Lisans Tezi), İstanbul.



- Dai, X., Duan, N., Dong, B., Dai, L.** (2013). High-solids anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste in comparison with mono digestions: stability and performance. *Waste Manage.* 33 (2), 308–316.
- Davidsson, A., Appelqvist, B., Gruvberger, C. and Hallmer, M.** (2007). Anaerobic digestion potential of urban organic waste: a case study in Malmö. *Waste Management Research*, 25, 162-169.
- De Baere, L.** (2000). Anaerobic digestion of solid waste: state-of-the-art. *Water Science and Technology*, 4 (3), 283-290.
- Debik, E., Manav, N., Coşkun, T.** (2008). Biyolojik Temel İşlemler Ders Notları, *Yıldız Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü*, İstanbul.
- De La Rubia, M.A., Raposo, F., Rincon, B. and Borja, R.** (2009). Evaluation of the hydrolytic-acidogenic step of a two-stage mesophilic anaerobic digestion process of sunflower oil cake. *Bioresource Technology*, 100, 4133-4138.
- Demirbaş, A.** (2001). Biomass resource facilities and biomass conversion processing for fuels and chemicals. *Energy Conversion and Management*, 42, 1357-1378.
- Demirel, D. and Yenigün, O.** (2002). Two-phase anaerobic digestion processes: a review. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 77, 743-755.
- Demirer, G.N., Duran, M., Ergüder, T.H., Güven, E., Ugurlu, Ö. and Tezel U.** (2000). Anaerobic treatability and biogas production potential studies of different agro-industrial wastewaters in Turkey. *Biodegradation*, 11, 401-405.
- Demirer, G.N., Duran, M., Güven, E., Ugurlu, O., Ergüder, T.H. Tezel, U., Şen, S., Korkusuz, E.A. ve Varolan, N.** (2001). Organik Atıklardan Anaerobik Yöntemlerle Biyogaz Eldesi, *Türkiye’de Uygulanabilirlik. Yenilenebilir Enerji Kaynakları Sempozyumu*, 18–20, Ocak, İzmir, 99–105.
- Demirer, G.N. and Othman, M.** (2008). Two-phase thermophilic acidification and mesophilic methanogenesis anaerobic digestion waste-activated sludge. *Environmental Engineering Science*, 25 (9), 1291-1299.
- Demirer, G.N. and Chen, S.** (2005). Two-phase anaerobic digestion of unscreened dairy manure. *Process Biochemistry*, 40, 3542-3549.
- Deublein, D. and SteinHauser, A.** (2008). Biogas from Waste and Renewable Resources. *Wiley-Vch Verlag GmbH&Co. KGaA Publications*, Germany, 443 ss.
- Dirkse, E.H.M.** (2007). Biogas Upgrading using the DMT TSPWS Technology, report page 2-12 DMT environmental Tech.
- Du, X., Tao, Y., Li, H., Liu, Y., Feng, K.** (2019). Synergistic methane production from the anaerobic co-digestion of *Spirulina platensis* with food waste and sewage sludge at high solid concentrations. *Renewable Energy*, 142, 55-61.
- Dumlu, L.** (2011). Evsel Atıksu Arıtma Tesisi Çamurları ile Termokimyasal Ön Arıtım Uygulanmış Lignoselülozik Atıkların Birlikte Anaerobik Parçalanabilirliğinin Değerlendirilmesi. *Akdeniz Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü (Yüksek Lisans Tezi)*, 213 s, Antalya.
- Eleazer, W.E., Odle, W.S., Wang, Y.-S. and Barlaz, M.A.** (1997). Biodegradability of municipal solid waste components in laboratory scale landfills. *Environmental Science & Technology*, 31: 911–917.
- El-Mashad, H. M. and Zhang, R.** (2007). Co-digestion of food waste and dairy manure for biogas production. *Transaction of the asabe.* 50: 1815-1821.
- EPDK (Enerji Piyasası Düzenleme Kurumu)**, (2009). Mevzuat, Kurul Kararları. Petrol Piyasası. Petrol Piyasası Kurul Kararları. <http://www.epdk.gov.tr/mevzuat/kurul/petrol.htm>
- Ergüder, T. H., Güven, E., Demirer, G. N.** (2000). Anaerobic Treatment of Olive Mill Wastes in Batch Reactors, *Process Biochemistry*, 36, 243–248.

- Ergüder, T.H., Tezel, U., Güven, E. and Demirer, G. N.** (2001). Anaerobic biotransformation and methane generation potential of cheese whey in batch and UASB reactors. *Waste Management*, 21, 643-650.
- Estevez, M.M., Linjordet, R., Morken, J.** (2012). Effects of steam explosion and co-digestion in the methane production from *Salix* by mesophilic batch assays. *Bioresour. Technol.*, 104, 749–756.
- Feng, L., Wang, H., Chen, Y. and Wang, Q.** (2009). Effect of solids retention time and temperature on waste activated sludge hydrolysis and short-chain fatty acids accumulation under alkaline conditions in continuous-flow reactors. *Bioresource Technology*, 100, 44-49.
- Fernandez, A. Sanchez, A. and Font, X.,** (2005). Anaerobic co-digestion of asimulated organic fraction of municipal solid wastes and fats of animal and vegetable origin. *Biochemical Engineering Journal*, 26: 22–28.
- Fernández, J., Pérez, M. and Romero, L.I.** (2010). Kinetics of mesophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid wastes: Influence of initial total solid concentration. *Bioresource Technology*, 101, 6322-6328.
- Filibeli, A.** (1998). Arıtma Çamuru Tanımı ve Çamur Kaynakları, Arıtma Çamurlarının işlenmesi, *Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Basım Ünitesi*, İzmir, 1 – 25.
- Filik, İşçen C.** (2006). Eskisehir’de Yer Alan Tarıma Dayalı Sanayilere Ait Yüksek Organik Madde İçerikli Atıksuların Anaerobik Aritilabilirliklerinin ve Metan Üretim Potansiyellerinin Arastırılması, *Eskisehir Osmangazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı*.
- Fujikawa, H.** (2011). Application Of New Logistic model to microbial growth predicition in food. *Biocontrol Science*, 16 (2), 47-54.
- Gallert, C. and Winter, J.** (1997). Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic waste: effect of ammonia on glucose degradation and methane production. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 48, 405-410.
- Gannoun, H., Othman, N.B., Bouallagui, H. and Moktar, H.** (2007). Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of olive mill wastewaters and abattoir wastewaters in an upflow anaerobic filter. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 46, 6737-6743.
- Garcia, M.L. and Angenent, L.T.** (2009). Interaction between temperature and ammonia in mesophilic digesters for animal waste treatment. *Water Research*, 43, 2373-2382.
- Gaudy, A.F. and Gaudy E.T.** (1980). Microbiology for enviromental scientists and engineers, *McGraw-Hill*, Newyork.
- Gavala, H.N., Skiadas, I., Nikolaos, V., Bozinis, A. ve Lyberatos, G.** (1996). Anaerobic codigestion of agricultural industries wastewaters. *Water Sci. Technol.* 34: 67–75.
- Gelegenis, J., Georgakakis, D., Angelidaki, I., Christopoulou, N. and Goumenaki, M.** (2007). Optimization of biogas production from olive-oil mill wastewater, by codigesting with diluted poultry-manure. *Applied Energy*, 84, 646-663.
- Gerardi, M.H.** (2003). The Microbiology of Anaerobic Digesters, *A John Wiley & Sons, Inc. Publication*, USA.
- Gnanapragasam G., Senthilkumar M., Arutchelvan V., Velayutham T., Nagarajan S.** (2011). Bio-kinetic analysis on treatment of textile dye wastewater using anaerobic batch reactor. *Bioresource Technology*, 102, 627–632.
- Gomez, X., Cuetos, M. J., Cara, J., Moran, A. and Garcia, A. I.** (2006). Anaerobic codigestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes. Condition for mixing and evaluation of the organic loading rate. *Renewable Energy*. 31, 2017-2024.

- Gökçek, Ö.B.** (2016). Melas Atığı ve Endüstriyel Atıksu Karışımının Anaerobik ve Membran Hibrit Sistemle Artırılabilirliği, *Cumhuriyet Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü* (Doktora Tezi), 145 s, Sivas.
- Grady, C.P.L., Daigger, G.T. and Lim, H.C.** (1999). Biological wastewater treatment, 2nd edition, *Marcel Dekker*, New York, USA.
- Grimberg, S., Hilderbrandt, D., Kinnunen, M., Rogers, S.** (2015). Anaerobic digestion of food waste through the operation of a mesophilic two-phase pilot scale digester assessment of variable loadings on system performance. *Bioresour. Technol.* 178, 226–229.
- Gujer, W. and Zehnder, A.J.B.** (1983). Conversion process in anaerobic wastewater treatment, *Wat. Sci. Tech.*, 15: 127-167.
- Gunaseelan, V.N.** (2004). Biochemical methane potential of fruits and vegetable solid waste feedstocks. *Biomass and Bioenergy*, 26, 389-399.
- Gustavsson, M.** (2000). Biogas Technology-Solution in search of its problem. *Göteborg University*, Göteborg.
- FAOUN (Food and Agriculture Organization of the United Nations).** (2005). Biogas [www.fao.org/sd/EGdirect/EGre0022.htm](http://www.fao.org/sd/EGdirect/EGre0022.htm).
- Haandel, A.C. And Lettinga, G.** (1994). Anaerobic Sewage Treatment. *John Wiley & Sons Ltd*. England, 226.
- Halalsheh, M., Sawajneh, Z., Zu'bi, M., et al.** (2005). Treatment of strong domestic sewage in a 96 m<sup>3</sup> UASB reactor operated at ambient temperatures: Two-stage versus single-stage reactor. *Bioresour. Technol.* 96, 577-585.
- Ham, R.K.** (1993). Overview and implications of US sanitary landfill practice. *Air and Waste.* 43, 178–190.
- Hansen, K.H., Angelidaki, I. and Ahring, B.K.** (1998). Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia. *Water Research*, 32(1), 5-12.
- Hansen, T.L., Schmidt, J.E., Angelidaki, I., Marca, E., Jansen, J., Mosbæk, H. and Christensen, T.H.** (2004). Method of determination of methane potentials of solid organic waste. *Waste Management*, 24, 393-400.
- Harada, H., Uemura, S. and Momomi, K.** (1994). Interactions between sulphate-reducing bacteria and methane-producing bacteria in UASB reactors fed with low strength wastes containing different levels of sulphate. *Water Res.*, 32, 355–367.
- Hatunoğlu, E.E.** (2010). Biyoyakıt Politikalarının Tarım Sektörüne Etkileri. Uzmanlık Tezi, *Devlet Planlama Teşkilatı*, Ankara, ss:185.
- Henze, M. and Harremoës, P.** (1983). Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors, A literature review. *Water Science and Technology*, 15: 1-10.
- Heo, N.H., Park, S.C. and Kang, H.** (2004). Effects of mixture ration and hydraulic retention time on single-stage anaerobic codigestion of food waste and waste activated sludge. *Journal of Environmental Science and Health*, A39 (7), 1739-1756.
- İleri, R.** (2000). Çevre Biyoteknolojisi. Sakarya Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü, Adapazarı. s.s 661.
- İşçi, A. and Demirer, G.N.** (2007). Biogas production potential from cotton wastes. *Renewable Energy*, 32, 750-757.
- Jawed, M. and Tare, V.** (1999). Microbial composition assessment of anaerobic biomass through methanogenic activity tests. *Water SA*, 25 (3), 345-350.
- Jeon, E-J, Bae, S-J, Lee, D-H., Seo, D-C., Chun, S-K, Lee, N. H., and Kim J. Y.** (2007). Methane generation potential and biodegradability of MSW components. 164 Proceedings Sardinia 2007, *Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.

- Johnson, E.A.** (1999). Anaerobic Fermentations, Manual of Industrial Microbiology and Biotechnology, 830s.
- Kafle G.K., Kim S.H.** (2013). Anaerobic treatment of apple waste with swine manure for biogas production: Batch and continuous operation, *Applied Energy*, 103, 61–72.
- Kamm, B. and Kamm, M.** (2004). Principle of biorefineries. *Appl. Microbiol Biotechnol.*, 64, 137-145.
- Kaparaju, P. L.N. and Rintala, J.A.** (2006). Thermophilic anaerobic digestion of industrial orange waste. *Environmental Technology*, 27, 623-633.
- Kaparaju, P., Buendia, I., Ellegaard, L. and Angelidakia, I.** (2008). Effects of mixing on methane production during thermophilic anaerobic digestion of manure: Lab-scale and pilot-scale studies. *Bioresource Technology*, 99, 4919-4928.
- Karaosmanoğlu, F.** (2006). Biyoyakıt Teknolojisi ve İTÜ araştırmaları, *İTÜ Enerji Çalıştayı ve Sergisi*, İstanbul.
- Kayhanian, M.** (1999). Ammonia inhibition in high-solids biogasification: An overview and practical solutions. *Environ. Technol.*, 20, 355–365.
- Kelleher, M.** (2007). Anaerobic Digestion Outlook for MSW Streams. *BioCycle*, 48(8), p.51.
- Khanal, S.K.** (2008). Anaerobic Biotechnology for Bioenergy Production: Principles and Applications. *A John Wiley & Sons, Ltd. Publications*, USA, 299 pp.
- Kim, D. and Oh, S.** (2011). Continuous high-solid anaerobic co-digestion of organic solid wastes under mesophilic conditions. *Waste Management*, 31, 1943-1948.
- Kim, H.W., Han, S.K., Shin, H.S.** (2003). The optimisation of food waste addition as a co-substrate in anaerobic digestion of sewage sludge, *Waste Manage. Res*, 21, 515-526.
- Kim, H., Nam, J. and Shin, H.** (2011). A comparison study on the high-rate co-digestion of sewage sludge and food waste using a temperature-phased anaerobic sequencing batch reactor system. *Bioresource Technology*, 102, 7272-7279.
- Koby M., Demircioglu N.** (1993). Şlempenin anaerobik arıtımı ve biyogaz üretimi, *İ.T.Ü.*, 51(2), 36-40.
- Koch, K., Plabst, M., Schmidt, A., Helmreich, B., Drewes, J.E.** (2016). Co-digestion of food waste in a municipal wastewater treatment plant: Comparison of batch tests and full-scale experiences. *Waste Management*, 47, 28–33.
- Komatsu T., Kudo K., Inoue Y. and Himeno S.** (2007). Anaerobic codigestion of sewage sludge and rice straw. *Conference, Proceedings on Moving Forward 165 Wastewater Biosolids Sustainability: Technical, Managerial, and Public Synergy*, New Brunswick, 24-27 Jun.
- la Cour Jansen, J., Gruvberger, C., Hanner, N., Aspegren, H. and Svärd, Å.** (2004). Digestion of sludge and organic waste in the sustainability concept for Malmö, Sweden. *Water Science and Technology*, 49 (10), 163-169.
- Lahoz, C.G., Gimenez BF., Herruzo, F.G., Marato, JM.R., Alonso, CV.** (2007). Biomethanization of mixture of fruits and vegetables solid wastes and sludge from a municipal wastewater treatment plant. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 42, 481-487.
- Levis, J.W. vd.** (2010). Assessment of the state of food waste treatment in the United States and Canada. *Waste management* (New York, N.Y.), 30(8-9), pp.1486-94. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20171867>.
- Li, C.** (2012). Using anaerobic co-digestion with addition of municipal organic wastes and pre-treatment to enhance biogas production from wastewater treatment plant sludge. *Queen's University Department of Civil Engineering* (Doctoral Thesis), 285 p, Kingston, Ontario, Canada.

- Li, M. Y., Sun, X. M., Zhao, G. M., Huang, X. Q., Zhang, J. W., Tian, W., Zhang, Q. H.** (2013). Comparison of mathematical models of lactic acid bacteria growth in vacuum packaged raw beef stored at different temperatures. *Journal of Food Science*, 78: 600–604.
- Li, Y. Y., Sasaki, H., Yamashita, K., Seki, K. and Kamigochi, I.** (2002). High-rate methane fermentation of lipid-rich food wastes by a high-solids co-digestion process. *Water Science and Technology*, 45 (12), 143-150.
- LIFE 03 TCY/TR/000061.** Exploitation of agricultural residues in Turkey. University of Çukurova. Faculty of Agriculture, Department of Agricultural Machinery 687 pp.
- Lin, C.Y., and Chen, C.C.** (1999). Effect of Heavy Metals on the Methanogenic UASB Granule. *Wat. Res.*, Vol 33, 2, 409-416.
- Lin K.C., Yang.Z.** (1991). Technical Review on the UASB Process. *Intern. J.Environmental Studies*. 39, 203-222.
- Lin, Y., Wang, D., Liang, J., Li, G.** (2012). Mesophilic anaerobic co-digestion of pulp and paper sludge and food waste for methane production in a fed-batch basis. *Environ. Technol.*, 33, 2627–2633.
- Liu, T. and Sung, S.** (2002). Ammonia inhibition on thermophilic aceticlastic methanogens. *Water Sci. Technol.*, 45, 113–120.
- Llabres-Luengo, P., Mata-Alvarez, J.** (1987). Kinetic study of the anaerobic digestion of straw-pig manure mixture, *Biomass*, 14, 129-142.
- Lo, H.M., Kurniawan, T.A., Sillanpää, M.E.T., Pai, T.Y., Chiang, C.F., Chao, K.P., Liu, M.H., Chuang, S.H., Banks, C.J., Wang, S.C., Lin, K.C., Lin, C.Y., Liu, W.F., Cheng, P.H., Chen, C.K., Chiu, H.Y. and Wu, H.Y.** (2010). Modeling biogas production from organic fraction of MSW co-digested with MSWI ashes in anaerobic bioreactors. *Bioresource Technology*, 101 (16), 6329-6335.
- Lu, Z., Zhang, L., Lu, F., Bie, X., Yu, Z.** (2007). Model of microbial growth on fresh-cut lettuce treated with chlorinated water during storage under different temperatures. *Journal of Food Process Engineering*, 29, 106–118.
- Luste, S., Luostarinen, S.** (2010). Anaerobic co-digestion of meat-processing by-products and sewage sludge – effect of hygienization and organic loading rate. *Bioresour. Technol.*, 101, 2657–2664.
- Mata-Alvarez, J. and Llabres S.M.P.** (2000). Anaerobic co-digestion of solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology*. 74, 3-16.
- Mata-Alvarez, J.** (2003). Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste, *IWA Publishing*, London, UK.
- Mata-Alvarez, J., Dosta, J., Mace, S. and Astals, S.** (2011). Codigestion of solid wastes: A review of its uses and perspectives including modeling. *Critical Reviews in Biotechnology*, 31 (2), 99-111.
- Metcalf ve Eddy,** (2004). Wastewater Engineering Treatment and Reuse, *Tata McGraw-Hill*, New Delhi.
- Meynell, P.J.** (1976). Methane planning a digester, *Prism pres*, Dorchester. London.
- Miller, J.W., Swartzbaugh, J.T., Wiles C.C.** (1978). Fuel production from organic residue: sludge mixtures. *AIChE Symposium Series*, 74, 117-122.
- Misi, S. and Foster, C.** (2001). Batch co-digestion of multicomponent agro-wastes. *Biores. Tech.*, 80, 5–8.
- Mladenovska, Z., Dabrowski, S. and Ahring, B.K.** (2003). Anaerobic digestion of manure and mixture of manure with lipids: biogas reactor performance and microbial community analysis. *Water Science and Technology*, 48 (6), 271-278.
- Montusiewicz, A., Lebiocka, M.** (2011). Co-digestion of intermediate landfill leachate



and sewage sludge as a method of leachate utilization. *Bioresour. Technol.*, 102, 2563–2571.

- Mottet, A., Francois, E., Lartille E., Steyer J.P., Deleris S., Vedrenne F. and Carrere H.** (2010). Estimating anaerobic biodegradability indicators for waste activated sludge. *Chemical Engineering Journal*, 160, 488-496.
- Murto, M., Björnsson, L. and Mattiasson B.** (2004). Impact of food industrial waste on anaerobic co-digestion of sewage sludge and pig manure. *Journal of Environmental Management*, 70 (2), 101-107.
- Nakakubo, R., Moller, H.B., Nielsen, A.M. and Matsuda, J.** (2008). Ammonia inhibition of methanogenesis and identification of process indicators during anaerobic digestion. *Environmental Engineering Science*, 25 (10), 1487-1495.
- Nosrati, M., Shojaosadati, S.A., Sreekrishnan, T.R. and Mukhopadhyay, S.N.** (2004). Inhibition of thermophilic anaerobic digestion of waste food by long chain fatty acids and propionate. *Iranian Journal of Biotechnology*, 2 (4), 261-268.
- Obiukwu, O.O. and Nwafor, M.O.** (2016). Comparative evaluation of batch and continuous process biogas production from animal wastes. *International Journal of Ambient Energy*, 37, 29-35.
- Ostrem, K. & Themelis, Nickolas J.** (2004). Greening Waste: Anaerobic Digestion for Treating The Organic Fraction Of Municipal Solid Wastes. Available at: [http://www.seas.columbia.edu/earth/wtert/sofos/Ostrem\\_Thesis\\_final.pdf](http://www.seas.columbia.edu/earth/wtert/sofos/Ostrem_Thesis_final.pdf)
- Owen, W.F., Stuckey, D.C., Jr. Healy, J.B., Young, L.Y. and McCarty P.L.** (1979). Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity. *Water Research*, 13, 485-492.
- Owens, J.M., Chynoweth, D.P.** (1993). Biochemical methane potential of municipal solid waste components, *Water Science & Technology*, 27, 1-14.
- Öztürk, E.** (2007). Peyniraltı suyunun anaerobik arıtma çamuru reaktöründe arıtımında en uygun koşulların belirlenmesi. *Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü (Yüksek Lisans Tezi)*, 113 s, Ankara.
- Öztürk, İ.** (1999). Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları. *İTÜ İnşaat Fakültesi*, 320ss.
- Öztürk, İ.** (2007). Anaerobik Arıtma ve Uygulamaları. *Su Vakfı Yayınları*, İstanbul, 479 ss.
- Palatsi, J., Vinas, M., Guivernau, M., Fernandez, B. and Flotats, X.** (2011). Anaerobic digestion of slaughterhouse waste: Main process limitations and microbial community interactions. *Bioresource Technology*, 102, 2219-2227.
- Palmisano, A.C. & Barlaz, Morton A.** (1996). Microbiology of solid waste, *CRC Pres*, 240 p.
- Parawira, W., Read, J.S., Mattiasson, B. and Björnsson, L.** (2008). Energy production from agricultural residues: High methane yields in pilot-scale two-stage anaerobic digestion. *Biomass and Bioenergy*, 32, 44-50.
- Park, N.D., Thring, R.W., and Helle, S.S.** (2012). Comparison of methane production by co-digesting fruit and vegetable waste with first stage and second stage anaerobic digester sludge from a two stage digester. *Water Science and Technology*, 65 (7), 1252-1257.
- Park, Y., Hong, F., Cheon, J., Hidaka, T. and Tsuno, H.** (2008). Comparison of thermophilic anaerobic digestion characteristics between single-phase and two-phase systems for kitchen garbage treatment. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 105 (1), 48-54.
- Parkin, G. F. ve Owen, W. F.** (1986). Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater sludges. *J. Environ. Eng.*, 112, 867–920.

- Pavan, P. Bolzonella, D. Fatone, F. ve Mata-Alvarez, J.** (2005). Thermophilic anaerobic co-digestion of agro-waste and waste activated sludge: Influence of the organic loading rate. In: *Proceedings of the Fourth ISAD-SW*, 29 August–1 September, Copenhagen.
- Pérez-Elvira, S.I., Fdz-Polanco, M. and Fde-Polanco, F.** (2011). Enhancement of the conventional anaerobic digestion of sludge: comparison of four different strategies. *Water Science and Technology*, 64 (2), 375-383.
- Poggi-Varaldo, H.M., Valdes L., Esparza-Garcia, F. and Fernandez-Villagomez, G.** (1997). Solid substrate anaerobic co-digestion of paper mill sludge, biosolids, and municipal solid waste. *Water Sci. Technol.*, 35, 197–204.
- Pohland, F.G. and Ghosh, S.** (1971). Developments in anaerobic stabilization of organic wastes-the two-phase concept. *Environmental Letters 1*, 255-266.
- Procházka, J., Dolejš, P., Máca, J. and Dohányos, M.** (2012). Stability and inhibition of anaerobic processes caused by insufficiency or excess of ammonia nitrogen. *Bioenergy and Biofuels*, 93, 439-447.
- Ralph, M. & Dong, G.J.** (2010). Environmental Microbiology Second. *A John Wiley & Sons, Inc.*, Publication.
- Raposo, F., Borja R., Martín, M.A., Martín, A., Rubai, M.A. de la, Rincón, B.** (2009). Influence of inoculum–substrate ratio on the anaerobic digestion of sunflower oil cake in batch mode: Process stability and kinetic evaluation, *Chemical Engineering Journal*, 149, 70–77.
- Resmi Gazete 20814, 14.03.1991**, Katı Atıklar Kontrol Yönetmeliği Resmi Gazete <http://atikyonetimi.cevreorman.gov.tr/atikyonetimi/AnaSayfa/solmenu/Mevzuat.aspx?sflang=tr>
- Resmi Gazete 27533, 26.03.2010**, Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik <http://atikyonetimi.cevreorman.gov.tr/atikyonetimi/AnaSayfa/solmenu/Mevzuat.aspx?sflang=tr>
- Rittmann, B.E. and McCarty, P.L.** (2001). Environmental Biotechnology: Principles and Applications. *McGraw-Hill Book Co.*, Newyork, 570pp.
- Rizk, M.C., Bergamasco, R. and Tavares, C. R. G.** (2007). Anaerobic co-digestion of fruit and vegetable waste and sewage sludge. *International Journal of Chemical Reactor Engineering*, Vol. 5, Article A29.
- Sahu, N., Sharma, A., Mishra, P., Chandrashekhar, B., Sharma, G., Kapley, A., Pandey, R.** (2017). Evaluation of biogas production potential of kitchen waste in the presence of spices, *Waste Manage.* 70, 236-246.
- Sanchez, E., Borja, R., Weiland, P., Travieso, L., Martin, A.** (2000). Effect of temperature and pH on the kinetics of methane production, organic nitrogen and phosphorus removal in the batch anaerobic digestion process of cattle manure, *Bioprocess Eng.* 22, 247-252.
- Sarioglu M., Bisgin, T.** (2007). Removal of Maaxilon Yellow GL in a mix methanogenic anaerobic culture. *Dyes and Pigments*, 74 (3), 544-549.
- Shelton, D. R. and Tiedje, J.M.** (1984). General method for determining anaerobic biodegradation potential. *Applied and Environmental Microbiology*, 47 (4), 850-857.
- Shin, S.G., Lee, S. Lee, C., Hwang, K. and Hwang, S.** (2010). Qualitative and quantitative assessment of microbial community in batch anaerobic digestion of secondary sludge. *Bioresource Technology*, 101, 9461-9470.
- Siddiqui, Z., Horan, N.J., Salter, M.** (2011). Energy optimisation from co-digested waste using a two-phase process to generate hydrogen and methane. *Int. J. Hydrogen Energy*, 36, 4792–4799.
- Siles, J.A., Brekelmans, J., Martín, M., Chica, A.F. and Martín, A.** (2010). Impact of

- ammonia and sulphate concentration on thermophilic anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 101, 9040-9048
- Sosnowski, P., Wieczorek, A. and Ledakowicz, S.** (2003). Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. *Advances in Environmental Research*, 7, 609-616.
- Soto, M., Mendez, R. and Lema, J.M.** (1993). Methanogenic and nonmethanogenic activity tests: Theoretical basis and experimental setup. *Water Research.*, 27, 1361–1376.
- Speece, R.E.** (1996). Anaerobic Biotechnology For Industrial Wastewaters, *Archae Press*, USA, 75pp.
- Sperandei, S.** (2014). Understanding logistic regression analysis. *Biochem Med.* 24(1), 12-18.
- Steffen, R., Szolar, O. and Braun, R.** (1998). Feedstocks for anaerobic digestion, Institute for Agrobiotechnology Tulln. *University of Agricultural Sciences Vienna*.
- Stroot, P.G., McMahon, K.D., Mackie, R.I. and Raskin, L.** (2001). Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions-I. digester performance. *Water Research*, Vol. 35, No. 7, pp. 1804-1816.
- Syaichurrozi, I. and Sumardiono, S.** (2013). Predicting kinetic model of biogas production and biodegradability organic materials: biogas production from vinasse at variation of COD/N ratio. *Bioresource Technology*, 149, 390-397.
- Syaichurrozi, I., Rusdi, R., Dwicahyanto, S., Toron, Y.S.** (2016). Biogas production from co-digestion vinasse waste and tofu-processing waste water and kinetics. *Int J Renew Energy Res.* 6(3), 1057-1070.
- Tchobanoglous, G., Burton, F.L. and Stensel, H.D.** (2003). Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse, *Edited by Metcalf and Eddy*. New York.
- Toerien, D.F. and Hattingh, W.H.J.** (1969). Anaerobic digestion first the microbiology of anaerobic digestion. *Water Res.* 3, 385-416.
- TÜBİTAK MAM, Çevre ve Temiz Üretim Enstitüsü(ÇTÜE).** (2018). Sivas Belediyesi kentsel atıksu arıtma tesisi(AAT) çamurlarının bertaraf/geri kazanım yöntemleri için karakterizasyon çalışması, 37.s, Gebze, Kocaeli.
- Türker, M.** (2008). Anaerobik Biyoteknoloji ve Biyoenerji Üretimi, *ÇEVKOR*, 10, İzmir, 255 ss.
- Ubay, G.** (1993). Eysel Atıksuların Havasız Arıtımı Üzerine Bir Araştırma. *İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü* (Doktora Tezi), İstanbul.
- Umetsu, K., Yamazaki, S., Kishimoto, T., Takahashi, J., Shibata, Y., Zhang, C., Misaki, T., Hamamoto, O., Ihara, I. And Komiyama, M.** (2006). Anaerobic Co-Digestion Of Dairy Manure And Sugar Beets. *International Congress Series 1293*, 307–310.
- Vartak, D.R., Engler, C.R., Mcfarland, M.J. and Ricke, S.C.** (1997). Attached-film media performance in psychrophilic anaerobic treatment of dairy cattle wastewater. *Bioresource Technology*, 62: 79-84.
- Wang, J., Liu, X., Kao, J. and Stabnikova, O.** (2006). Digestion of pre-treated food waste in a hybrid anaerobic solid-liquid (HASL) system. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 81, 345-351.
- Wang, W., Xie, L., Chen, J.R., vd.,** (2011). Biohydrogen and methane production by co-digestion of cassava stillage and excess sludge under thermophilic condition. *Bioresour. Technol.*, 102, 3833–3839
- Ward, A.J., Hobbs, P.J., Holliman, P.J. and Jones, D.L.** (2008). Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresource Technology*, 99, 7928-7940.



- Wen, Z., Frear, C. and Chen, S.** (2007). Anaerobic digestion of liquid dairy manure using a sequential continuous-stirred tank reactor system. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 82, 758-766.
- Wilkie, A.C., Smith, P.H. and Bordeaux, F.M.** (2004). An economical bioreactor for evaluating biogas potential of particulate biomass. *Bioresource Technology*, 92, 103-109.
- Yılmaz, A.H. ve Atalay, F.S.** (2004). Çeşitli Organik Katı Atıkların Anaerobik Fermantasyonu ve Modelleme Çalışmaları, *V. Ulusal Temiz Enerji Sempozyumu*, 26-28 Mayıs, İstanbul, 619-626.
- Yong, Z., Dong, Y., Zhang, X., Tan, T.** (2015). Anaerobic co-digestion of food waste and straw for biogas production. *Renewable Energy*. 78, 527–530.
- Zaidi, A.A., RuiZhe, F., Shi, Y., Khan, S.Z., Mushtaq, K.** (2018). Nanoparticles augmentation on biogas yield from microalgal biomass anaerobic digestion. *Int. J. Hydrog. Energy*, 43(31), 14202-14213.
- Zhang, R., El-Mashad, H.M., Hartman, K., Wang, F., Liu, G., Choate, C., Gamble, P.** (2007). Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. *Bioresour. Technol.* 98, 929–935.
- Zhu, H.G., Parker, W., Conidi, D., vd.,** (2011). Eliminating methanogenic activity in hydrogen reactor to improve biogas production in a two-stage anaerobic digestion process co-digesting municipal food waste and sewage sludge. *Bioresour. Technol.*, 102, 7086–7092.
- Zupančič, G.D., Uranjek-Ževart, N. and Roš, M.** (2008). Full-scale anaerobic co-digestion of organic waste and municipal sludge. *Biomass and Bioenergy*, 32, 162-167.
- Zwietering, M.H., Jongenburger, I., Rombouts, F.M., Riet, K.V.** (1990). Modeling of the bacterial growth curve. *Journal of Applied and Environmental Microbiology*, 56 (6), 1875-1881.



## ÖZGEÇMİŞ Kişisel bilgiler

Adı Soyadı	Turgay BİŞGİN
Doğum Yeri ve Tarihi	Divriği, 01/01/1981
Medeni Durumu	Evli
Yabancı Dil	İngilizce
İletişim Adresi	SİVAS BELEDİYESİ SİBESKİ MÜD.(Şeyhşamil Mah. Emirpaşa cad. No:76/1)
E-posta Adresi	<a href="mailto:turgaybisgin@gmail.com">turgaybisgin@gmail.com</a>

## Eğitim

Lise	Sivas Kongre Lisesi, 1998
Lisans	Sivas Cumhuriyet Üniversitesi, 2004
Yüksek Lisans	Sivas Cumhuriyet Üniversitesi, 2006

## İş Tecrübesi

Gauff-Alter Consortium-Cumhuriyet Üniversitesi (Geçici)	2005
Serbest Mühendis Olarak Proje Hizmeti	2005-2007
Haselsan İnşaat ve Ticaret Ltd. Şti – Kanık İnşaat Ltd. Şti Ortak Girişimi “Sivas Su Temini ve Sağlık Projesi(LOT2) Yağmursuyu drenaj sistemi ve yanlı bağlantıların	2007-2008

ayrıştırılması inşaatı” (Saha ve Proje Müh)

Kanık İnşaat Ltd. Şti-Sivas(Merkez) 2008  
Kanalizasyon İnşaatı Şantiye Şefi

RemondisSistemyapı Sivas(Merkez) 2009  
İçme suyu Arıtma Tesisi İşletme Mühendisi

Remondis Su ve Atık su Teknolojileri 2010  
Sivas(Merkez) Atık su Arıtma Tesisi İşletme Mühendisi

SİVAS Belediyesi SİBESKİ Müdürlüğü 2010-2013  
Sivas(Merkez) Atık su Arıtma Tesisi İşletme Müdürü

SİVAS Belediyesi SİBESKİ Müdürlüğü 2013-  
Su Şebeke Şube Müdürü

### **Ödüller, Teşvikler ve Üyelikler**

TMMOB/ÇMO Üye, 2004-

### **Yayın Bilgileri**

- 1- The removal of C.I. Basic Red 46 in a mixed methanogenic anaerobic culture, Dyes and Pigments, Meltem Sarioglu, Ulusoy Bali, Turgay Bisgin
- 2- Removal of Maxilon Yellow GL in a methanojenic anaerobic culture, Dyes and Pigments, Meltem Sarioglu, Turgay Bisgin
- 3- Decolorization of Basic Red 46 and Methylene Blue by anaerobic sludge: Biotic and abiotic processes, Desalination And Water Treatment, *Meltem Sarioglu, Turgay Bisgin.*
- 4- Inhibition effects of heavy metals (copper, nickel, zinc, lead) on anaerobic sludge, Desalination And Water Treatment, *Meltem Sarioglu, Serdar Akkoyun, Turgay Bisgin.*