

**ARITMA ÇAMURLARININ ANAEROBİK
ÇÜRÜTÜLMESİNDE HİDRODİNAMİK
KAVİTASYONUN BİYOGAZ VERİMİNE ETKİSİ**

Esra DEMİR



T.C.
BURSA ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**ARITMA ÇAMURLARININ ANAEROBİK ÇÜRÜTÜLMESİNDE
HİDRODİNAMİK KAVİTASYONUN BİYOGAZ VERİMİNE ETKİSİ**

Esra DEMİR

Orcid No: 0000-0003-2158-6744

Prof. Dr. Fatma Olcay TOPAÇ

Orcid No: 0000-0002-6364-4087

(Danışman)

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

BURSA – 2019

Her Hakkı Saklıdır

TEZ ONAYI

Esra DEMİR tarafından hazırlanan “ARITMA ÇAMURLARININ ANAEROBİK ÇÜRÜTÜLMESİNDE HİDRODİNAMİK KAVİTASYONUN BİYOGAZ VERİMİNE ETKİSİ” adlı tez çalışması aşağıdaki jüri tarafından oy birliği ile Bursa Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda **YÜKSEK LİSANS TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Danışman : Prof. Dr. Fatma Olcay TOPAÇ
Orcid No: 0000-0002-6364-4087

Başkan : Prof. Dr. Fatma Olcay TOPAÇ
Bursa Uludağ Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi,
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Orcid No: 0000-0002-6364-4087

İmza

Üye : Doç. Dr. Selnur UÇAROĞLU
Bursa Uludağ Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi,
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Orcid No: 0000-0003-4888-7934

İmza

Üye : Prof. Dr. Bülent KESKİNLER
Gebze Teknik Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi,
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Orcid No: 0000-0002-1992-0232

İmza

Yukarıdaki sonucu onaylarım

Prof. Dr. Hüseyin Aksel EREN
Enstitü Müdürü
20/09/2019

Bursa Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, tez yazım kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez çalışmada;

- tez içindeki 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,
- atıfta bulunduğum eserlerin tümünü kaynak olarak gösterdiğimi,
- kullanılan verilerde herhangi bir tahrifat yapmadığımı,
- ve bu tezin herhangi bir bölümünü bu üniversite veya başka bir üniversitede başka bir tez çalışması olarak sunmadığımı

beyan ederim.

20/09/2019

Esra DEMİR

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

ARITMA ÇAMURLARININ ANAEROBİK ÇÜRÜTÜLMESİNDE HİDRODİNAMİK KAVİTASYONUN BİYOGAZ VERİMİNE ETKİSİ

Esra DEMİR

Bursa Uludağ Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Fatma Olcay TOPAÇ

Bu tez çalışmasında konserve gıda üretimi yapan bir işletmenin atıksu arıtma tesisinden alınan atık aktif çamur hidrodinamik kavitasyon sistemi ile laboratuvar ölçeğinde dezentegre edilmiştir. Optimum işletme şartlarının belirlenmesi amacıyla gerçekleştirilen dezentegrasyon işleminde 3 mm çaplı orifis plaka tercih edilerek 0,3; 0,5; 0,7 ve 0,9 olmak üzere dört farklı kavitasyon sayısında çalışılmıştır. Belirlenen optimum işletme şartlarında gerçekleştirilen hidrodinamik kavitasyonun atık aktif çamur fiziksel ve kimyasal özelliklerinde meydana getirdiği değişimlerin irdelenmesi amacıyla kavitasyon süresince belirli periyotlarla alınan numunelerde ÇKOİ, AKM, UAKM, viskozite, ÇTKN, ÇTP, çözünebilir karbonhidrat, çözünebilir protein analizleri ve mikrobiyal analizler gerçekleştirilmiştir. Hidrodinamik kavitasyonun anaerobik çürütme işlemleri öncesinde bir ön arıtma metodu olarak kullanılabilme potansiyelinin belirlenmesi amacıyla ise birbirine paralel iki adet anaerobik reaktör işletilmiştir. 20 L hacme sahip olan anaerobik reaktörlerde substrat olarak ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur kullanılmıştır. F/M oranı 3:1 olacak şekilde yükleme yapılarak mezofilik koşullarda çalışılmıştır. Katı bekletme süresi 63 gün seçilerek belirli aralıklarla alınan çamur numunelerinde pH, uçucu asit, alkalinite, KOİ, TKM, UKM, AKM ve UAKM analizleri gerçekleştirilmiştir. Günlük üretilen biyogaz miktarları ve belirli aralıklarla tespit edilen gaz kompozisyon verilerinden yola çıkılarak günlük üretilen metan gazı miktarları hesaplanmıştır.

Optimum işletme şartlarında (orifis plaka çapı:3 mm, kavitasyon sayısı 0,3) gerçekleştirilen hidrodinamik kavitasyon çalışmaları neticesinde ÇKOİ, ÇTKN, ÇTP, çözünebilir karbonhidrat ve çözünebilir protein konsantrasyonlarında belirgin bir artış, viskozite, AKM ve UAKM konsantrasyonlarında ise belirgin bir azalma meydana geldiği, *Escherichia Coli*, *Bacillus Subtilis* ve *Pseudomonas Aeruginosa* türleri için giderim oranlarının %94-%99 aralığında değiştiği tespit edilmiştir. Anaerobik çürütme çalışmaları süresince pH değerlerinin metanojenik bakterilerin optimum çalışma aralığı olan 7,8-8,2 aralığında olduğu, alkalinite değerlerinin sistem pH'sını yeterli düzeyde tamponlamaya yetecek kapasite olduğu, uçucu yağ asidi konsantrasyonlarının metanojenik bakteriler için aşılması önerilmeyen seviyeleri geçmediği açıkça ortaya konmuştur. Hidrodinamik kavitasyonun üretilen biyogaz miktarını %31, metan gazı miktarını %35 oranında arttırdığı belirlenmiştir. Hidrodinamik kavitasyon ile ön arıtmanın KOİ, TKM, AKM, UKM, UAKM giderimi üzerindeki olumlu etkileri tespit edilmiştir.

Anahtar Kelimeler: Anaerobik çürütme, çamur dezentegrasyonu, hidrodinamik kavitasyon, biyogaz verimi

2019, x + 130 sayfa

ABSTRACT

MSc Thesis

THE EFFECT OF HYDRODYNAMIC CAVITATION ON BIOGAS EFFICIENCY IN ANAEROBIC DIGESTION OF SEWAGE SLUDGES

Esra DEMİR

Bursa Uludağ University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Environmental Engineering

Supervisor: Prof. Dr. Fatma Olcay TOPAÇ

In this MSc thesis study, waste activated sludge obtained from wastewater treatment plant of a canned food production facility was disintegrated with hydrodynamic cavitation system at laboratory scale. In order to determine the optimum operating conditions for sludge disintegration, diameter of orifice plate was preferred 3 mm, and sludge disintegration was operated at four different cavitation numbers (0.3, 0.5, 0.7 and 0.9). In order to investigate the changes in physical and chemical properties of waste activated sludge caused by hydrodynamic cavitation performed under determined optimum operating conditions, soluble COD, nitrogen, phosphorus, carbohydrate and protein analyzes with SS, VSS, viscosity, and microbial analyzes were carried out in waste activated sludge samples taken at certain periods during cavitation process. In order to determine the potential of hydrodynamic cavitation as a pretreatment method before anaerobic digestion processes, two parallel anaerobic reactors were operated. In anaerobic reactors having a volume of 20 L, raw waste activated sludge and pre-treated waste activated sludge with hydrodynamic cavitation were used as substrates. F/M rate was preferred 3:1 at anaerobic digestion processes was carried out under the mesophilic conditions. The solid retention time was selected as 63 days and pH, volatile acid, alkalinity, COD, TS, VS, SS and VSS analyzes were performed in sludge samples taken at certain periods. The amounts of methane gas produced per a day was calculated by using the amounts of biogas per a day and gas composition data was determined with certain periods.

The results of hydrodynamic cavitation studies performed under the optimum operating conditions (orifice plate diameter: 3 mm, cavitation number 0.3) apparently showed that there was a marked increment at the soluble COD, nitrogen, phosphorus, carbohydrate and protein concentrations, and a significant decrease in viscosity with SS and VSS concentrations. On the other hand, it was determined that the removal rates of *Escherichia Coli*, *Bacillus Subtilis* ve *Pseudomonas Aeruginosa* ranged from 94% to 99%. It was clearly demonstrated that pH values were in the range of 7.8-8.2 which is the optimum working range of methanogenic bacteria during anaerobic digestion studies. In addition, it was determined that volatile fatty acid concentrations did not exceed levels not recommended to be exceeded for methanogenic bacteria and alkalinity values were found to be sufficient to buffer the system pH. The results also showed that there was a increment by 31% at the amount of biogas and 35% at the amount of methane gas. The positive effect of pretreatment with hydrodynamic cavitation on COD, TS, SS, VS and VSS were observed.

Key words: Anaerobic digestion, sludge disintegration, hydrodynamic cavitation, biogas yield

2019, x + 130 pages

TEŞEKKÜR

Hayatımın her anında olduğu gibi tez çalışmamın hazırlanması sürecinde de yanımda olan babaannem Şazimet DEMİR, babam Cafer DEMİR ve annem Gülcan DEMİR'e, varlıkları bana her zaman güç veren, dünyamı güzelleştiren sevgili kardeşlerim Aziz DEMİR, Bayram Arif DEMİR ve Yiğit DEMİR'e teşekkürlerimi sunarım.

Bilimin ve bilgiye ulaşmanın öneminin giderek arttığı günümüzde benim de bilime katkıda bulunmama yardımcı olan, bugüne kadar yetişmemde emeği geçen tüm hocalarıma teşekkürlerimi sunarım.

Lisans eğitimim boyunca karşılaştığım her zorlukta tecrübesi ve bilgi birikimleri ile beni yönlendiren, kullandığı her kelimenin hayatıma kattığı önemini asla unutmayacağım ve desteklerinden dolayı her zaman minnet duyacağım çok kıymetli hocam Prof. Dr. Mehmet Haluk TÜRKDEMİR'e, yüksek lisans eğitimim boyunca yönlendirme ve bilgilendirmeleri ile tez çalışmamı bilimsel temeller ışığında şekillendiren, güler yüzü ve desteğini benden hiçbir zaman esirgemeyen saygıdeğer danışman hocam Prof. Dr. Fatma Olcay TOPAÇ'a teşekkürlerimi sunarım. Tez jürimde yer alarak vermiş oldukları destek ve katkılarından dolayı kıymetli hocalarım Prof. Dr. Bülent KESKİNLER ve Doç. Dr. Selnur UÇAROĞLU'na teşekkürlerimi sunarım.

Varlıklarını her zaman yanımda hissettiğim, tez çalışmam boyunca desteklerini hiçbir zaman esirgemeyen kıymetli dostlarım Tuğba BÜRHAN, Aybike GÖKÇE, Büşra ÖZBEK, Betül YILDIRIM ve Büşra TUĞRAL'a teşekkürlerimi sunarım.

Son olarak 114Y387 nolu projeye vermiş olduğu destekten dolayı TÜBİTAK'a teşekkürlerimi sunarım.

Esra DEMİR

20/09/2019

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	ii
TEŞEKKÜR	iii
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	viii
ÇİZELGELER DİZİNİ	x
1. GİRİŞ	1
2. KURAMSAL TEMELLER ve KAYNAK ARAŞTIRMASI	3
2.1. Arıtma Çamurları	3
2.2. Çamur Stabilizasyon İşlemleri	3
2.2.1. Aerobik çürütme.....	4
2.2.2. Anerobik çürütme.....	6
2.3. Çamur Dezentegrasyon İşlemleri.....	18
2.3.1. Kimyasal dezentegrasyon işlemleri	20
2.3.2. Termal dezentegrasyon işlemleri	23
2.3.3. Biyolojik dezentegrasyon işlemleri.....	24
2.3.4. Mekanik dezentegrasyon işlemleri.....	25
3. MATERYAL ve YÖNTEM.....	33
3.1. Materyal	33
3.1.1. Atık aktif çamur	33
3.1.2. Aşı çamuru	34
3.1.3. Hidrodinamik kavitasyon sistemi.....	34
3.1.4. Anaerobik reaktörler	35
3.2. Yöntem.....	38
3.2.1. Atık aktif çamur ve aşı çamurunun karakterizasyonu.....	38
3.2.2. Atık aktif çamurun hidrodinamik kavitasyon ile ön işlemleri.....	40
3.2.3. Anaerobik reaktörlerin işletmeye alınması	42
3.2.4. İstatistiksel analizler.....	42
4. BULGULAR ve TARTIŞMA.....	46
4.1. Hidrodinamik Kavitasyon için Optimum Şartların Belirlenmesi.....	46
4.2. Hidrodinamik Kavitasyonun Atık Aktif Çamur Fiziksel ve Kimyasal Özelliklerine Etkisi	55
4.2.1. Hidrodinamik kavitasyonun atık aktif çamurun ÇKOİ konsantrasyonuna etkisi ..	56
4.2.2. Hidrodinamik kavitasyonun atık aktif çamurun katı madde içeriğine etkisi	59
4.2.3. Hidrodinamik kavitasyonun atık aktif çamurun viskozitesine etkisi	62
4.2.4. Hidrodinamik kavitasyonun atık aktif çamurun ÇTKN ve ÇTP içeriğine etkisi ..	63
4.2.5. Hidrodinamik kavitasyonun atık aktif çamurun çözünebilir protein ve karbonhidrat içeriğine etkisi.....	65
4.2.6. Hidrodinamik kavitasyonun atık aktif çamurun mikrobiyal içeriğine etkisi	69
4.3. Anaerobik Çürütme Çalışmaları	74
4.3.1. Anaerobik çürütme çalışmaları süresince pH, alkalinite ve uçucu asit verilerinde meydana gelen değişimler.....	74
4.3.2. Anaerobik çürütme çalışmaları süresince biyogaz ve metan üretim verilerinde meydana gelen değişimler.....	82
4.3.3. Anaerobik çürütme çalışmaları süresince KOİ verilerinde meydana gelen değişimler.....	91

	Sayfa
4.3.4. Anaerobik çürütme çalışmaları süresince katı madde verilerinde meydana gelen değişimler.....	95
4.4. İstatistiksel Analiz Çalışmaları	104
5. SONUÇ	110
KAYNAKLAR	116
ÖZGEÇMİŞ	129

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler	Açıklama
atm	Atmosfer
cm	Santimetre
°C	Santigrat derece
C _v	Kavitasyon sayısı
dev	Devir
dk	Dakika
E _s	Spesifik enerji
ε	Enerji girişi
g	Gram
HAc	Asetik asit
K	Kelvin
kcal	Kilokalori
kg	Kilogram
kHz	Kilohertz
kJ	Kilojoule
kW	Kilowatt
kWh	Kilowatt saat
L	Litre
M	Molarite
m ³	Metreküp
mg	Miligram
mL	Mililitre
mm	Milimetre
mS	Milisiemens
mPa	Megapascal
µm	Mikrometre
nm	Nanometre
Pa	Pascal
s	Saniye
V	Hacim
w	Ağırlık

Kısaltmalar	Açıklama
ATAD	Ototermal Termofilik Aerobik Çürütme
AKM	Askıda Katı Madde
BSA	Bovin Serum Albumin
CFU	Koloni Oluşturan Birim
CST	Kapiler Emme Süresi
ÇKOİ	Çözünebilir Kimyasal Oksijen İhtiyacı
ÇTKN	Çözünebilir Toplam Kjeldahl Azotu
ÇTP	Çözünebilir Toplam Fosfor
DD	Dezentegrasyon Derecesi

EC	Elektriksel İletkenlik
EPS	Hücreğışı Polimerik Bileşenler
FOS	Uçucu Yağ Asidi
F/M	Besin/Mikroorganizma
GC	Gaz Kromatografisi
HBS	Hidrolik Bekletme Süresi
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
NH ₄ ⁺ -N	Amonyum Azotu
NO ₃ ⁻ -N	Nitrat Azotu
TAC	Alkalinite
TKM	Toplam Katı Madde
TKN	Toplam Kjeldahl Azotu
TKOİ	Toplam Kimyasal Oksijen İhtiyacı
TP	Toplam Fosfor
UKM	Uçucu Katı Madde
UAKM	Uçucu Askıda Katı Madde

ŞEKİLLER DİZİNİ

Sayfa

Şekil 2.1. Anaerobik çürütme işleminde karbon dönüşümleri.....	7
Şekil 2.2. Anaerobik çürütme işleminde enerji akımları.....	10
Şekil 2.3. Anaerobik çürütme sistemlerinde sıcaklık aralıkları	12
Şekil 2.4. Metanojenlerin reaktif aktivitelerinin pH ile değişimi.....	13
Şekil 2.5. Dezentegrasyon prosesinin mekanizması	13
Şekil 2.6. Kavitasyon oluşum mekanizması	26
Şekil 2.7. Hidrodinamik kavitasyon oluşumu	29
Şekil 2.8. Hidrodinamik kavitasyonun şematik gösterimi	30
Şekil 3.1. Tez çalışması kapsamında kullanılan hidrodinamik kavitasyon sistemi	35
Şekil 3.2. Ham atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktör	36
Şekil 3.3. Hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktör	37
Şekil 3.4. Biyogaz hacmi ölçüm düzeneği	38
Şekil 3.5. Gaz kromatografisi cihazı	44
Şekil 4.1. Farklı kavitasyon sayılarında gerçekleştirilen hidrodinamik kavitasyon süresince atık aktif çamur ÇKOİ konsantrasyonunda meydana gelen değişimler.....	47
Şekil 4.2. Farklı kavitasyon sayılarında gerçekleştirilen hidrodinamik kavitasyon süresince atık aktif çamur ÇTKN konsantrasyonunda meydana gelen değişimler.....	48
Şekil 4.3. Farklı pH değerlerinde gerçekleştirilen hidrodinamik kavitasyon süresince atık aktif çamur ÇKOİ konsantrasyonunda meydana gelen değişimler.....	51
Şekil 4.4. Farklı pH değerlerinde gerçekleştirilen hidrodinamik kavitasyon süresince atık aktif çamur ÇTKN konsantrasyonunda meydana gelen değişimler.....	53
Şekil 4.5. Atık aktif çamurun ÇKOİ konsantrasyonunda kavitasyon süresince meydana gelen değişimler	56
Şekil 4.6. Atık aktif çamurun AKM içeriğinde kavitasyon süresince meydana gelen değişimler.....	60
Şekil 4.7. Atık aktif çamurun UAKM içeriğinde kavitasyon süresince meydana gelen değişimler.....	61
Şekil 4.8. Atık aktif çamurun viskozitesinde kavitasyon süresince meydana gelen değişimler.....	62
Şekil 4.9. Atık aktif çamurun ÇTKN konsantrasyonunda kavitasyon süresince meydana gelen değişimler	13
Şekil 4.10. Atık aktif çamurun ÇTP konsantrasyonunda kavitasyon süresince meydana gelen değişimler	65
Şekil 4.11. Atık aktif çamurun çözünebilir protein konsantrasyonunda kavitasyon süresince meydana gelen değişimler.....	67
Şekil 4.12. Atık aktif çamurun çözünebilir karbonhidrat konsantrasyonunda kavitasyon süresince meydana gelen değişimler.....	68
Şekil 4.13. Atık aktif çamurun <i>Escherichia Coli</i> miktarında kavitasyon süresince meydana gelen değişimler.....	70
Şekil 4.14. Atık aktif çamurun <i>Bacillus Subtilis</i> miktarında kavitasyon süresince meydana gelen değişimler.....	71
Şekil 4.15. Atık aktif çamurun <i>Pseudomonas Aeruginosa</i> miktarında kavitasyon süresince meydana gelen değişimler.....	72

Şekil 4.16. <i>Escherichia Coli</i> , <i>Bacillus Subtilis</i> ve <i>Pseudomonas Aeruginosa</i> giderim oranlarında kavitasyon süresince meydana gelen değişimler	73
Şekil 4.17. Alkalinite verileri	76
Şekil 4.18. Uçucu yağ asidi verileri	79
Şekil 4.19. Günlük üretilen biyogaz miktarına bağlı olarak FOS/TAC verileri	80
Şekil 4.20. İşletim süresine bağlı olarak FOS/TAC verileri	81
Şekil 4.21. Günlük biyogaz üretim verileri.....	13
Şekil 4.22. Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerde kümülatif biyogaz miktarları.....	85
Şekil 4.23. Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerde gaz kompozisyonları	86
Şekil 4.24. Günlük metan gazı üretim verileri	88
Şekil 4.25. Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerde kümülatif metan gazı miktarları	90
Şekil 4.26. KOİ verileri.....	93
Şekil 4.27. Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerde giderilen g KOİ başına kümülatif metan gazı miktarları.....	13
Şekil 4.28. Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerde TKM verileri	97
Şekil 4.29. Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerde UKM verileri.....	98
Şekil 4.30. Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerde AKM verileri.....	102
Şekil 4.31. Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerde UAKM verileri.....	103

ÇİZELGELER DİZİNİ

Sayfa

Çizelge 2.1. Anaerobik çürütme işlemlerinde optimum şartlar	16
Çizelge 3.1. Tez çalışması kapsamında kullanılan atık aktif çamura ait bazı özellikler.....	13
Çizelge 3.2. Tez çalışması kapsamında kullanılan aşı çamuruna ait bazı özellikler.....	34
Çizelge 4.1. FOS/TAC oranının değerlendirilmesi için kurallar	82
Çizelge 4.2. Kavitasyon sayısı ve kavitasyon süresinin atık aktif çamur ÇKOİ ve ÇTKN konsantrasyonları üzerindeki etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları.....	104
Çizelge 4.3. pH ve kavitasyon süresinin atık aktif çamur ÇKOİ ve ÇTKN konsantrasyonları üzerindeki etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları.....	105
Çizelge 4.4. Kavitasyon süresinin atık aktif çamur fiziksel ve kimyasal bazı özellikleri üzerindeki etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları	106
Çizelge 4.5. Kavitasyon süresinin anaerobik çürütme çalışmaları süresince izlenen parametreler üzerindeki etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları.....	107

1. GİRİŞ

Tüm dünyada olduğu gibi ülkemizde de teknolojinin gelişmesi, nüfusun artması ile birlikte hızlı kentleşme ve sanayileşme gibi faktörler insan faaliyetlerinin çevre üzerindeki etkisini arttırmaktadır. Ayrıca insanlar yaşamlarını sürdürebilmek için yararlandıkları doğal kaynakları bilinçsizce tüketmekle kalmayıp atık maddeler ile kirletmektedir. Gün geçtikçe miktarları artan ve içerikleri değışen bu atıklar ise insan ve çevre sağlığını tehdit eder boyutlara ulaşmaktadır.

Arıtma işlemleri sonucunda oluşan arıtma çamurları da çevre ve insan sağlığına zarar vermeden bertaraf edilmesi gereken en önemli atıklardandır. Arıtma çamurlarının bertaraf edilmesinde aerobik arıtma, düzenli depolama, kurutma, anaerobik çürütme gibi birçok metot olmasına rağmen anaerobik çürütme bu amaçla kullanılan eski metotlardan biri olması açısından önemlidir.

Anaerobik çürütme kısaca organik ve inorganik maddelerin oksijensiz bir ortamda parçalanması olarak nitelendirilmekte ve temel olarak hidroliz, asetojenez, asidojenez ve metanojenez olmak üzere dört aşamada meydana gelmektedir. Organik atıkların anaerobik olarak çürütülmesine olan ilgi organik atık miktarının ve çevreye olan etkilerinin azaltılması ile ilgili bazı problemlere çözüm sağlama fırsatı sunduğu için giderek artmaktadır. Anaerobik çürütme biyolojik büyüme hızının aerobik arıtmaya göre daha az olması ve buna bağlı olarak biyolojik çamur bertarafının daha düşük maliyetli olması, çok yüksek organik yüklemelerde çalıştırılabilmesi, enerji ihtiyacının aerobik sistemlere göre daha az olması ve çürütme sonucunda çevre dostu bir enerji kaynağı olan biyogaz üretilmesi gibi birçok avantaja sahiptir. Bu nedenle, dünya çapında birçok atık su arıtma tesisinde geliştirilmiş ve tam ölçekte kurulmuştur. Ancak anaerobik çürütme aşamalarından ilki olan hidroliz basamağının yavaş gerçekleşmesi ve hız sınırlayıcı aşama olması, buna bağlı olarak üretilen biyogaz veriminin düşük olması, organik maddelerin tam olarak ayrıştırılamaması sonucunda tam bir stabilizasyonun sağlanamaması gibi faktörler arıtma çamurlarının bertaraf edilmesinde kullanımını sınırlandırmaktadır.

Anaerobik çürütmede hidroliz basamağının hızlandırılması ve buna bağlı olarak biyogaz üretim veriminin artırılması için çamur dezentegrasyon yöntemleri kullanılmaya başlanmıştır. Dezentegrasyon yöntemlerinde arıtma çamurlarına uygulanan dışsal kuvvetler vasıtasıyla çamur flok yapısı bozulmakta, mikrobiyal hücre duvarları tahrip olmakta ve hücre duvarı tarafından korunan maddeler sıvı faza geçerek çözünür formlara dönüşmekte böylece çamurun pek çok özelliği değişmektedir.

Dezentegrasyon yöntemlerinin uygulanması ile anaerobik çürütücülerde genellikle 15-20 gün olan çamur bekletme süresi 15 günün altına inebilmekte ve böylece anaerobik çürütme verimi arttırılmaktadır. Ayrıca dezentegre edilmiş biyokatıların anaerobik olarak çürütülmesi ile daha geniş bir stabilizasyon sağlanmakta, atık çamur miktarı %30-%40 oranında azalmaktadır. Bu sayede kullanılan çürütücü hacimleri azalmakta, yatırım ve işletme maliyetlerinden de tasarruf sağlanmaktadır.

Dezentegrasyon yöntemlerinde hücre duvarını parçalamaya ve hücre içi bileşikleri serbest bırakmaya yardım etmek için farklı fiziksel ve kimyasal metotlar uygulanmaktadır. Bu fiziksel metotlardan biri kavitasyon uygulamasıdır. Kavitasyon, milisaniye gibi çok sınırlı bir zaman aralığında mikro kabarcıkların oluşması, büyümesi ve parçalanmasıyla büyük miktarda enerji açığa çıkması olarak bilinmektedir. Hidrodinamik kavitasyon ise orifis, vana, ventüri gibi hidrolik aygıtların kullanılması ve dar bir geçitten sıvının geçirilmesiyle oluşturulmaktadır.

Bu çalışmada termal, kimyasal ve biyolojik dezentegrasyon yöntemlerine göre daha ekonomik ve uygulanabilir bir alternatif olan hidrodinamik kavitasyon yöntemi tercih edilmiştir. Bu yöntem sayesinde çamurdaki mikrobiyal hücre duvarları tahrip edilip, hücre içeriğindeki maddelerin çözünür formda sıvı faza geçmesi sağlanarak anaerobik çürütmede hız sınırlayıcı basamak olan hidroliz basamağının hızlandırılması amaçlanmıştır. Böylelikle anaerobik çürütme performansının geliştirilmesi ve daha yüksek biyogaz verimlerinin elde edilmesi öngörülmüştür.

2. KURAMSAL TEMELLER ve KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1. Arıtma amurları

evre bilincine sahip birey sayısının artması ve yasal mevzuatlardaki düzenlemeler sebebiyle kurulması ve iŐletilmesi zorunlu hale gelen atık su arıtma tesislerinin sayısı her geçen gün artmaktadır. Atık su arıtma tesislerinin iŐletilmesi sırasında veya sonrasında atık suyun kalite ve miktarına, arıtma işlemlerine (fiziksel, biyolojik, kimyasal vb.) ve arıtmanın kalitesine bağlı olarak farklı miktar ve özelliklerde arıtma çamurları açığa çıkmaktadır.

Arıtma amurları, atık su bünyesindeki okelebilir ve yzdrlebilir katı maddelerin ayrılması sonucunda meydana gelen, arıtma prosesine veya işletmeye bağlı olarak %0,25-1,2 katı madde içeriğine sahip olan, genellikle sıvı veya yarı katı halde bulunan atıklardır.

Arıtma amurları, içeriğindeki değerli makro ve mikro besin elementleri ile eser elementler dikkate alındığında yararlı kullanım alternatifleri olan hammaddelerdir. Ancak yararlı özelliklerinin yanı sıra çevreye zararlı olabilecek toksik elementleri, patojen mikroorganizmaları ve parazitik organizmaların yumurtalarını da içermektedir. Bu nedenle arıtma amurlarının nihai bertaraf işlemleri öncesinde stabilize edilmesi gerekmektedir.

2.2. Çamur Stabilizasyon IŐlemleri

Çamur stabilizasyon işlemleri ile arıtma çamurlarındaki biyolojik olarak ayrıŐabilen organik maddelerin kararlı hale getirilmesi ve stabil bir çamur elde edilmesi amaçlanmaktadır. Bu amaç doğrultusunda çamura uygulanan mekanik, termal, kimyasal veya biyolojik yöntemler ile patojenler ve istenmeyen kokular giderilmekte, potansiyel bozunma azaltılmakta, inhibe edilmekte veya durdurulmaktadır.

Yasal mevzuatlar gereği zorunlu olmasının yanı sıra çevre ve insan sağlığının korunması için de öncelikli olarak uygulanması gereken çamur stabilizasyon işlemlerinin en yaygın biyolojik stabilizasyon işlemleridir. Biyolojik stabilizasyon işlemleri aerobik çürütme ve anaerobik çürütme olmak üzere temel olarak iki grupta incelenmektedir.

2.2.1. Aerobik çürütme

Küçük ve orta ölçekli tesislerde uygulama kolaylığı açısından daha yaygın olarak kullanılan aerobik çürütme, arıtma çamurlarının yeterli oksijenin bulunduğu bir ortamda biyolojik stabilizasyonu için kullanılmaktadır. Genellikle atık aktif çamur veya damlatmalı filtre çamurları ile ön çökeltim çamurları karışımlarının ve ön çökeltimi olmayan aktif çamur tesislerinden açığa çıkan arıtma çamurlarının stabilizasyonunda kullanılmakta, organik maddelerin oksidasyonu ve içsel solunum olmak üzere iki basamakta meydana gelmektedir (Zupancic ve ark. 2008).

İlk basamakta ortamda bulunan besin maddesi mikroorganizmalar aracılığı ile oksitlenmekte, CO₂ ve H₂O açığa çıkmakta, biyokütle meydana gelmektedir. Besin maddesinin zamanla tükenmesinin ardından gerçekleşen ikinci basamakta ise endojen fazda bulunan mikroorganizmalar kendi yaşamsal faaliyetlerini sürdürebilmek için ihtiyaç duydukları enerjiyi protoplazmalarını tüketerek karşılamaya başlamakta, çürümüş çamur oluşmaktadır.

Sonuç olarak, hücre dokusunun %75-80'lik kısmı H₂O, NH₃ ve CO₂'e oksitlenmekte, özellikle tamponlama kapasitesinin yetersiz olduğu durumlarda oksidasyon basamağından açığa çıkan NH₃'ın NO₃⁻'a oksitlenmesi ile düşen pH değerinin korunması için kimyasal dozlama ekipmanı gerekebilmektedir. Hücre dokusunun oksitlenmeden kalan %15-20'lik kısmı ise inert ve biyolojik olarak ayrışmayan organik maddelerden meydana gelmektedir. UKM (Uçucu Katı Madde) giderimi %35-50 arasında değişmekte, biyolojik olarak ayrışmayan UKM'ler aerobik çürütmeden sonra son ürün olarak çamurda kalmaya devam etmektedir (Tchobanoglous ve ark. 2003).

İşletme kolaylığı, düşük yatırım maliyeti, çürütme ile elde edilen son ürünün biyolojik olarak stabil, humus benzeri, kokusuz, ekonomik ve ekolojik açıdan değerlendirilebilir olması gibi birçok avantaja sahip olan aerobik çürütmenin en önemli dezavantajı sürekli havalandırma gerektirdiği için yüksek güç gereksinimidir. Ayrıca yapılan çalışmalar aerobik çürütme veriminin reaktör sıcaklığı, karıştırma hızı, havalandırma süresi, oksijen tüketim hızı gibi parametrelerden de büyük oranlarda etkilendiğini göstermektedir (Khalili ve ark. 2000). Bu nedenle aerobik çürütme veriminin artırılması ve daha yüksek stabilizasyon derecelerine ulaşılması amacıyla klasik çürütme işlemlerinin modifikasyonları kullanılmaktadır.

Klasik aerobik çürütme işleminin bir modifikasyonu olan ATAD (Ototerml Termofilik Aerobik Çürütme) işlemi, kentsel nitelikli ve organik madde içeriği yüksek olan arıtma çamurlarının stabilizasyonu ve dezenfeksiyonu için yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu işlem arıtma çamurlarının içeriğindeki organik maddelerin tam karışımı, izole ve oksidasyon için yeterli miktarda havanın sağlandığı kaplarda aerobik termofilik bakteriler tarafından indirgenmesi esasına dayanmaktadır. Organik maddelerin oksidasyonu sırasında açığa çıkan ısı, sistem sıcaklığını termofilik seviyelere getirmek için yeterli olmakta, yüksek işletme sıcaklıklarına bağlı olarak arıtma çamurlarının içerdiği patojenik mikroorganizmaların giderilmesi ile tam bir dezenfeksiyon sağlanmaktadır.

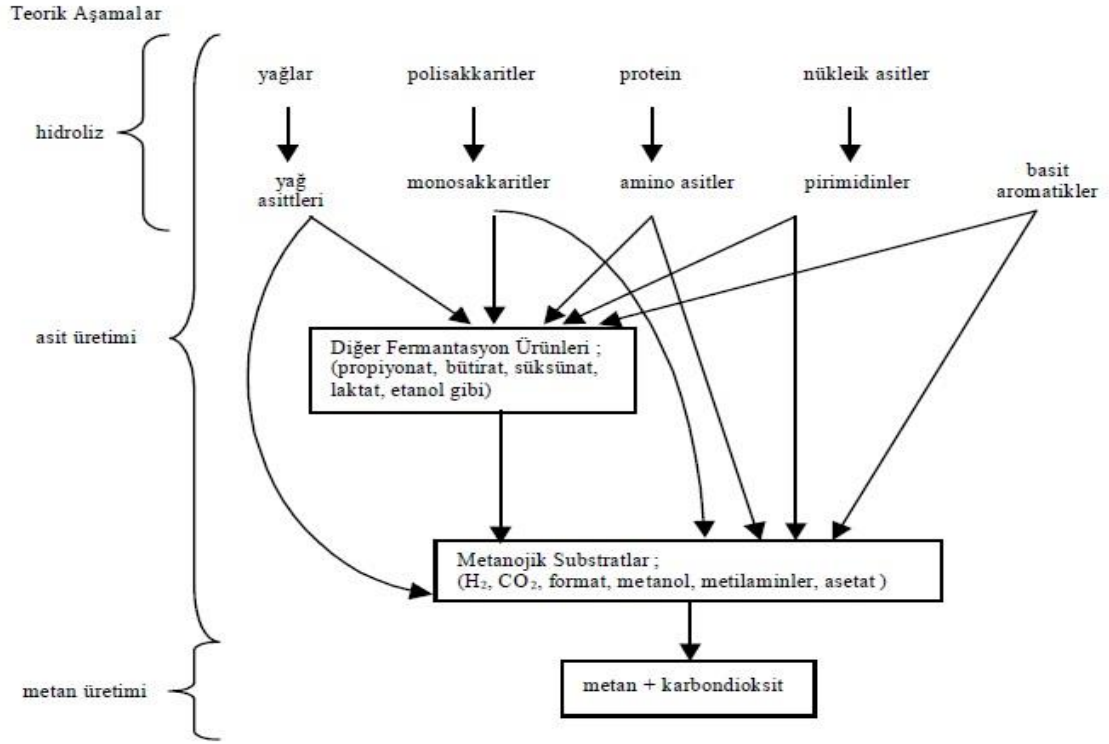
ATAD işlemi, termofilik sıcaklıklarda artan reaksiyon hızından dolayı reaktör hacminin ve maliyetinin düşük olması, işletme kolaylığı, biyokatı beslemesi için ön arıtma gerektirmemesi, klasik aerobik çürütme işlemlerine göre düşük enerji gereksinimi (≤ 7 kWh/kg katı madde) gibi birçok avantaja sahiptir (Kelly 1999, Abu-Orf ve ark. 2001, Kelly ve ark. 2003, Tchobanoglous ve ark. 2003). Ancak O₂ gereksiniminden dolayı maliyetin yüksek olması, koku ve köpük oluşumu, susuzlaştırma işlemlerinde kullanılan şartlandırıcı madde miktarını arttırması, korozyon kontrolü gerektirmesi gibi dezavantajları sistemin kullanımını kısıtlandırmaktadır.

2.2.2. Anerobik çürütme

Enerji maliyetlerinin önemli bir problem olduğu ve enerji geri kazanımına olan ilginin giderek arttığı günümüzde özellikle organik madde içeriği yüksek ve katı madde içeriği düşük olan arıtma çamurlarının stabilizasyonunda yüksek maliyetler gerektiren aerobik çürütme sistemlerinin yerine anaerobik çürütme sistemleri kullanılmaya başlanmıştır. Orta ve büyük ölçekli tesislerde anaerobik çürütme ile arıtma çamurlarının stabilizasyonunun ekonomik bir yöntem olduğunu vurgulayan çok sayıda çalışma mevcuttur (Davidsson ve Jansen 2006, Roxburgh ve ark. 2006, Hospido ve ark. 2008, Houdkova ve ark. 2008, Murray ve ark. 2008, Ghazy ve ark. 2011, Valderrama ve ark. 2013). Enerji maliyetlerinin yanı sıra aerobik çürütmeye nazaran biyolojik büyüme hızının ve ilave besin maddesi ihtiyacının daha az olması, çürütme ile elde edilen son ürünün kolaylıkla susuzlaştırılabilmesi ve bertaraf maliyetinin düşük olması, çok yüksek organik yüklemelerle çalışılabilmesi, çürütme sırasında yenilenebilir bir enerji kaynağı olan biyogazın açığa çıkması gibi üstünlükleri anaerobik çürütmenin kullanımını yaygınlaştırmıştır.

a) Anaerobik çürütme basamakları

Anaerobik çürütme, organik maddelerin oksijensiz bir ortamda mikroorganizmalar aracılığı ile parçalanarak CO₂, CH₄, H₂S ve NH₃ gibi nihai ürünlere dönüştürüldüğü biyolojik stabilizasyon işlemidir. Anaerobik çürütme işlemlerinde organik maddelerin parçalanması hidroliz, asit üretimi ve metan üretimi olmak üzere temel olarak üç basamakta meydana gelmektedir (Demirer ve ark. 1997, Björnsson 2000, Lastella ve ark. 2002, Solera ve ark. 2002, Dewil ve ark. 2007, Zaher ve ark. 2007). Şekil 2.1'de anaerobik çürütme işleminde karbon dönüşümleri şematik olarak görülmektedir.



Şekil 2.1. Anaerobik çürütme işleminde karbon dönüşümleri (Korkut 2012)

Hidroliz basamağında katı veya çözülmüş formda olan kompleks yapılı organik moleküller mikroorganizmaların hücre dışı enzimleri vasıtasıyla hücre duvarından geçebilecek daha basit yapılı moleküllere dönüştürülmektedir (Hwang 1995, Burke 2001, Bastone ve ark. 2004). Bu basamakta nişasta, selüloz ve glikojen gibi polisakkaritlerin glikoz, pentoz ve heksoz gibi monosakkaritlere, yağların yağ asitleri, alkoller ve H₂'e, proteinlerin polipeptidler ve amino asitlere, nükleik asitlerin ise pirimidinlere dönüşümü gerçekleştirilmektedir (Speece 1996, Gökçay ve ark. 2001).

Hidroliz basamağının hızı, bu basamakta aktif olarak rol oynayan hücre dışı enzimlerin çalışma şartlarını etkileyen ortam pH'sı ve sıcaklığı, hidrolik bekleme süresi gibi faktörlere bağlıdır. Yeterli hidrolik bekleme süresinin sağlanamadığı durumlarda hidroliz basamağında organik maddelerin tam olarak ayrışması sağlanamaz, buna bağlı olarak asit üretimi basamağında asit üreten bakterilerin substrat olarak kullandığı basit yapılı moleküllerin miktarları yetersiz kalır, metan üretimi basamağında ise metan üretimi ve organik madde giderim oranı azalır. Hidroliz basamağı anaerobik çürütme için çoğu durumda hız sınırlayıcı bir basamak değildir, ancak çok yavaş hidroliz olan

organik maddelerin stabilize edildiği anaerobik çürütme işlemlerinde hız sınırlayıcı basamak olabilmektedir (Rittmann ve McCarty 2001). Özellikle yağ, selüloz veya lignin içeriği yüksek olan arıtma çamurlarının anaerobik çürütme işlemi ile stabilizasyonunda reaksiyon hızının düşük olması sebebi ile hidroliz basamağı hız sınırlayıcı olabilmektedir. Bu nedenle anaerobik çürütme işlemi ile stabilizasyon gerçekleştirileceği zaman mutlaka substratın bu işlem için uygunluğu belirlenmelidir (Kapsar ve Wuhmann 1978, Hulshoff Pol ve ark. 2004).

Hidroliz basamağında daha basit yapıları moleküllere dönüştürülen organik maddeler fermantasyon olarak da adlandırılan asit üretimi basamağında fermantasyon son ürünleri olan H₂, CO₂, asetat, proporat ve bütirata dönüştürülmektedir (Lastella 2002, Metcalf ve Eddy 2003, Ostrem 2004). Bu basamakta monosakkaritlerin etanol, H₂ ve CO₂'e, yağ asitlerinin asetat ve H₂'e, aminoasitlerin ise süksinik asit ve H₂'e dönüşümü gerçekleşmektedir (Speece 1996, Gökçay ve ark. 2001).

İşletme şartlarının kararlı olması durumunda asetik asite dönüştürülen hidroliz ürünleri, işletme şartlarının kararsız olması durumunda propiyonik, bütirik, izobütirik, valerik ve izovalerik asit gibi ikiden fazla karbonlu yağ asitlerine dönüştürülmektedir. Bu nedenle kararlı anaerobik çürütme sistemlerinde uçucu yağ asidi konsantrasyonu 100-300 mg HAc/L gibi düşük seviyelerde iken, kararsız anaerobik çürütme sistemlerinde 1000-1500 mg HAc/L seviyelerine ulaşabilmektedir (Öztürk 1999). İşletmeye alma safhasında ise uçucu yağ asidi konsantrasyonununun 1000-1500 mg/L'yi geçmemesi istenmektedir.

Asit üretimi asidojenez ve asetojenez olmak üzere iki basamakta meydana gelmektedir.

Asidojenik bakteriler tarafından substrat olarak kullanılan monosakkaritler, yağ asitleri ve aminoasitlerin, asetat, propiyonat, bütirat gibi kısa zincirli uçucu yağ asitlerine ve alkollere dönüştürüldüğü basamağa asidojenez adı verilmektedir (Van Haandel ve Lettiga 1994, Björnsson 2000, Juanga 2005). Bu basamakta meydana gelen uçucu yağ asitlerinin kompozisyonu ortam sıcaklığı ve pH'sı, karbonhidrat, protein ve yağların oranı, mikroorganizma tipi, hidrolik bekletme süresi, organik yükleme hızı ve besin

maddelerinin uygunluğuna bağlı olarak değişmektedir (McCarty ve Smith 1986, Hwang 1995, Pind ve ark. 2003, Ahn ve ark. 2004).

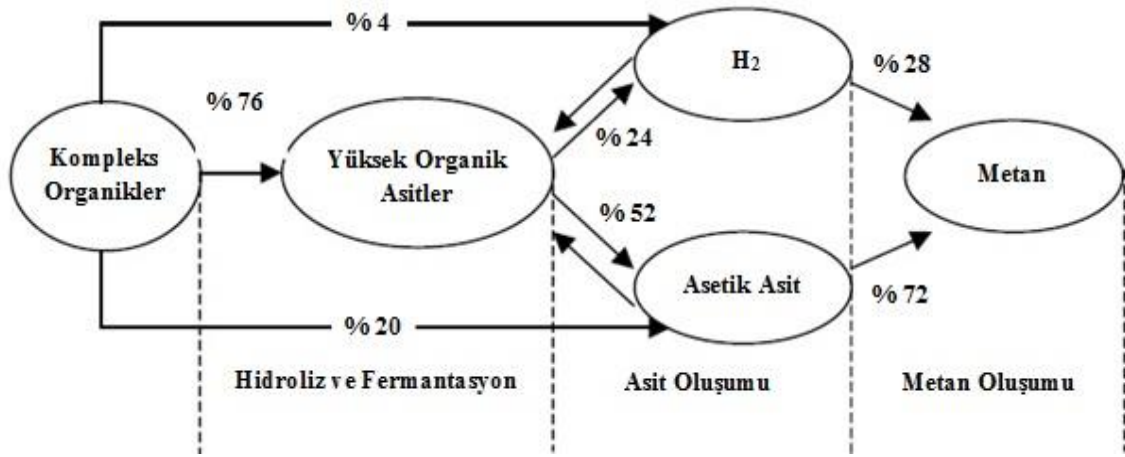
Asetojenik bakteriler tarafından substrat olarak kullanılan kısa zincirli uçucu yağ asitleri ve alkollerin asetik asit, H₂ ve CO₂'e dönüştürüldüğü basamağa ise asetojenez adı verilmektedir (Van Haandel ve Lettiga 1994, Björnsson 2000, Juanga 2005). Bu basamakta uçucu yağ asitlerinin yan ürünlerinin tamamıyla parçalanabilmesi için H₂'in kısmi basıncının termodinamik dönüşüme izin verecek ölçüde düşük olması gerekmektedir. Örneğin propiyonik asidin asetik asit ve H₂'e parçalanabilmesi için ortamdaki H₂'in kısmi basıncının 10⁻⁴ atmosferi (100 mg/L) aşmaması gerekmektedir. H₂ üretimi ve tüketimi arasındaki denge ise mikrobiyal simbiyotik ilişki ile sağlanmaktadır (Gujer ve Zehnder 1983).

Asetojenez basamağında meydana gelen CO₂, H₂ ve asetat metan üretimi basamağında metanojenik bakteriler tarafından substrat olarak kullanılmakta, biyogaza dönüştürülmektedir. Biyogazın büyük bir kısmını oluşturan CH₄'in %70'i asetatın dekarboksilasyon reaksiyonu, geriye kalan kısmı ise CO₂'in indirgenme reaksiyonları ile oluşmaktadır (Speece 1996, Gökçay ve ark. 2001). Asetat dekarboksilasyon reaksiyonu ile metan üreten mikroorganizmalar asetotrofik metanojenler, H₂'in elektron verici, CO₂'in elektron alıcı olarak kullanıldığı indirgenme reaksiyonları ile metan üreten mikroorganizmalar hidrojenotrofik metanojenler olarak adlandırılmaktadır. Aşağıdaki denklemlerde metanojenlerin metan üretim reaksiyonları yer almaktadır.



Hidrojenotrofik metanojenler, asetotrofik metanojenlere göre daha hızlı çoğalmaktadırlar. H₂ ve CO₂'in ortamda yeterli miktarlarda bulunması ve H₂'in kısmi basıncının uygun olması durumunda hidrojenotrofik metanojenlerle CH₄ üretimi devam etmektedir. Bu nedenle metan üretimi basamağında asetotrofik metanojenler hız sınırlayıcı olarak bilinmektedir.

Anaerobik çürütme işlemlerinde hidroliz, asit üretimi ve metan üretimi basamaklarında rol alan mikroorganizmaların birbirleri ile etkileşim içerisinde çalışmaları gerekmektedir. Kararlı işletme şartlarının sağlanması bu mikroorganizmalar arasındaki dinamik dengeye, O₂ ve inhibe edici kimyasal maddelerin bulunmamasına, uygun çevresel şartların sağlanmasına bağlıdır (Tchobanoglous ve Burton 1991). Bu mikroorganizmalar arasındaki enerji akımı Şekil 2.2’de verilmektedir.



Şekil 2.2. Anaerobik çürütme işleminde enerji akımları (Korkut 2012)

Asetojenik metanojenler asit üretimi basamağında rol alan fermantasyon bakterileri ile etkileşim içerisinde çalışarak ortam pH'sı ve asetik asit konsantrasyonu arasındaki dengeyi sağlamaktadır. Özellikle organik yükün artması durumunda bu denge önem kazanmaktadır. Sistemdeki organik yükün artması ile birlikte çoğalma hızları asetojenik metanojenlerden çok daha fazla olan fermantasyon bakterileri ortam koşullarına kısa sürede uyum sağlayarak istenilen düzeyde asit üretebilmektedir. Ancak çoğalma hızları düşük olan asetojenik metanojenler fermantasyon bakterileri tarafından üretilen asitlerin asetat, CO₂ ve H₂'e dönüşümünü istenilen düzeyde gerçekleştirememekte, sistemde aşırı asit birikimi söz konusu olabilmektedir. Ortamdaki asit konsantrasyonunun artması ise sistem pH'sını düşürmekte, metanojenik bakterilerin aktivitesini yavaşlatarak biyogaz üretimini azaltmaktadır.

Ortamda elektron verici olarak SO₄²⁻'in bulunması durumunda ise organik asit ve alkollerin asetik asite dönüşümünden sorumlu olan sülfat gideren bakteriler, SO₄²⁻'i,

H₂S'e indirgeyebilmekte, indirgeme reaksiyonunu gerçekleştirebilmek için ise H₂'e ihtiyaç duymaktadır. Özellikle sistemdeki SO₄²⁻ konsantrasyonunun yüksek olduğu durumlarda bu mikroorganizmalar ihtiyaç duydukları H₂ için metanojenlerle rekabete girmekte, CH₄ üretimini kısıtlamaktadır. Ayrıca metanojenler için gerekli bir besin maddesi olan ve sülfat giderim reaksiyonları sonucunda açığa çıkan H₂S'ün konsantrasyonunun artması metan üretimi basamağında inhibisyona sebep olabilmektedir.

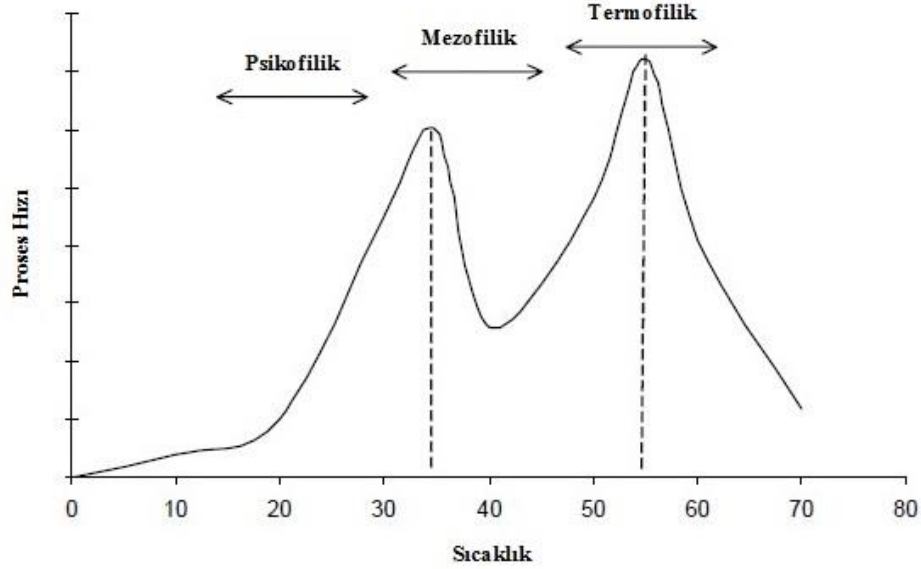
b) Anaerobik çürütmeye etki eden faktörler

Anaerobik çürütme işlemlerinde çevresel faktörlere karşı en hassas olan mikroorganizma grubu metanojenlerdir ve metanojenik aktivitede meydana gelen bir aksama tüm prosese etki etmektedir. Bu nedenle anaerobik çürütme işlemi boyunca pH, sıcaklık, nütrient gereksinimi, alkalinite ve toksisite gibi çevresel faktörlerin kontrol altında tutulması gerekmektedir.

Sıcaklık anaerobik çürütme sistemlerinin performansını hem termodinamik hem de kinetik açıdan etkileyen önemli bir parametredir. Anaerobik çürütme sistemlerinde gerçekleşen biyokimyasal reaksiyonlar sırasında korunması gereken sıcaklık aralıkları Şekil 2.3'de yer almaktadır. Şekilden de görüldüğü üzere sıcaklığın artması ile birlikte proses hızı artmaktadır.

Termofilik şartlarda artan metan üretim potansiyeli anaerobik çürütme işlemlerinde kullanılan çürütücü hacimlerini mezofilik şartlara göre yarı yarıya düşürmektedir. Aynı hidrolik bekletme süresinde mezofilik şartlara göre daha yüksek organik yüklemelerin yapılabildiği termofilik şartlarda çürütme işlemleri sonrasında açığa çıkan katı madde miktarı da oldukça azdır (Juanga 2005, Zaher ve ark. 2007). Ancak anaerobik çürütme işlemlerinde kullanılan çürütücülerle termofilik şartlarda çalışabilmek için ilave ısıya gerek duyulmakta, sıcaklık artışı ile birlikte açığa çıkan serbest NH₃ çürütücü performansını olumsuz etkilemektedir (Öztürk 2005). Mezofilik şartlara göre daha kararsız olan termofilik şartlarda yüzey gerilimi, viskozite, kütle transferi ve yüksek

parçalanma hızı gibi fiziksel parametreler de değişebilmektedir (Björnsson 2000, Juanga 2005).



Şekil 2.3. Anaerobik çürütme sistemlerinde sıcaklık aralıkları

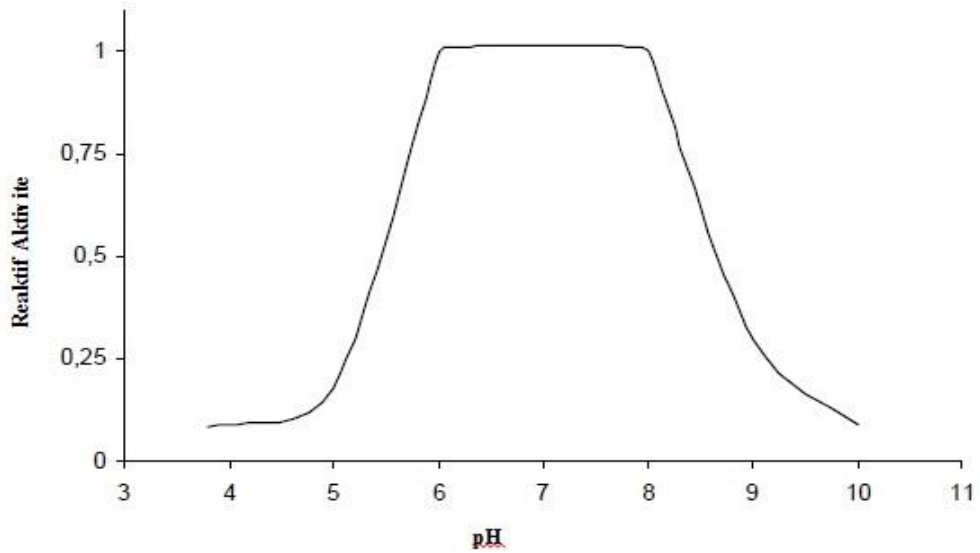
Anaerobik çürütme işlemlerinde kullanılan çürütücülerin sıcaklık değerlerinde meydana gelebilecek ani değişimler gerçekleşen biyokimyasal reaksiyonların hızlarını azaltarak çevresel faktörlere karşı çok hassas olan metanojenlerin faaliyetlerini olumsuz yönde etkilemektedir (Yadvika ve ark. 2004). Psikofilik, mezofilik ve termofilik sıcaklık aralıklarında meydana gelebilecek ısı değişim miktarları aşağıda görülmektedir (Gökçay ve ark. 2001, Gülen ve Arslan 2005).

- Psikofilik şartlarda : $\pm 2^{\circ}\text{C}/\text{saat}$
- Mezofilik şartlarda : $\pm 1^{\circ}\text{C}/\text{saat}$
- Termofilik şartlarda : $\pm 0,5^{\circ}\text{C}/\text{saat}$

Anaerobik çürütme işlemlerinde meydana gelen biyokimyasal reaksiyonların hızları bekleme süresinin artması ile birlikte de azalmaktadır. Bekleme süresi, arıtma çamurlarının içeriğindeki organik maddenin mikroorganizmalar tarafından parçalanması ve biyogaz üretilmesi için gerekli olan süredir. Bu süre termofilik şartlarda işletilen anaerobik çürütücüler için 14 gün, mezofilik şartlarda işletilen anaerobik çürütücüler

için 10-40 gün arasındadır (Verma 2002). Seçilen bekleme sürelerinde arıtma çamurlarının içeriğindeki organik maddenin %70-80 oranında biyokimyasal reaksiyona girdiği kabul edilmektedir (Öztürk 2005).

Mikroorganizmaların çoğalma hızına etki eden pH anaerobik çürütme işlemlerinde kararlılığı korunması gereken önemli bir parametredir. Çevresel faktörlere karşı en hassas mikroorganizma grubu metanojenler olduğu için pH değerinin metanojenler için optimum aralık olan 6,5-8,2 değerlerinde tutulması gerekmektedir (Yadvika ve ark. 2004). Şekil 2.4’de metanojenlerin reaktif aktivitelerinin (asetat kullanım hızlarının) pH ile değişimi görülmektedir.



Şekil 2.4. Metanojenlerin reaktif aktivitelerinin pH ile değişimi

Nötr veya hafif alkali ortamlarda yaşayan metanojenlerin sayısı pH değerinin 6,3’den düşük veya 7,8’den büyük olması durumunda azalmaktadır. Asit üretimi basamağında rol alan mikroorganizmalar ise düşük veya yüksek pH değerlerine karşı daha az duyarlıdır. Bu nedenle pH değerinin metanojenlerin tolere edebileceği değerlerin dışına çıkması durumunda asit üreten mikroorganizmalar baskın hale gelmekte, ortamda uçucu yağ asitleri birikebilmektedir. Düşen pH değerinin alkalinite ile dengelenmemesi durumunda gaz üretimi yavaşlamakta, gaz debisi azalmakta ve gaz içeriğindeki CH₄

yüzdesi de düşmektedir. Bu nedenle anaerobik çürütme sistemlerinde FOS/TAC (Uçucu Yağ Asidi/Alkalinite) oranının 0,1'in altında olması gerekmektedir.

Anaerobik çürütme sistemlerinde pH, CO₂ ve alkalinite parametreleri birbirleri ile yakından ilişkili olan parametrelerdir. pH değeri 7-8 aralığında iken çözünmüş CO₂ ortamda HCO₃⁻ formunda baskın olarak bulunmaktadır. Basıncın artması ile birlikte gaz fazdan sıvı faza geçerek çözünen CO₂ miktarı artmakta ve sistem pH'sı düşmektedir. Anaerobik çürütme sistemleri vasıtasıyla üretilen biyogazdaki CO₂ yüzdesinin fazla olması durumunda sistem pH'sını nötral seviyelerde tutmak için gerekli olan alkalinite miktarı 1000-4000 mg/L aralığındadır. Kimyasal madde ilavesi ile tamponlama kapasitesi arttırılabilir veya uygun proses tasarımı ve işletimi gerçekleştirilerek de uçucu yağ asitlerinin birikmesine engel olunabilir (Björnsson 2000).

Tüm biyolojik işlemlerde olduğu gibi anaerobik çürütme işlemlerinde de mikroorganizmaların metabolik faaliyetlerini sürdürebilmeleri için bazı besin maddelerine gereksinimleri vardır. Anaerobik mikroorganizmalar enerji ihtiyaçlarını karşılamak için karbonu, büyümek ve çoğalmak için ise azot ve fosforu kullanmaktadır. Bu nedenle KOİ/N/P oranı anaerobik çürütme işlemlerinde önemli bir kontrol parametresidir ve işletmeye alma döneminde 300/5/1-500/5/1, işletme şartlarının kararlı olması durumunda 700/5/1 olmasına özen gösterilmelidir (Öztürk 1999).

C, N ve P gibi besin maddelerinin yanı sıra Na, K, Mg, Fe, S, Ni, Co, Mo, Se ve W gibi iz elementler de anaerobik çürütme sistemlerinin verimli bir şekilde işletilebilmesi için gereklidir. Özellikle diğer bütün çevre faktörlerinin uyumlu olması durumunda KOİ (Kimyasal Oksijen İhtiyacı) giderimi istenilen düzeyde gerçekleşmiyorsa ve uçucu yağ asidi konsantrasyonları yüksek ise sistemde iz elementi eksikliği söz konusu olabilmektedir. Bu problemin çözümü için ise Fe, Co ve Ni gibi üç önemli iz elementinin 0,1 mg/L elde edilecek miktarda özel bir formül halinde sisteme dozlanması gerekebilmektedir.

Anaerobik çürütme sistemlerinde her madde belirli konsantrasyonların üzerinde mikroorganizmaların büyümelerine etki ederek toksik etki gösterebilmektedir. Düşük

konsantrasyonlarda mikrobiyal büyümeyi geliştiren Na, K, Ca, Mg, NH₄⁺ ve S gibi mineraller, Zn, Cu, Ni, Cr, Pb gibi ağır metaller yüksek konsantrasyonlarda toksik etki gösterebilmektedir (Karri ve ark. 2006, Elango ve ark. 2007, Zaher ve ark. 2007).

Asit üretimi basamağında meydana gelen uçucu asitlerin konsantrasyonlarının yükselmesi de toksisiteye sebep olabilmektedir. Özellikle organik yükün artması ile birlikte ortam koşullarına kısa sürede uyum sağlayan fermantasyon bakterileri tarafından üretilen uçucu asitlerin metanojenler tarafından yeteri kadar parçalanamaması sistemde aşırı asit birikimine yol açmaktadır. Ortamdaki asit konsantrasyonunun artması ise sistem pH'sını düşürerek metanojenik bakteriler üzerinde toksik etki gösterebilmektedir. Bu nedenle anaerobik çürütme işlemleri boyunca uçucu yağ asidi konsantrasyonlarının 1000-1500 mg/L'yi aşmaması gerekmektedir.

Anaerobik çürütme sistemlerinde O₂'in serbest veya kimyasal bağlı halde bulunması toksisiteye sebep olmakta, NO₃⁻, H₂O₂, SO₄²⁻, HS⁻ gibi kimyasallar sistem performansını olumsuz yönde etkilemektedir.

Ortamda elektron verici olarak SO₄²⁻'in bulunması durumunda sülfat giderim reaksiyonları sonucunda açığa çıkan H₂S'ün yüksek konsantrasyonları da toksisiteye sebep olabilmektedir. Fe, Cu ve Zn gibi ağır metallerle bileşik halindeyken toksik etki göstermeyen SO₃²⁻'in anaerobik çürütme işlemleri boyunca 200 mg/L'yi aşmaması gerekmektedir.

Protein ve NH₄⁺ içeriği yüksek olan arıtma çamurlarının anaerobik çürütme sistemleri ile stabilizasyonunda NH₃ toksisitesi de oldukça önemlidir. NH₃ ve NH₄⁺ formları arasındaki denge sistemin pH değerine bağlı olarak değişmektedir. pH değerinin 7,2 veya daha düşük olması durumunda NH₄⁺ formuna kayan denge, pH değerinin 7,22'den daha yüksek olması durumunda NH₃ formuna kaymaktadır. 1500-3000 mg/L seviyelerinde meydana gelen NH₃ toksisitesi çamurun seyreltilmesi veya pH'nın asit ilavesi ile 7,0-7,2 seviyelerine düşürülmesi suretiyle kontrol edilebilmektedir.

Anaerobik çürütme işlemlerinden yüksek bir performans elde edilebilmesi için sağlanması gereken optimum şartlar Çizelge 2.1’de özetlenmektedir. Optimum şartların sağlanması durumunda performans kontrolü ve proses verimliği üretilen biyogaz miktarı baz alınarak kontrol edilebilmektedir. Üretilen biyogaz miktarı anaerobik çürütme işlemleri ile giderilen organik madde miktarını yansıttığından önemli bir kontrol parametresidir.

Çizelge 2.1. Anaerobik çürütme işlemlerinde optimum şartlar (Öztürk 1999)

Parametre	Optimum Şartlar
Arıtılan Atığın Bileşimi	Karbon, temel (N,P) ve iz elementler bakımından dengeli olmalı, O ₂ , NO ₃ ⁻ , H ₂ O ₂ , SO ₄ ²⁻ gibi oksitleyici maddeler, toksik ve inhibitör elementler içermemeli
KOİ/N/P	300/5/1
pH	6,5-8,2
Sıcaklık	25-40 (35-37) ^o C~50-60 (55) ^o C
Alkalinite	1000-4000 (2000) mg/L CaCO ₃
FOS	<1000-1500 mg/L (asetik asit olarak)
FOS/TAC	<0,1

* Parantez içindeki sayılar optimum değerleri göstermektedir.

c) Biyogaz

Çevre dostu bir enerji kaynağı olan biyogaz %50-80 CH₄, %20-50 CO₂, %0-0,4 H₂, az miktarda H₂S ve N₂ içeren bir gaz karışımıdır (Lantz ve ark. 2006, Elango ve ark. 2007). CH₄ içeriğinin %60-70 olması durumunda kalorifik değeri 4500-5000 kcal/m³ olan biyogaz doğrudan ısıtma ve aydınlatma amacı ile kullanılabilirdiği gibi elektrik enerjisine veya mekanik enerjiye çevrilerek de kullanılabilir (Igoni ve ark. 2008). Bunun yanı sıra biyogaz üretimi her geçen gün enerji ihtiyacının arttığı günümüzde talebi karşılayamaz duruma gelen ve yoğun bir çevre kirliliğine neden olan fosil yakıtların kullanımını azaltarak atmosferdeki sera gazı emisyonlarını da azaltmaktadır. Enerji üretimi sağlamanın ve enerji tasarrufuna katkıda bulunmanın dışında biyogaz üretimi sonrasında patojen mikroorganizmalardan büyük ölçüde arındırılmış, besin maddeleri açısından zengin bir ürün açığa çıkmakta, bu ürünün

tarımda toprak şartlandırıcı ve organik gübre olarak kullanılması ile ürün verimi arttırılmakta, ülke ekonomisine katkı sağlanmaktadır. Ayrıca biyogaz üretimi katı atıkları araziye serme alışkanlığını ortadan kaldırmakta, nihai bertaraf alanlardaki depolama hacmini azaltarak bu alanların ömürlerini uzatmaktadır (Sorensen 2004).

Anaerobik çürütme işlemlerinde uzun sürelerle gereksinim duyulması, organik maddelerin tam stabilizasyonunun sağlanamaması ve biyogaz üretim veriminin düşük olması araştırmacıları anaerobik çürütme işlemlerini hızlandıracak, stabilizasyon derecesini arttırarak biyogaz üretim verimini iyileştirecek yeni yöntemler geliştirmeye yöneltmiştir. Bu doğrultuda yapılan çalışmalar sıcaklık, pH, organik yükleme hızı gibi çevresel faktörlerde değişiklikler yapılarak, dışarıdan aşı çamuru ilavesi yapılarak, enzimler, asitler, ağır metaller, iz elementler gibi kimyasal veya biyokimyasal maddelerin farklı işletim koşullarında ilaveleri sağlanarak veya bazı ön arıtma metotları uygulanarak biyogaz üretim veriminin ve hızının arttırılabileceğini ortaya koymuştur (Mendes ve ark. 2006).

Kompleks yapılı organik moleküllerin mikrobiyolojik yollarla daha kolay parçalanabilir basit yapılı moleküllere indirgenmesini sağlayan ön arıtma metotları biyogaz üretim veriminin yanı sıra metan gazı üretim verimini arttırmakta, çamur bekleme süresini azaltmaktadır (Yadvika ve ark. 2004, Bourgrier ve ark. 2005).

Anaerobik çürütme işlemleri öncesinde dezentegrasyon proseslerinin ön arıtma metodu olarak kullanılması biyogaz ve metan gazı üretim verimini arttırmasının yanı sıra anaerobik çürütme işlemlerinde hız sınırlayıcı olarak nitelendirilen hidroliz basamağını da hızlandırmaktadır. Bu sayede arıtma çamurlarının çürütücülerde bekleme süresi azalmakta, daha düşük hacimli çürütücülere gereksinim duyulmaktadır. Ayrıca çamur dezentegrasyon işlemleri sonucunda daha düşük miktarlarda ve daha stabil bir çamur eldesi mümkün olmaktadır (Filibeli ve Erden Kaynak 2006).

2.3. Çamur Dezentegrasyon İşlemleri

Dışsal kuvvetlerin uygulanması ile arıtma çamuru yapısının deforme edilmesi olarak tanımlanan dezentegrasyon işlemleri ileri arıtma tekniklerindedir. Dezentegrasyon işlemlerinde uygulanan dışsal kuvvetlerin etkisi ile arıtma çamurlarının özelliklerinde meydana gelen değişimler flok yapılarının bozulması ve hücre parçalanması, çözünebilir maddelerin ve ince partiküllerin salınması, biyokimyasal prosesler olmak üzere üç ana başlık altında incelenmektedir (Yeşil 2011).

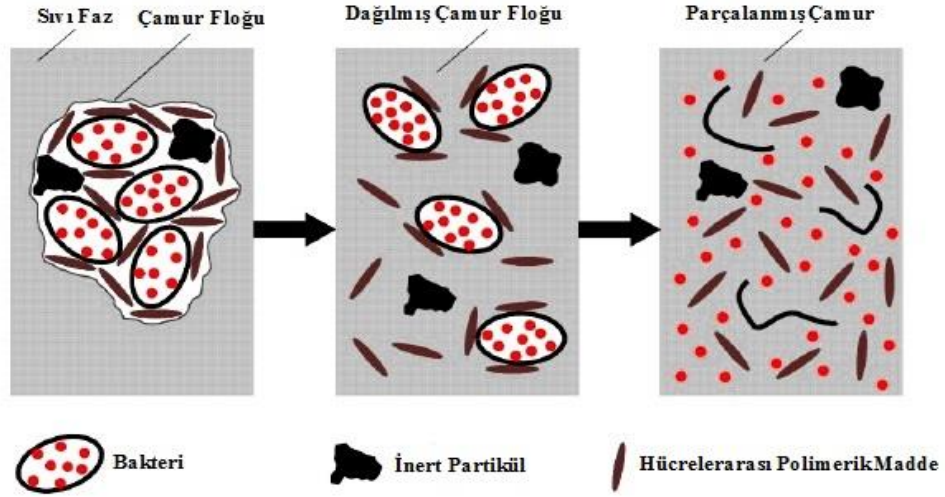
Çamur flok yapılarının bozulması hidroliz, dezenfeksiyon, çökeltme, susuzlaşma ve flokülasyon gibi çamur özelliklerini iyileştirmektedir (Müller ve ark. 2004).

Mikrobiyal hücre duvarlarının parçalanması ile hücre duvarları tarafından korunan organik çamur bileşenleri ve küçük partikül boyutuna sahip olan kolloidal bileşenler sıvı faza geçirilmektedir. Aminoasitler, nükleik asitler ve yağ asitleri gibi çözünmüş organik bileşenler açısından oldukça zengin olan sıvı faz C, N, P gibi makro besin elementlerini de içermektedir. Ön arıtma işlemi olarak arıtma çamurlarına uygulanan dezentegrasyon prosesleri vasıtasıyla organik çamur bileşenlerinin çamur üst suyundaki konsantrasyonları arttırılmaktadır. Çamur üst suyuna geçirilemeyen ve büyük oranda inorganik maddeleri içeren katı çamur partikülleri ise dezentegre edilmiş arıtma çamurlarının susuzlaştırma sonrasında daha yüksek katı madde içeriğine ulaşmasına katkı sağlamaktadır (Müller 2003).

Arıtma çamurlarındaki kolay ayrışabilir bileşiklerin salınmasını veya oluşmasını devam ettirebilen biyokimyasal prosesler dezentegrasyon işlemleri sırasında veya sonrasında meydana gelebilmektedir. Ancak bu prosesler çamur parçalanabilirliği üzerinde negatif etkilere sahip olan zor ayrışabilir bileşiklerin oluşmasına da sebep olabilmektedir.

Dezentegrasyon işlemlerinin mekanizması Şekil 2.5’de verilmektedir. Bu şekilden de görüldüğü üzere dezentegrasyon işlemlerinde çamura uygulanan dışsal kuvvetlerin etkisi ile çamur flok yapısı bozulmakta, mikrobiyal hücre duvarları parçalanmakta,

hücre duvarları tarafından korunan organik bileşenler sıvı faza geçirilmektedir (Vranitzky ve Lahnsteiner 2005).



Şekil 2.5. Dezentegrasyon prosesinin mekanizması (Yeşil 2011)

Dezentegrasyon işlemlerinde arıtma çamurlarına uygulanan dışsal kuvvetlerin etkisiyle çamur flok yapılarının bozulması partikül boyutunda ve partikül hacminde ani bir düşüşe sebep olmaktadır. Partikül hacminde meydana gelen bu düşüşle ilişkili olarak artan yüzey alanı arıtma çamurlarının içeriğindeki katı maddelerin daha kolay hidroliz olabilmeye olanak sağlamaktadır (Müller ve ark. 2004). Dezentegrasyon işlemleri ile arıtma çamurlarının viskozitesinde meydana gelen azalma ise karıştırma ve pompaj işlemlerinde kolaylık sağlamaktadır.

Dezentegrasyon işlemleri sonrasında arıtma çamurlarının indirgenebilirlik özelliğini değerlendirmek amacıyla DD (Dezentegrasyon Derecesi) parametresi kullanılmaktadır. Dezentegrasyon derecesi, dezentegrasyon işlemlerinin verimliliğinin değerlendirilmesinde sıklıkla kullanılan ÇKOİ (Çözünabilir Kimyasal Oksijen İhtiyacı) parametresinden faydalanılarak hesaplanabilmektedir. Bu doğrultuda ham çamur, dezentegrasyon işlemleri sonrasında elde edilen dezentegre çamur ve kimyasal dezentegrasyon işlemleri sonrasında elde edilen dezentegre çamur 0,45 µm'lik filtre kağıtlarından süzülürken, elde edilen sıvı fazlarda ÇKOİ analizleri

gerçekleştirilmektedir. Analiz sonuçlarının eşitlik (2.3)'de yerine konulması ile de dezentegrasyon derecesi hesaplanabilmektedir (Uysal 2014).

$$DD = [(KOİ_1 - KOİ_2) / (KOİ_3 - KOİ_2)] \cdot 100 \quad (2.3)$$

KOİ₁: Dezentegrasyon sonrasında çamur sıvısındaki KOİ konsantrasyonu

KOİ₂: Ham çamur sıvısındaki KOİ konsantrasyonu

KOİ₃: Kimyasal dezentegrasyon sonrasında çamur sıvısındaki KOİ konsantrasyonu

Maksimum dezentegrasyonun gerçekleştiği varsayılan kimyasal dezentegrasyon işlemlerinde sıvı faz, NaOH çözeltisi ilave edilen arıtma çamurlarının 90°C'de 10 dakika boyunca dezentegre edilmesi ve elde edilen çamurun 4°C'de 20 dakika boyunca 15000 dev/dk hızda santrifüjlenmesi ile elde edilmektedir (Müller 2000).

Arıtma çamurlarına uygulanan dezentegrasyon işlemleri kimyasal, biyolojik, termal ve mekanik olmak üzere dört başlık altında incelenmektedir.

2.3.1. Kimyasal dezentegrasyon işlemleri

Arıtma çamurlarına asit ilave edilerek gerçekleştirilen kimyasal dezentegrasyon işlemlerinde pH değerinin çamur izoelektrik noktasının yakınlarında bir değere düşürülmesi ile stabilizasyon sağlanmaktadır. Arıtma çamurlarının içerisindeki katı parçacıklar negatif yüzey yüküne sahip olduğundan birbirlerini itmekte, bu itici kuvvet yumaklaşmayı engellemektedir. Kimyasal dezentegrasyon işlemlerinde ilave edilen asit yani pozitif yük zeta potansiyelini düşürerek bu itici kuvveti minimuma indirmektedir. Ayrıca pH değerinin izoelektrik noktasının yakınlarında bir değere düşürülmesi ile çamur yumak yapısı bozulmakta, yumak yapısından salınan su da çamurun kolay susuzlaştırılmasını sağlamaktadır. Neyens ve ark. (2003) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada asit ilavesi ile kimyasal dezentegrasyon işlemlerinde en iyi sonuçların pH 3 civarında alındığı, bu koşullarda çamur hacminin susuzlaştırma ile %75 düşürüldüğü bildirilmiştir.

Arıtma çamurlarına alkali ilave edilerek gerçekleştirilen kimyasal dezentegrasyon işlemlerinde ise pH değerinin 12 civarına çıkarılması ile stabilizasyon sağlanmaktadır. Asit ilave edilerek gerçekleştirilen kimyasal dezentegrasyon işlemlerine göre daha fazla uygulama alanı bulan bu yöntemde alkali ortam koşulları hidrolizin gelişmesine, yağlar, proteinler ve polisakkaritlerin yağ asitleri, monosakkaritler ve aminoasitler gibi çözünebilir maddelere dönüşmesine olanak sağlamaktadır (Perez-Elvira ve ark. 2006). Farklı konsantrasyonlarda NaOH ilavesi ile kimyasal dezentegrasyon işleminin gerçekleştirildiği bir çalışmada dezentegre edilmiş atık aktif çamur örneklerinde organik madde indirgenmesinin %25-35 oranında arttığı bildirilmiştir (Filibeli ve Erden Kaynak 2006). Kim ve ark. (2003) tarafından gerçekleştirilen başka bir çalışmada NaOH dozunun artması ile birlikte çamur dezentegrasyon derecesinin bir göstergesi olan ÇKOİ konsantrasyonunun arttığı, bu artışın 7 g/L NaOH dozunda %44, 7 g/L-21 g/L değerleri arasındaki NaOH dozlarında ise daha düşük oranlarda olduğu rapor edilmiştir. 1,68 g/L ve 3,65 g/L KOH ilavesi ile kimyasal dezentegrasyon işleminin gerçekleştirildiği bir çalışmada ise, pH değerinin 6,8'den sırasıyla 10 ve 12 değerlerine arttığı, bir saat sonrasında ÇKOİ konsantrasyonunun pH 10 değeri için %9, pH 12 değeri için %31 arttığı bildirilmiştir (Valo ve ark. 2004). Kim ve ark. (2003) tarafından gerçekleştirilen başka bir çalışmada NaOH, KOH, Mg(OH)₂, Ca(OH)₂ gibi alkaliler ilave edilerek pH değeri 12 civarına çıkarılmış, dezentegre edilmiş atık aktif çamur örneklerinde ÇKOİ analizleri gerçekleştirilmiştir. Sırasıyla %40, %37, %11 ve %15 olarak elde edilen ÇKOİ değerlerinin monobazik ajanlar için daha yüksek olduğu, bu durumun dibazik ajanların kısmi olarak çözünmesinden kaynaklanabileceği rapor edilmiştir.

Kimyasal dezentegrasyon işlemleri kuvvetli mineral asit ve alkali kullanılarak gerçekleştirilebildiği gibi kimyasal madde ilavesine gerek duyulmadan ozon kullanılarak da gerçekleştirilebilmektedir. Ozon kullanılarak gerçekleştirilen kimyasal dezentegrasyon işlemlerinin amacı kısmi oksidasyon ve organik maddelerin dekompozisyonudur.

Mekanik, termal veya termokimyasal dezentegrasyon işlemlerine göre daha yüksek mertebede organik madde dekompozisyonunun sağlandığı ozonla dezentegrasyon işlemlerinde organik maddelerin dekompozisyonu solubilizasyon ve mineralizasyon

olmak üzere iki adımda gerçekleşmektedir. ÇKOİ konsantrasyonunun ölçümü ile ifade edilen solubilizasyon aşısında katı maddelerin dezenteğrasyonuna bağılı olarak gözlemlenirken, TKOİ (Toplam Kimyasal Oksijen İhtiyacı) konsantrasyonunun ölçümü ile ifade edilen mineralizasyon çözünmüş formdaki organik maddelerin oksidasyonuna bağılı olarak gözlemlenmektedir. Ozon kullanılarak gerçekleştirilen dezenteğrasyon işlemlerinin arıtma çamurlarının özelliklerinde meydana getirdiğı etkiler ise mineralizasyon ve solubilizasyon ile birlikte bakiye katı karakteristiklerinde gözlemlenen değişikliklere bağılı olarak belirlenmektedir.

Mikroskobik incelemeler ozon kullanılarak gerçekleştirilen dezenteğrasyon işlemleri ile mikroorganizma popülasyonunun etkilendiğini, filamentli bakterilerin belirgin bir biçimde giderildiğini ve bu sayede arıtma çamurlarının çökeltme karakteristiklerinde iyileşme eğilimi meydana geldiğini ortaya koymaktadır (Cebeci 2012).

Arıtma çamurlarının özelliklerinde meydana gelen bu iyileşmeler çamur örneğinin tipine ve karakteristik özelliklerine bağılı olarak değişiklik göstermektedir. Bu nedenle ekonomik bir çamur arıtımı ve bertarafı için kullanılan arıtma çamuru örneğine spesifik olarak optimum ozon dozunun belirlenmesi gerekmektedir. Gerçekleştirilen çalışmalarda optimum tüketilen ozon dozunun 0,05 ve 0,5 g O₃/g katı madde aralığında olduğu tespit edilmiştir (Yeom ve ark. 2002, Goel ve ark. 2003). Ayrıca 0,15 g O₃/g katı madde değerinin altındaki ozon dozlarında TKOİ ve toplam katıların değişmeden kaldığı, daha yüksek ozon dozlarında ise azalmaya başladığı bildirilmiştir (Yeşil 2011).

Ozon kullanılarak gerçekleştirilen dezenteğrasyon işlemlerinde arıtma çamurlarının bünyesindeki biyokatıların dekompozisyonu biyolojik ayrışabilirliği, deaktive biyokatıların anaerobik çürütme işlemlerinde kullanılması anaerobik çürütme verimini arttırmaktadır. Vranitzky ve Lahnsteiner (2005) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada klasik anaerobik çürütme işlemlerinde %45 olan organik madde parçalanma oranının 0,06 g O₃/g katı madde ozon dozunda %65 seviyelerine çıktığı, biyogaz oluşumunun da klasik anaerobik çürütme işlemlerine göre %30-40 oranında artış gösterdiği bildirilmiştir.

Ozon kullanılarak gerçekleştirilen dezentegrasyon işlemlerinin UAKM/AKM (Uçucu Askıda Katı Madde/Askıda Katı Madde) oranında ve pH değerinde azalmaya sebep olduğunu gösteren çalışmalar da mevcuttur. Bougrier ve ark. (2006) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada 0,16 g O₃/g katı madde dozunda ozon ilavesi ile kimyasal dezentegrasyon işlemi gerçekleştirilerek ham çamur için %78 olan UAKM/AKM oranının %73 seviyelerine düştüğü rapor edilmiştir. 0,5 g O₃/g katı madde dozunda ozon ilavesi ile kimyasal dezentegrasyon işleminin gerçekleştirildiği başka bir çalışmada ham çamur için 6,2 olan pH değerinin 3 seviyelerine düştüğü bildirilmiştir (Deleris ve ark. 2002).

Hidrojen peroksitin oksitleyici etkisi ve demir (II) tuzunun katalizörlüğünde gerçekleşen fenton prosesi de anaerobik çürütme işlemleri öncesinde arıtma çamurlarına ön arıtma metodu olarak uygulanabilmektedir. Farklı dozlarda hidrojen peroksit ilavesi ile kimyasal dezentegrasyon işleminin gerçekleştirildiği bir çalışmada hidrojen peroksit dozunun artması ile birlikte çamur sıvı fazındaki KOİ, N, P konsantrasyonlarının ve çamur stabilizasyon derecesinin arttığı bildirilmiştir (Filibeli ve Erden Kaynak 2006). Gerçekleştirilen çalışmalarda fenton prosesinin arıtma çamurlarının su verme özelliklerini geliştirdiği de tespit edilmiştir (Neyens ve ark. 2003, Büyükkamacı 2004, Dewil ve ark. 2005).

2.3.2. Termal dezentegrasyon işlemleri

Termal dezentegrasyon işlemlerinde belirli bir katı madde içeriğine kadar kurutulmuş olan arıtma çamurlarının 130-175°C sıcaklıklarda hidrolizi ile stabilizasyon sağlanmaktadır. Arıtma süresinin çok önemli bir etkisinin olmadığı termal dezentegrasyon işlemlerinde sıcaklık önemli bir parametredir ve optimum sıcaklık 170-200°C aralığındadır (Li ve Noike 1992, Barlindhaug ve Odegard 1996, Tanaka ve ark. 1997, Neyens ve ark. 2003).

Termal dezentegrasyon işleminin 170°C sıcaklıkta gerçekleştirildiği tam ölçekli bir çalışmada dezentegre edilmiş çamurun anaerobik olarak çürütülmesi ile klasik çürütme işlemlerine göre çamur stabilizasyon derecesinin %80 oranında arttığı bildirilmiştir

(Kepp ve Solheim 2001). Arıtma çamurlarına anaerobik çürütme işlemleri öncesinde uygulanan termal dezentegrasyon işlemlerinin çamur stabilizasyon derecesini arttırmasının yanı sıra su verme özelliklerini geliştirmesi ve köpük oluşturma eğilimini azaltması gibi avantajları da bulunmaktadır (Barjenbruch ve Kopplow 2003). Graja ve ark. (2004) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada anaerobik çürütme işlemleri öncesinde ön arıtma işlemi olarak 175°C sıcaklıkta gerçekleştirilen termal dezentegrasyon işleminin çamur üretimini %50-70 seviyelerinde azalttığı rapor edilmiştir. Kepp ve ark. (2000) tarafından gerçekleştirilen başka bir çalışmada da termal dezentegrasyon işlemlerinde ihtiyaç duyulan enerjinin bir kısmının anaerobik çürütme işlemleri sonucunda açığa çıkan biyogaz ile sağlanabileceği bildirilmiştir.

Bougrier ve ark. (2006) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada ham çamur için %78 seviyelerinde olan UAKM/AKM oranının termal dezentegrasyon işlemleri ile %66 seviyelerine düştüğü tespit edilmiştir.

190°C sıcaklıkta gerçekleştirilen termal dezentegrasyon işleminin çamur bileşenleri üzerindeki etkisinin incelendiği bir çalışmada lipidler için %67, karbonhidratlar için %56 ve proteinler için %35 olan parçalanma verimliliklerinin sırasıyla %84, %82 ve %46 değerlerine yükseldiği bildirilmiştir (Bougrier ve ark. 2007). Eskicioğlu ve ark. (2006) tarafından gerçekleştirilen başka bir çalışmada da termal dezentegrasyon işlemlerinin kompleks aktif çamur flok yapısını parçalamada ve hücre içi, hücre dışı biyopolimerlerin sıvı faza geçişinde başarılı olduğu rapor edilmiştir.

2.3.3. Biyolojik dezentegrasyon işlemleri

Enzim aktivitesine dayanan biyolojik çamur dezentegrasyon işlemlerinde mikrobiyal hücre duvarları enzimlerin katalizörlüğünde parçalanmaktadır. Hücre dezentegrasyonunda oldukça etkili olan bu dezentegrasyon işlemleri ortam sıcaklığında kendiliğinden gerçekleşebildiği gibi dışarıdan enzim ilavesi yapılarak da gerçekleştirilebilmektedir. Perez-Elvira ve ark. (2006) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada biyolojik çamur dezentegrasyon işlemlerinin mekanik çamur dezentegrasyon işlemleri ile birlikte kullanılabilmesi, meydana gelen ilave hidroliz sayesinde çamur

dezentegrasyon derecesinin artabileceği bildirilmiştir. Ancak biyolojik çamur dezentegrasyon işlemlerinde kullanılan enzimlerin pahalı olması bu işlemlerin kullanımını sınırlandırmaktadır.

2.3.4. Mekanik dezentegrasyon işlemleri

Basınç veya döndürme kuvveti uygulayan çeşitli makinaların kullanılması ile gerçekleştirilen mekanik dezentegrasyon işlemleri arıtma çamurlarının bünyesindeki katı maddelerin gerilip deforme olmasını ve mikrobiyal hücre duvarlarının bu şekilde parçalanmasını sağlayan yöntemleri kapsamaktadır. Karıştırıcı bilyeli değirmenler, yüksek basınçlı homojenizasyon üniteleri, lysate santrifüj yoğunlaştırıcı ve kavitasyon mekanik dezentegrasyon işlemlerinde kullanılan yöntemlerdendir. Bu yöntemlerin anaerobik çürütme işlemlerinde biyogaz üretimini önemli oranlarda arttırdığı yapılan çalışmalarla tespit edilmiştir (Filibeli ve Erden Kaynak 2006).

Arıtma çamurlarına uygulanan mekanik dezentegrasyon işlemlerinden biri olan kavitasyon yönteminin etkinliğinin araştırılması son yıllarda yapılan çalışmalara konu olmakta, bu kapsamda yapılan çalışmalar ise özellikle ultrasonik (akustik) kavitasyon yöntemi üzerinde yoğunlaşmaktadır.

a) Ultrasonik kavitasyon

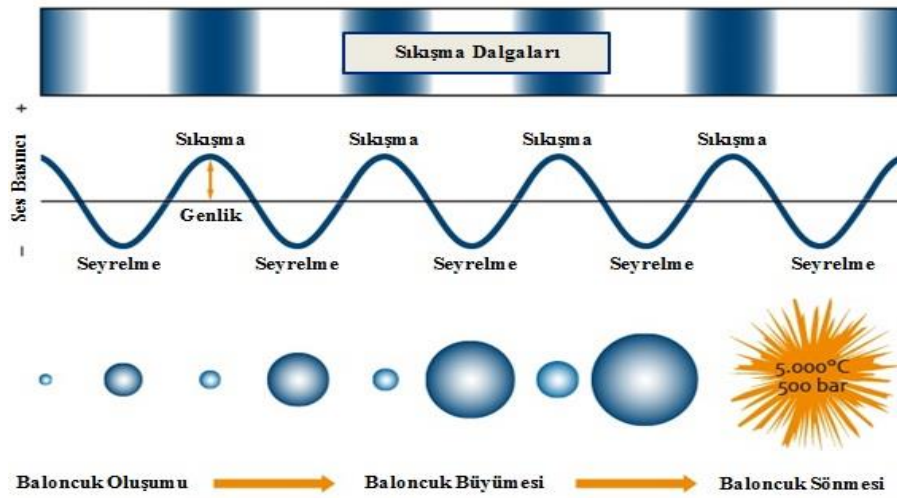
Ses ile desteklenen ve geliştirilen ultrasonik kavitasyon yönteminde ultrasonik dalgaların kavitasyonun etkisiyle •OH radikalleri oluşturması amaçlanmaktadır. Ultrasonik dalgaların sıkışıp seyrelme özelliklerine dayanan bu yöntemde kavitasyon olayının oluş sırası aşağıdaki gibi sıralanmaktadır.

- Ultrasonik dalgaların seyrelme fazında içerisi sıvının doymuş buharı ile dolu olan kavitasyon baloncukları oluşmaktadır.
- Ultrasonik dalgaların sıkıştırma fazında kavitasyon baloncukları içerisindeki buhar yoğunlaşmakta, artan basıncın etkisi ile çeperlerin üst yüzey gerilimi düşmekte, kavitasyon baloncukları sönmektedir.

- ✚ Sıkışma son bulduğunda ise ortamda hızla buharlaşan etrafı çevrili sıvı içerisinde saniyelik şok dalgaları oluşmaktadır.

Kavitasyon olarak adlandırılan bu olay sonucunda 1000 atm'nin üzerinde basınç ve büyük bir enerji açığa çıkmakta, bu enerji kavitasyon baloncuklarının bulunduğu bölgeyi ısıtarak kimyasal reaksiyonlara neden olmaktadır. Açığa çıkan yüksek ısı ve enerjinin kullanılabilirliği ise ultrasonik kavitasyon yönteminin temel prensibini oluşturmaktadır. Şekil 2.6'da kavitasyon oluşumunun mekanizması görülmektedir.

Uygun koşullar sağlandığında ultrasonik kavitasyon H₂O moleküllerinin •H ve •OH radikallerine dönüşümü ve piroliz olmak üzere iki mekanizmada gerçekleşmektedir. Ultrasonik kavitasyon ile açığa çıkan •OH radikali miktarı diğer radikallere oranla çok daha fazla olduğundan kavitasyon işlemi büyük ölçüde •OH radikalinin oksitleyici etkisiyle meydana gelmektedir (Wang ve ark. 2005). Yapılan çalışmalar en verimli sonuçların yüksek frekanslarda (500-600 kHz) maksimum •OH radikali üretimi ile elde edildiğini göstermektedir (Petrier ve ark. 1992, Petrier ve ark. 1994, Colarusso ve Serpone 1996, Entezari ve Kruus 1996, Hua ve Hoffmann 1997). Oksijensiz ortamda organik maddelerin ısı parçalanması olarak tanımlanan piroliz mekanizmasında ise istenilen sıcaklığa ulaşılması ve organik maddelerin yüksek buhar basıncına sahip olması gerekmektedir.



Şekil 2.6. Kavitasyon oluşum mekanizması (Johansson ve ark. 2017)

Ultrasonik kaviteasyon sisteme verilen enerji, ultrasonik frekans ve giriş çamurunun özellikleri gibi birçok faktörden etkilenmektedir. Lehne ve ark. (2001) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada sisteme verilen enerjinin artması ile birlikte kaviteasyon veriminin arttığı bildirilmiştir. 41, 207, 360 ve 1068 kHz frekanslarda ultrasonik kaviteasyon işleminin gerçekleştirildiği başka bir çalışmada dezenteegrasyon derecesi sırasıyla %14, %4, %3 ve %1 olarak tespit edilmiş, 41 kHz'den düşük frekanslarda kaviteasyon veriminin daha yüksek olduğu sonucuna varılmıştır (Tiehm ve ark. 2001). Yine aynı çalışmada kısa sonikasyon sürelerinde sadece çamur floklarının parçalandığı, mikrobiyal hücre duvarlarının parçalanması, çamur katılarının dezentege edilmesi ve organik bileşenlerin çamur sıvı fazına geçirilmesi için daha uzun sonikasyon sürelerine ihtiyaç duyulduğu rapor edilmiştir (Tiehm ve ark. 2001). 5, 15 ve 20 dakika olmak üzere farklı sonikasyon sürelerinde, %3 TKM (Toplam Katı Madde) içeriği, 20 kHz frekans ve 0,768 W/mL ultrases yoğunluğunda ultrasonik kaviteasyon işleminin gerçekleştirildiği bir çalışmada da ÇKOİ salınımı incelenmiş, 5.dakikada 2,58 mg/L olan ÇKOİ konsantrasyonunun 15.dakikada 7,51 mg/L, 20.dakikada 8,91 mg/L olduğu bildirilmiştir (Wang ve ark. 2005). Grönroos ve ark. (2005) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada ise aynı enerji tüketimleri için kısa sonikasyon süreleriyle yüksek ultrases gücü tercih edildiğinde ÇKOİ artışının fazla, uzun sonikasyon süreleriyle düşük ultrases gücü tercih edildiğinde ÇKOİ artışının daha düşük olduğu tespit edilmiştir.

Ultrasonik kaviteasyon işlemleri sonikasyon süresi ve yoğunluğuna bağlı olarak çamur sıvı fazında sıcaklık artışına sebep olmaktadır. Chu ve ark. (2001) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada çamur sıvı fazında meydana gelen bu sıcaklık artışının ultrasonik yoğunluktan daha fazla etkilendiği bildirilmiştir.

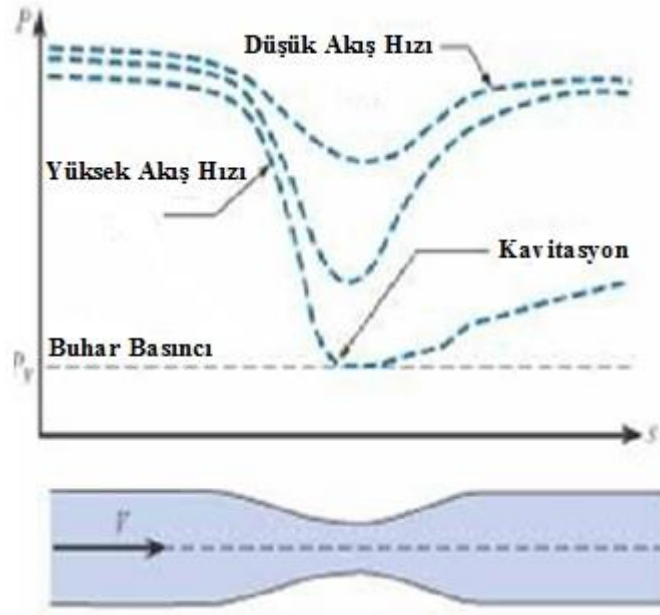
Çamur karakteristiği üzerinde de etkili olan ultrasonik kaviteasyon işlemleri düşük şiddette uygulandığında arıtma çamurlarının çökebilirlik özelliğini iyileştirmekte, yüksek şiddette uygulandığında ise organik maddelerin çamur sıvı fazına geçmesini sağlayarak anaerobik çürütme işlemlerinin verimini arttırmaktadır. Benabdallah El-Hadj ve ark. (2007) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada anaerobik çürütme işlemleri öncesinde ön arıtma işlemi olarak gerçekleştirilen ultrasonik kaviteasyon işleminin KOİ giderimi ve biyogaz üretim verimini önemli ölçüde arttırdığı bildirilmiştir. Tiehm ve

ark. (2001) tarafından gerçekleştirilen başka bir çalışmada anaerobik çürütme işlemleri öncesinde ön arıtma işlemi olarak 7,5, 30, 60 ve 150 dakika olmak üzere farklı sonikasyon sürelerinde, 41 kHz frekansta ultrasonik kaviteasyon işlemi gerçekleştirilmiş, UKM giderim veriminin sırasıyla %5,6, %27, %46 ve %56 oranlarında arttığı tespit edilmiştir.

b) Hidrodinamik kaviteasyon

Anaerobik çürütme işlemleri öncesinde arıtma çamurlarına ön arıtma işlemi olarak uygulanan ultrasonik kaviteasyon yöntemine ilişkin yürütülen bu çalışmaların yanında, mekanik çamur dezentegrasyon yöntemi olarak daha ekonomik bir çözüm olabilecek hidrodinamik kaviteasyon yöntemine ilişkin çalışmaların oldukça kısıtlı olduğu dikkat çekmektedir.

Hidrodinamik kaviteasyon, orifis, vana ya da ventüri gibi dar yapılardan sıvının geçirilmesi ile oluşturulmaktadır. Bu yapılardan geçerken akış alanındaki daralmaya bağlı olarak süreklilik denkleminde göre hızı artan sıvının Bernoulli denkleminde göre basıncı düşmektedir. Düşük akış hızlarında buhar basıncının üzerinde kalan bu basınç, yüksek akış hızlarında buhar basıncı seviyelerinde olabilmektedir. Sıvı basıncının buhar basıncı seviyelerine düşmesi ile birlikte sıvı kaynamaya başlamakta, kaviteasyon baloncukları oluşmakta ve kaviteasyon olayı gerçekleşmektedir (Şekil 2.7). Akış alanının genişlemesi ile birlikte basınç geri kazanılarak kaviteasyon baloncukları sönmektedir. Diğer bir yandan dar akış alanından sıvının geçişi ile birlikte sınır tabaka ayrımı meydana gelmekte, önemli miktarda enerji sürekli bir basınç düşmesi şeklinde kaybolmaktadır. Basınç düşüş büyüklüğü ve basınç geri kazanım oranına bağlı olarak değişen türbülans yoğunluğu ise kaviteasyon yoğunluğunu önemli derecede etkilemektedir.



Şekil 2.7. Hidrodinamik kaviteasyon oluşumu (Dindar ve ark. 2018)

Kaviteasyon yoğunluğu farklı geometrik daralma yapıları kullanılarak ve sıvının akış şartları değiştirilerek ayarlanabilmektedir. C_v (Kaviteasyon Sayısı) boyutsuz bir sayı olup, kaviteasyon yoğunluğu ile debi şartlarını ilişkilendirmek için kullanılmakta ve aşağıdaki denklemlerle hesaplanabilmektedir (Bagal ve Gogate 2013).

$$C_v = \frac{P_2 - P_v}{1/2\rho V_{th}^2} \quad (2.4)$$

P_2 : Tamamen geri kazanılan aşağı akım basıncı

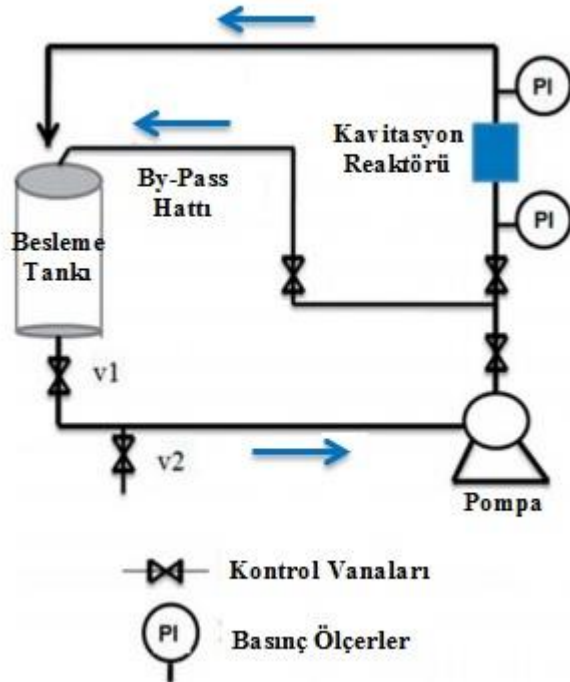
P_v : Sıvının buhar basıncı

V_{th} : Daralma bölgesindeki sıvı hızı

İdeal şartlarda kaviteasyon $C_v < 1$ koşulunda oluşmaktadır. Gogate ve Pandit (2000) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada $C_v > 2$ koşulunda meydana gelen basınç darbesinin kaviteasyon oluşumuna fiziksel ve mekanik olarak az miktarda katkı sağladığı, istenilen kimyasal etkileri yaratmadığı ve bu nedenle kaviteasyon baloncuklarının sönmediği bildirilmiştir. Saharan ve ark. (2013) tarafından gerçekleştirilen başka bir çalışmada atık su arıtımı uygulamalarında optimum

kavitasyon sayısının 0,15 ile 0,25 aralığında değiştiği tespit edilmiştir. Kuldeep Carpenter ve Saharan (2014) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada ise $0,1 > C_v > 0,2$ koşulunda en yüksek kavitasyon veriminin alındığı rapor edilmiştir.

şekil 2.8’de şematik olarak da görülen hidrodinamik kavitasyonun etkileri kavitasyon baloncuklarının oluşumu ve snmesi arasındaki periyotta meydana gelen değişiklere bağlı olarak mekanik etkiler ve fizikokimyasal etkiler olmak üzere iki grupta incelenmektedir. Kavitasyon baloncuklarının snmesi ile birlikte meydana gelen şok dalgaları sayesinde 10^2 - 10^3 bar seviyelerinde basınc ve 10^{18} kW/m³ seviyelerinde büyük bir enerji açığa çıkmakta, bu enerji kavitasyon baloncuklarının bulunduğu bölgeyi 10^3 - 10^4 K seviyelerine kadar ısıtarak kimyasal reaksiyonlara neden olmaktadır. Ayrıca kütle transferi ve kimyasal reaksiyonlar hızlanmakta, kimyasal kompozisyonda değişikliklere neden olan faz geçiş sınır yüzeyinde belirgin bir artış meydana gelmektedir. Bu sayede en güçlü oksidantlardan biri olan ve zincirleme reaksiyonlar için mükemmel bir nc olan •OH radikalleri üretilmektedir.



şekil 2.8. Hidrodinamik kavitasyonun şematik gösterimi (Hilares ve ark. 2017)

Machnicka ve ark. (2009) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada hidrodinamik kavitasyon ile atık aktif çamur hücrelerinin parçalandığı, hücreler tarafından korunan organik bileşenlerin çamur sıvı fazına salındığı ve bu sayede ÇKOİ konsantrasyonlarında artış meydana geldiği bildirilmiştir. Hidrodinamik kavitasyonun çamurdaki organik ve inorganik madde salınımlarına olan etkisinin irdelendiği bir çalışmada atık aktif çamur hidrodinamik kavitasyon yöntemi ile 30 dakika boyunca dezentegre edilmiş, çamur sıvı fazında başlangıçta 8 mg/L seviyelerinde olan protein konsantrasyonunun 81 mg/L seviyelerine ulaştığı bildirilmiştir (Grübel ve Machnicka 2010).

Zubrowska-Sudol ve Walczak (2014) tarafından gerçekleştirilen başka bir çalışmada yoğunlaştırılmış atık aktif çamura uygulanan hidrodinamik kavitasyonun çamur sıvı fazındaki organik bileşenlerin yanı sıra TKN (Toplam Kjeldahl Azotu) ve TP (Toplam Fosfor) konsantrasyonlarını da önemli derecede arttırdığı rapor edilmiştir. Dindar ve ark. (2018) tarafından gerçekleştirilen benzer bir çalışmada da atık aktif çamura uygulanan hidrodinamik kavitasyonun çamur katı fazındaki azot ve fosforu sırasıyla %47 ve %50 oranlarında çözünebilir formlara dönüştürdüğü tespit edilmiştir.

Anaerobik çürütme işlemleri sonucunda meydana gelen çamur miktarını azaltmak ve CH₄ verimini arttırmak üzere atık aktif çamurun hidrodinamik kavitasyon yöntemi ile dezentegre edildiği bir çalışmada ise ultrasonik kavitasyonla benzer prensiplere sahip olan yöntemin enerji verimliliğinin daha yüksek olduğu ortaya konmuştur (Lee ve Han 2013). Aynı dezentegrasyon derecesine ulaşmak için ultrasonik kavitasyona kıyasla üç kat daha az enerji harcadığı tespit edilen hidrodinamik kavitasyon sayesinde daha yüksek dezentegrasyon derecelerine ulaşıldığı ve CH₄ üretiminin arttığı bildirilmiştir. Ayrıca hidrodinamik kavitasyon ile alkali ilave edilerek gerçekleştirilen kimyasal dezentegrasyon işlemlerinin birlikte uygulanması durumunda sinerjik etkilerin gözlemlendiği ve çamurun %53 oranında dezentegre edildiği ifade edilmiştir. Hidrodinamik kavitasyonun anaerobik çürütme verimi üzerindeki etkisinin incelendiği başka bir çalışmada da dezentegre edilmiş çamur örnekleri anaerobik çürütücülere farklı hacimlerde (%10, %20, %30) beslenmiş, biyogaz üretimlerinde sırasıyla %22, %95 ve

%131 oranlarında artış meydana geldiği ve bu yöntemin anaerobik çürütme verimini arttırdığı rapor edilmiştir (Machnicka ve ark. 2009).

Mekanik dezentegrasyon yöntemlerinden biri olan hidrodinamik kavitasyonun anaerobik çürütme işlemleri öncesinde bir ön arıtma metodu olarak kullanılmasını konu alan sınırlı sayıda çalışma mevcuttur. Bu nedenle gerçekleştirilen tez çalışması kapsamında atık su arıtımı alanında yaygın olarak kullanılan hidrodinamik kavitasyonun anaerobik çürütme işlemleri öncesinde bir ön arıtma metodu olarak kullanılabilme potansiyeli araştırılmıştır. Öncelikli olarak hidrodinamik kavitasyon için optimum işletme şartlarının belirlendiği çalışmada bu yöntemin anaerobik çürütme verimi üzerindeki etkisinin ortaya konulması amaçlanmıştır.

3. MATERYAL ve YÖNTEM

3.1. Materyal

3.1.1. Atık aktif çamur

Tez çalışması kapsamında kullanılan atık aktif çamur örnekleri Bursa-Türkiye’de bulunan ve konserve gıda üretimi yapan bir arıtma tesisinden temin edilmiştir. Bu arıtma tesisine gelen atık su bileşkesi evsel nitelikli atık sular ve proses sularından oluşmaktadır. Tesise giren atık su öncelikle kaba ızgara, mekanik ızgara ve kum tutucudan geçmektedir. Terfi havuzuna ulaşan atık su tambur elekten geçtikten sonra nötralizasyon havuzuna iletilmektedir. Asit veya kostik ilavesi ile pH’sı ayarlanan atık su ön temas havuzuna, oradan da havalandırma havuzuna geçmektedir. Çalışma kapsamında kullanılan atık aktif çamura ait bazı özellikler Çizelge 3.1’de verilmiştir.

Çizelge 3.1. Tez çalışması kapsamında kullanılan atık aktif çamura ait bazı özellikler

Parametre	Değer
pH	7,10
EC (mS/cm)	16,32
TKM (%)	1,99
UKM (mg/L)	14770
AKM (mg/L)	18550
UAKM (mg/L)	14570
TKN (mg/L)	644
ÇTKN (mg/L)	35
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	101,5
NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	13,3
TP (mg/L)	354
ÇTP (mg/L)	62
TKOİ (mg/L)	17280
ÇKOİ (mg/L)	382

3.1.2. Aşı çamuru

Anaerobik çürütücülerde aşı çamuru olarak kullanılan çamur örneği ise Bursa-Türkiye’de bulunan süt ürünleri endüstrisi arıtma tesisinden temin edilmiştir. Bu tesis 4 adet anaerobik çürütücüye sahiptir. Tesise gelen organik atıklar öncelikle dengeleme tankına yüklenmektedir. Dengeleme tankındaki katı maddenin %13-%14 arasında olmasına özen gösterilmektedir. Dengeleme tankından çıkan organik maddeler ise anaerobik çürütücülere buradan da separatöre gönderilmektedir. Çalışma kapsamında kullanılan aşı çamuruna ait bazı özellikler Çizelge 3.2’de verilmiştir.

Çizelge 3.2. Tez çalışması kapsamında kullanılan aşı çamuruna ait bazı özellikler

Parametre	Değer
pH	7,83
EC (mS/cm)	48,3
TKM (%)	1,86
UKM (mg/L)	12610
AKM (mg/L)	14980
UAKM (mg/L)	10910
TKN (mg/L)	1176
ÇTKN (mg/L)	57
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	493,5
NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	49,0
TP (mg/L)	656
ÇTP (mg/L)	137
TKOİ (mg/L)	26880
ÇKOİ (mg/L)	1045

3.1.3. Hidrodinamik kaviteyon sistemi

Tez çalışması kapsamında kullanılan hidrodinamik kaviteyon sistemi Şekil 3.1’de görülmektedir. Bu sistem atık aktif çamurun doldurulduğu 20 L hacme sahip bir reaktör, 1,5 kW motor gücüne sahip dikey milli santrifüj pompası ve orifis plakadan

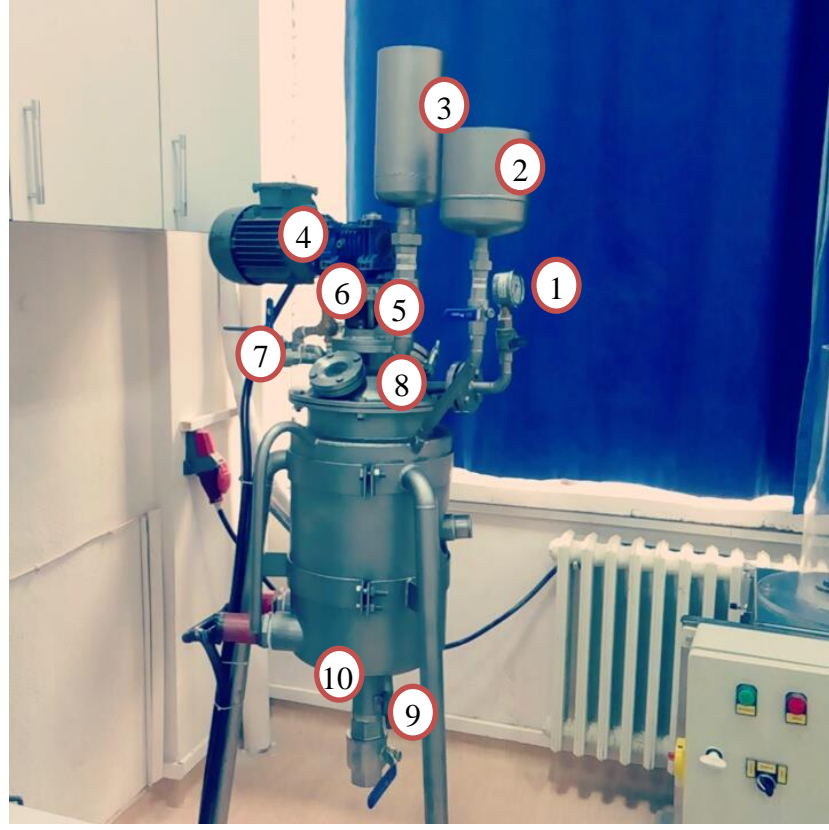
oluşmaktadır. Pompanın çıkışındaki boru ise ana hat ve bypass hattı olmak üzere ikiye ayrılmaktadır. Ana hat üzerine takılan orifis plaka kavitasyonun meydana geldiği kısım olup, ana hat üzerindeki vananın açılıp kapatılması suretiyle orifis plakadan geçen sıvının hızı değiştirilebilmekte ve farklı kavitasyon sayıları ile çalışılabilmektedir.



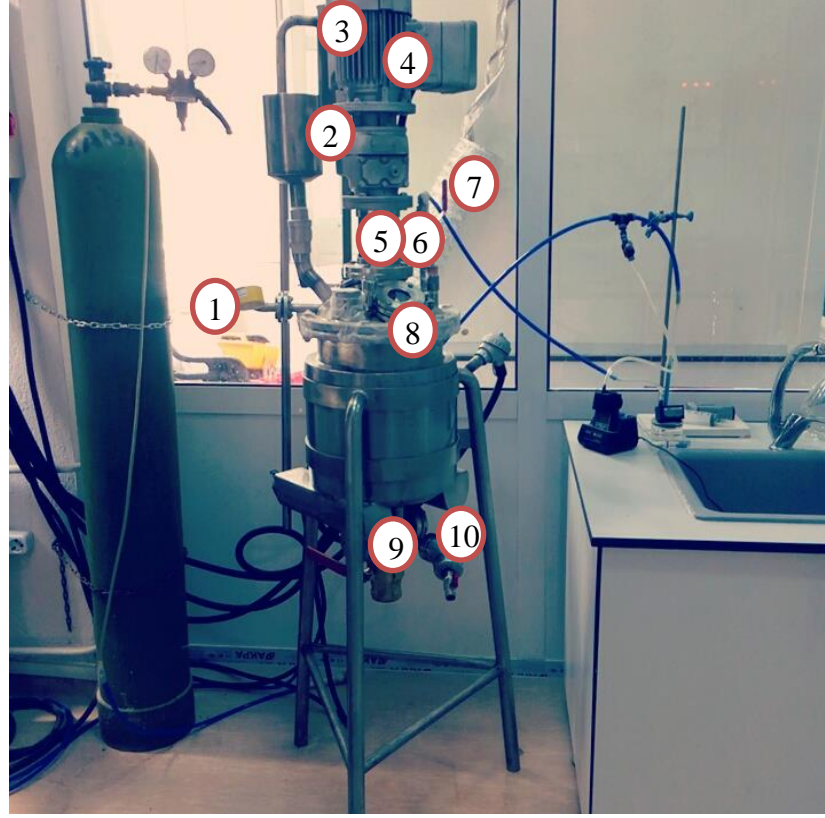
Şekil 3.1. Tez çalışması kapsamında kullanılan hidrodinamik kavitasyon sistemi

3.1.4. Anaerobik reaktörler

Tez çalışması kapsamında kullanılan anaerobik reaktörler Şekil 3.2 ve Şekil 3.3’de görülmektedir. Bu reaktörler 20 L hacme sahip olup, çalışma hacmi 16 L olarak belirlenmiştir. Reaktörlerde substrat olarak ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur kullanılmıştır. Her iki reaktörde de ceket yağı kullanılarak sıcaklık 35°C değerine ayarlanmış, mezofilik koşullarda çalışılmıştır.

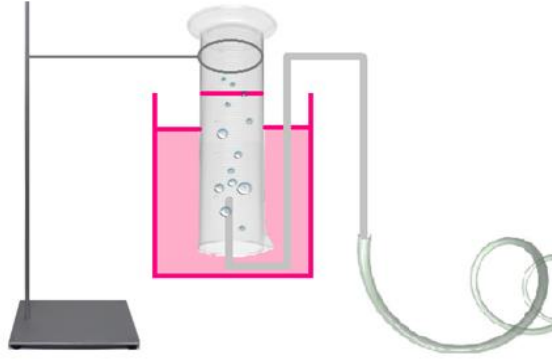


Şekil 3.2. Ham atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktör 1: Manometre, 2: Numune Doldurma Haznesi, 3: Çeket Yağı Doldurma Haznesi, 4: Pompa, 5: Karıştırıcı, 6: Emniyet Vanası, 7: Gaz Çıkış Hattı, 8: Gözetleme Camı, 9: Numune Boşaltma Vanası, 10: Numune Alma Haznesi



Şekil 3.3. Hidrodinamik kaviteasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktör 1: Manometre, 2: Numune Doldurma Haznesi, 3: Ceket Yağı Doldurma Haznesi, 4: Pompa, 5: Karıştırıcı, 6: Emniyet Vanası, 7: Gaz Çıkış Hattı, 8: Gözetleme Camı, 9: Numune Boşaltma Vanası, 10: Numune Alma Haznesi

Paralel olarak işletilen bu anaerobik reaktörlerde günlük üretilen biyogaz miktarları ise Şekil 3.4’de verilen düzenek ile ölçülmüştür. Bu düzenekte içi yer değiştirme sıvısı ile dolu olan 2000 mL hacme sahip plastik mezür, ters çevrilerek yine içi yer değiştirme sıvısı ile dolu olan plastik bir kap içerisine daldırılmış, mezürü sabitlemek için statif ve halka kullanılmıştır. Anaerobik reaktörlerden üretilen biyogaz ise plastik bir hortum yardımıyla mezür içerisine gönderilmiştir. Böylelikle mezüre gelen biyogaz hacmi kadar sıvı plastik kaba boşalmış ve mezür başlangıç sıvı seviyesinde meydana gelen azalmadan günlük üretilen biyogaz miktarları hesaplanmıştır.



Şekil 3.4. Biyogaz hacmi ölçüm düzeneği 1: Statif, 2: 2000 mL'lik Plastik Mezür, 3: Plastik Kap, 4: Yer Değiştirme Sıvısı, 5: Plastik Hortum

3.2. Yöntem

3.2.1. Atık aktif çamur ve aşı çamurunun karakterizasyonu

Çamur örneklerinin EC (Elektriksel İletkenlik) ve pH değerleri 1:5 (w/v) oranında saf su ile çalkalanarak elde edilen ekstraktlarda ölçülmüştür (Rhoades 1982, McLean 1982).

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (Amonyum Azotu) ve $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (Nitrat Azotu) konsantrasyonlarını belirlemek için çamur örnekleri 2M KCl çözeltisi ile ekstrakte edilmiş, ekstraktlardaki konsantrasyonlar MgO ve devarda alaşımı kullanılarak su buharı destilasyonu yöntemiyle belirlenmiştir (Keeney ve Nelson 1982). Kjeldahl yöntemine göre yakma yapılan çamur örneklerinin TKN konsantrasyonlarını belirlemek için de su buharı destilasyonu yöntemi kullanılmıştır (Bremner ve Mulvaney 1982). ÇTKN (Çözünebilir Toplam Kjeldahl Azotu) konsantrasyonlarını belirlemek için ise çamur örnekleri santrifüjlenerek (10000 x g, 4°C, 20 dk) süpernatantlar mavi bantlı filtreden süzölmüş, Kjeldahl yöntemine göre yakma yapıldıktan sonra su buharı destilasyonu yöntemi kullanılmıştır.

TP ve ÇTP (Çözünebilir Toplam Fosfor) analizleri Standart Metotlar'da (APHA, AWWA, WEF, AWWA, WEF 1998) belirtildiği şekilde gerçekleştirilmiştir. TP konsantrasyonlarını belirlemek için çamur örnekleri derişik H_2SO_4 ve %65'lik HNO_3

çözeltileri kullanılarak yakılmış, yakma sonrası elde edilen süpernatantların TP konsantrasyonları askorbik asit yöntemine göre spektrofotometrik olarak belirlenmiştir. ÇTP konsantrasyonlarını belirlemek için ise çamur örnekleri santrifüjlenerek (10000 x g, 4°C, 20 dk) süpernatantlar mavi bantlı filtreden süzölmüş, derişik H₂SO₄ ve %65'lik HNO₃ çözeltileri ile yakma yapıldıktan sonra süpernatantlardaki konsantrasyonlar askorbik asit yöntemine göre spektrofotometrik olarak belirlenmiştir.

TKOİ konsantrasyonları Standart Metotlar'da (APHA, AWWA, WEF 1998) belirtildiği üzere çamur örneklerinin standart potasyum dikromat ve reaktif sülfürik asit çözeltisi varlığında 2 saat boyunca 150°C'de okside edilmesi ve oksitlenmeden kalan potasyum dikromatın ferroin indikatörü varlığında indirgen demir (II) amonyum sülfat çözeltisi kullanılarak titre edilmesi şeklinde belirlenmiştir. ÇKOİ konsantrasyonlarını belirlemek için ise çamur örnekleri santrifüjlenerek (10000 x g, 4°C, 20 dk), süpernatantlar mavi bantlı filtreden süzölmüş ve süpernatantlardaki konsantrasyonlar Standart Metotlar'da (APHA, AWWA, WEF 1998) belirtildiği şekilde tayin edilmiştir.

Çamur örneklerinin TKM, UKM, AKM ve UAKM analizleri de Standart Metotlar'da (APHA, AWWA, WEF 1998) belirtildiği şekilde gerçekleştirilmiştir. TKM analizleri için belirli hacimlerdeki çamur örnekleri sabit tartıma getirilmiş olan krozelere konmuş, 103-105°C'de sabit tartıma gelinceye kadar kurutulmuştur. Meydana gelen ağırlık farkından çamur örneklerinin TKM konsantrasyonları hesaplanmıştır. UKM analizleri için ise TKM analizleri yapılan krozeler 550°C'de 15 dakika boyunca yakılmış, meydana gelen ağırlık kaybından hesaplamalar yapılmıştır. AKM analizleri için belirli hacimlerdeki çamur örnekleri AKM setinden faydalanılarak sabit tartıma getirilmiş olan filtre kağıtlarından süzölmüş, filtre kağıtları üzerindeki kalıntılar 103-105°C'de sabit tartıma gelinceye kadar kurutulmuştur. Meydana gelen ağırlık farkından çamur örneklerinin AKM konsantrasyonları hesaplanmıştır. UAKM analizleri için ise AKM analizleri yapılan filtre kağıtları 550°C'de 15 dakika boyunca yakılmış, meydana gelen ağırlık kaybından hesaplamalar yapılmıştır.

3.2.2. Atık aktif çamurun hidrodinamik kavitasyon ile ön işlemleri

Hidrodinamik kavitasyonun anaerobik çürütme verimi üzerindeki etkisinin ortaya konduğu bu tez çalışmasında öncelikli olarak hidrodinamik kavitasyon için optimum işletme şartlarının belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu doğrultuda Etyam (2017) tarafından gerçekleştirilen çalışma referans alınarak atık aktif çamur için maksimum dezentegrasyonun gerçekleştiği 3 mm çaplı orifis plaka tercih edilmiştir. Orifis plakadan geçen sıvının hızı anahat üzerindeki vananın açılıp kapatılması suretiyle değiştirilerek kavitasyon sayısı 0,3; 0,5; 0,7 ve 0,9 değerlerine ayarlanmıştır. Her bir kavitasyon sayısı için 16 L atık aktif çamur hidrodinamik kavitasyon sisteminde 120 dakika boyunca kavite edilmiştir. Kavitasyon etkinliğini değerlendirmek üzere kavitasyon işlemi boyunca her 30 dakikada bir alınan numunelerde ÇKOİ ve ÇTKN analizleri gerçekleştirilmiştir (APHA, AWWA, WEF 1998). Bu analiz sonuçlarından yola çıkılarak hidrodinamik kavitasyon için en iyi performansın alındığı kavitasyon sayısı belirlenmiştir.

Belirlenen kavitasyon sayısında hidrodinamik kavitasyon sistemi çalıştırılarak farklı pH değerlerinde de denemeler yapılmıştır. Bu doğrultuda pH 9, 10 ve 11 değerlerini sağlayacak şekilde NaOH ilave edilen 16 L atık aktif çamur örnekleri hidrodinamik kavitasyon sisteminde 120 dakika boyunca kavite edilmiştir. Kavitasyon etkinliğini değerlendirmek üzere kavitasyon işlemi boyunca her 30 dakikada bir alınan numunelerde ÇKOİ ve ÇTKN analizleri gerçekleştirilmiştir (APHA, AWWA, WEF 1998). Bu analiz sonuçlarından yola çıkılarak hidrodinamik kavitasyon için en iyi performansın alındığı pH değeri de belirlenmiştir. Ancak hidrodinamik kavitasyonun anaerobik çürütme verimi üzerindeki etkisinin ortaya konulduğu anaerobik çürütme çalışmalarında substrat olarak kullanılan atık aktif çamurun alkali madde kullanılmadan kavite edilmesine karar verilmiştir. Bu doğrultuda optimum işletme şartlarında (orifis delik çapı:3 mm, $C_v:0,3$) 180 dakika boyunca gerçekleştirilen kavitasyon işleminin etkinliğini değerlendirmek üzere kavitasyon işlemi boyunca her 30 dakikada bir alınan numunelerde ÇKOİ analizleri gerçekleştirilmiştir (APHA, AWWA, WEF 1998).

Hidrodinamik kaviteasyonun atık aktif çamur özelliklerinde meydana getirdiği değişimlerin de irdelendiği bu tez çalışmasında kaviteasyon işlemleri boyunca her 30 dakikada bir alınan numunelerde AKM, UAKM, viskozite, ÇTKN, ÇTP, çözünebilir karbonhidrat, çözünebilir protein analizleri ve mikrobiyal analizler gerçekleştirilmiştir.

Atık aktif çamur örneklerinin AKM ve UAKM analizleri Standart Metotlar'da (APHA, AWWA, WEF 1998) belirtildiği şekilde gerçekleştirilmiştir. AKM analizleri için belirli hacimlerdeki atık aktif çamur örnekleri AKM setinden faydalanılarak sabit tartıma getirilmiş olan filtre kağıtlarından süzölmüş, filtre kağıtları üzerindeki kalıntılar 103-105°C'de sabit tartıma gelinceye kadar kurutulmuştur. Meydana gelen ağırlık farkından atık aktif çamur örneklerinin AKM konsantrasyonları hesaplanmıştır. UAKM analizleri için ise AKM analizleri yapılan filtre kağıtları 550°C'de 15 dakika boyunca yakılmış, meydana gelen ağırlık kaybından hesaplamalar yapılmıştır.

Atık aktif çamur örneklerinin viskozite analizleri için hidrodinamik kaviteasyon işlemleri boyunca her 30 dakikada bir alınan atık aktif çamur örnekleri dondurularak Gebze Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü'ne gönderilmiştir.

Atık aktif çamur örneklerinin ÇTKN ve ÇTP analizleri de Standart Metotlar'da (APHA, AWWA, WEF 1998) belirtildiği şekilde gerçekleştirilmiştir. ÇTKN konsantrasyonlarını belirlemek için atık aktif çamur örnekleri santrifüjlenerek (10000 x g, 4°C, 20 dk) süpernatantlar mavi bantlı filtreden süzölmüş, Kjeldahl yöntemine göre yakma yapıldıktan sonra su buharı destilasyonu yöntemi kullanılmıştır. ÇTP konsantrasyonlarını belirlemek için ise atık aktif çamur örnekleri santrifüjlenerek (10000 x g, 4°C, 20 dk) süpernatantlar mavi bantlı filtreden süzölmüş, derişik H₂SO₄ ve %65'lik HNO₃ çözeltileri ile yakma yapıldıktan sonra süpernatantlardaki konsantrasyonlar askorbik asit yöntemine göre spektrofotometrik olarak belirlenmiştir.

Atık aktif çamur örneklerinin çözünebilir protein analizleri Lowry yöntemine göre gerçekleştirilmiştir (Lowry ve ark. 1951). Uygulanan spektrofotometrik yöntemde standart protein çözeltileri BSA (Bovin Serum Albumin) kullanılarak hazırlanmış, absorbans okumaları 750 nm'de yapılmıştır. Çizilen kalibrasyon grafiğinden ve atık

aktif çamur örnekleri için okunan absorbands değerlerinden faydalanılarak atık aktif çamur örneklerin çözünebilir protein konsantrasyonları mg BSA/L olarak hesaplanmıştır. Çözünebilir karbonhidrat analizleri ise fenol-sülfürik asit yöntemine göre gerçekleştirilmiştir (Dubois ve ark. 1956, Krishnaveni ve ark. 1986). Uygulanan spektrofotometrik yöntemde standart karbonhidrat çözeltileri glikoz kullanılarak hazırlanmış, absorbands okumaları 490 nm'de yapılmıştır. Çizilen kalibrasyon grafiğinden ve atık aktif çamur örnekleri için okunan absorbands değerlerinden faydalanılarak atık aktif çamur örneklerinin çözünebilir karbonhidrat konsantrasyonları mg/L olarak hesaplanmıştır.

Atık aktif çamur örneklerinin mikrobiyal analizleri *Escherichia Coli*, *Pseudomonas Aeruginosa* ve *Bacillus Subtilis* indikatör bakterilerinin dökme plak yöntemine göre belirlenmesi şeklinde gerçekleştirilmiştir. Bu doğrultuda *Escherichia Coli* belirlemesi için Endo Agar, *Pseudomonas Aeruginosa* ve *Bacillus Subtilis* belirlemesi için ise Nutrient Agar hazır besi yerleri kullanılmıştır. Kavitasyon işlemi boyunca alınan atık aktif çamur örneklerinin ekim yapıldığı bu besi yerleri 24 saat boyunca 37°C'de inkübe edilmiştir. İnkübasyon sonunda besi yerlerinde gelişen koloniler koloni sayıcı kullanılarak sayılmış ve sonuçlar CFU (Koloni Oluşturan Birim) olarak hesaplanmıştır.

3.2.3. Anaerobik reaktörlerin işletmeye alınması

Bu tez çalışması kapsamında birbirine paralel iki adet anaerobik reaktör işletilmiştir. Anaerobik reaktörlerden birinde ham atık aktif çamur, diğerinde ise hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur substrat olarak kullanılmıştır. Anaerobik reaktörlere yükleme yapılmadan önce ham atık aktif çamur, hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ve aşı çamuru oda sıcaklığına kadar soğutulmuştur. 20 L hacme sahip olan anaerobik reaktörlerde çalışma hacmi 16 L olarak seçilmiş, F/M (Besin/Mikroorganizma) oranı 3:1 olacak şekilde 12 L substrat çamuru, 4 L aşı çamuru ile yükleme yapılmıştır. Anaerobik reaktörlere yükleme sırasında girmiş olabilecek O₂ ise N₂ gazı kullanılarak ortamdan uzaklaştırılmıştır. Her iki anaerobik reaktörün sıcaklığı ceket yağı kullanılarak 35°C'ye sabitlenmiş, mezofilik koşullarda çalışılmıştır. Katı bekletme süresi 63 gün seçilerek belirli aralıklarla alınan çamur

numunelerinde pH, uçucu asit, alkalinite, KOİ, TKM, UKM, AKM ve UAKM analizleri gerçekleştirilmiştir. Günlük üretilen biyogaz miktarları ve belirli aralıklarla tespit edilen gaz kompozisyon verilerinden yola çıkılarak günlük üretilen metan gazı miktarları hesaplanmıştır.

Çamur örneklerinin pH değerleri 1:5 (w/v) oranında saf su ile çalkalanarak elde edilen ekstraktlarda ölçülmüştür (Rhoades 1982, McLean 1982).

Uçucu asit ve alkalinite konsantrasyonları Voß ve ark. (2009) tarafından bildirildiği şekilde belirlenmiştir. Bu doğrultuda 20 mL çamur örneğinin üzerine 120 mL distile su ilave edilerek pH 5 değerine kadar 0,1 N H₂SO₄ çözeltisi ile titrasyon gerçekleştirilmiş, sarfiyat değerlerinden alkalinite konsantrasyonları hesaplanmıştır. Daha sonra pH 5 değerinden pH 4,5 değerine kadar titrasyona devam edilmiş, elde edilen sarfiyat değerlerinden uçucu asit konsantrasyonları hesaplanmıştır.

TKOİ konsantrasyonları Standart Metotlar'da (APHA, AWWA, WEF 1998) belirtildiği üzere çamur örneklerinin standart potasyum dikromat ve reaktif sülfürik asit çözeltisi varlığında 2 saat boyunca 150°C'de okside edilmesi ve oksitlenmeden kalan potasyum dikromatın ferroin indikatörü varlığında indirgen demir (II) amonyum sülfat çözeltisi kullanılarak titre edilmesi şeklinde belirlenmiştir.

Çamur örneklerinin TKM, UKM, AKM ve UAKM analizleri de Standart Metotlar'da (APHA, AWWA, WEF 1998) belirtildiği şekilde gerçekleştirilmiştir. TKM analizleri için belirli hacimlerdeki çamur örnekleri sabit tartıma getirilmiş olan krozelere konmuş, 103-105°C'de sabit tartıma gelinceye kadar kurutulmuştur. Meydana gelen ağırlık farkından çamur örneklerinin TKM konsantrasyonları hesaplanmıştır. UKM analizleri için ise TKM analizleri yapılan krozeler 550°C'de 15 dakika boyunca yakılmış, meydana gelen ağırlık kaybından hesaplamalar yapılmıştır. AKM analizleri için belirli hacimlerdeki çamur örnekleri AKM setinden faydalanılarak sabit tartıma getirilmiş olan filtre kağıtlarından süzölmüş, filtre kağıtları üzerindeki kalıntılar 103-105°C'de sabit tartıma gelinceye kadar kurutulmuştur. Meydana gelen ağırlık farkından çamur örneklerinin AKM konsantrasyonları hesaplanmıştır. UAKM analizleri için ise AKM

analizleri yapılan filtre kağıtları 550°C’de 15 dakika boyunca yakılmış, meydana gelen ağırlık kaybından hesaplamalar yapılmıştır.

Anaerobik reaktörlerde günlük üretilen biyogaz miktarları hacimsel yer değiştirme metodunun kullanıldığı bir deney düzeneği yardımıyla belirlenmiştir. Bu düzenekte kullanılan yer değiştirme sıvısı ise Standart Metotlar’da (APHA, AWWA, WEF 1998) belirtildiği üzere 200 gr Na₂SO₄, 30 mL derişik H₂SO₄ ve 2 damla metil oranjin saf suda çözülmesi ve 1 L’ye tamamlanması şeklinde hazırlanmıştır.

Gaz kompozisyonlarının tespiti için belirli aralıklarla alınan 0,2 mL hacmindeki biyogaz numuneleri şırınga yardımı ile Agilent Technologies 7890A GC (Gaz Kromatografisi) cihazına enjekte edilmiş, biyogaz içerisindeki metan gazı yüzdeleri elde edilen kromatogramlarda pik alanlarının hesaplanması ile bulunmuştur. Şekil 3.5’de tez çalışması kapsamında kullanılan gaz kromatografisi cihazı verilmiştir.



Şekil 3.5. Gaz kromatografisi cihazı

Metan gazının biyogaz içerisindeki yüzdesi eşitlik (4.1) kullanılarak hesaplanmıştır (Ünşar 2013).

$$\% \text{ Metan İçeriği} = \frac{A_1 \times 0,995}{A_2} \times 100 \quad (4.1)$$

A₁: Numuneye ait metan gazının pik alanı

A₂: %99,5 saflıktaki metan gazının pik alanı

3.2.4. İstatiksel analizler

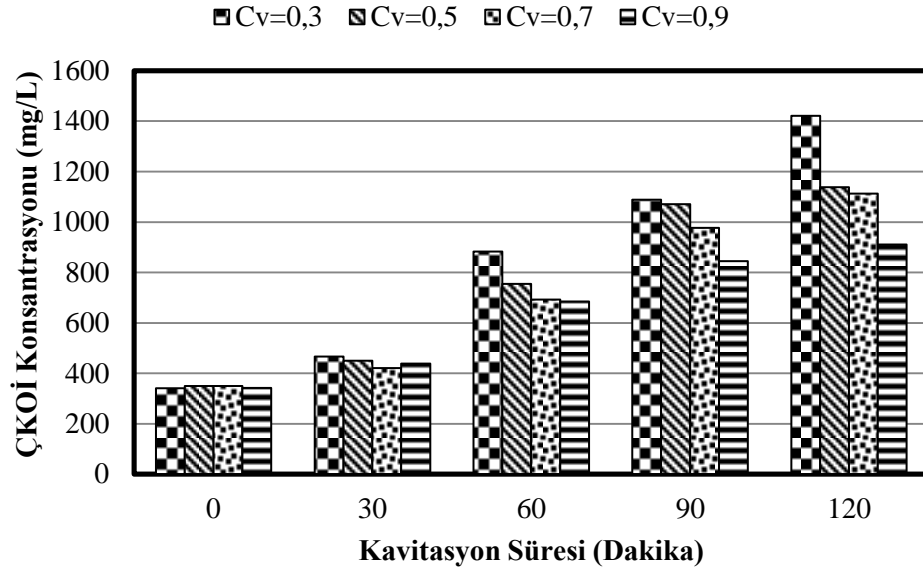
Bu tez çalışması kapsamında gerçekleştirilen istatistiksel hesaplamalarda STATISTICA 10 (Statsoft, USA) yazılımı kullanılmıştır. Optimum işletme şartlarının belirlenmesi amacıyla gerçekleştirilen dezentegrasyon işlemlerinde kavitasyon sayısı, kavitasyon süresi ve pH'nın etkisi ile anaerobik çürütme çalışmalarında işletim süresi ve substrat çamurunun etkisi 2 yönlü ANOVA testi ile belirlenmiştir. Hidrodinamik kavitasyonun atık aktif çamur fiziksel ve kimyasal özelliklerinde meydana getirdiği değişimlerin irdelenmesi amacıyla gerçekleştirilen dezentegrasyon işlemlerinde ise kavitasyon süresinin etkisi tek yönlü ANOVA testi ile belirlenmiştir. ANOVA testleri ile etkileri önemli bulunan parametrelerin post hoc analizleri Tukey HSD çoklu karşılaştırma yöntemleri kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

4. BULGULAR ve TARTIŞMA

4.1. Hidrodinamik Kavitasyon için Optimum Şartların Belirlenmesi

Hidrodinamik kavitasyonun anaerobik çürütme verimi üzerindeki etkisinin ortaya konduğu bu tez çalışmasında öncelikli olarak hidrodinamik kavitasyon için optimum işletme şartlarının belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu doğrultuda Etyam (2017) tarafından gerçekleştirilen çalışma referans alınarak atık aktif çamur için maksimum dezentegrasyonun gerçekleştiği 3 mm çaplı orifis plaka tercih edilmiştir. Orifis plakadan geçen sıvının hızı anahat üzerindeki vananın açılıp kapatılması suretiyle değiştirilerek kavitasyon sayısı 0,3; 0,5; 0,7 ve 0,9 değerlerine ayarlanmıştır. Her bir kavitasyon sayısı için 16 L atık aktif çamur hidrodinamik kavitasyon sisteminde 120 dakika boyunca kavite edilmiştir. Kavitasyon etkinliğini değerlendirmek üzere kavitasyon işlemi boyunca her 30 dakikada bir alınan numunelerde ÇKOİ ve ÇTKN analizleri gerçekleştirilmiştir (APHA, AWWA, WEF 1998). Farklı kavitasyon sayıları için hidrodinamik kavitasyon süresince atık aktif çamur ÇKOİ ve ÇTKN konsantrasyonlarında meydana gelen değişimler ise Şekil 4.1 ve Şekil 4.2’de sunulmuştur.

Şekil 4.1 incelendiğinde farklı kavitasyon sayılarında gerçekleştirilen hidrodinamik kavitasyonun atık aktif çamurun 382 mg/L olan ÇKOİ konsantrasyonunu arttırdığı görülmektedir. Bu artışın kavitasyon sayısının 0,3 değerine ayarlandığı şartlarda daha belirgin olduğu tespit edilmiştir ($p < 0,001$). Kavitasyonun 120.dakikalarına gelindiğinde kavitasyon sayısının 0,9; 0,7 ve 0,5 değerlerine ayarlandığı şartlarda sırasıyla 910 mg/L, 1112 mg/L, 1138 mg/L olarak belirlenen ÇKOİ konsantrasyonunun kavitasyon sayısının 0,3 değerine ayarlandığı şartlarda 1421 mg/L seviyelerine ulaştığı belirlenmiştir. Elde edilen veriler kavitasyon sayısının artması ile birlikte kavitasyon etkinliğinin azaldığını açıkça ortaya koymaktadır. Kavitasyon sayısının artması ile birlikte orifis plakadan geçen atık aktif çamur hızının azalmasının atık aktif çamur çözünürlüğünü olumsuz etkilendiği düşünülmektedir.



Şekil 4.1. Farklı kavitasyon sayılarında gerçekleştirilen hidrodinamik kavitasyon süresince atık aktif çamur ÇKOİ konsantrasyonunda meydana gelen değişimler

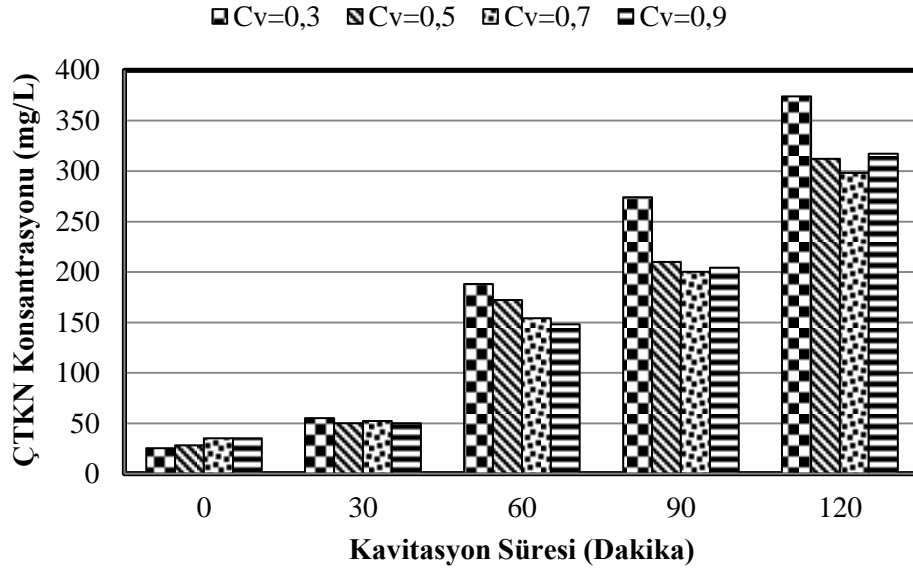
Grübel ve Machnicka (2010) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada hidrodinamik kavitasyon işlemi atık aktif çamura uygulanan mekanik kuvvetler vasıtasıyla çamur flok yapısının bozulduğu, mikrobiyal hücre duvarları tarafından korunan organik materyallerin sıvı faza geçerek çözünebilir formlara dönüştüğü bildirilmiştir. Bu sayede atık aktif çamurun 42 mg/L olan ÇKOİ konsantrasyonunun hidrodinamik kavitasyon ile 326 mg/L değerine ulaştığı rapor edilmiştir.

Topaç Şağban ve ark. (2016) tarafından gerçekleştirilen başka bir çalışmada 4 mm çaplı orifis plakanın kullanıldığı, kavitasyon sayısının 0,2 ve 0,8 değerlerine ayarlandığı hidrodinamik kavitasyon sisteminde atık aktif çamur 90 dakika boyunca kavite edilmiştir. Hidrodinamik kavitasyonun atık aktif çamurun 300 mg/L olan ÇKOİ konsantrasyonunu belirgin ölçüde arttırdığı tespit edilmiştir. Bu artışın hidrodinamik kavitasyon sonucu oluşan kavitasyon balonlarının sönmeleriyle sıcaklığın 10000 K ve basıncın 1000 atm olduğu bölgelerin oluşmasından kaynaklandığı vurgulanmıştır. Kavitasyon sayısının 0,8 değerine ayarlandığı şartlarda 90 dakikanın sonunda ulaşılan ÇKOİ konsantrasyonunun 625 mg/L olduğu, kavitasyon sayısının 0,2 değerine ayarlandığı şartlarda çok daha yüksek değerler elde edildiği (1335 mg/L) bildirilmiştir. Elde edilen verilere dayanarak kavitasyon sayısının 0,2 değerine ayarlandığı şartlarda

gerçekleştirilen hidrodinamik kavitasyonun atık aktif çamur çözünürlüğünü arttırmada daha etkili olduğu sonucuna varılmıştır.

Etyam (2017) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada ise 3,4 ve 5 mm çaplı orifis plakaların kullanıldığı ve kavitasyon sayısının 0,2; 0,5 ve 0,8 değerlerine ayarlandığı hidrodinamik kavitasyon sisteminde atık aktif çamur 150 dakika boyunca kavite edilmiştir. Hidrodinamik kavitasyon ile ulaşılan ÇKOİ konsantrasyonlarının kullanılan orifis plaka çapı ve kavitasyon sayısına bağlı olarak 1000-1800 mg/L aralığında değiştiği, ulaşılan maksimum ÇKOİ konsantrasyonunun 3 mm orifis plaka çapının kullanıldığı ve kavitasyon sayısının 0,2 değerine ayarlandığı şartlarda elde edildiği ortaya konmuştur.

Her bir kavitasyon sayısı için kavitasyon süresince atık aktif çamurun ÇTKN konsantrasyonunda meydana gelen değişimin ÇKOİ konsantrasyonunda meydana gelen değişim ile benzer bir eğilim içerisinde olduğu Şekil 4.2’de görülmektedir.



Şekil 4.2. Farklı kavitasyon sayılarında gerçekleştirilen hidrodinamik kavitasyon süresince atık aktif çamur ÇTKN konsantrasyonunda meydana gelen değişimler

Şekil 4.2 incelendiğinde farklı kavitasyon sayılarında gerçekleştirilen hidrodinamik kavitasyonun atık aktif çamurun 35 mg/L olan ÇTKN konsantrasyonunu arttırdığı

görülmektedir. Bu artışın kavitasyon sayısının 0,3 değerine ayarlandığı şartlarda daha belirgin olduğu tespit edilmiştir ($p < 0,001$). Kavitasyonun 120.dakikalarına gelindiğinde kavitasyon sayısının 0,9; 0,7 ve 0,5 değerlerine ayarlandığı şartlarda sırasıyla 317 mg/L, 298 mg/L, 312 mg/L olarak belirlenen ÇTKN konsantrasyonunun kavitasyon sayısının 0,3 değerine ayarlandığı şartlarda 374 mg/L seviyelerine ulaştığı belirlenmiştir. Elde edilen veriler kavitasyon sayısının artması ile birlikte kavitasyon etkinliğinin azaldığını destekler niteliktedir.

Grübel ve Machnicka (2010) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada hidrodinamik kavitasyonun atık aktif çamur organik ve inorganik madde içeriğine olan etkisi belirlenmiştir. Hidrodinamik kavitasyonun atık aktif çamurun 8 mg/L olan çözünebilir protein konsantrasyonunu belirgin ölçüde arttırdığı tespit edilmiştir. Proteinlerin %16-19 aralığında azot içerdiği göz önünde bulundurulduğunda dolaylı olarak ÇTKN konsantrasyonunun da arttığı bildirilmiştir (Dindar ve ark. 2018).

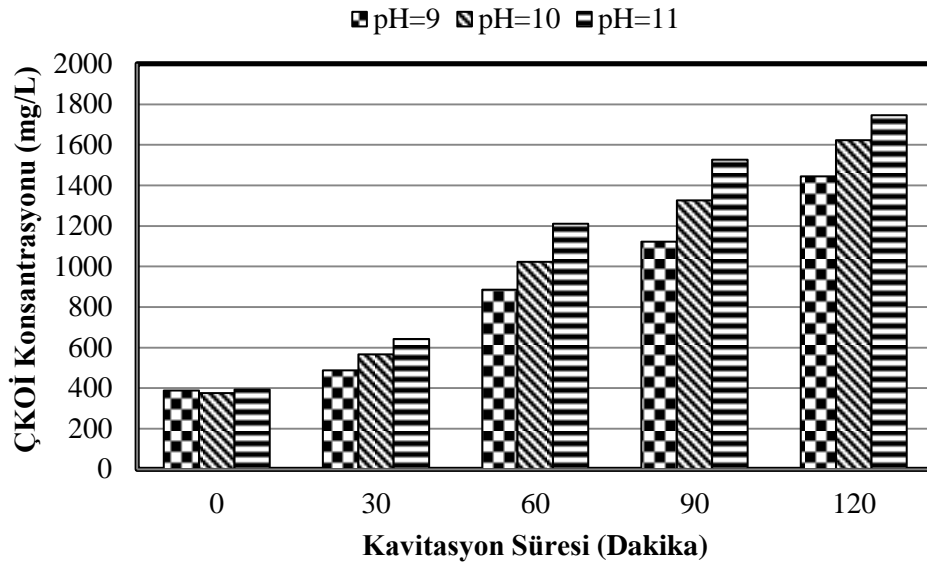
Yoğunlaştırılmış atık aktif çamurun hidrodinamik kavitasyon sistemi ile kavite edildiği başka bir çalışmada çamur sıvı fazındaki TKN konsantrasyonunun önemli derecede artış gösterdiği ifade edilmiştir (Zubrowska-Sudol ve Walczak 2014).

Topaç Şağban ve ark. (2016) tarafından gerçekleştirilen 4 mm çaplı orifis plakanın kullanıldığı, kavitasyon sayısının 0,2 ve 0,8 değerlerine ayarlandığı hidrodinamik kavitasyon sisteminde atık aktif çamurun 90 dakika boyunca kavite edildiği çalışmada 34 mg/L olan ÇTKN konsantrasyonunun belirgin ölçüde arttığı tespit edilmiştir. Ulaşılan maksimum ÇTKN konsantrasyonunun kavitasyon sayısının 0,8 değerine ayarlandığı şartlarda 110 mg/L, 0,2 değerine ayarlandığı şartlarda ise 305 mg/L olduğu rapor edilmiştir. Bu artışlardan yola çıkılarak çamur katı fazında bulunan TKN'nin hidrodinamik kavitasyon ile çözünebilir formlara dönüşebildiği vurgulanmıştır.

Dindar ve ark. (2018) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada ise 3,4 ve 5 mm çaplı orifis plakaların kullanıldığı ve kavitasyon sayısının 0,2; 0,5 ve 0,8 değerlerine ayarlandığı hidrodinamik kavitasyon sisteminde atık aktif çamur 150 dakika boyunca kavite edilmiştir. Hidrodinamik kavitasyonun atık aktif çamurun 52 mg/L olan ÇTKN

konsantrasyonunu belirgin ölçüde arttırdığı tespit edilmiştir. Meydana gelen bu artışın hidrodinamik kavitasyonun parçalanma verimliliğini değerlendirmek için faydalı bir yaklaşım olduğu, en yüksek ÇTKN konsantrasyonlarının 3 ve 4 mm çaplı orifis plakaların kullanıldığı ve kavitasyon sayısının 0,2 değerine ayarlandığı şartlarda tespit edildiği bildirilmiştir. Atık aktif çamurun 724 mg/L olan TKN konsantrasyonu göz önünde bulundurulduğunda 3 mm çaplı orifis plakanın kullanıldığı ve kavitasyon sayısının 0,2 değerine ayarlandığı şartlarda meydana gelen artışın daha belirgin olduğu rapor edilmiştir. Yapılan denemelerde ulaşılan maksimum ÇTKN konsantrasyonunun 370 mg/L olduğu, hidrodinamik kavitasyon ile çamur katı fazındaki azotun yaklaşık %50'sinin çözünebilir formlara dönüştüğü tespit edilmiştir. Kavitasyon sayısının artması ile birlikte kavitasyon etkinliğinin azaldığı vurgulanmıştır.

Farklı kavitasyon sayılarında gerçekleştirilen hidrodinamik kavitasyon işlemleri sonucunda elde edilen veriler optimum kavitasyon sayısının 0,3 olduğunu ortaya koymuştur. Optimum pH değerini belirlemek için ise asit ilave edilerek gerçekleştirilen kimyasal dezentegrasyon işlemlerine göre daha fazla uygulama alanı bulan alkali ortam koşullarında çalışılmıştır. Alkali ilave edilerek gerçekleştirilen dezentegrasyon işlemlerinde NaOH kimyasalının KOH, Mg(OH)₂ ve Ca(OH)₂ kimyasallarına göre daha etkili olduğunu gösteren birçok çalışma mevcuttur (Kim ve ark. 2003, Li ve ark. 2008, Jin ve ark. 2009). Bu çalışmalar göz önünde bulundurularak atık aktif çamurun pH'sı NaOH çözeltisi kullanılarak 9,10 ve 11 değerlerine ayarlanmıştır. 3 mm çaplı orifis plakanın kullanıldığı ve kavitasyon sayısının 0,3 değerine ayarlandığı şartlarda her bir pH değeri için 16 L atık aktif çamur hidrodinamik kavitasyon sisteminde 120 dakika boyunca kavite edilmiştir. Kavitasyon etkinliğini değerlendirmek üzere kavitasyon işlemi boyunca her 30 dakikada bir alınan numunelerde ÇKOİ ve ÇTKN analizleri gerçekleştirilmiştir (APHA, AWWA, WEF 1998). Farklı pH değerleri için hidrodinamik kavitasyon süresince atık aktif çamur ÇKOİ ve ÇTKN konsantrasyonlarında meydana gelen değişimler ise Şekil 4.3 ve Şekil 4.4'de sunulmuştur.



Şekil 4.3. Farklı pH değerlerinde gerçekleştirilen hidrodinamik kavite süresince atık aktif çamur ÇKOİ konsantrasyonunda meydana gelen değişimler

Şekil 4.3 incelendiğinde farklı pH değerlerinde gerçekleştirilen hidrodinamik kavite süresince atık aktif çamurun 382 mg/L olan ÇKOİ konsantrasyonunu arttırdığı görülmektedir. Kavite süresince 120 dakikalara gelindiğinde pH'nın 9; 10 ve 11 değerlerine ayarlandığı şartlarda sırasıyla 1444 mg/L, 1622 mg/L, 1745 mg/L seviyelerine ulaşan ÇKOİ konsantrasyonunda en belirgin artışın pH'nın 11 değerine ayarlandığı şartlarda meydana geldiği tespit edilmiştir ($p < 0,001$). Alkali ilave edilmeden ve kavite sayısının 0,3 değerine ayarlandığı şartlarda gerçekleştirilen hidrodinamik kavite işlemlerinde ÇKOİ konsantrasyonunun 1421 mg/L seviyelerine ulaştığı göz önünde bulundurulursa pH'nın 11 değerine ayarlandığı şartlarda gerçekleştirilen kavite işlemlerinde %19 oranında daha fazla ÇKOİ artışı meydana geldiği görülmektedir. Elde edilen veriler NaOH dozunun artması ile birlikte kavite etkinliğinin arttığını açıkça ortaya koymaktadır.

Li ve ark. (2008) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada atık aktif çamur NaOH ve $\text{Ca}(\text{OH})_2$ kimyasalları ilave edilerek kavite edilmiştir. Dezentegrasyon süresi ve NaOH dozunun artması ile birlikte atık aktif çamur çözünürlüğünün arttığı, çamur çözünürlüğünü arttırmada kimyasal madde dozunun dezentegrasyon süresinden daha etkili olduğu bildirilmiştir. $\text{Ca}(\text{OH})_2$ kimyasalı ilave edilerek gerçekleştirilen

kavitasyon işleminde Ca^{2+} iyonunun dağılan hücrelerin ve organik polimerlerin yeniden flokülasyonunu sağladığı, bu nedenle atık aktif çamur parçalanma veriminin düştüğü rapor edilmiştir.

Chang ve ark. (2002) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada da atık aktif çamur NaOH kimyasalı ilave edilerek kavite edilmiş, NaOH dozunun ve atık aktif çamur AKM yüzdesinin artması ile birlikte ÇKOİ konsantrasyonunun arttığı tespit edilmiştir.

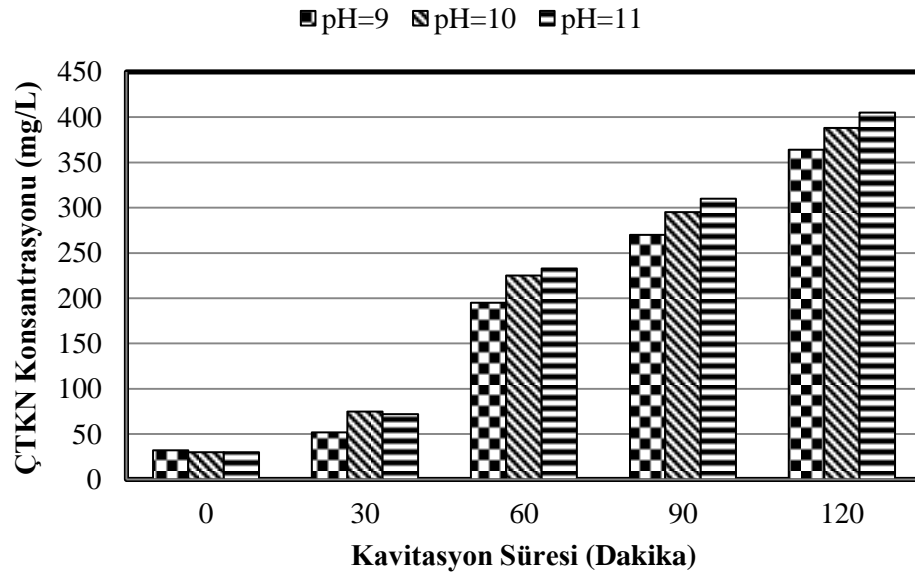
Atık aktif çamura pH 7, 8, 9, 10, 11 değerlerini sağlayacak şekilde NaOH kimyasalı ilave edilerek hidrodinamik kavitasyon işleminin uygulandığı başka bir çalışmada optimum pH değeri 9 olarak belirlenmiştir (Grübel ve Suschka 2015). Alkali ilave edilmeden gerçekleştirilen hidrodinamik kavitasyon işleminde 1450 mg/L olarak belirlenen ÇKOİ konsantrasyonunun pH'nın 9 değerine ayarlandığı şartlarda gerçekleştirilen kavitasyon işlemi ile 2800 mg/L seviyelerine ulaştığı rapor edilmiştir.

Topaç Şağban ve ark. (2016) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada ise 4 mm çaplı orifis plakanın kullanıldığı, kavitasyon sayısının 0,2 ve 0,8 değerlerine ayarlandığı hidrodinamik kavitasyon sisteminde NaOH kimyasalı ilave edilerek pH'sı 10 ve 11 değerlerine ayarlanan atık aktif çamur 90 dakika boyunca kavite edilmiştir. pH'nın 10 değerine ayarlandığı şartlarda hafif bir artış eğilimi gösteren ÇKOİ konsantrasyonunun pH'nın 11 değerine ayarlandığı şartlarda 712 mg/L seviyelerine ulaştığı bildirilmiştir. Elde edilen verilere dayanarak pH'nın 11 değerine ayarlandığı şartlarda gerçekleştirilen hidrodinamik kavitasyonun atık aktif çamur çözünürlüğünü arttırmada daha etkili olduğu sonucuna varılmıştır.

Etyam (2017) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada da 3 mm çaplı orifis plakanın kullanıldığı ve kavitasyon sayısının 0,2 değerlerine ayarlandığı hidrodinamik kavitasyon sisteminde NaOH ve $Ca(OH)_2$ kimyasalları ilave edilerek pH'sı 9,10 ve 11 değerlerine ayarlanan atık aktif çamur 150 dakika boyunca kavite edilmiştir. Kavitasyon etkinliğini değerlendirmek üzere kavitasyon işlemi boyunca alınan numunelerde gerçekleştirilen ÇKOİ analizleri neticesinde NaOH ve $Ca(OH)_2$ ilavesinin sistem performansına olumlu yönde etki yaptığı ortaya konmuştur. ÇKOİ konsantrasyonlarında en belirgin artışın

pH'nın 11 değerine ayarlandığı şartlarda meydana geldiği, ancak meydana gelen bu artışın $\text{Ca}(\text{OH})_2$ kimyasalı ilave edilerek gerçekleştirilen kavitasyon işlemlerinde NaOH kimyasalı ilave edilerek gerçekleştirilen kavitasyon işlemlerine göre daha düşük olduğu tespit edilmiştir. Monobazik alkali reaktiflerdeki iyonik bağ kuvvetinin dibazik alkali reaktiflere göre daha zayıf olduğu, bu nedenle hidrodinamik kavitasyon işlemlerinde $\bullet\text{OH}$ radikali oluşumunun kolaylaştığı ve daha fazla radikalın atık aktif çamur üzerinde etkili olduğu vurgulanmıştır. Alkali ilave edilmeden gerçekleştirilen hidrodinamik kavitasyon işleminde 1800 mg/L olarak belirlenen ÇKOİ konsantrasyonunun pH'nın 11 değerine ayarlandığı şartlarda gerçekleştirilen kavitasyon işlemi ile 2750 mg/L seviyelerine ulaştığı rapor edilmiştir.

Her bir pH değeri için kavitasyon süresince atık aktif çamurun ÇTKN konsantrasyonunda meydana gelen değişimin ÇKOİ konsantrasyonunda meydana gelen değişim ile benzer bir eğilim içerisinde olduğu Şekil 4.4'de görülmektedir.



Şekil 4.4. Farklı pH değerlerinde gerçekleştirilen hidrodinamik kavitasyon süresince atık aktif çamur ÇTKN konsantrasyonunda meydana gelen değişimler

Şekil 4.4 incelendiğinde farklı pH değerlerinde gerçekleştirilen hidrodinamik kavitasyonun atık aktif çamurun 35 mg/L olan ÇTKN konsantrasyonunu arttırdığı görülmektedir. Kavitasyonun 120.dakikalarına gelindiğinde pH'nın 9, 10 ve 11

değerlerine ayarlandığı şartlarda sırasıyla 364 mg/L, 388 mg/L, 405 mg/L seviyelerine ulaşan ÇTKN konsantrasyonunda en belirgin artışın pH'nın 11 değerine ayarlandığı şartlarda meydana geldiği tespit edilmiştir ($p < 0,001$). Alkali ilave edilmeden ve kavitasyon sayısının 0,3 değerine ayarlandığı şartlarda gerçekleştirilen hidrodinamik kavitasyon işlemlerinde ÇTKN konsantrasyonunun 374 mg/L seviyelerine ulaştığı göz önünde bulundurulursa pH'nın 11 değerine ayarlandığı şartlarda gerçekleştirilen kavitasyon işlemlerinde %8 oranında daha fazla ÇTKN artışı meydana geldiği görülmektedir. Elde edilen veriler NaOH dozunun artması ile birlikte kavitasyon etkinliğinin arttığını destekler niteliktedir.

Topaç Şağban ve ark. (2016) tarafından gerçekleştirilen 4 mm çaplı orifis plakanın kullanıldığı, kavitasyon sayısının 0,2 ve 0,8 değerlerine ayarlandığı hidrodinamik kavitasyon sisteminde NaOH kimyasalı ilave edilerek pH'sı 10 ve 11 değerlerine ayarlanan atık aktif çamurun 90 dakika boyunca kavite edildiği çalışmada ÇTKN konsantrasyonlarının 91-135 mg/L seviyelerine ulaştığı bildirilmiştir.

Etyam (2017) tarafından gerçekleştirilen 3 mm çaplı orifis plakanın kullanıldığı ve kavitasyon sayısının 0,2 değerlerine ayarlandığı hidrodinamik kavitasyon sisteminde NaOH ve Ca(OH)_2 kimyasalları ilave edilerek pH'sı 9,10 ve 11 değerlerine ayarlanan atık aktif çamurun 150 dakika boyunca kavite edildiği çalışmada ÇTKN konsantrasyonlarında meydana gelen değişimin ÇKOİ konsantrasyonlarında meydana gelen değişim ile benzerlik gösterdiği vurgulanmıştır. ÇTKN konsantrasyonlarında en belirgin artışın pH'nın 11 değerine ayarlandığı şartlarda meydana geldiği, ancak meydana gelen bu artışın Ca(OH)_2 kimyasalı ilave edilerek gerçekleştirilen kavitasyon işlemlerinde NaOH kimyasalı ilave edilerek gerçekleştirilen kavitasyon işlemlerine göre daha düşük olduğu tespit edilmiştir. Alkali ilave edilmeden gerçekleştirilen hidrodinamik kavitasyon işleminde 380 mg/L olarak belirlenen ÇTKN konsantrasyonunun NaOH kimyasalı ilave edilerek pH'nın 11 değerine ayarlandığı şartlarda gerçekleştirilen kavitasyon işlemi ile 474 mg/L, Ca(OH)_2 kimyasalı ilave edilerek pH'nın 11 değerine ayarlandığı şartlarda gerçekleştirilen kavitasyon işlemi ile 474 mg/L seviyelerine ulaştığı rapor edilmiştir.

3 mm çaplı orifis plakanın kullanıldığı ve kavitasyon sayısının 0,3 değerine ayarlandığı şartlarda farklı pH değerlerinde gerçekleştirilen hidrodinamik kavitasyon işlemleri sonucunda elde edilen veriler optimum pH değerinin 11 olduğunu ortaya koymuştur.

Özet olarak, gerçekleştirilen çalışmalar neticesinde hidrodinamik kavitasyon için orifis plaka çapının 3 mm, kavitasyon sayısının 0,3 ve pH değerinin de 11 olduğu değerler optimum işletme şartları olarak belirlenmiştir.

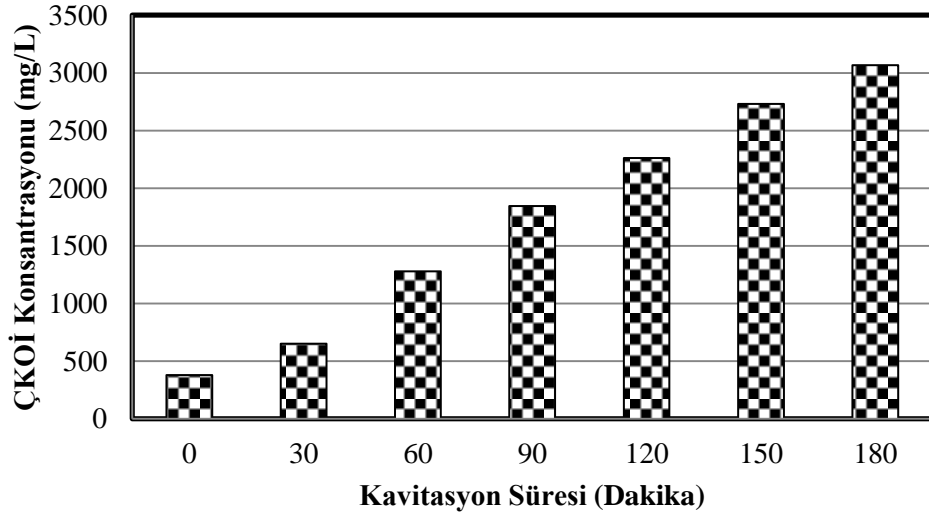
4.2. Hidrodinamik Kavitasyonun Atık Aktif Çamur Fiziksel ve Kimyasal Özelliklerine Etkisi

Hidrodinamik kavitasyon için optimum işletme şartlarının öncelikli olarak belirlendiği bu tez çalışmasında esas amaç kavitasyonun anaerobik çürütme verimine etkisinin ortaya konulması olduğundan atık aktif çamurun alkali ilave edilmeden kavite edilmesine karar verilmiştir. Bu doğrultuda atık aktif çamur için optimum kavitasyonun gerçekleştiği 3 mm çaplı orifis plaka tercih edilmiş, orifis plakadan geçen sıvının hızı anahat üzerindeki vananın açılıp kapatılması suretiyle değiştirilerek kavitasyon sayısı 0,3 değerine ayarlanmıştır. Hidrodinamik kavitasyon sisteminde 180 dakika boyunca kavite edilen atık aktif çamurun fiziksel ve kimyasal özelliklerinde meydana gelen değişimleri belirlemek amacıyla kavitasyon işlemi boyunca her 30 dakikada bir alınan çamur örneklerinde AKM, UAKM, viskozite, ÇTKN, ÇTP, karbonhidrat ve protein analizleri gerçekleştirilmiştir. Ayrıca hidrodinamik kavitasyonun atık aktif çamurun mikrobiyal içeriği üzerindeki etkisini belirlemek üzere kavitasyon süresince 30 dakikalık periyotlarla alınan çamur örneklerinde *Escherichia Coli*, *Pseudomonas Aeruginosa* ve *Bacillus Subtilis* indikatör bakterileri tayin edilmiştir. Hidrodinamik kavitasyonun etkinliğini değerlendirmek için ise kavitasyon süresince 30 dakikalık periyotlarla alınan çamur örneklerinde ÇKOİ konsantrasyonları belirlenmiştir.

4.2.1. Hidrodinamik kavitasyonun atık aktif çamurun ÇKOİ konsantrasyonuna etkisi

ÇKOİ dezentegrasyon yöntemlerinin etkinliğini değerlendirmek için sıklıkla kullanılan bir parametredir. Atık aktif çamura ön arıtma metodu olarak uygulanan tüm dezentegrasyon yöntemlerinde temel olarak çamur floklarında bulunan hücre içi ve hücre dışı organik materyallerin çözünebilir formlara dönüştürülmesi hedeflenmektedir. Hidrodinamik kavitasyonda da atık aktif çamura uygulanan mekanik kuvvetler vasıtasıyla çamur flok yapısı bozulmakta, mikrobiyal hücre duvarları tahrip olmakta ve hücre duvarı tarafından korunan organik materyaller sıvı faza geçerek çözünebilir formlara dönüşmektedir. Bu sayede atık aktif çamurun ÇKOİ konsantrasyonu da artmaktadır.

3 mm çaplı orifis plakanın kullanıldığı ve kavitasyon sayısının 0,3 değerine ayarlandığı şartlarda 180 dakika boyunca hidrodinamik kavitasyon sisteminde kavite edilen atık aktif çamurun ÇKOİ konsantrasyonunda meydana gelen değişimler Şekil 4.5’de sunulmuştur.



Şekil 4.5. Atık aktif çamurun ÇKOİ konsantrasyonunda kavitasyon süresince meydana gelen değişimler

Şekil 4.5 incelediğinde hidrodinamik kavitasyonun atık aktif çamurun ÇKOİ konsantrasyonunu arttırdığı görülmektedir. Bu artışın kavitasyonun ilk 120 dakikasında

daha belirgin olduğu tespit edilmiştir. Kaviteleşimin 180.dakikalarına gelindiğinde ise başlangıçta 382 mg/L olarak belirlenen ÇKOİ konsantrasyonunun 3068 mg/L seviyelerine ulaştığı belirlenmiştir ($p<0,001$). NaOH ilave edilerek 10 dakika boyunca gerçekleştirilen termal dezentegrasyon işlemi sonucunda ulaşılan ÇKOİ konsantrasyonu 4264 mg/L olarak tespit edilmiş, bu çalışma şartlarında ulaşılan dezentegrasyon derecesi %69 olarak hesaplanmıştır. ÇKOİ konsantrasyonunda kaviteleşimin süresine bağı olarak meydana gelen artış hidrodinamik kaviteleşimin çözünebilir forma geçen organik madde miktarını arttırmada etkili olduğunu açıkça ortaya koymaktadır.

Machnicka ve ark. (2009) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada atık aktif çamura ön arıtma metodu olarak hidrodinamik kaviteleşimin işlemi uygulanmış, çamura uygulanan mekanik kuvvetler vasıtasıyla organik madde ve polimerlerin katı fazdan sıvı faza geçtiği, bu sayede ÇKOİ konsantrasyonunun 42 mg/L'den 326 mg/L'ye ulaştığı bildirilmiştir.

Topaç Şağban ve ark. (2016) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada ise atık aktif çamura termal dezentegrasyon, alkali dezentegrasyon ve hidrodinamik kaviteleşimin işlemleri uygulanarak ÇKOİ konsantrasyonunda meydana gelen değişimler incelenmiştir. Termal dezentegrasyon işlemi 140°C sıcaklıkta 90 dakika boyunca gerçekleştirilmiş, alkali dezentegrasyon işlemi için 4N NaOH kimyasalı kullanılarak pH 10 ve 11 değerlerinde çalışılmıştır. Hidrodinamik kaviteleşimin işleminde ise atık aktif çamur 4 mm çaplı orifis plakanın kullanıldığı, kaviteleşimin sayısının 0,2 ve 0,8 değerlerine ayarlandığı şartlarda 90 dakika boyunca kavite edilmiştir. Kontrol çamuru için 300 mg/L olarak belirlenen ÇKOİ konsantrasyonunun termal dezentegrasyonda 3820 mg/L, alkali dezentegrasyonda pH 10 için 418 mg/L, pH 11 için 712 mg/L seviyelerine ulaştığı bildirilmiştir. Kaviteleşimin sayısının 0,2 değerine ayarlandığı şartlarda gerçekleştirilen hidrodinamik kaviteleşimde ise ÇKOİ konsantrasyonunun 1335 mg/L seviyelerine ulaştığı rapor edilmiştir.

Xu ve ark. (2010) tarafından gerçekleştirilen başka bir çalışmada atık aktif çamur ultrasonik ve ozonlama işlemleri kullanılarak 60 dakika boyunca kavite edilmiş, ÇKOİ konsantrasyonunun ultrasonik ön arıtma metodu sonrasında 797 mg/L, ozonlama ile ön

arıtma metodu sonrasında 2347 mg/L, ozonlama ile ön arıtma metodunu takiben gerçekleştirilen ultrasonik ön arıtma metodu sonrasında 2483 mg/L, ultrasonik ve ozonlama ile ön arıtma metotlarının birlikte kullanılmasıyla 3040 mg/L seviyelerine ulaştığı bildirilmiştir.

Yan ve ark. (2010) tarafından gerçekleştirilen çalışma kapsamında 0 ile 90000 kJ/kg katı madde özgül enerji aralığında 5 farklı özgül enerji ile sonikasyon işleminin atık aktif çamurun organik madde çözünürlüğüne, partikül boyutuna ve hidrolitik enzim aktivitelerine olan etkisi araştırılmıştır. Atık aktif çamurda başlangıçta 150 mg/L olarak belirlenen ÇKOİ konsantrasyonunun 90000 kJ/kg katı madde özgül enerji kullanılarak 3752 mg/L seviyelerine ulaştığı bildirilmiştir.

Atık aktif çamur dezenteegrasyon yöntemlerinde ÇKOİ/TKOİ oranı gerçekleşen hidrolizin bir ölçüsü olması açısından oldukça önemlidir. Bu nedenle bu tez çalışması kapsamında hidrodinamik kavite süresince ÇKOİ/TKOİ oranında meydana gelen değişimler de irdelenmiştir. Hidrodinamik kavite başlangıcında 0,02 olan ÇKOİ/TKOİ oranının kavite süresine bağlı olarak arttığı ve kavite süresinin 180.dakikalarına gelindiğinde 0,18 seviyelerine ulaştığı tespit edilmiştir.

Topaç Şağban ve ark. (2016) tarafından gerçekleştirilen 4 mm çaplı orifis plakanın kullanıldığı, kavite sayısının 0,2 ve 0,8 değerlerine ayarlandığı hidrodinamik kavite sisteminde atık aktif çamurun 90 dakika boyunca kavite edildiği çalışmada ÇKOİ/TKOİ oranının kavite başlangıcında 0,02 olduğu bildirilmiştir. Kavite sayısının 0,2 ve 0,8 değerlerine ayarlandığı şartlarda sırasıyla 0,11 ve 0,05 seviyelerine ulaştığı rapor edilmiştir.

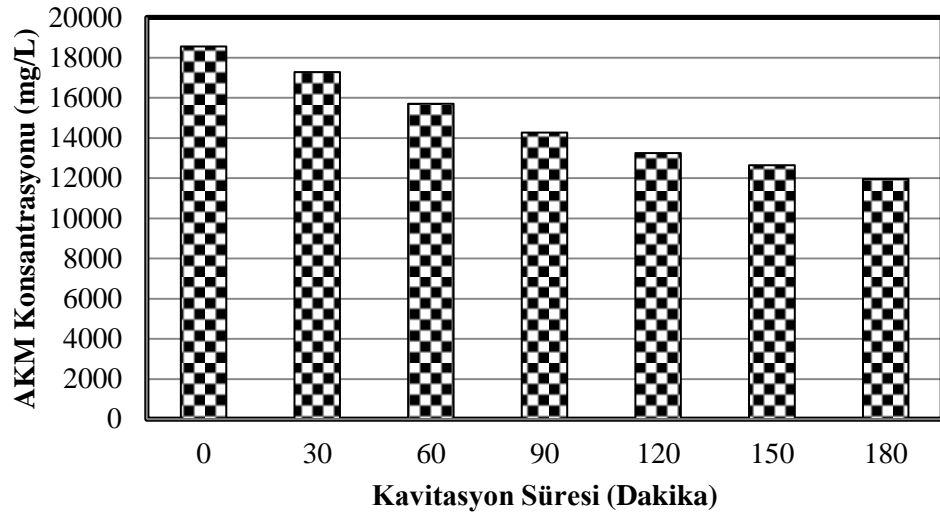
Doğan ve Sanin (2009) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada ise atık aktif çamura alkali ve mikrodalga dezenteegrasyon işlemleri uygulanarak ÇKOİ konsantrasyonu, bulanıklık ve CST (Kapiler Emme Süresi) parametrelerinde meydana gelen değişimler incelenmiştir. Mikrodalga dezenteegrasyon işlemi 160°C sıcaklıkta gerçekleştirilmiş, alkali dezenteegrasyon işlemi için 2N NaOH kimyasalı kullanılarak pH 10, 11, 12 ve 12,5 değerlerinde çalışılmıştır. Alkali dezenteegrasyonda kontrol çamuru için 50 mg/L

olarak belirlenen ÇKOİ konsantrasyonunun pH 10 için 1000 mg/L, pH 11 için 2000 mg/L, pH 12 için 2300 mg/L ve pH 12,5 için 3300 mg/L seviyelerine ulaştığı tespit edilmiştir. Ayrıca kontrol çamuru için 0,005 olan ÇKOİ/TKOİ oranının pH 10, 11, 12 ve 12,5 seviyeleri için sırasıyla 0,10, 0,17, 0,20 ve 0,29 olduğu rapor edilmiştir. Mikrodalga dezintegrasyonda pH 11 koşullarına benzer sonuçlar elde edildiği, ÇKOİ/TKOİ oranının 0,18 seviyelerine ulaştığı tespit edilmiştir. Her iki ön arıtma işleminin kombinasyonunda ise pH değerinin artması ile birlikte daha verimli sonuçlar elde edildiği, ÇKOİ/TKOİ oranının mikrodalga+pH 10, mikrodalga+pH 11, mikrodalga+pH 12 ve mikrodalga+pH 12,5 koşullarında sırasıyla 0,18, 0,27, 0,34 ve 0,37 olduğu belirtilmiştir.

4.2.2. Hidrodinamik kaviteasyonun atık aktif çamurun katı madde içeriğine etkisi

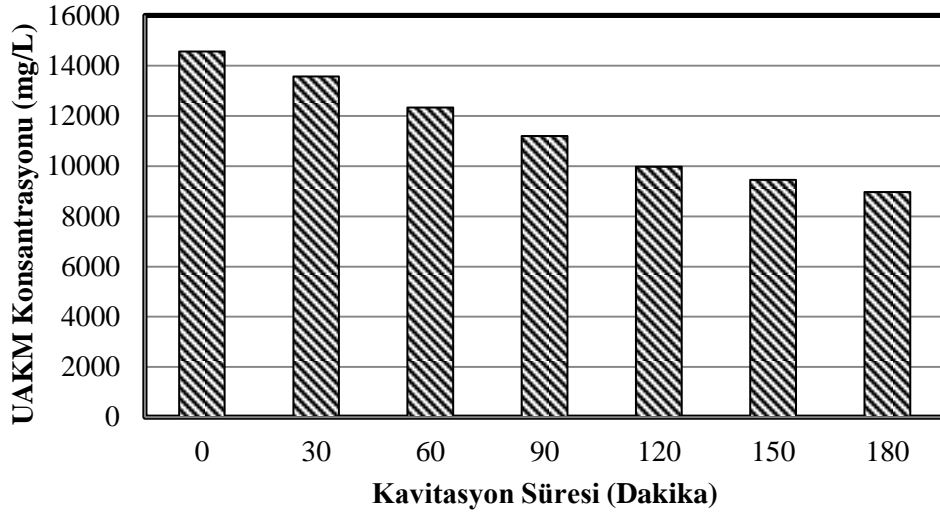
Hidrodinamik kaviteasyonun atık aktif çamurun katı madde içeriğine etkisini belirlemek üzere kaviteasyon süresince 30 dakikalık periyotlarla alınan atık aktif çamur örneklerinde AKM ve UAKM analizleri gerçekleştirilmiş, elde edilen veriler sırasıyla Şekil 4.6 ve Şekil 4.7'de sunulmuştur.

Şekil 4.6 incelendiğinde kaviteasyon süresine bağlı olarak atık aktif çamurun AKM içeriğinin azaldığı ve meydana gelen bu azalmanın kaviteasyonun ilk 120 dakikasında daha belirgin olduğu görülmektedir. Kaviteasyonun 180.dakikalarına gelindiğinde ise kaviteasyon başlangıcında 18550 mg/L olarak belirlenen AKM konsantrasyonunun 11958 mg/L seviyelerine düştüğü belirlenmiştir. Bu verilerden yola çıkılarak atık aktif çamurun AKM konsantrasyonunun hidrodinamik kaviteasyon ile %36 oranında azaldığı tespit edilmiştir.



Şekil 4.6. Atık aktif çamurun AKM içeriğinde kavitasyon süresince meydana gelen değişimler

Hidrodinamik kavitasyon süresince atık aktif çamurun UAKM konsantrasyonunda meydana gelen değişimin AKM konsantrasyonunda meydana gelen değişim ile benzer bir eğilim içinde olduğu Şekil 4.7’de görülmektedir. Kavitasyon başlangıcında 14570 mg/L olarak belirlenen UAKM konsantrasyonunun kavitasyonun 180.dakikalarına gelindiğinde 8964 mg/L seviyelerine düştüğü ve sonuç olarak atık aktif çamurun UAKM konsantrasyonunun hidrodinamik kavitasyon ile %38 oranında azaldığı tespit edilmiştir.



Şekil 4.7. Atık aktif çamurun UAKM içeriğinde kavitasyon süresince meydana gelen değişimler

Weemas ve ark. (2000) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada biyolojik çamurların anaerobik olarak çürütülmesinde oksidasyonla ön arıtmanın etkisi incelenmiş, oksidasyonla ön arıtma esnasında çamur hücrelerinin parçalanmasıyla çamurun AKM ve UAKM konsantrasyonlarının azaldığı belirtilmiştir.

Moussavi ve ark. (2008) tarafından gerçekleştirilen başka bir çalışmada farklı ozon dozlarında ozonla dezentegrasyonun çamur özelliklerine etkisi araştırılmış, 0,125-2 g O₃/g indirgenmiş katı madde ozon dozlarında çamurun katı madde konsantrasyonunun %15-81 oranlarında, AKM konsantrasyonunun %8-48 oranlarında ve UKM konsantrasyonunun %6-46 oranlarında azaldığı rapor edilmiştir.

Zhang ve ark. (2009) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada da atık aktif çamur ozonlama ile 50 mg O₃/g katı madde ozon dozunda 105 dakika süresince dezentegre edilmiş, AKM konsantrasyonunun %49 oranında ve UAKM konsantrasyonunun %46 oranında azaldığı belirtilmiştir.

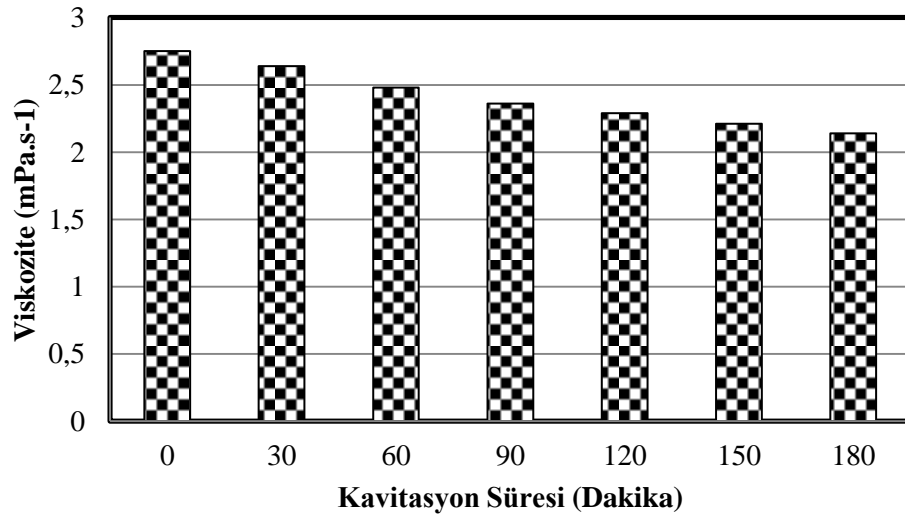
Chanda (2012) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada ise hidrodinamik kavitasyon ve ozonla dezentegrasyon işlemlerinin sinerjik etkisi araştırılmıştır. 2 mm çapındaki orifis plaka kullanılarak 90 dakika süresince gerçekleştirilen hidrodinamik kavitasyonun çamur AKM konsantrasyonunda %4 oranında azalma meydana getirdiği, 35 mg/L O₃

dozu kullanılarak gerçekleştirilen ozonla dezentegrasyonun ise %19 oranında azalma meydana getirdiği tespit edilmiş, her iki prosesin sinerjik etkisi sonucunda çamur AKM konsantrasyonunda %31 oranında azalma meydana geldiği rapor edilmiştir.

Hidrodinamik kaviteasyon süresince UAKM/AKM oranında meydana gelen değişimler değerlendirildiğinde, kaviteasyon başlangıcında %78 olan bu oranın kaviteasyonun 180.dakikalarına gelindiğinde %75 seviyelerine düştüğü görülmektedir. Bougrier ve ark. (2006) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada ham çamur için %78 olan UAKM/AKM oranının termal dezentegrasyon ile %66 seviyelerine düştüğü bildirilmiştir. Yine aynı çalışmada ham çamurda %78 olan UAKM/AKM oranının 0,16 g O₃/g katı madde ozon dozunda gerçekleştirilen dezentegrasyon ile %73 seviyelerine düştüğü rapor edilmiştir.

4.2.3. Hidrodinamik kaviteasyonun atık aktif çamurun viskozitesine etkisi

Hidrodinamik kaviteasyonun atık aktif çamurun viskozitesine etkisini belirlemek üzere kaviteasyon süresince 30 dakikalık periyotlarla alınan atık aktif çamur örneklerinde viskozite analizleri gerçekleştirilmiş, elde edilen veriler Şekil 4.8’de sunulmuştur.



Şekil 4.8. Atık aktif çamurun viskozitesinde kaviteasyon süresince meydana gelen değişimler

Şekil 4.8 incelendiğinde kavitasyon süresine bağlı olarak atık aktif çamurun viskozitesinin azaldığı ve meydana gelen bu azalmanın kavitasyonun ilk 120 dakikasında daha belirgin olduğu görülmektedir. Kavitasyonun 180.dakikalarına gelindiğinde ise kavitasyon başlangıcında $2,75 \text{ mPa.s}^{-1}$ olarak belirlenen viskozitenin $2,14 \text{ mPa.s}^{-1}$ seviyelerine düştüğü belirlenmiştir. Bu verilerden yola çıkılarak atık aktif çamurun viskozitesinin hidrodinamik kavitasyon ile %22 oranında azaldığı tespit edilmiştir. Atık aktif çamurun viskozitesinin azalması akışkanlığının artması anlamına gelmekte, viskozitede meydana gelen bu azalmanın hidrodinamik kavitasyonda çamura uygulanan mekanik kuvvetler vasıtasıyla çamur floklarının parçalanmasından ileri geldiği düşünülmektedir.

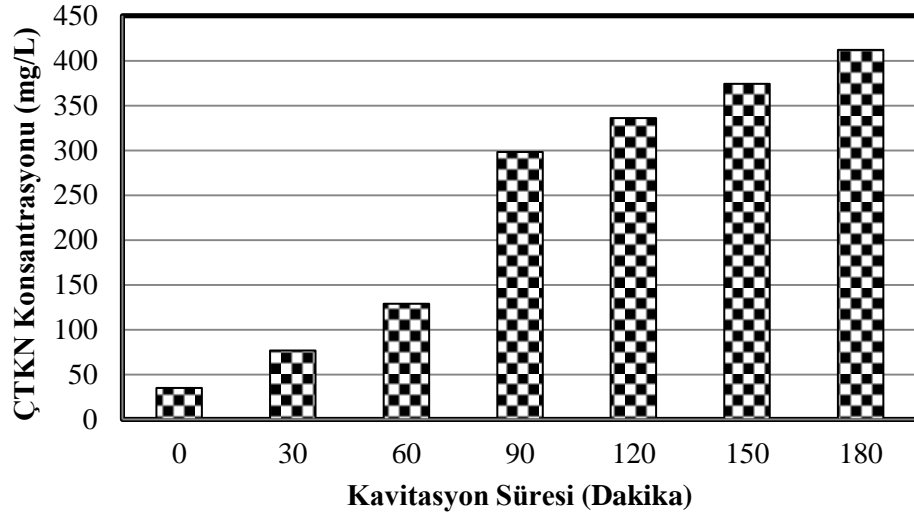
Müller ve ark. (2004) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada dezentegrasyon işlemi ile atık aktif çamurun viskozitesinin önemli ölçüde azaldığı, karıştırma ve pompaj işlemlerinde bu durumun kolaylık sağladığı bildirilmiştir. Bougrier ve ark. (2006) tarafından gerçekleştirilen başka bir çalışmada da atık aktif çamura termal, ultrases ve ozonla dezentegrasyon işlemleri uygulanmış, ham çamur için $0,034 \text{ Pa.s}^{-1}$ olan viskozite değerinin sonikasyon ile $0,009 \text{ Pa.s}^{-1}$, ozonlama ile $0,014 \text{ Pa.s}^{-1}$ ve termal dezentegrasyon ile $0,003 \text{ Pa.s}^{-1}$ seviyelerine düştüğü rapor edilmiştir.

4.2.4. Hidrodinamik kavitasyonun atık aktif çamurun ÇTKN ve ÇTP içeriğine etkisi

Hidrodinamik kavitasyonun atık aktif çamurun ÇTKN ve ÇTP içeriğine etkisini belirlemek üzere kavitasyon süresince 30 dakikalık periyotlarla alınan atık aktif çamur örneklerinde ÇTKN ve ÇTP analizleri gerçekleştirilmiş, elde edilen veriler sırasıyla Şekil 4.9 ve Şekil 4.10'da sunulmuştur.

Şekil 4.9'dan da görüldüğü üzere kavitasyon süresine bağlı olarak atık aktif çamurun ÇTKN konsantrasyonu artmıştır. Bu artışın kavitasyonun 60. ve 90.dakikaları arasında daha belirgin olarak meydana geldiği, kavitasyon başlangıcında 35 mg/L olarak belirlenen ÇTKN konsantrasyonunun 90.dakikanın sonunda 298 mg/L seviyelerine ulaştığı tespit edilmiştir. Kavitasyonun 90.dakikasından sonra ise hafif bir artış eğilimi

gösteren ÇTKN konsantrasyonunun kavitasyon sonunda 412 mg/L seviyelerine ulaştığı belirlenmiştir ($p < 0,001$). Bu verilerden yola çıkılarak atık aktif çamurun 644 mg/L olan TKN konsantrasyonunun hidrodinamik kavitasyonda çamura uygulanan mekanik kuvvetler vasıtasıyla %64'ünün sıvı faza geçerek çözünebilir formlara dönüştüğü tespit edilmiştir.

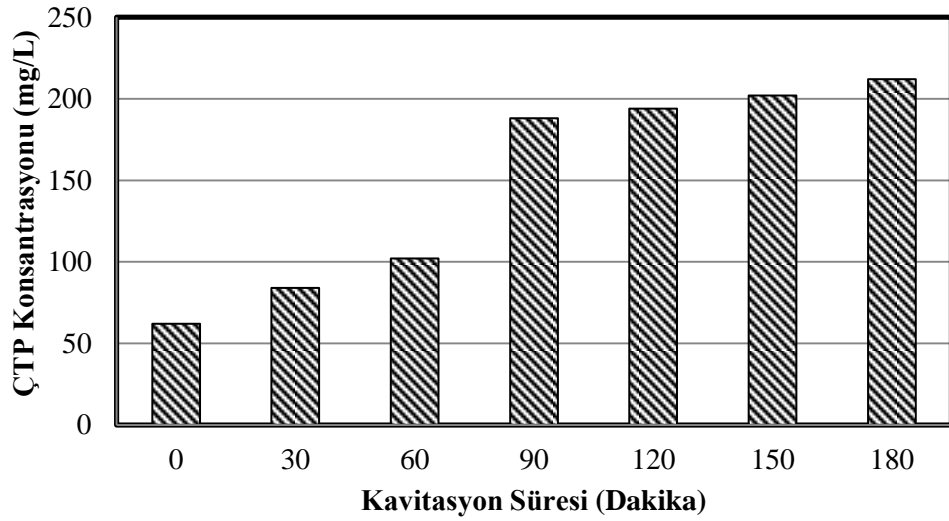


Şekil 4.9. Atık aktif çamurun ÇTKN konsantrasyonunda kavitasyon süresince meydana gelen değişimler

Topaç Şağban ve ark. (2016) tarafından gerçekleştirilen atık aktif çamura termal dezentegrasyon, alkali dezentegrasyon ve hidrodinamik kavitasyon işlemlerinin uygulandığı bir çalışmada ÇTKN konsantrasyonunda meydana gelen değişimler incelenmiştir. Kontrol çamuru için 34 mg/L olarak belirlenen ÇTKN konsantrasyonunun NaOH kimyasalı ilave edilerek çamur pH'sının 11 değerine ayarlandığı şartlarda gerçekleştirilen 90 dakikalık alkali dezentegrasyon ile 135 mg/L, sıcaklığın 140°C değerine ayarlandığı şartlarda gerçekleştirilen 90 dakikalık termal dezentegrasyon ile 1056 mg/L seviyelerine ulaştığı bildirilmiştir. 4 mm çaplı orifis plakanın kullanıldığı, kavitasyon sayısının 0,2 değerine ayarlandığı şartlarda 90 dakika boyunca gerçekleştirilen hidrodinamik kavitasyon ile ise 305 mg/L seviyelerine ulaştığı rapor edilmiştir.

Hidrodinamik kavitasyon süresince atık aktif çamurun ÇTP konsantrasyonunda meydana gelen değişimin ÇTKN konsantrasyonunda meydana gelen değişim ile benzer

bir eğilim içinde olduğu Şekil 4.10'da görülmektedir. Kaviteasyon başlangıcında 62 mg/L olarak belirlenen ÇTP konsantrasyonunun kaviteasyonun 90.dakikalarına kadar belirgin bir artış eğilimi göstermediği, kaviteasyonun 180.dakikalarına gelindiğinde 212 mg/L seviyelerine ulaştığı tespit edilmiştir ($p < 0,001$). Bu verilerden yola çıkılarak atık aktif çamurun 354 mg/L olan TP konsantrasyonunun hidrodinamik kaviteasyonda çamura uygulanan mekanik kuvvetler vasıtasıyla %60'ının sıvı faza geçerek çözünebilir formlara dönüştüğü belirlenmiştir.



Şekil 4.10. Atık aktif çamurun ÇTP konsantrasyonunda kaviteasyon süresince meydana gelen değişimler

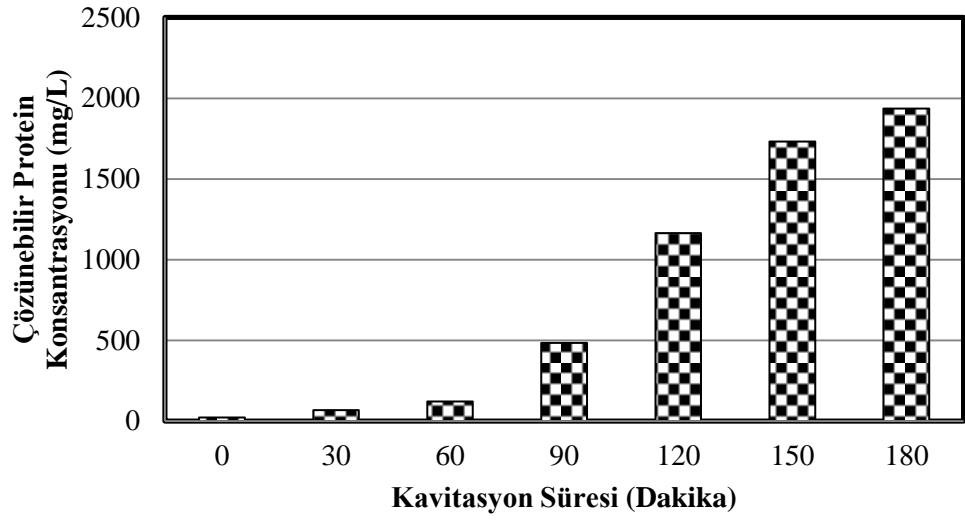
Machnicka ve ark. (2009) tarafından gerçekleştirilen atık aktif çamura ön arıtma metodu olarak hidrodinamik kaviteasyon işleminin uygulandığı bir çalışmada kaviteasyon başlangıcında 24 mg/L olan ÇTP konsantrasyonunun kaviteasyonun ilk 15.dakikasında 186 mg/L seviyelerine ulaştığı bildirilmiştir.

4.2.5. Hidrodinamik kaviteasyonun atık aktif çamurun çözünebilir protein ve karbonhidrat içeriğine etkisi

Atık aktif çamur flokları koloidal materyaller, mikroorganizmalar, EPS (Hücre Dışı Polimerik Bileşenler), inorganik partiküller ve büyük miktarda H₂O içermektedir. Hücre dışı polimerik bileşenler temel olarak protein, karbonhidrat ve az miktarda DNA'dan

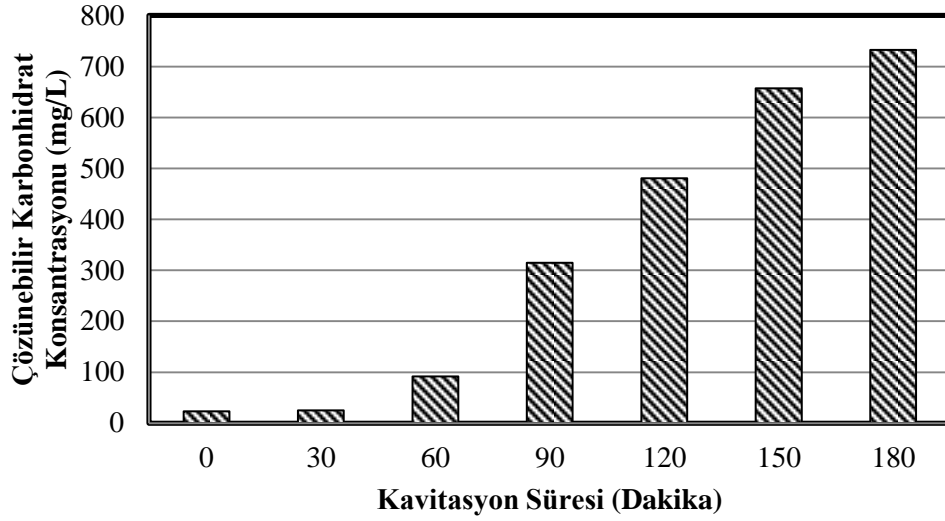
meydana gelmektedir ve çamur floklarının yapısal ve işlevsel bütünlüğü için oldukça önemlidir (Wang ve ark. 2006). Atık aktif çamurun fizikokimyasal ve biyolojik özelliklerini belirleyen hücre dışı polimerik bileşenler, jelimsi bir yapı oluşturarak çamur floklarını dağılmadan bir arada tutmaktadır (Fleming ve Wingender 2001). Hücre dışı polimerik bileşenler tarafından bir arada tutulan bu çamur floklarının atık aktif çamura uygulanan hidrodinamik kaviteasyon işlemi vasıtasıyla yapısı bozulmakta, mikrobiyal hücre duvarları tahrip olmakta ve hücre duvarı tarafından korunan organik materyaller sıvı faza geçerek çözünebilir formlara dönüşmektedir. Bu yolla hücre dışı polimerik bileşenlerin önemli bir kısmını oluşturan protein ve karbonhidratlar da çözünebilir formlara dönüşmekte, atık aktif çamur suyundaki konsantrasyonları artmaktadır.

Bu tez çalışması kapsamında gerçekleştirilen hidrodinamik kaviteasyonun atık aktif çamurda en etkin iki organik madde olan ve ÇKOİ konsantrasyonunun büyük bir kısmını oluşturan çözünebilir protein ve karbonhidrat konsantrasyonlarında meydana getirdiği değişimler sırasıyla Şekil 4.11 ve Şekil 4.12’de sunulmuştur. Bu şekillerden de görüldüğü üzere atık aktif çamura uygulanan hidrodinamik kaviteasyon çözünebilir protein ve karbonhidrat konsantrasyonlarında belirgin bir artışa sebep olmuştur. Atık aktif çamurun çözünebilir protein ve karbonhidrat konsantrasyonlarında meydana gelen bu artışın kaviteasyonun 60.dakikasından sonra daha belirgin olduğu tespit edilmiştir. Hidrodinamik kaviteasyonun başlangıcında atık aktif çamurun 21,51 mg/L olarak belirlenen çözünebilir protein konsantrasyonunun kaviteasyonun 180.dakikalarına gelindiğinde 1936,28 mg/L seviyelerine ulaştığı Şekil 4.11’de görülmektedir ($p < 0,001$).



Şekil 4.11. Atık aktif çamurun çözünabilir protein konsantrasyonunda kavitasyon süresince meydana gelen değişimler

Hidrodinamik kavitasyonun başlangıcında atık aktif çamurun 22,87 mg/L olarak belirlenen çözünabilir karbonhidrat konsantrasyonunun ise kavitasyonun 180.dakikalarına gelindiğinde 732,14 mg/L seviyelerine ulaştığı tespit edilmiştir ($p < 0,001$) (Şekil 4.12). Çözünabilir protein ve karbonhidrat konsantrasyonlarında kavitasyon süresine bağlı olarak meydana gelen artışların hidrodinamik kavitasyonun verimliliğinin bir ölçüsü olduğu düşünülmektedir. Elde edilen veriler hidrodinamik kavitasyonun çözünabilir forma geçen protein ve karbonhidrat miktarlarını arttırmada etkili olduğunu ortaya koymaktadır.



Şekil 4.12. Atık aktif çamurun çözünabilir karbonhidrat konsantrasyonunda kavitasyon süresince meydana gelen değişimler

Şahinkaya (2015) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada asidik ve ultrasonik dezenteğrasyonun atık aktif çamurun çözünabilir protein ve karbonhidrat konsantrasyonları üzerinde meydana getirdiği değişimler incelenmiştir. pH'nın asit ilavesiyle 2 değerine ayarlandığı ve 1,5 W/mL gücünde ultrasonik uygulamanın yapıldığı ikili sistemde atık aktif çamurun çözünabilir protein içeriğinin 2200 mg/L seviyelerine, çözünabilir karbonhidrat içeriğinin 500 mg/L seviyelerine ulaştığı bildirilmiştir. Gerçekleştirilen çalışmada hidrodinamik kavitasyon ile benzer etkiler gösteren ultrasonik dezenteğrasyonun tek başına kullanımı da değerlendirilmiş, bu doğrultuda atık aktif çamur 1,5 W/mL gücünde 30 dakikalık uygulama ile dezenteğre edilmiştir. Ultrasonik dezenteğrasyon işleminin sonunda atık aktif çamurun çözünabilir protein ve karbonhidrat konsantrasyonlarının sırasıyla 1800 ve 300 mg/L seviyelerine ulaştığı tespit edilmiştir. (Şahinkaya 2015).

Chacana ve ark. (2017) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada ise anaerobik çürütme performansını arttırmak üzere çamura dezenteğrasyon yöntemi olarak O₃ uygulanmıştır. Ozonlanmamış ham çamurda toplam protein içeriğinin 6,6 g/L olarak belirlendiği çalışmada, 192 mg O₃/g KOİ ozon dozunda, çözünabilir formdaki EPS'de bulunan protein konsantrasyonunun 0,52 g/L seviyelerinden 1,9 g/L seviyelerine çıktığı ifade edilmiştir. Çalışmada ozonlama sırasında çözünabilir tabakadaki EPS

konsantrasyonunun arttığı, katı formdaki protein ve polisakkarit konsantrasyonunun O_3 dozuna bağlı olarak azaldığı belirtilmiş olup, ozonlama ile iç tabakadaki EPS'nin dış tabakaya salındığı vurgulanmıştır. Ayrıca çözünebilir faza geçen protein miktarının polisakkaritlere nazaran daha fazla olduğu da ifade edilmiştir. Çamura uygulanan ozonlama yöntemiyle çamur floklarının dezentegre olduğu/parçalandığı ve katı fazdaki KOİ, protein ve polisakkaritlerin çözünebilir faza geçtiği sonucuna ulaşılmıştır.

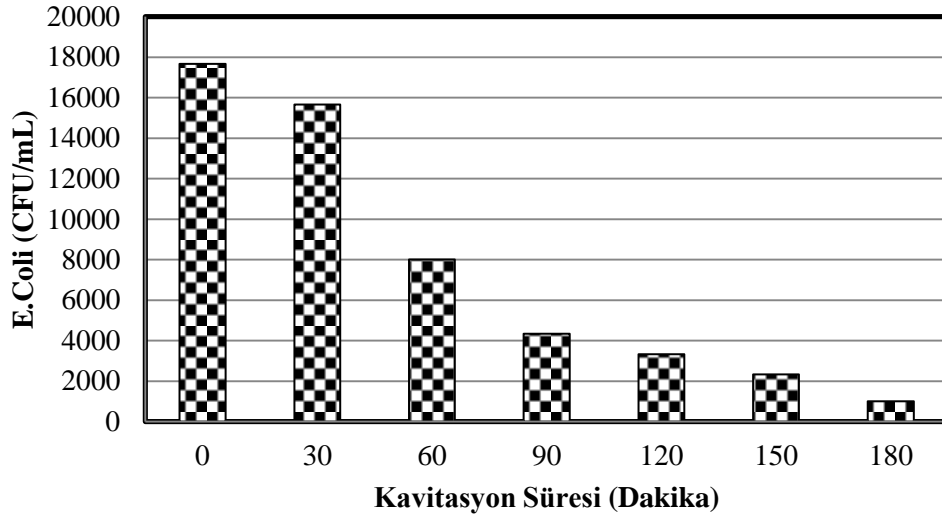
Zhang ve ark. (2009) tarafından gerçekleştirilen çalışmada da 50 mg O_3 /gr katı madde ozon dozunun kullanıldığı sistemde 105 dakika boyunca ozonla dezentegre edilen atık aktif çamurun üst faz suyunda meydana gelen değişimler incelenmiştir. Çamura uygulanan ozonlama işleminin çamur üst faz suyundaki ÇKOİ, TKN, TP, protein, polisakkarit ve DNA konsantrasyonlarını sırasıyla %699, %169, %2379, %602, %528 ve %556 oranlarında arttırdığı bildirilmiştir.

Ultrasonik ön arıtma işleminin çamur dezentegrasyon yöntemi olarak değerlendirildiği diğer bir çalışmada (Xu ve ark. 2011) ham çamurda bulunan proteinlerin %87'sinin, ultrasonik yöntemle dezentegre olmuş çamurda bulunan proteinlerin ise %62'sinin sıkı bağlı fraksiyonlarda olduğu tespit edilmiş ve uygulanan ultrasonik dezentegrasyon ile organik maddenin sıkı bağlı fraksiyonlardan gevşek bağlı fraksiyonlara dönüştüğü vurgulanmıştır. Wang ve ark. (2006) tarafından gerçekleştirilen çalışmada ise atık aktif çamur farklı özgül enerji girişlerinde ultrasonik yöntemle dezentegre edilmiş, çamur sıvı fazındaki DNA, polisakkarit ve protein konsantrasyonlarında meydana gelen değişimler irdelenmiştir. Ultrasonik dezentegrasyon ile dezentegre edilen çamurun sıvı fazında baskın olan protein konsantrasyonunun 50 kJ/g katı madde özgül enerji girişinde 2500 mg/L seviyelerine ulaştığı rapor edilmiştir.

4.2.6. Hidrodinamik kavitasyonun atık aktif çamurun mikrobiyal içeriğine etkisi

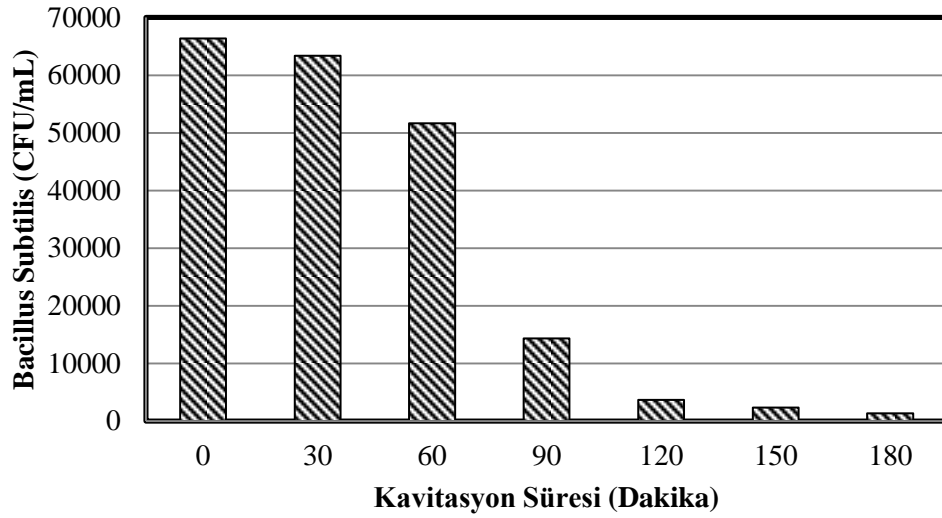
Hidrodinamik kavitasyonun atık aktif çamurun mikrobiyal içeriğine etkisini belirlemek üzere kavitasyon süresince 30 dakikalık periyotlarla alınan atık aktif çamur örneklerinde *Escherichia Coli*, *Pseudomonas Aeruginosa* ve *Bacillus Subtilis* indikatör bakterileri dökme plak yöntemine göre belirlenmiştir.

Kavitasyon süresine bağı olarak atık aktif çamur örneklerindeki *Escherichia Coli* indikatör bakterilerinin miktarlarında meydana gelen değişimler Şekil 4.13'de sunulmuştur. Bu şekil incelendiğinde, kavitasyon süresine bağı olarak *Escherichia Coli* miktarlarının azaldığı, en belirgin değişimin kavitasyonun 30. ve 60.dakikaları arasında gerçekleştiği tespit edilmiştir. Elde edilen veriler hidrodinamik kavitasyonun hücre parçalanmasına sebep olarak *Escherichia Coli* inaktivasyonuna yol açtığını açıkça göstermektedir. Dular ve ark. (2016) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada da hidrodinamik kavitasyonun *Escherichia Coli* dezenfeksiyonuna etki ettiği ortaya konulmuştur.



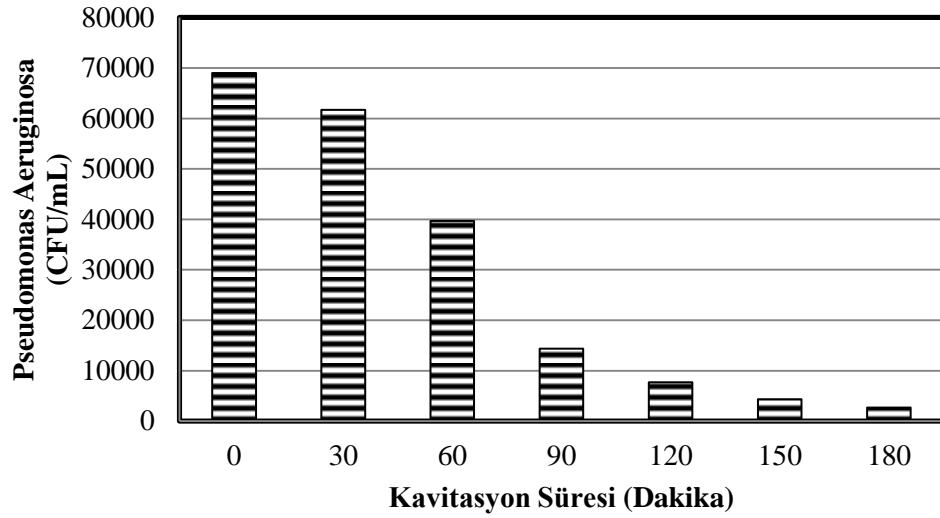
Şekil 4.13. Atık aktif çamurun *Escherichia Coli* miktarında kavitasyon süresince meydana gelen değişimler

Kavitasyon süresine bağı olarak atık aktif çamur örneklerindeki *Bacillus Subtilis* indikatör bakterilerinin miktarlarında meydana gelen değişimler Şekil 4.14'de sunulmuştur. Bu şekil incelendiğinde, kavitasyon süresine bağı olarak *Bacillus Subtilis* miktarlarının azaldığı, en belirgin değişimin kavitasyonun 60. ve 90.dakikaları arasında meydana geldiği görülmektedir. Kavitasyonun 120.dakikalarından sonra ise *Bacillus Subtilis* miktarlarında belirgin bir değişimin olmadığı tespit edilmiştir.



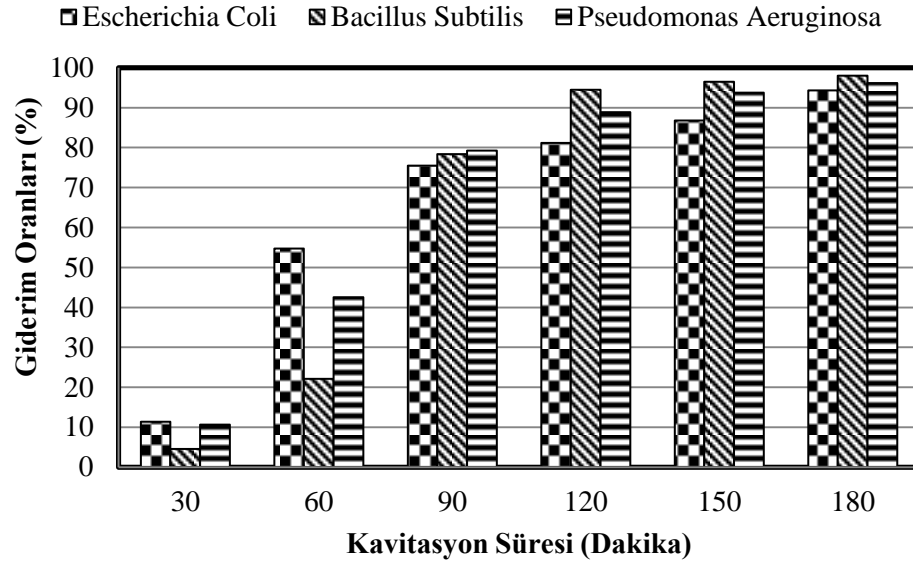
Şekil 4.14. Atık aktif çamurun *Bacillus Subtilis* miktarında kavitasyon süresince meydana gelen değişimler

Kavitasyon süresine bağlı olarak atık aktif çamur örneklerindeki *Pseudomonas Aeruginosa* indikatör bakterilerinin miktarlarında meydana gelen değişimler Şekil 4.15'de sunulmuştur. Bu şekil incelendiğinde kavitasyon süresine bağlı olarak *Pseudomonas Aeruginosa* miktarlarının azaldığı görülmektedir. *Pseudomonas Aeruginosa* miktarlarındaki en belirgin değişimin kavitasyon başlangıcından 90.dakikaya kadar gözlemlendiği tespit edilmiştir. Kavitasyonun 120.dakikalarından sonra ise *Pseudomonas Aeruginosa* miktarlarında meydana gelen azalmanın yavaşladığı belirlenmiştir.



Şekil 4.15. Atık aktif çamurun *Pseudomonas Aeruginosa* miktarında kavitasyon süresince meydana gelen değişimler

Şekil 4.16’da kavitasyon süresine bağlı olarak atık aktif çamur örneklerindeki *Escherichia Coli*, *Bacillus Subtilis* ve *Pseudomonas Aeruginosa* indikatör bakterilerinin giderim oranları sunulmuştur. Bu şekilden de görüldüğü üzere *Escherichia Coli* indikatör bakterileri için en belirgin giderim kavitasyonun 30. ve 60.dakikaları arasında meydana gelmiş, 60.dakikanın sonunda yaklaşık olarak %55 giderim oranı elde edilmiştir. Kavitasyonun sonuna gelindiğinde ise bu oranın %94 seviyelerine ulaştığı tespit edilmiştir. *Bacillus Subtilis* indikatör bakterilerinin giderim oranlarında meydana gelen değişimler değerlendirildiğinde en belirgin giderimin kavitasyon başlangıcından 90.dakikaya kadar meydana geldiği görülmektedir. Kavitasyonun 120.dakikalarına gelindiğinde %94 olarak tespit edilen bu oranının çok fazla değişmeyerek kavitasyon sonunda %98 seviyelerine ulaştığı tespit edilmiştir. Elde edilen veriler hidrodinamik kavitasyonun önemli oranlarda *Bacillus Subtilis* inaktivasyonuna yol açtığını açıkça göstermektedir. Gram negatif olan *Pseudomonas Aeruginosa* indikatör bakterileri için ise en belirgin giderim kavitasyonun ilk 90 dakikasında meydana gelmiş, 90.dakikanın sonunda yaklaşık olarak %79 giderim oranı elde edilmiştir. Kavitasyonun sonuna gelindiğinde ise bu oranın %96 seviyelerine ulaştığı tespit edilmiştir.



Şekil 4.16. *Escherichia Coli*, *Bacillus Subtilis* ve *Pseudomonas Aeruginosa* giderim oranlarında kavitasyon süresince meydana gelen değişimler

Mezule ve ark. (2009) tarafından gerçekleştirilen laboratuvar ölçekli bir çalışmada, ϵ (enerji girişi) 490 W/L olan sistemde 3.dakikada %75 giderim elde edildiği rapor edilmiştir. Vitenko ve Gashchyn (2014) tarafından gerçekleştirilen başka bir çalışmada en yüksek dezenfeksiyon oranının 0,5 kavitasyon sayısında ve 100 W/L enerji girişinde 14.dakikada %82 olarak tespit edildiği bildirilmiştir. Balasundaram ve Harrison (2006) tarafından gerçekleştirilen atık aktif çamurun orifis plaka kullanılarak dezentegre edildiği bir çalışmada da *Escherichia Coli* yıkımının gerçekleştiği bildirilmiştir.

Loraine ve ark. (2012) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada ise gram pozitif olan *Bacillus Subtilis*'in kavitasyon ile dezenfeksiyonunun gerçekleştiği tespit edilmiştir.

Bu tez çalışması kapsamında incelenen patojenlerin giderim oranları ile 3 mm çaplı orifis plakanın kullanıldığı, kavitasyon sayısının 0,3 değerine ayarlandığı şartlarda 180 dakika boyunca gerçekleştirilen orifis plakalı hidrodinamik kavitasyonun süreleri kıyaslandığında her üç mikroorganizma türü için de en etkili giderim oranlarının kavitasyonun ilk 90.dakikasında elde edildiği görülmüştür. Kavitasyonun sonunda ise bu oranların %94-%98 arasında değişkenlik gösterdiği tespit edilmiştir. Kelemen ve Sharpe (1979) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada yüksek basınç homojenizasyonu

boyunca gram negatif olan *Escherichia Coli*'nin daha düşük kavıtasyon hassasiyetinde gram pozitif *Bacillus Subtilis*'den daha düşük basınçta yıkıma uğradığı rapor edilmiştir.

4.3. Anaerobik Çürütme Çalışmaları

4.3.1. Anaerobik çürütme çalışmaları süresince pH, alkalinite ve uçucu asit verilerinde meydana gelen değişimler

Anaerobik reaktörlerde pH'nın kararlılığı ve değeri çok önemlidir. Dengede olan anaerobik reaktörlerde biyokimyasal reaksiyonlar pH'ı nötral bölgede tutma eğilimindedir. Asidojenik bakteriler tarafından organik maddenin ayrışması sonucu oluşan organik asitler pH'ı düşürme eğiliminde olmasına rağmen, metanojenik bakteriler tarafından bu asitlerin giderimi pH'nın düşme riskini engellemektedir. Ancak anaerobik reaktörlerde meydana gelen dengesizlikler asidojenik bakterilerin metanojenik bakterilere nazaran daha baskın hale gelmesine ve organik asitlerin sistemde birikmesine neden olabilmektedir. Sistemde dengesizliğe neden olan faktörlerin düzeltilmemesi durumunda sistemin tamponlama kapasitesi etkisini kaybetmekte ve pH düşmektedir. Düşük pH seviyeleri ise metanojenik bakterilerin aktivitelerinin durmasına, buna bağlı olarak organik asitlerin sistemde hızlı bir şekilde birikimine ve sonuçta prosesin durmasına neden olabilmektedir.

Bu tez çalışması kapsamında anaerobik reaktörlerin ortam şartlarının izlenmesinde oldukça önemli olan pH parametresi düzenli olarak takip edilmiş, 63 günlük işletim süresi boyunca ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde 6,6-7,2 aralığında, hidrodinamik kavıtasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde 6,7-7,4 aralığında olduğu tespit edilmiştir. Her iki anaerobik reaktör için de pH değerlerinin metanojenik bakterilerin optimum çalışma aralığı olan 6,5-8,2 aralığında olduğu belirlenmiştir.

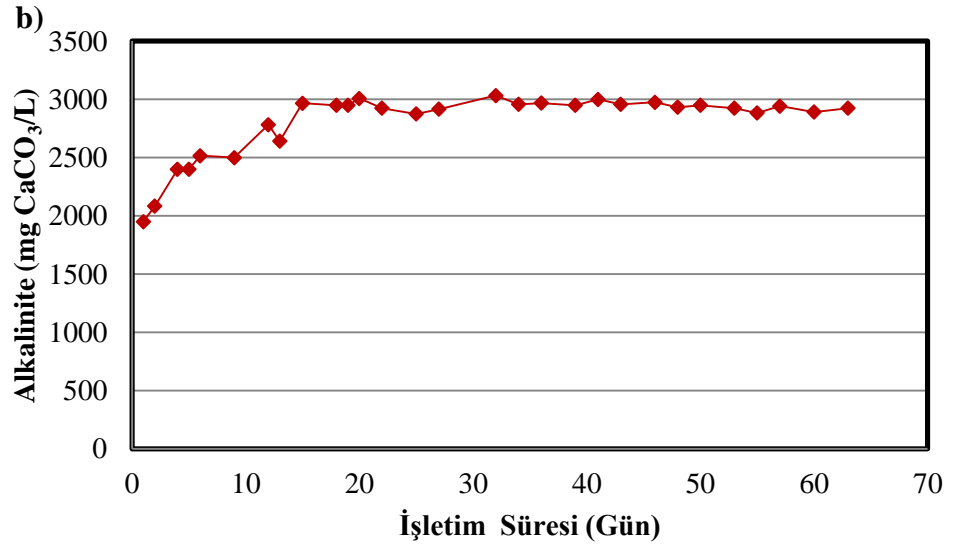
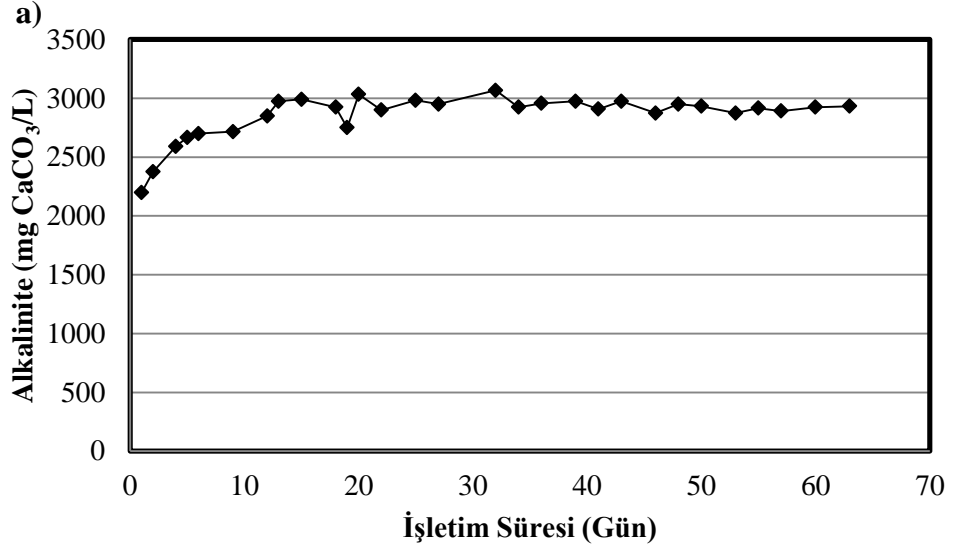
Verma (2002) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada metan üretiminin kararlı olduğu pH seviyelerinin 7,2-8,2 aralığında olduğu tespit edilmiştir. Yadvika ve ark. (2004) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada ise anaerobik reaktörlerin pH seviyelerinin 6,8-

7,2 aralığında tutulması gerektiği, metan üretim veriminin %75'den fazla olması için pH değerinin 5'in üzerinde olması gerektiği rapor edilmiştir. Demirci ve Saatçi (2003) ve Filibeli ve Erden (2010) tarafından gerçekleştirilen çalışmalarda da işletim süresi boyunca pH seviyelerinin sırasıyla 6,9-7,5 ve 6,7-7,8 aralıklarında değiştiği bildirilmiştir.

Anaerobik reaktörlerin ortam şartlarının izlenmesinde önemli bir parametre olan pH, asidojenik ve metanojenik bakteriler arasındaki dengesizliğin erken aşamalarda tespit edilmesi için tek başına yeterli olmamaktadır. Bu nedenle bu tez çalışması kapsamında anaerobik reaktörlerin işletim kontrolü açısından haftada üç gün düzenli olarak toplam alkalinite ve uçucu yağ asidi parametreleri de takip edilmiştir.

Anaerobik reaktörlerde alkalinite parametresi pH'nın uygun bir seviyede tutulması için gerekli tamponlama kapasitesini doğrudan belirlemede yaygın olarak kullanılmaktadır. Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kavite ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerde gerçekleştirilen analizler sonucunda elde edilen alkalinite verileri Şekil 4.17'de sunulmuştur.

Şekil 4.17a incelendiğinde ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörün başlangıç alkalinitesinin 2200 mg CaCO₃/L seviyelerinde olduğu, 63 günlük işletim süresi boyunca ise 2200-3067 mg CaCO₃/L aralığında değiştiği tespit edilmiştir. Hidrodinamik kavite ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörün başlangıç alkalinitesinin ise 1950 mg CaCO₃/L seviyelerinde olduğu, 63 günlük işletim süresi boyunca 1950-3033 mg CaCO₃/L aralığında değiştiği belirlenmiştir (Şekil 4.17b). Elde edilen veriler her iki anaerobik reaktörün alkalinite değerlerinin sistem pH'sını yeterli düzeyde tamponlamaya ve nötral seviyelerde tutmaya yetecek kapasite olduğunu açıkça ortaya koymaktadır.



Şekil 4.17. Alkalinite verileri a) Ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde alkalinite verileri b) Hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde alkalinite verileri

Long (1990) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada anaerobik reaktörlerde sistem pH'sının yeterli düzeyde tamponlanabilmesi için 1500 mg CaCO₃/L seviyelerinin üzerinde olması gereken alkalinite parametresinin uygun bir işletme verimi için 2000-5000 mg/L aralığında olması gerektiği vurgulanmıştır. Öztürk (1999) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada da alkalinite parametresinin işletim süresi boyunca 1500 mg CaCO₃/L seviyelerinin üzerinde olduğu tespit edilmiştir. Bu çalışmada ise her iki

anaerobik reaktörün alkalinite parametresinin 63 günlük işletim süresi boyunca 1500 mg CaCO₃/L değerinin üzerinde olduğu belirlenmiştir.

Filibeli ve Erden (2010) tarafından gerçekleştirilen başka bir çalışmada 30 günlük işletim süresi boyunca alkalinite parametresinin 1580-5917 mg CaCO₃/L aralığında değiştiği rapor edilmiştir. Demirci ve Saatçi (2003) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada ise işletim süresi boyunca alkalinite parametresinin 2200-3600 mg CaCO₃/L aralığında değişim gösterdiği ortaya konmuştur.

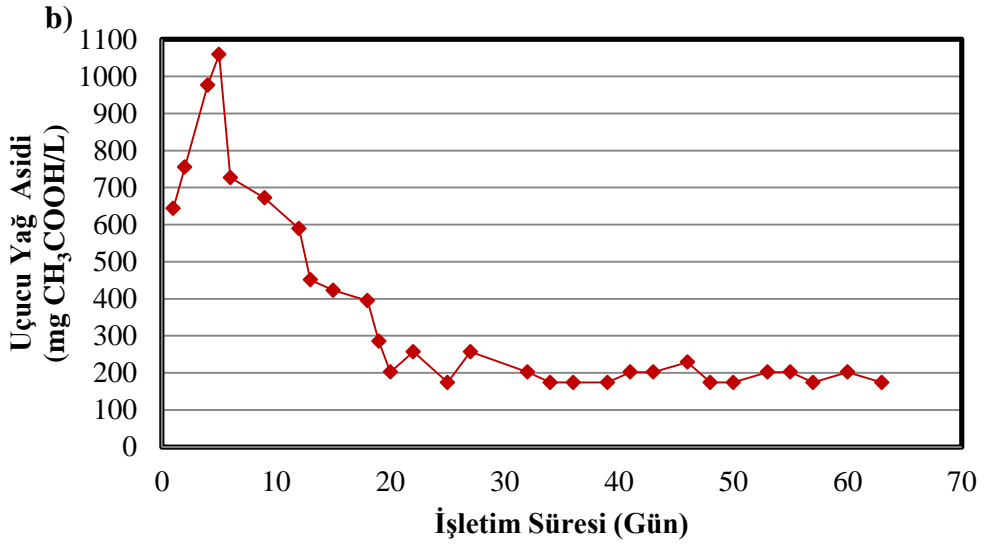
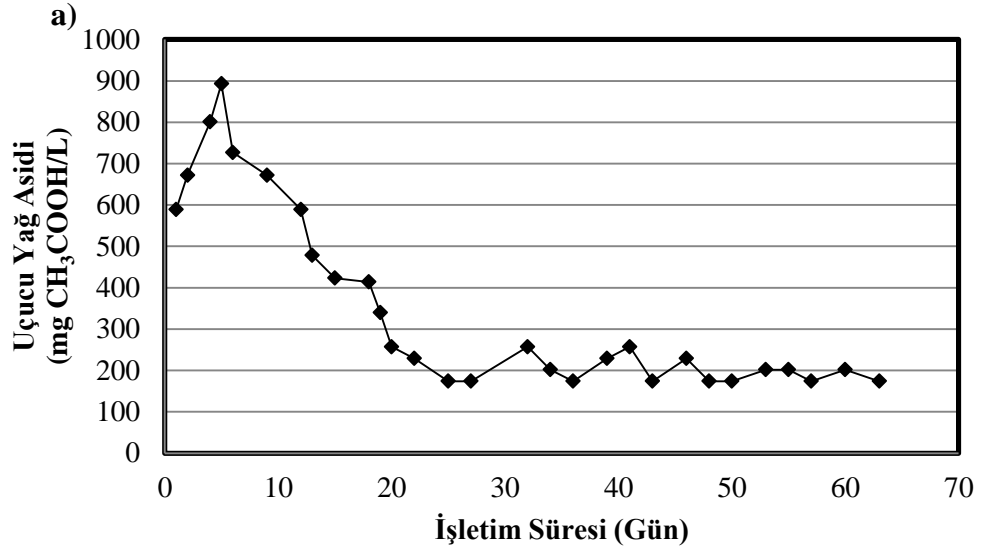
Anaerobik çürütme işlemlerinin ilk basamağında kompleks yapılı organik moleküller daha basit yapılı organik moleküllere, fermantasyon olarak da adlandırılan asit üretimi basamağında ise basit yapılı organik moleküller fermantasyon son ürünleri olan asetat, H₂, CO₂, proporat ve bütirata dönüştürülmektedir. İşletme şartlarının kararlı olması durumunda direkt olarak asetik asit, CO₂ ve H₂'e dönüştürülen hidroliz ürünleri, işletme şartlarının kararsız olması durumunda metanojenik bakteriler tarafından metan gazına dönüşüm oranları düşük olan propiyonik, bütirik, izobütirik, valerik ve izovalerik asit gibi daha kompleks uçucu yağ asitlerine dönüştürülmektedir. Ayrıca organik yüklemenin fazla olması durumunda bakteriler tarafından yeteri kadar parçalanamayan asetik asit, uçucu yağ asiti konsantrasyonlarının artmasına ve sistem pH'sının düşmesine sebep olabilmektedir. Metanojenik bakterilerin çalışmasını olumsuz yönde etkileyen bu pH düşüşünün devam etmesi ise metanojenik faaliyetin tamamen durmasına sebep olabilmektedir. Bu nedenle anaerobik arıtma sistemlerinde uçucu yağ asiti konsantrasyonları sürekli izlenmesi gereken çok önemli bir parametredir.

Uçucu yağ asiti konsantrasyonları arttığında pH'nın düşüşünü tamponlamak için alkalinitenin artırılması ve yağ asiti konsantrasyonlarındaki bu artışın nedenlerinin araştırılması gerekmektedir. Yapılan araştırmalar uçucu yağ asidi konsantrasyonlarının 1000-1500 mg/L seviyelerini aştığında önemli problemlerin başladığını göstermektedir (Öztürk 1999).

Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kaviteasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerde gerçekleştirilen analizler sonucunda elde

edilen uçucu yağ asidi verileri Şekil 4.18'de sunulmuştur. Her iki anaerobik reaktörde de uçucu yağ asidi miktarlarının işletimin ilk 5 günü süresince karbonlu madde giderimi ve biyogaz üretimine bağlı olarak arttığı, sonraki günlerde giderek düştüğü tespit edilmiştir. Cavinato ve ark. (2010) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada da işletimin ilk 3 günü süresince asetik asit miktarlarının arttığı, sonraki günlerde yüksek asit konsantrasyonunun giderek düştüğü bildirilmiştir.

Şekil 4.18a incelendiğinde ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörün başlangıç uçucu yağ asidi konsantrasyonunun 589 mg CH₃COOH/L seviyelerinde olduğu, maksimum uçucu yağ asidi konsantrasyonunun 893 mg CH₃COOH/L olarak işletimin 5.gününde ölçüldüğü tespit edilmiştir (p<0,001). Hidrodinamik kaviteyle ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörün başlangıç uçucu yağ asidi konsantrasyonunun ise 644 mg CH₃COOH/L seviyelerinde olduğu, işletim süresinin 5.gününde 1059 mg CH₃COOH/L olarak maksimum değere ulaştığı saptanmıştır (p<0,001) (Şekil 4.18b). Elde edilen veriler uçucu yağ asidi konsantrasyonlarının gaz üretiminin en fazla olduğu günlerde bile metanojenik bakteriler için aşılması önerilmeyen 1500 mg CH₃COOH/L seviyelerini geçmediğini açıkça ortaya koymaktadır.



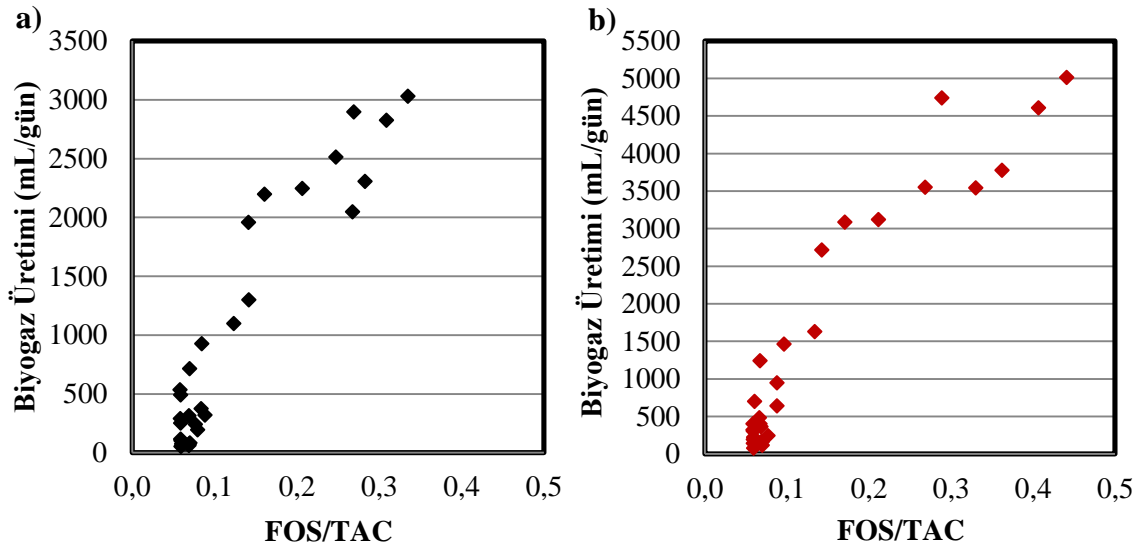
Şekil 4.18. Uçucu yağ asidi verileri a) Ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde uçucu yağ asidi verileri b) Hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde uçucu yağ asidi verileri

Demirci ve Saatçi (2003) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada işletim süresi boyunca uçucu yağ asidi konsantrasyonlarının 100-350 mg CH₃COOH/L aralığında değiştiği bildirilmiştir. Filibeli ve Erden (2010) tarafından gerçekleştirilen başka bir çalışmada kentsel atık su arıtma tesisinden temin edilen biyolojik çamurlar mezofilik sıcaklık koşullarında 30 gün işletim süresi ile anaerobik olarak çürütülmüş, uçucu yağ asidi konsantrasyonlarının işletimin ilk günlerinde bile 1000-1500 mg CH₃COOH/L seviyelerini aşmadığı rapor edilmiştir.

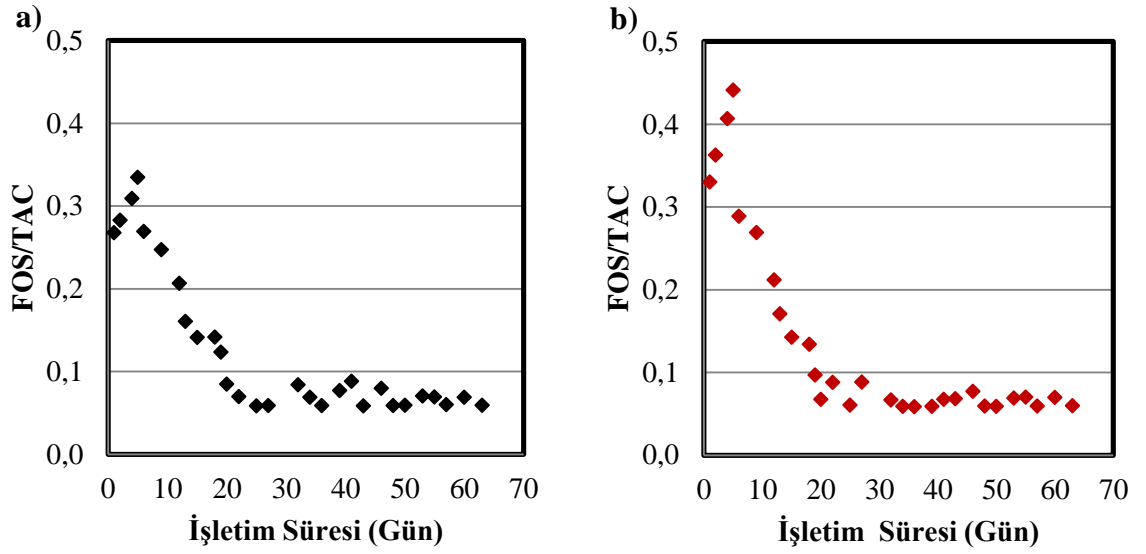
Öztürk (1999) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada anaerobik çürütme işlemlerinde uçucu yağ asidi konsantrasyonlarının 1000-1500 mg/L seviyelerini aşmaması gerektiği, bu seviyelerin üzerinde muhtemel zehirlilik etkisinin görüleceği belirtilmiştir. Schober ve ark. (1999) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada ise uçucu yağ asidi konsantrasyonlarının 2200 mg/L seviyelerine çıkması durumunda organik yükün azaltılması gerektiği vurgulanmıştır.

Uçucu yağ asidi konsantrasyonları genelde düşük alkalinite seviyelerinde daha tehlikeli olmaktadır. Bu nedenle uçucu yağ asidi konsantrasyonları incelenirken, alkalinite değerleri de dikkate alınarak FOS/TAC oranına göre de yorum yapılmaktadır.

Anaerobik çürütme sistemlerinde FOS/TAC oranının 0,1 seviyelerinin altında olması istenirken 0,3 seviyelerine kadar sistem verimli çalışabilmektedir. Bu oranın 0,3 seviyelerinden daha yüksek olması durumunda sebeplerinin araştırılması ve problemin çözülmesi gerekmektedir.



Şekil 4.19. Günlük üretilen biyogaz miktarına bağlı olarak FOS/TAC verileri a) Ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde FOS/TAC verileri b) Hidrokinamik kaviteyle ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde FOS/TAC verileri



Şekil 4.20. İşletim süresine bağlı olarak FOS/TAC verileri a) Ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde FOS/TAC verileri b) Hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde FOS/TAC verileri

Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerin FOS/TAC oranlarında günlük biyogaz üretimine bağlı olarak meydana gelen değişimler Şekil 4.19’da sunulmuştur. Her iki anaerobik reaktör için de günlük üretilen biyogaz miktarlarının artması ile FOS/TAC oranlarının arttığı tespit edilmiştir (Şekil 4.19a ve 4.19b).

Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerin FOS/TAC oranlarında işletim süresine bağlı olarak meydana gelen değişimler ise Şekil 4.20’de sunulmuştur. FOS/TAC oranlarında işletim süresine bağlı olarak meydana gelen artışın işletimin 5.gününde maksimum değerine ulaştığı, ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde 0,33, hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde 0,44 seviyelerine ulaştığı belirlenmiştir (Şekil 4.20a ve Şekil 4.20b). İşletimin 5.gününden sonra FOS/TAC oranlarının her iki reaktör için de 0,30 seviyesinin altında seyrettiği, işletimin son günlerine gelindiğinde günlük üretilen biyogaz miktarlarının düşük seviyelerde olması sebebiyle 0,10 seviyelerine düştüğü saptanmıştır.

Losie (2008) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada her tesisin kendi optimum FOS/TAC oranına sahip olduğu ve 0,3-0,4 aralığındaki FOS/TAC oranlarının normal seviyelerde olduğu bildirilmiş, bu oranının değerlendirilmesinde Çizelge 4.1'deki kuralların göz önünde bulundurulması gerektiği vurgulanmıştır.

Çizelge 4.1. FOS/TAC oranının değerlendirilmesi için kurallar

FOS/TAC Oranı	Özellik	Önlem
>0,6	Biyokütle girişi aşırı fazla	Biyokütle eklemeyi durdur
0,5-0,6	Biyokütle girişi fazla	Daha az biyokütle ekle
0,4-0,5	Tesis aşırı yüklü	Tesis daha yakından izle
0,3-0,4	Biyogaz üretimi maksimum	Biyokütle girişini sabit tut
0,2-0,3	Biyokütle girişi çok düşük	Biyokütle girişini yavaşça arttır
<0,2	Biyokütle girişi aşırı düşük	Biyokütle girişini hızlıca arttır

Şekil 4.20'den elde edilen veriler her iki anaerobik reaktörde de biyogaz üretiminin maksimum olduğu işletimin 5.gününde FOS/TAC oranlarının 0,4 civarında olduğunu göstermekte ve bu değerler Çizelge 4.1'deki verileri doğrulamaktadır.

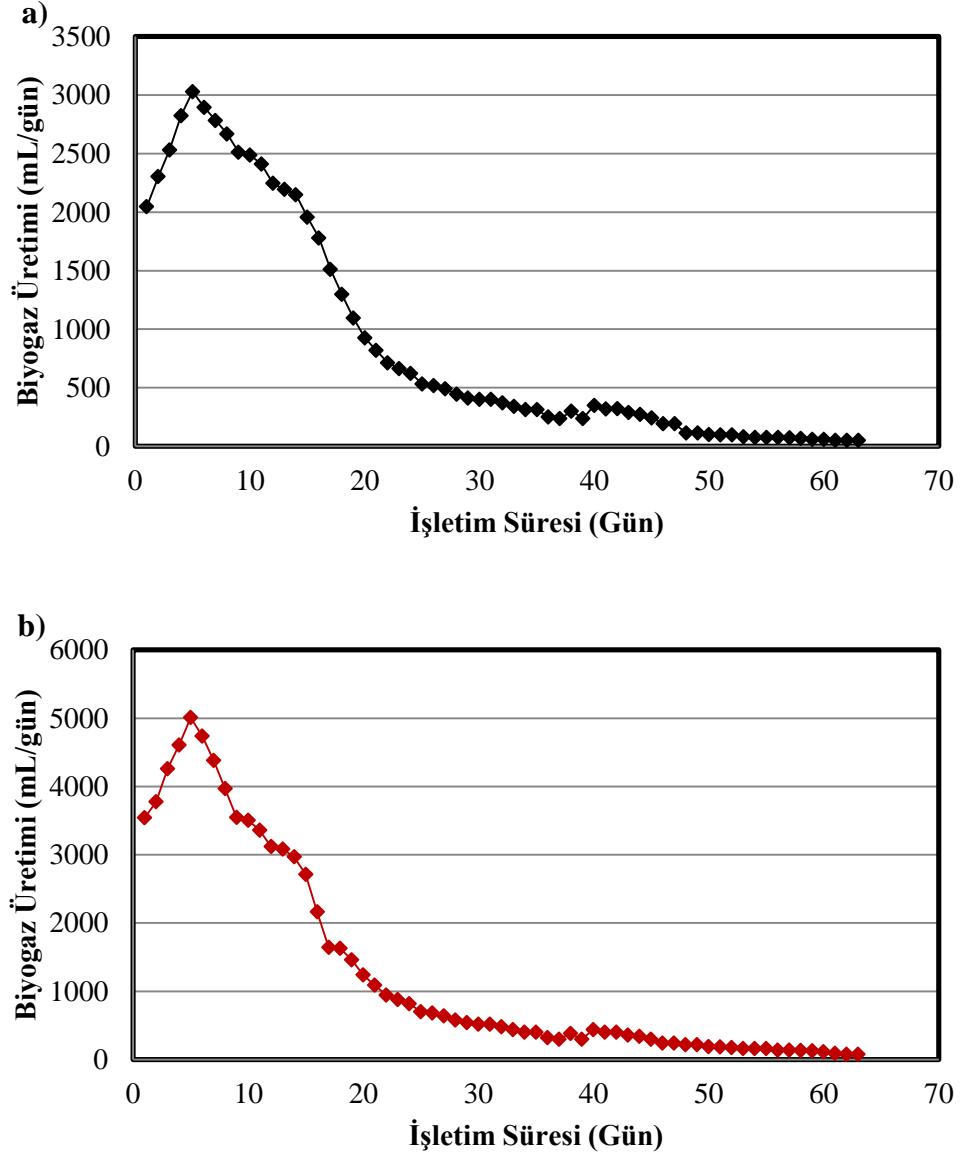
4.3.2. Anaerobik çürütme çalışmaları süresince biyogaz ve metan üretim verilerinde meydana gelen değişimler

Anaerobik çürütme işlemleri öncesinde atık aktif çamura uygulanan hidrodinamik kaviteasyon anaerobik çürütmede hız sınırlayıcı adım olan hidroliz basamağını hızlandırmakta, anaerobik stabilizasyonun derecesini arttırmaktadır. Bu sayede klasik anaerobik sistemlere göre daha düşük miktarlarda ve daha stabil bir çamur üretilmekte, daha yüksek miktarlarda biyogaz elde edilmektedir.

Bu tez çalışması kapsamında hidrodinamik kaviteasyonun biyogaz ve metan gazı üretim verimlerine etkisinin belirlenmesi amacıyla ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kaviteasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur F/M oranı 3:1 olacak şekilde anaerobik reaktörlere yüklenmiştir. Katı bekletme süresinin 63 gün olarak belirlendiği bu anaerobik reaktörlerde günlük biyogaz üretimleri takip edilmiş, belirli aralıklarla alınan örneklerde gaz kompozisyonları belirlenmiştir. Gerçekleştirilen gaz

kompozisyonu analizlerinden faydalanılarak ise günlük metan gazı üretim verileri hesaplanmıştır.

Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerde günlük üretilen biyogaz miktarları Şekil 4.21'de sunulmuştur. 63 günlük işletim süresi boyunca ham atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktörden elde edilen biyogaz üretim verileri değerlendirildiğinde, işletim süresinin ilk günlerinde artan biyogaz üretiminin işletimin 5.gününde maksimum değere ulaştığı ve sonraki günlerde giderek azaldığı tespit edilmiştir ($p<0,001$) (Şekil 4.21a). Hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı reaktörde de biyogaz üretiminin benzer bir eğilim göstererek işletim süresinin ilk günlerinde arttığı, işletimin 5.gününde maksimum değere ulaştığı ve daha sonra giderek azaldığı belirlenmiştir ($p<0,001$) (Şekil 4.21b). Biyogaz üretiminin işletim süresinin 5.gününde ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde 3030 mL, hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde 5009 mL olduğu saptanmıştır ($p<0,001$).

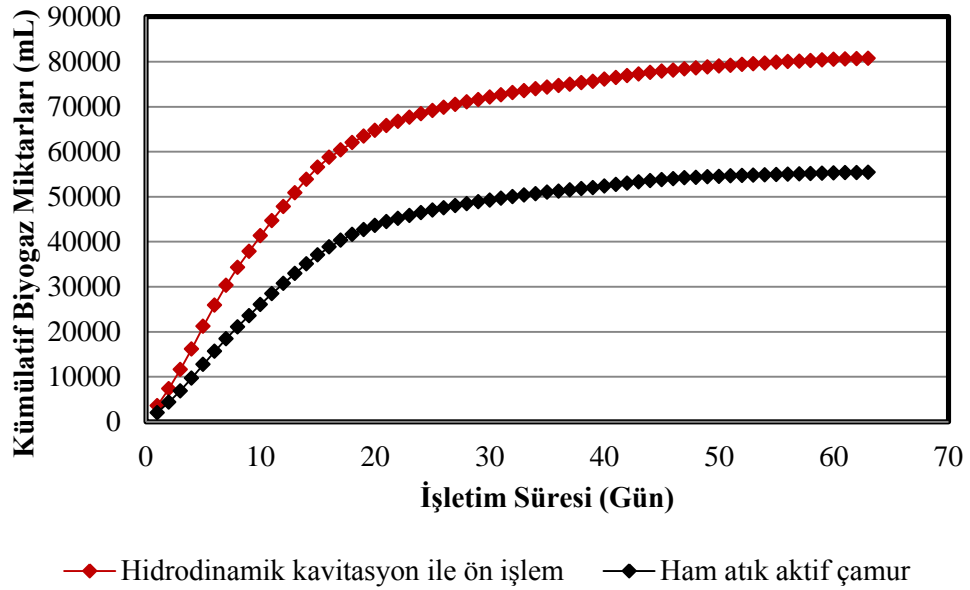


Şekil 4.21. Günlük biyogaz üretim verileri a) Ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde günlük biyogaz üretim verileri b) Hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde günlük biyogaz üretim verileri

Elde edilen veriler anaerobik çürütme çalışmasının başlangıcından itibaren hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktörden daha fazla miktarda biyogaz üretildiğini göstermektedir. Ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktör için başlangıçta 2046 mL olan biyogaz üretiminin hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık

aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktör için 3541 mL olduğu belirlenmiştir. İşletim süresinin sonlarına gelindiğinde ise biyogaz üretiminin ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktör için 52 mg/L, hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktör için 76 mg/L olduğu tespit edilmiştir. Bu veriler hidrodinamik kavitasyon ile ön arıtmanın biyogaz üretimi üzerindeki olumlu etkisini açıkça ortaya koymaktadır.

Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerde zamana bağlı olarak elde edilen kümülatif biyogaz miktarları Şekil 4.22'de sunulmuştur. 63 günlük işletim süresi sonunda ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde toplam 55439 mL biyogaz elde edilirken, hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde toplam 80758 mL biyogaz elde edilmiş, hidrodinamik kavitasyon üretilen biyogaz miktarını %31 oranında arttırmıştır.

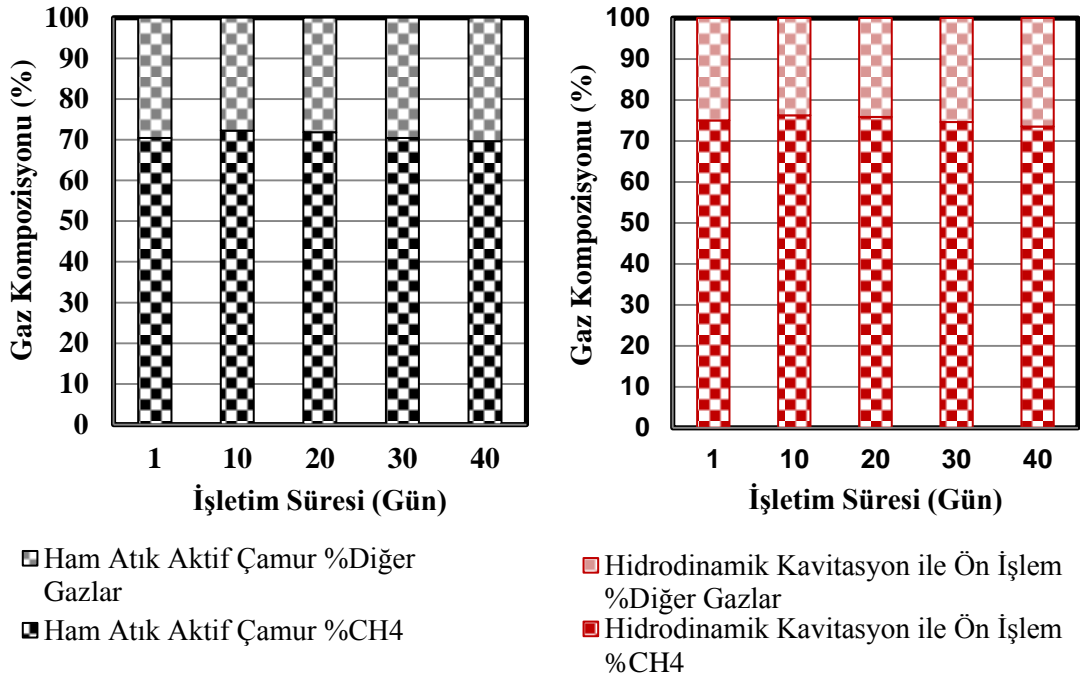


Şekil 4.22. Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerde kümülatif biyogaz miktarları

Kesikli anaerobik çürütücülerin kullanıldığı bir çalışmada ultrasonik ön arıtma işleminde atık aktif çamura uygulanan ultrasonik enerjinin biyogaz üretimi üzerindeki etkisi incelenmiştir (Bougrier ve ark. 2005). Optimum E_s (spesifik enerji) değeri 7000

kJ/kg olarak belirlenmiş, bu E_s değerinde üretilen biyogaz hacminin ham çamura kıyasla %40 daha fazla olduğu bildirilmiştir. Bougrier ve ark. (2008) tarafından gerçekleştirilen başka bir çalışmada atık aktif çamura 60°C'den 270°C'ye kadar geniş bir sıcaklık aralığında ısı ön arıtma işlemi uygulanmıştır. 190°C'ye kadar artan sıcaklıklarda gerçekleştirilen ısı ön arıtmanın biyogaz üretimini sürekli arttırdığı, ancak 200°C'nin üzerindeki sıcaklıklarda yapılan ön arıtmanın çamurun biyolojik parçalanabilirliğini geliştirmediği, aksine azalttığı rapor edilmiştir.

Anaerobik çürütme çalışmalarında biyogaz üretim veriminin yanı sıra metan gazı üretim veriminin belirlenebilmesi için üretilen biyogazın içerisindeki metan gazı yüzdesinin bilinmesi gerekmektedir. Bu nedenle gerçekleştirilen tez çalışması kapsamında ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kaviteasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerden belirli aralıklarla alınan örneklerde üretilen biyogazın içerisindeki metan gazı yüzdeleri belirlenmiş, elde edilen veriler Şekil 4.23'de sunulmuştur.



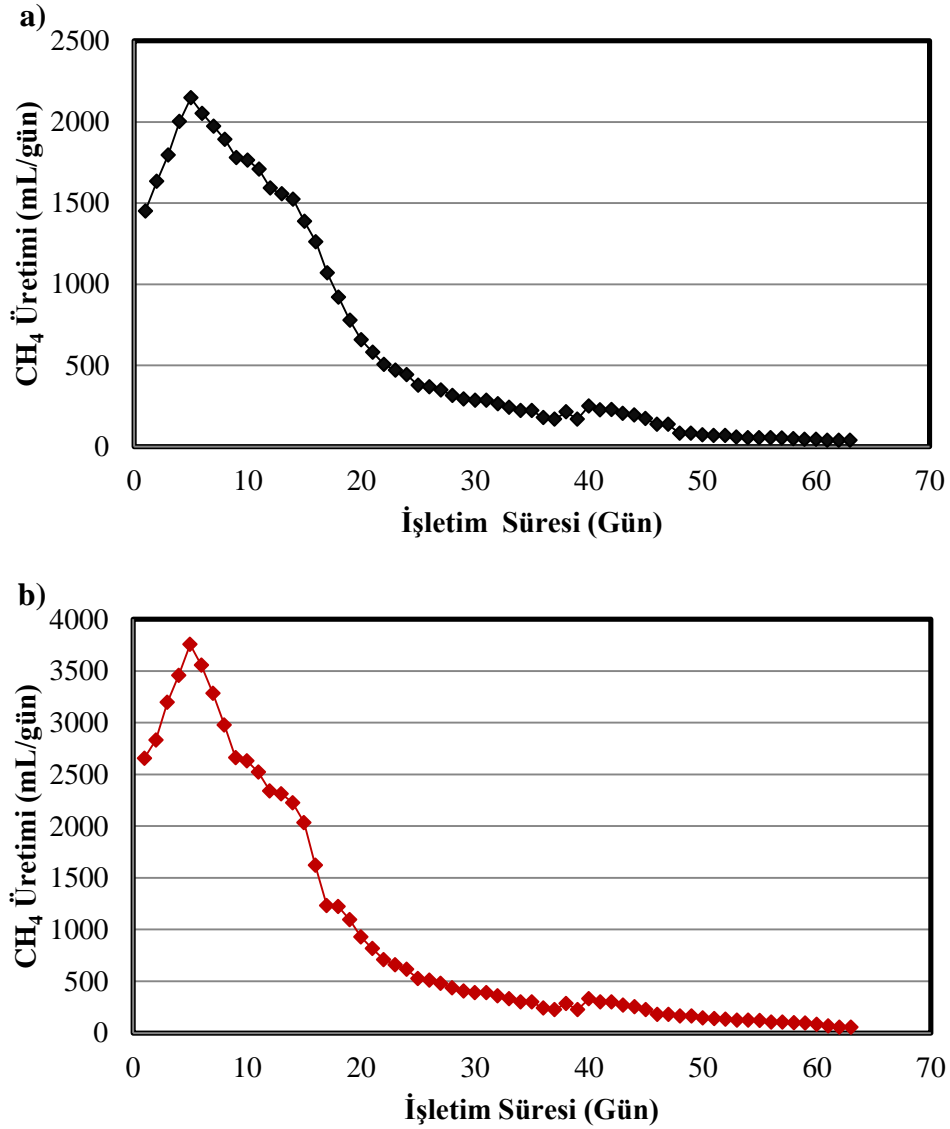
Şekil 4.23. Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kaviteasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerde gaz kompozisyonları

Şekil 4.23 incelendiğinde 63 günlük işletim süresi boyunca her iki anaerobik reaktörden üretilen biyogaz içerisindeki metan gazı yüzdesinin zamana bağlı olarak belirgin bir değişime uğramadığı tespit edilmiştir. Ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörden üretilen biyogaz içerisinde ortalama %71 oranında, hidrodinamik kaviteasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörden üretilen biyogaz içerisinde ortalama %75 oranında metan gazı olduğu saptanmıştır. Elde edilen veriler anaerobik çürütme işlemleri öncesinde bir ön arıtma metodu olarak uygulanan hidrodinamik kaviteasyonun atık aktif çamurdan üretilen biyogaz içerisindeki metan gazı yüzdesini arttırdığını açıkça ortaya koymaktadır.

Bougrier ve ark. (2006) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada anaerobik çürütme veriminin artırılması amacıyla atık aktif çamura ön arıtma metodu olarak ultrasonik, ısı ve ozonlama ile dezentegrasyon işlemleri uygulanmıştır. 6250 kJ/kg katı madde ve 9350 kJ/kg katı madde olmak üzere iki farklı E_s değerinde gerçekleştirilen ultrasonik dezentegrasyon işleminde üretilen biyogaz içerisindeki metan gazı oranının ham çamur için %75, 6250 kJ/kg katı madde E_s değeri için %73, 9350 kJ/kg katı madde E_s değeri için %74 olduğu bildirilmiştir. 170 °C ve 190 °C sıcaklıklarda gerçekleştirilen ısı dezentegrasyon işleminde üretilen biyogaz içerisinde 170 °C için %71 olarak belirlenen metan gazı oranının, 190 °C için %70 olduğu saptanmıştır. 0,1 g O_3 /g katı madde ve 0,16 g O_3 /g katı madde dozlarında gerçekleştirilen ozonlama ile dezentegrasyon işleminde ise üretilen biyogaz içerisindeki metan gazı oranının 0,1 g O_3 /g katı madde ozon dozu için %77, 0,16 g O_3 /g katı madde ozon dozu için %74 olduğu rapor edilmiştir.

Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kaviteasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerin ortalama metan gazı yüzdelerinden faydalanılarak hesaplanan metan gazı miktarları Şekil 4.24'de sunulmuştur. 63 günlük işletim süresi boyunca ham atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktörden elde edilen metan gazı üretim verileri değerlendirildiğinde, işletim süresinin ilk günlerinde artan metan gazı üretiminin işletimin 5.gününde maksimum değere ulaştığı ve sonraki günlerde giderek azaldığı tespit edilmiştir (Şekil 4.24a). Hidrodinamik kaviteasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı reaktörde de metan gazı üretiminin benzer bir eğilim göstererek işletim

süresinin ilk günlerinde arttığı, işletimin 5.gününde maksimum değere ulaştığı ve daha sonra giderek azaldığı belirlenmiştir (Şekil 4.24b). Metan gazı üretiminin işletim süresinin 5.gününde ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde 2148 mL, hidrodinamik kaviteasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde 3758 mL olduğu saptanmıştır.



Şekil 4.24. Günlük metan gazı üretim verileri a) Ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde günlük metan gazı üretim verileri b) Hidrodinamik kaviteasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde günlük metan gazı üretim verileri

Elde edilen veriler anaerobik çürütme çalışmasının başlangıcından itibaren hidrodinamik kaviteasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamurun substrat olarak

kullanıldığı anaerobik reaktörden üretilen metan gazı miktarının daha fazla olduğunu ortaya koymaktadır. İşletimin ilk gününde ham atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktör için 1450 mL olan metan gazı üretiminin hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktör için 2656 mL olduğu belirlenmiştir. İşletim süresinin sonlarına gelindiğinde de ise metan gazı üretiminin ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktör için 37 mg/L, hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktör için 57 mg/L olduğu tespit edilmiştir. Bu veriler hidrodinamik kavitasyon ile ön arıtmanın metan gazı üretimi üzerindeki olumlu etkisini açıkça ortaya koymaktadır.

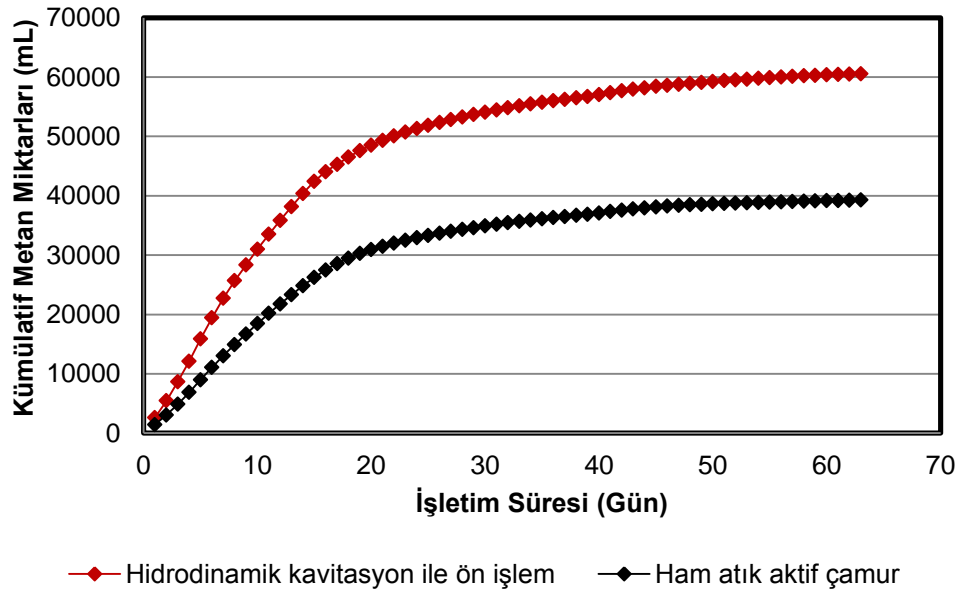
Chu ve ark. (2001) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada anaerobik çürütme veriminin artırılması amacıyla atık aktif çamur 20 kHz frekansta ve 0,33 W/mL'lik düşük ultrases yoğunlukta dezentegre edilmiştir. Ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörden ham çamur ile işletilen anaerobik reaktöre kıyasla daha fazla miktarda metan gazı elde edildiği bildirilmiştir.

Çürütülmüş evsel atık aktif çamurun kullanıldığı başka bir çalışmada termokimyasal ve termal ön işlemin metan gazı üretimini arttırdığı rapor edilmiştir (Climent ve ark. 2007). Yine aynı çalışmada 134 °C sıcaklıkta 1,5 saat süreyle gerçekleştirilen ısı ön arıtmanın termofilik anaerobik reaktörün metan gazı üretimine katkı sağlamadığı, ancak 70 °C sıcaklıkta 9 saat süreyle gerçekleştirilen ısı ön arıtmanın metan gazı üretimini arttırdığı tespit edilmiştir.

Davisson ve Jansen (2006) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada ise anaerobik çürütme öncesinde atık su arıtma çamuruna ön arıtma metodu olarak biyolojik dezentegrasyon, ultrasonik dezentegrasyon ve hijyenizasyon işlemleri birlikte ve ayrı ayrı uygulanmıştır. Atık su arıtma çamuruna %6 oranında proteaz enzimi ilave edilerek biyolojik dezentegrasyon, 1 saat süreyle 70°C sıcaklık uygulanarak hijyenizasyon işlemi gerçekleştirilmiştir. Mezofilik koşullarda 40 gün boyunca yürütülen anaerobik çürütme çalışmaları sonucunda en fazla metan gazı veriminin ultrasonik dezentegrasyon ile sağlandığı bildirilmiştir.

pH 8-13 aralığında ve 3750-45000 kJ/kg TKM güçlerinde gerçekleştirilen ultrasonik+alkali ön arıtma işleminin anaerobik çamur çürütme üzerindeki etkisinin incelendiği bir çalışmada da iki işlemin birlikte uygulanması ile çamur çözünürlüğünün ve metan üretiminin arttığı rapor edilmiştir (Kim ve ark. 2010).

Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kaviteasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerde zamana bağlı olarak elde edilen kümülatif metan gazı miktarları Şekil 4.25’de sunulmuştur. 63 günlük işletim süresi sonunda ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde toplam 39295 mL metan gazı elde edilirken, hidrodinamik kaviteasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde toplam 60585 mL metan gazı elde edilmiş, hidrodinamik kaviteasyon üretilen metan gazı miktarını %35 oranında arttırmıştır.



Şekil 4.25. Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kaviteasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerde kümülatif metan gazı miktarları

Kim ve ark. (2003) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada anaerobik çürütme öncesinde atık aktif çamura ön arıtma metodu olarak ısı, kimyasal ve termokimyasal dezenteegrasyon işlemleri uygulanmıştır. Atık aktif çamurun 121°C sıcaklıkta 30 dakika otoklavda bekletilmesi ile ısı dezenteegrasyon, 7 g/L NaOH ilave edilerek 121°C sıcaklıkta 30 dakika otoklavda bekletilmesi ile termokimyasal dezenteegrasyon, NaOH,

KOH, Mg(OH)₂ ve Ca(OH)₂ alkalilerinin ilave edilmesi ile kimyasal dezentegrasyon işlemleri gerçekleştirilmiştir. Metan gazı üretiminin ham atık aktif çamur için 2507 mL/L, ısı dezentegrasyon uygulanmış atık aktif çamur için 3390 mL/L, kimyasal dezentegrasyon uygulanmış atık aktif çamur için 2827 mL/L ve termokimyasal dezentegrasyon uygulanmış atık aktif çamur için 3367 mL/L olduğu bildirilmiştir.

Braguglia ve ark. (2010) tarafından gerçekleştirilen başka bir çalışmada ultrasonik ön arıtma, kimyasal bir ön arıtma metodu olan ozonlama ile karşılaştırılmıştır. 2500 kJ/kg TKM E_s değerinde ultrasonik ön arıtma uygulanmış çamurun anaerobik reaktörde 10 günlük HBS (Hidrolik Bekletme Süresi) ile çürütülmesi sonucunda metan gazı üretiminin %26 oranında arttığı, ozonlama ile ön arıtma uygulanmış çamurun anaerobik çürütülmesi için adaptasyon sürecine ihtiyaç duyulduğu tespit edilmiştir. Ayrıca 0,05 g O₃/g TKM ozon dozunda biyogaz üretiminin artmadığı, 0,07 g O₃/g katı madde ozon dozunda metan gazı üretiminde %17 oranında artış meydana geldiği rapor edilmiştir.

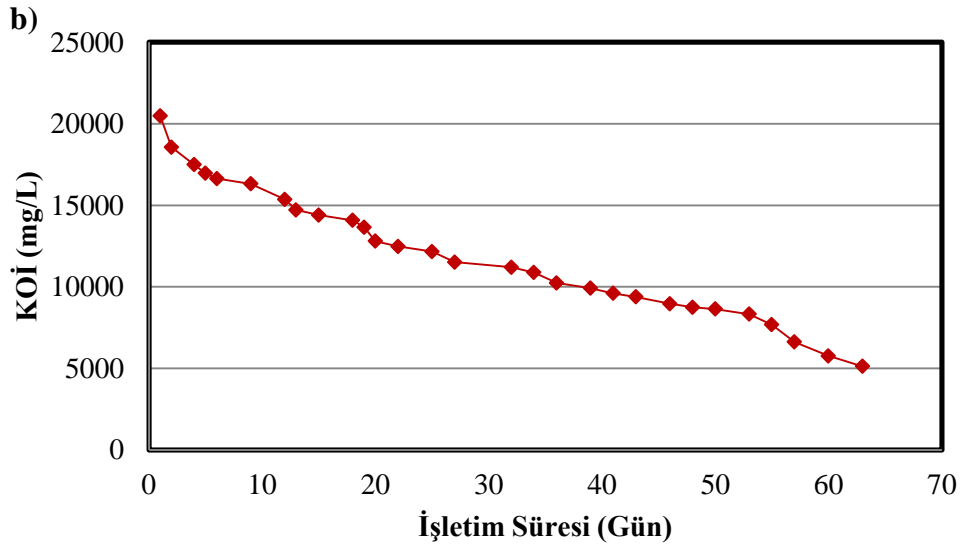
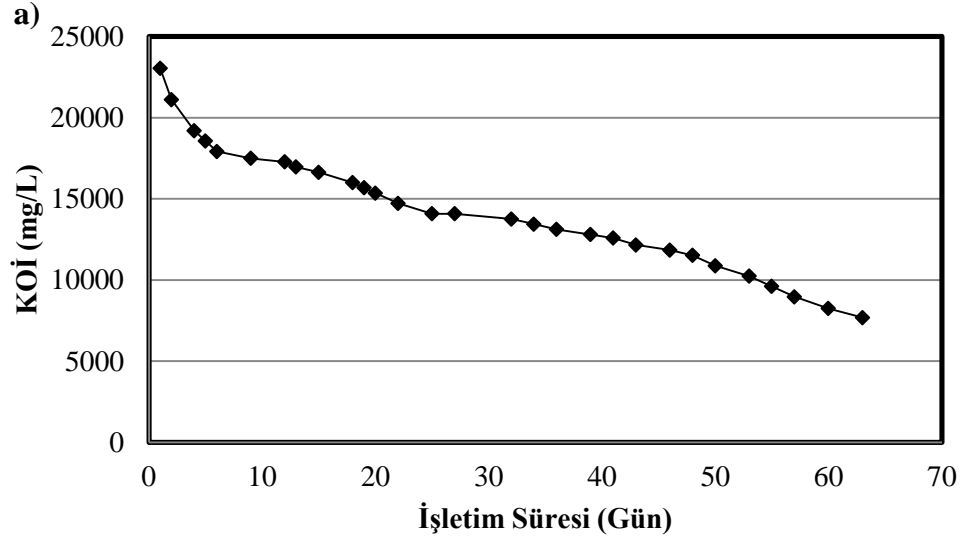
Çamurun ısı ön arıtımı üzerine yapılan bir çalışmada ise 130 ve 170°C sıcaklıklarda çamur parçalama verimlerinin sırasıyla %25 ve %60 olduğu, metan gazı üretimlerinde ise sırasıyla %25 ve %45 artış sağlandığı saptanmıştır (Valo ve ark. 2004).

4.3.3. Anaerobik çürütme çalışmaları süresince KOİ verilerinde meydana gelen değişimler

Anaerobik çürütme çalışmalarında KOİ parametresi giderilen organik madde miktarını yansıtması açısından oldukça önemlidir. Teorik olarak giderilen her 1 gram KOİ için 0,25 gram metan gazı üretilmektedir. Standart şartlarda (0 °C ve 1 atm) 1 mol gazın 22,4 L hacim kapladığı varsayıldığında 0,25 gram metan gazının 0,35 L hacim kapladığı hesaplanmaktadır. Bu değer anaerobik çürütme çalışmalarının en sık gerçekleştirildiği mezofilik sıcaklık koşullarında (35 °C) ve 1 atm basınçta 0,395 L değerine eşit olmaktadır. Yani mezofilik sıcaklık koşullarında gerçekleştirilen anaerobik çürütme çalışmalarında teorik olarak giderilen her 1 gram KOİ başına 0,395 L metan gazı üretilmektedir.

Bu tez çalışması kapsamında ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerden 63 günlük işletim süresi boyunca belirli aralıklarla örnekler alınmış, KOİ parametresi takip edilmiştir.

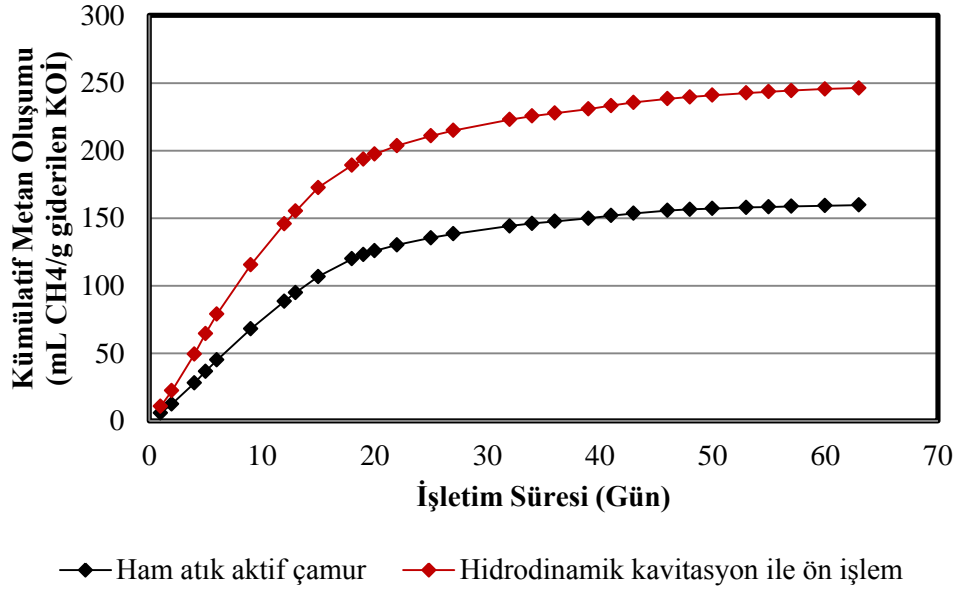
Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerde zamana bağlı olarak elde edilen KOİ verileri Şekil 4.26'da sunulmuştur. 63 günlük işletim süresi boyunca her iki anaerobik reaktörde de KOİ konsantrasyonunun zamana bağlı olarak azaldığı tespit edilmiştir. Ham atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktörde başlangıçta 23040 mg/L olarak belirlenen KOİ konsantrasyonunun 63 günlük işletim süresi sonunda 7680 mg/L değerine ulaştığı, yaklaşık %67 oranında KOİ giderimi elde edildiği belirlenmiştir (Şekil 4.26a). Hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktörde ise 20480 mg/L olarak belirlenen KOİ konsantrasyonunun 63 günlük işletim süresi sonunda 5120 mg/L değerine ulaştığı, yaklaşık %75 oranında KOİ giderimi elde edildiği saptanmıştır (Şekil 4.26b). Bu veriler hidrodinamik kavitasyon ile ön arıtmanın KOİ giderimi üzerindeki olumlu etkisini açıkça ortaya koymaktadır.



Şekil 4.26. KOİ verileri a) Ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde KOİ verileri b) Hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde KOİ verileri

Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerde giderilen gram KOİ başına üretilen kümülatif metan gazı miktarlarında zamana bağlı olarak meydana gelen değişimler Şekil 4.27’de sunulmuştur. 63 günlük işletim süresi sonunda ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde giderilen gram KOİ başına yaklaşık olarak 160 mL metan gazı üretilirken, hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde yaklaşık olarak 246 mL metan gazı üretilmiştir. Elde edilen

veriler hidrodinamik kaviteasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde giderilen gram KOİ başına %35 daha fazla metan gazı üretildiğini ortaya koymaktadır.



Şekil 4.27. Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kaviteasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerde giderilen g KOİ başına kümülatif metan gazı miktarları

Bougrier ve ark. (2006) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada anaerobik çürütme veriminin artırılması amacıyla atık aktif çamura ön arıtma metodu olarak ultrasonik, ısı ve ozonlama ile dezentegrasyon işlemleri uygulanmıştır. Ham çamur için 221 mL CH₄/g KOİ olarak belirlenen metan gazı üretiminin 6250 kJ/kg katı madde ve 9350 kJ/kg katı madde olmak üzere iki farklı E_s değerinde gerçekleştirilen ultrasonik dezentegrasyon işlemleri ile sırasıyla 325 mL CH₄/g KOİ ve 334 mL CH₄/g KOİ seviyelerine ulaştığı tespit edilmiştir. 170 ve 190 °C sıcaklıklarda gerçekleştirilen ısı dezentegrasyon işleminde 170 °C için 333 mL CH₄/g KOİ, 190 °C için 328 mL CH₄/g KOİ olduğu rapor edilmiştir. 0,1 g O₃/g katı madde ve 0,16 g O₃/g katı madde dozlarında gerçekleştirilen ozonlama ile dezentegrasyon işleminde ise 0,1 g O₃/g katı madde ozon dozu için 246 mL CH₄/g KOİ, 0,16 g O₃/g katı madde ozon dozu için 272 mL CH₄/g KOİ olduğu bildirilmiştir.

pH 8-13 aralığında ve 3750-45000 kJ/kg TKM güçlerinde gerçekleştirilen ultrasonik+alkali ön arıtma işleminin anaerobik çamur çürütme üzerindeki etkisinin incelendiği bir çalışmada da iki işlemin birlikte uygulanması ile çamur çözünürlüğünün ve metan gazı üretiminin arttığı rapor edilmiştir (Kim ve ark. 2010). Kontrol reaktöründe 82 mL CH₄/g KOİ olan metan üretim veriminin kombine sistemde (pH 9 ve 7000 kJ/kg TKM E_s) 127 mL CH₄/g KOİ seviyelerine ulaştığı bildirilmiştir.

4.3.4. Anaerobik çürütme çalışmaları süresince katı madde verilerinde meydana gelen değişimler

Anaerobik çürütme çalışmalarında substrat ve aşı olarak kullanılan atıkların katı madde içerikleri oldukça değişkenlik göstermektedir. Bu atıkların katı madde içeriğine göre anaerobik çürütme işlemleri ıslak ($TKM \leq \%10$), yarı kuru ($\%10 \leq TKM \leq \%20$) ve kuru ($TKM \geq \%20$) olmak üzere 3 ana başlık altında incelenmektedir (Alvarez ve ark. 2000, Weiland 2010, Mata- Yi ve ark. 2014). Genellikle kesikli beslemenin yapıldığı ve atıkların nem içeriği yüksek bir atıkla beraber muamele edildiği kuru anaerobik çürütme işlemleri enerji gereksiniminin ve ihtiyaç duyulan reaktör hacminin düşük olması sebebiyle daha geniş kullanım alanı bulmaktadır (Forster-Carneiro ve ark. 2008, Weiland 2010, Guo ve ark. 2014). Aynı substrat için birim uçucu asit başına daha fazla gaz üretilen ıslak anaerobik çürütme işlemlerinde ise sürekli besleme yapılarak tam karıştırma sağlanmaktadır. Ayrıca açığa çıkan ve pompalanabilir özelliğe sahip olan atık su gübre olarak kullanılabilir. Ayrıca açığa çıkan ve pompalanabilir özelliğe sahip olan atık su gübre olarak kullanılabilir.

Anaerobik çürütme çalışmalarında katı madde içeriği biyogaz ve metan gazı üretim verimlerini etkilemesi açısından oldukça önemlidir (Pavan ve ark. 2000). Bu nedenle katı madde içeriğinin anaerobik çürütme performansı üzerindeki etkisinin belirlendiği çok sayıda çalışma mevcuttur.

Abbassi-Guendouz ve ark. (2012) tarafından mezofilik koşullarda kartonun anaerobik çürütme işlemine tabii tutulduğu bir çalışmada katı madde içeriğinin %10 seviyelerinden %25 seviyelerine çıkarılması ile toplam metan gazı üretiminin azaldığı tespit edilmiştir. Yine aynı çalışmada katı madde içeriğinin %30 seviyelerinde olması

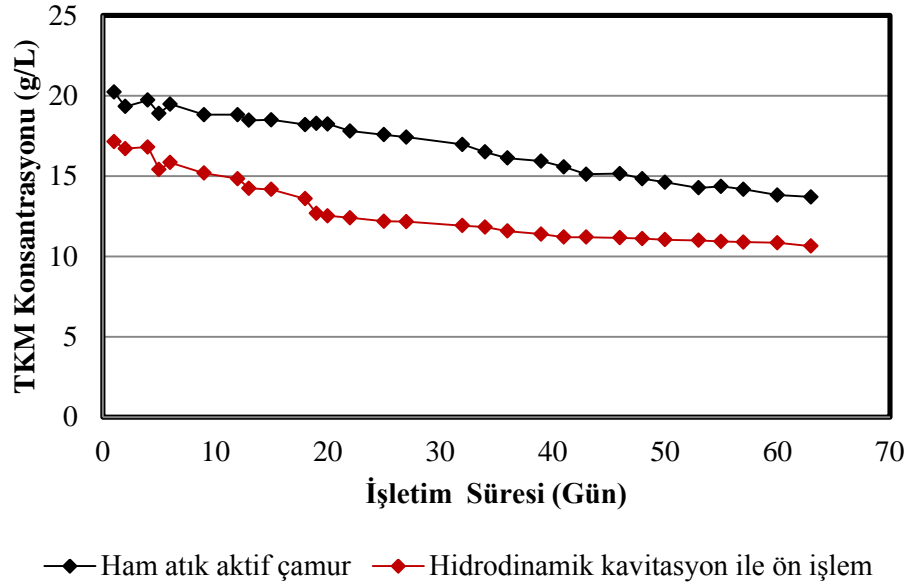
durumunda %25 seviyelerine benzer sonuçlar alındığı, %35 seviyelerinde metan gazı üretiminin inhibe olduğu bildirilmiştir. Katı madde içeriği için eşik değerin %30 olduğu, bu değerin üzerine çıkılması durumunda metanojenik aktivitenin kuvvetli bir şekilde inhibe olduğu rapor edilmiştir. Katı madde içeriğinin artması ile birlikte anaerobik çürütmede hız sınırlayıcı adım olan hidroliz basamağının yavaşlama eğiliminde olduğu da ortaya konmuştur.

Duan ve ark. (2012) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada ise mezofilik işletme koşullarında aynı katı bekletme süresinde yüksek katı madde içeriğine sahip olan arıtma çamurlarının hacimsel metan gazı üretim hızının düşük katı madde içeriğine sahip olan arıtma çamurlarına kıyasla çok daha yüksek seviyelerde olduğu bildirilmiştir.

Forster-Carneiro ve ark. (2008) tarafından gıda atıklarının kuru anaerobik çürütme işlemine tabii tutulduğu başka bir çalışmada da TKM içeriğinin %20 seviyelerinden %30 seviyelerine çıkarılması ile biyogaz ve metan gazı üretiminin azaldığı tespit edilmiştir.

Bu tez çalışması kapsamında ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kaviteasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerden 63 günlük işletim süresi boyunca belirli aralıklarla örnekler alınmış, TKM, UKM, AKM ve UAKM parametreleri takip edilmiştir.

Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kaviteasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerde zamana bağlı olarak elde edilen TKM verileri Şekil 4.28'de sunulmuştur.



Şekil 4.28. Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerde TKM verileri

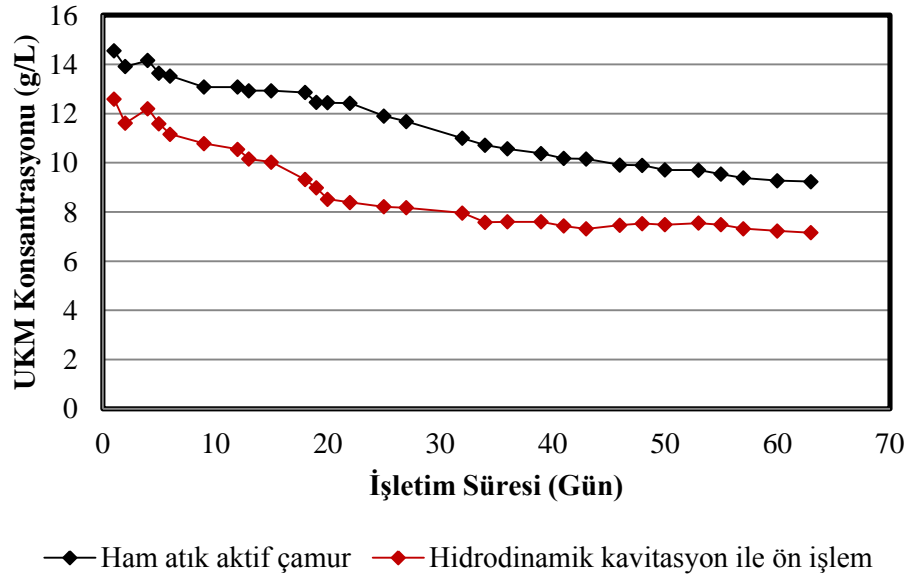
Şekil 4.28 incelendiğinde 63 günlük işletim süresi boyunca her iki anaerobik reaktörde de TKM konsantrasyonunun zamana bağlı olarak azaldığı tespit edilmiştir. Ham atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktörde başlangıçta 20,24 g/L olarak belirlenen TKM konsantrasyonunun 63 günlük işletim süresi sonunda 13,70 g/L değerine ulaştığı, yaklaşık %32 oranında TKM giderimi elde edildiği belirlenmiştir. Hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktörde ise 17,14 g/L olarak belirlenen TKM konsantrasyonunun 63 günlük işletim süresi sonunda 10,64 g/L değerine ulaştığı, yaklaşık %38 oranında TKM giderimi elde edildiği saptanmıştır. Her iki anaerobik reaktörün katı madde içeriklerinde zamana bağlı olarak meydana gelen azalmanın organik maddenin çürüyerek gaz fazına geçmesi sebebiyle olduğu düşünülmektedir. Organik parçalanabilirliğin azalması ile katı madde içeriğindeki azalmanın durma noktasına geldiği de Şekil 4.28'de görülmektedir. Elde edilen veriler hidrodinamik kavitasyon ile ön arıtmanın TKM giderimi üzerindeki olumlu etkisini açıkça ortaya koymaktadır.

Nah ve ark. (2000) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada 14-18 g/L TKM konsantrasyonuna sahip olan yoğunlaştırılmış atık aktif çamur yüksek basınçlı

homojenizasyon ünitesi ile ön arıtma işlemine tabii tutularak evsel atıksu arıtma tesisinin anaerobik çürütücüsüne (2000 L) beslenmiştir. Mezofilik koşullarda ve 15 günlük katı bekletme süresi ile işletilen anaerobik çürütücüye F/M oranı 1/1 olacak şekilde yükleme yapılmıştır. Anaerobik çürütme sonrasında atık aktif çamur TKM konsantrasyonunun 12-15 g/L seviyelerine düştüğü, anaerobik çürütme öncesinde ön arıtma metodu olarak uygulanan yüksek basınçlı homojenizasyon ünitesinin çamur yaşını 13 günden 6 güne düşürdüğü bildirilmiştir.

Xie ve ark. (2007) tarafından gerçekleştirilen başka bir çalışmada 1/3 oranında ön çökeltim çamuru ve 2/3 oranında son çökeltim çamuru olacak şekilde hazırlanmış çamura anaerobik çürütme öncesinde ön arıtma metodu olarak ultrasonik kavitasyon işlemi uygulanmıştır. Ultrasonik kavitasyonun çamur katı madde giderimini %30 oranında arttırdığı tespit edilmiştir.

Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerde zamana bağlı olarak elde edilen UKM verileri Şekil 4.29'da sunulmuştur.



Şekil 4.29. Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerde UKM verileri

63 günlük işletim süresi boyunca her iki anaerobik reaktörde de UKM konsantrasyonunun zamana bağlı olarak azaldığı tespit edilmiştir. Ham atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktörde başlangıçta 14,55 g/L olarak belirlenen UKM konsantrasyonunun 63 günlük işletim süresi sonunda 9,23 g/L değerine ulaştığı, yaklaşık %36 oranında UKM giderimi elde edildiği belirlenmiştir. Hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktörde ise 12,59 g/L olarak belirlenen UKM konsantrasyonunun 63 günlük işletim süresi sonunda 7,16 g/L değerine ulaştığı, yaklaşık %43 oranında UKM giderimi elde edildiği saptanmıştır.

Nah ve ark. (2000) tarafından 10-12 g/L UKM konsantrasyonuna sahip olan yoğunlaştırılmış atık aktif çamurun yüksek basınçlı homojenizasyon ünitesi ile ön arıtma işlemine tabii tutularak evsel atıksu arıtma tesisinin anaerobik çürütücüsüne (2000 L) beslendiği bir çalışmada UKM konsantrasyonunun 7-8 g/L seviyelerine düştüğü bildirilmiştir.

Nickel ve Neiss (2007) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada evsel nitelikli yoğunlaştırılmış atık biyolojik çamura ön arıtma metodu olarak pilot ölçekli bir ultrason reaktöründe (maksimum güç tüketimi: 3,6 kW) ultrasonik dezentegrasyon işlemi uygulanmıştır. Ön işlem uygulanmış çamurlar çamur yaşları 16, 8 ve 4 gün olacak şekilde anaerobik reaktörlere yüklenerek mezofilik koşullarda çalışılmıştır. Ultrasonik ön işlem ile 16 günlük çamur yaşında UKM gideriminin %30'dan fazla arttığı, en yüksek UKM gideriminin çamur yaşı en kısa (4 gün) olan sistemde gerçekleştiği bildirilmiştir. Ultrasonik ön arıtma işlemlerinin anaerobik çürütme verimini arttırdığı, çürütücü hacminin azaltılmasında ve yüksek yükleme oranlarında güvenilir bir metot olduğu vurgulanmıştır.

Braguglia ve ark. (2008) tarafından gerçekleştirilen başka bir çalışmada 7 kWh/kg (2500 kJ/kg) ve 1,4 kWh/kg (5000 kJ/kg) olacak şekilde ultrasonik ön arıtma işlemi uygulanmış kuru ham çamur farklı organik yükleme hızlarında yarı kesikli anaerobik çürütücülere yüklenmiştir. 20 günlük hidrolik bekletme süresinde ham çamur için %36 seviyelerinde olan UKM gideriminin ultrasonik ön arıtma ile %39 seviyelerine çıktığı

tespit edilmiştir. 10 günlük hidrolik bekletme süresinde organik yükleme hızının iki katına çıkartıldığı şartlarda ise ham çamur için %31 seviyelerinde olan UKM gideriminin ultrasonik ön arıtma ile %33 seviyelerine çıktığı bildirilmiştir. Anaerobik çürütme performansının organik yükleme hızına bağlı olduğu ve en iyi performansın %39 UKM giderimi ile %8 dezentegrasyon derecesi, düşük organik yükleme ve 20 günlük hidrolik bekletme süresinde sağlandığı rapor edilmiştir. Yine Braguglia ve ark. (2012) tarafından yüksek frekans (200 kHz) uygulanarak gerçekleştirilen ultrasonik kaviteasyon işleminin anaerobik çürütme üzerindeki etkisinin incelendiği başka bir çalışmada farklı F/M oranlarında işletilen anaerobik reaktörlerin performansları UKM giderim oranlarına göre değerlendirilmiştir. F/M oranı 0,5 olacak şekilde işletilen anaerobik reaktörlerde ham ve ultrasonik kaviteasyon ile ön işlem uygulanmış çamurlar için sırasıyla %31 ve %35 seviyelerinde olan UKM giderim oranlarının F/M oranı 1 olacak şekilde işletilen anaerobik reaktörlerde sırasıyla %23 ve %31 seviyelerinde olduğu tespit edilmiştir.

Seng ve ark. (2010) tarafından alkali ilave edilerek pH 11 koşulunda gerçekleştirilen kimyasal dezentegrasyon, ultrasonik dezentegrasyon ve kimyasal-ultrasonik dezentegrasyon işlemlerinin ön arıtma metodu olarak uygulandığı bir çalışmada ise atık aktif çamurun anaerobik çürütülmesi araştırılmıştır. Optimum katı bekletme süresinin 15 gün olduğu sürekli karışimli anaerobik çürütme çalışmaları sonucunda ham çamur ile işletilen anaerobik reaktörde %18 seviyelerinde olan UKM gideriminin ultrasonik dezentegrasyon ile ön işlem uygulanmış çamur ile işletilen anaerobik reaktörde %22, kimyasal-ultrasonik dezentegrasyon ön işlem uygulanmış çamur ile işletilen anaerobik reaktörde %25 seviyelerinde olduğu rapor edilmiştir.

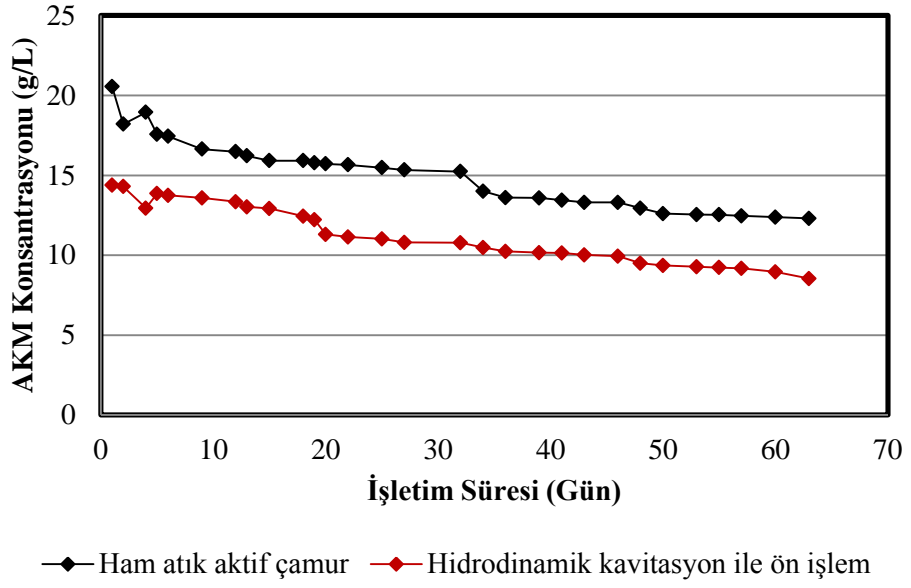
Yang ve ark. (2010) tarafından alfa amilaz ve nötral proteaz içeren enzim preparatlarının atık çamur hidrolizi üzerindeki etkisinin ve hidroliz kinetiğinin incelendiği bir çalışmada artan enzim dozajları ile UKM gideriminin arttığı, %6'lık dozajlarda UKM gideriminin proteaz ve amilaz için sırasıyla %40 ve %54 seviyelerine yükseldiği tespit edilmiştir.

Coelho ve ark. (2011) tarafından mikrodalga dezentegrasyon işleminin tek aşamalı ve çift aşamalı, mezofilik ve termofilik olarak işletilen anaerobik reaktörler üzerindeki etkisinin incelendiği bir çalışmada en yüksek UKM gideriminin 15 günlük çamur bekletme süresinde %53 verimle mikrodalga dezentegrasyon işlemi uygulanmış iki aşamalı termofilik-termofilik anaerobik reaktörde gerçekleştiği ortaya konmuştur.

Doğan ve ark. (2009) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada alkali ilave edilerek gerçekleştirilen kimyasal dezentegrasyon ve mikrodalga dezentegrasyon işlemleri ile ön arıtmanın çamur dezentegrasyonu ve minimizasyonu üzerindeki etkisi araştırılmıştır. Bu doğrultuda mikrodalga ve pH 12 koşullarında gerçekleştirilen dezentegrasyon işlemlerinin birlikte kullanımı ile ön arıtma uygulanmış çamur 15 günlük çamur bekletme süreli yarı kesikli sistemlerde anaerobik olarak çürütülmüştür. 92 günlük işletim süresi sonunda TKM ve UKM giderimlerinde ham çamur ile işletilen anaerobik reaktöre göre sırasıyla %25 ve %35 seviyelerinde artış meydana geldiği rapor edilmiştir.

Xu ve ark. (2010) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada da ultrasonik kaviteasyon işlemi ile ön arıtmanın anaerobik çürütme ve çamur susuzlaştırma üzerindeki etkisi araştırılmıştır. Ham çamur ile işletilen anaerobik reaktörde sırasıyla %45 ve %48 seviyelerinde olan TKM ve UKM giderim oranlarının ultrasonik kaviteasyon uygulanmış çamur ile işletilen anaerobik reaktörde sırasıyla %53 ve %48 seviyelerinde olduğu bildirilmiştir.

Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kaviteasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerde zamana bağlı olarak elde edilen AKM verileri Şekil 4.30'da sunulmuştur.

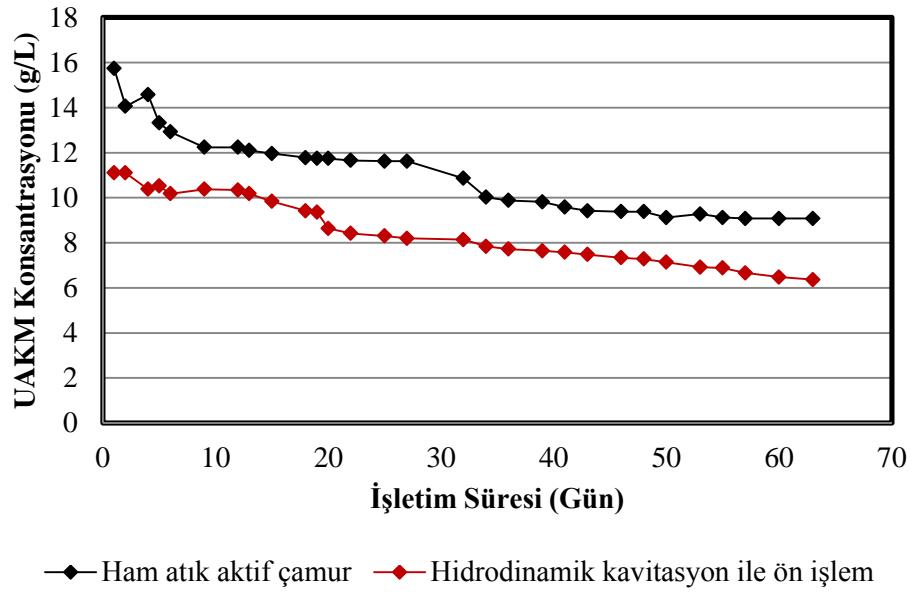


şekil 4.30. Ham atık aktif çamur ve hidrokinamik kaviteasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerde AKM verileri

63 günlük işletim süresi boyunca her iki anaerobik reaktörde de AKM konsantrasyonunun zamana bağlı olarak azaldığı tespit edilmiştir. Ham atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktörde başlangıçta 20,56 g/L olarak belirlenen AKM konsantrasyonunun 63 günlük işletim süresi sonunda 12,30 g/L değerine ulaştığı, yaklaşık %40 oranında AKM giderimi elde edildiği belirlenmiştir. Hidrokinamik kaviteasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktörde ise 14,38 g/L olarak belirlenen AKM konsantrasyonunun 63 günlük işletim süresi sonunda 8,54 g/L değerine ulaştığı, yaklaşık %41 oranında AKM giderimi elde edildiği saptanmıştır.

Salsabil ve ark. (2010) tarafından ozon kullanılarak gerçekleştirilen ön arıtma işleminin anaerobik çürütme performansı üzerindeki etkisinin incelendiği bir çalışmada 55 günlük işletim süresi sonunda çamur AKM giderim oranının %71 seviyelerine ulaştığı bildirilmiştir.

Ham atık aktif çamur ve hidrokinamik kaviteasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerde zamana bağlı olarak elde edilen UAKM verileri şekil 4.31’de sunulmuştur.



Şekil 4.31. Ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kaviteasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörlerde UAKM verileri

63 günlük işletim süresi boyunca her iki anaerobik reaktörde de UAKM konsantrasyonunun zamana bağlı olarak azaldığı tespit edilmiştir. Ham atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktörde başlangıçta 15,74 g/L olarak belirlenen UAKM konsantrasyonunun 63 günlük işletim süresi sonunda 9,08 g/L değerine ulaştığı, yaklaşık %42 oranında UAKM giderimi elde edildiği belirlenmiştir. Hidrodinamik kaviteasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktörde ise 11,10 g/L olarak belirlenen UAKM konsantrasyonunun 63 günlük işletim süresi sonunda 6,36 g/L değerine ulaştığı, yaklaşık %43 oranında UAKM giderimi elde edildiği saptanmıştır.

Carballa ve ark. (2007) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada ozonlama ile ön arıtım metodunun anaerobik çürütme üzerindeki etkisi araştırılmıştır. Mezofilik koşullarda ham çamur ile işletilen anaerobik reaktörde sırasıyla $33,4 \pm 3,2$ g/L ve $12,3 \pm 1,2$ g/L olan AKM ve UAKM konsantrasyonlarının ozonlama ile ön işlem uygulanmış çamur ile işletilen anaerobik reaktörde $24,6 \pm 1,3$ g/L ve $14,4 \pm 0,7$ g/L olduğu tespit edilmiştir. Termofilik koşullarda ise ham çamur ile işletilen anaerobik reaktörde AKM ve UAKM konsantrasyonlarının sırasıyla $41,5 \pm 4,8$ g/L ve $12,0 \pm 1,2$ g/L, ozonlama ile ön işlem

uygulanmış çamur ile işletilen anaerobik reaktörde $26,6 \pm 1,1$ g/L ve $14,5 \pm 0,5$ g/L olduğu bildirilmiştir.

4.4. İstatistiksel Analiz Çalışmaları

Optimum işletme şartlarının belirlenmesi amacıyla gerçekleştirilen dezentegrasyon işlemlerinde kavitasyon sayısı ve kavitasyon süresinin etkisi 2 yönlü ANOVA testi ile belirlenmiş olup, istatistiksel analiz sonuçları Çizelge 4.2’de sunulmuştur.

Çizelge 4.2. Kavitasyon sayısı ve kavitasyon süresinin atık aktif çamur ÇKOİ ve ÇTKN konsantrasyonları üzerindeki etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

Parametre	Varyasyon Kaynağı	SS	Serbestlik Derecesi	F _{İstatistik}
ÇKOİ	Kavitasyon Sayısı	301545	3	147095*
	Kavitasyon Süresi	5668489	4	2073837*
	Kavitasyon Sayısı x Kavitasyon Süresi	285741	12	34847*
	Hata	27	40	-
	ÇTKN	Kavitasyon Sayısı	11992	3
	Kavitasyon Süresi	715211	4	298005*
	Kavitasyon Sayısı x Kavitasyon Süresi	12306	12	1709*
	Hata	24	40	-

*p<0,001 düzeyinde önemli

Kavitasyon sayısı ve kavitasyon süresi ile atık aktif çamur ÇKOİ ve ÇTKN konsantrasyonları arasında tüm denemeler için $p < 0,001$ düzeyinde istatistiksel bir ilişki tespit edilmiştir. Kavitasyon sayısı ve kavitasyon süresi arasındaki interaksiyonların da $p < 0,001$ düzeyinde istatistiksel olarak anlamlı olduğu saptanmıştır. Elde edilen verilerden yola çıkılarak kavitasyon sayısı ve kavitasyon süresinin atık aktif çamur ÇKOİ ve ÇTKN konsantrasyonları üzerindeki etkilerinin $p < 0,001$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli olduğu sonucuna varılmıştır.

Optimum işletme şartlarının belirlenmesi amacıyla gerçekleştirilen dezintegrasyon işlemlerinde pH ve kavitasyon süresinin etkisi 2 yönlü ANOVA testi ile belirlenmiş olup, istatistiksel analiz sonuçları Çizelge 4.3’de sunulmuştur.

Çizelge 4.3. pH ve kavitasyon süresinin atık aktif çamur ÇKOİ ve ÇTKN konsantrasyonları üzerindeki etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

Parametre	Varyasyon Kaynağı	SS	Serbestlik Derecesi	F _{İstatistik}
ÇKOİ				
	pH	424878	2	265549*
	Kavitasyon Süresi	9335123	4	2917226*
	pH x Kavitasyon Süresi	154644	8	24163*
	Hata	24	30	-
ÇTKN				
	pH	6028	2	3767*
	Kavitasyon Süresi	807433	4	252323*
	pH x Kavitasyon Süresi	2322	8	363*
	Hata	24	30	-

*p<0,001 düzeyinde önemli

pH ve kavitasyon süresi ile atık aktif çamur ÇKOİ ve ÇTKN konsantrasyonları arasında tüm denemeler için p<0,001 düzeyinde istatistiksel bir ilişki tespit edilmiştir. pH ve kavitasyon süresi arasındaki interaksiyonların da p<0,001 düzeyinde istatistiksel olarak anlamlı olduğu belirlenmiştir. Elde edilen veriler pH ve kavitasyon süresinin atık aktif çamur ÇKOİ ve ÇTKN konsantrasyonları üzerindeki etkilerinin p<0,001 düzeyinde istatistiksel olarak önemli olduğunu açıkça ortaya koymaktadır.

Hidrodinamik kavitasyonun atık aktif çamur fiziksel ve kimyasal özelliklerinde meydana getirdiği değişimlerin irdelenmesi amacıyla gerçekleştirilen dezintegrasyon işlemlerinde ise kavitasyon süresinin etkisi tek yönlü ANOVA testi ile belirlenmiş olup, istatistiksel analiz verileri Çizelge 4.4’de sunulmuştur.

Çizelge 4.4. Kavitasyon süresinin atık aktif çamur fiziksel ve kimyasal bazı özellikleri üzerindeki etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

Parametre	Varyasyon Kaynağı	SS	Serbestlik Derecesi	F _{İstatistik}
ÇKOİ	Kavitasyon Süresi	18818074	6	5488605*
	Hata	8	14	-
AKM	Kavitasyon Süresi	1,1E+08	6	1,6E+07*
	Hata	1,6E+01	14	-
UAKM	Kavitasyon Süresi	8,2E+07	6	1,2E+07*
	Hata	1,6E+01	14	-
Viskozite	Kavitasyon Süresi	0,9096	6	1326*
	Hata	0,0016	14	-
ÇTKN	Kavitasyon Süresi	422950	6	123360*
	Hata	8	14	-
ÇTP	Kavitasyon Süresi	72980,6	6	21286,0*
	Hata	8,0	14	-
Çözünebilir Protein	Kavitasyon Süresi	11980629	6	111819202*
	Hata	0	14	-
Çözünebilir Karbonhidrat	Kavitasyon Süresi	1607056	6	3,7E+08*
	Hata	0	14	-
<i>E.Coli</i>	Kavitasyon Süresi	8,0E+08	6	1,2E+10*
	Hata	1,6E-01	14	-
<i>B.Subtilis</i>	Kavitasyon Süresi	1,6E+10	6	1,6E+11*
	Hata	2,4E-01	14	-
<i>P.Aeruginosa</i>	Kavitasyon Süresi	1,4E+10	6	2,1E+11*
	Hata	1,6E-01	14	-

*p<0,001 düzeyinde önemli

Kavitasyon süresi ile atık aktif çamur ÇKOİ, AKM, UAKM, ÇTKN, ÇP, çözünebilir protein ve karbonhidrat konsantrasyonları, viskozite, *Escherichia Coli*, *Pseudomonas Aeruginosa* ve *Bacillus Subtilis* içerikleri arasında tüm denemeler için $p<0,001$ düzeyinde istatistiksel bir ilişki tespit edilmiştir. Elde edilen veriler kavitasyon süresinin atık aktif çamur ÇKOİ, AKM, UAKM, ÇTKN, ÇP, çözünebilir protein ve karbonhidrat konsantrasyonları, viskozite, *Escherichia Coli*, *Pseudomonas Aeruginosa* ve *Bacillus Subtilis* içerikleri üzerindeki etkilerinin $p<0,001$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli olduğunu göstermektedir.

Anaerobik çürütme çalışmalarında işletim süresi ve substrat çamurunun etkisi 2 yönlü ANOVA testi ile belirlenmiş olup, istatistiksel analiz verileri Çizelge 4.5’de sunulmuştur.

Çizelge 4.5. Kavitasyon süresinin anaerobik çürütme çalışmaları süresince izlenen parametreler üzerindeki etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

Parametre	Varyasyon Kaynağı	SS	Serbestlik Derecesi	F _{İstatistik}
TAC				
	Substrat Çamuru	1,3E+05	1	1,2E+05*
	İşletim Süresi	9,1E+06	28	3,0E+05*
	Substrat Çamuru x İşletim Süresi	6,8E+05	28	2,2E+04*
	Hata	1,3E+02	116	-
FOS				
	Substrat Çamuru	3743	1	4934*
	İşletim Süresi	9735704	28	458337*
	Substrat Çamuru x İşletim Süresi	136584	28	6430*
	Hata	88	116	-
Biyogaz				
	Substrat Çamuru	15263137	1	34342058*
	İşletim Süresi	563783769	62	20459895*
	Substrat Çamuru x İşletim Süresi	28224525	62	1024277*
	Hata	112	252	-

* $p<0,001$ düzeyinde önemli

Çizelge 4.5. Kavitasyon süresinin anaerobik çürütme çalışmaları süresince izlenen parametreler üzerindeki etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları (devam)

Parametre	Varyasyon Kaynağı	SS	Serbestlik Derecesi	F _{İstatistik}	
KOİ	Substrat Çamuru	2,3E+08	1	4,7E+08*	
	İşletim Süresi	2,5E+09	28	1,9E+08*	
	Substrat Çamuru x İşletim Süresi	9,6E+06	28	7,1E+05*	
	Hata	5,6E+01	116	-	
	TKM	Substrat Çamuru	724,61	1	6180481*
TKM	İşletim Süresi	669,95	28	204080*	
	Substrat Çamuru x İşletim Süresi	32,50	28	9900*	
	Hata	0,01	116	-	
	UKM	Substrat Çamuru	317,03	1	3283566*
	UKM	İşletim Süresi	477,54	28	176643*
Substrat Çamuru x İşletim Süresi		16,46	28	6090*	
Hata		0,01	116	-	
AKM		Substrat Çamuru	617,47	1	6887162*
AKM		İşletim Süresi	655,89	28	261273*
	Substrat Çamuru x İşletim Süresi	26,25	28	10457*	
	Hata	0,01	116	-	
	UAKM	Substrat Çamuru	287,39	1	2778106*
	UAKM	İşletim Süresi	453,31	28	156499*
Substrat Çamuru x İşletim Süresi		22,22	28	7671*	
Hata		0,01	116	-	

*p<0,001 düzeyinde önemli

Substrat çamuru (ham atık aktif çamur ve hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur) ve işletim süresi ile anaerobik çürütme çalışmaları boyunca incelenen uçucu asit, alkalinite, KOİ, TKM, UKM, AKM ve UAKM konsantrasyonları ve günlük üretilen biyogaz miktarları arasında tüm denemeler için p<0,001 düzeyinde istatistiksel bir ilişki tespit edilmiştir. Substrat çamuru ve işletim süresi arasındaki interaksiyonların da p<0,001 düzeyinde istatistiksel olarak anlamlı olduğu belirlenmiştir. Elde edilen veriler hidrodinamik kavitasyon ile ön işlemin ve işletim süresinin atık aktif çamur uçucu asit, alkalinite, KOİ, TKM, UKM, AKM ve

UAKM konsantrasyonları ile günlük üretilen biyogaz miktarları üzerindeki etkilerinin $p<0,001$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli olduğunu açıkça ortaya koymaktadır.

5. SONUÇ

Hidrodinamik kavitasyonun anaerobik çürütme işlemleri öncesinde bir ön arıtma metodu olarak kullanılabilme potansiyelinin belirlenmesi amacıyla laboratuvar ölçeğinde gerçekleştirilen bu tez çalışması kapsamında elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir:

- ❖ Orifis plaka çapının 3 mm, kavitasyon sayısının 0,3 ve pH değerinin de 11 olduğu değerler optimum işletme şartları olarak belirlenmiştir. Ancak hidrodinamik kavitasyonun alkali ilave edilmeden gerçekleştirilmesine karar verilmiştir.
- ❖ Atık aktif çamurun hidrodinamik kavitasyon başlangıcında 382 mg/L olarak belirlenen ÇKOİ konsantrasyonunun 3068 mg/L seviyelerine ulaştığı belirlenmiştir. NaOH ilave edilerek 10 dakika boyunca gerçekleştirilen termal dezentegrasyon işlemi sonucunda ulaşılan ÇKOİ konsantrasyonu 4264 mg/L olarak tespit edilmiş, bu çalışma şartlarında ulaşılan dezentegrasyon derecesi %69 olarak hesaplanmıştır. Gerçekleşen hidrolizin bir ölçüsü olması açısından oldukça önemli olan ÇKOİ/TKOİ oranının ise 0,18 seviyelerine ulaştığı tespit edilmiştir.
- ❖ Atık aktif çamurda en etkin iki organik madde olan ve ÇKOİ konsantrasyonunun büyük bir kısmını oluşturan çözünebilir protein ve karbonhidrat konsantrasyonlarının hidrodinamik kavitasyon süresince belirgin bir artış eğiliminde olduğu belirlenmiştir. Hidrodinamik kavitasyon başlangıcında atık aktif çamurun 21,51 mg/L olarak belirlenen çözünebilir protein konsantrasyonunun 1936,28 mg/L seviyelerine, 22,87 mg/L olarak belirlenen çözünebilir karbonhidrat konsantrasyonunun 732,14 mg/L seviyelerine ulaştığı tespit edilmiştir.

- ❖ Hidrodinamik kaviteasyon süresince atık aktif çamurun 644 mg/L olan TKN konsantrasyonunun %64'ünün, 354 mg/L olan TP konsantrasyonunun ise %60'ının sıvı faza geçerek çözünebilir formlara dönüştüğü belirlenmiştir.

Atık aktif çamurun ÇKOİ, çözünebilir protein ve karbonhidrat konsantrasyonları ile TKN ve TP konsantrasyonlarında kaviteasyon süresine bağı olarak meydana gelen artışlardan yola çıkılarak hidrodinamik kaviteasyonun çözünebilir forma geçen organik madde miktarını arttırmada etkili olduğu sonucuna varılmıştır.

- ❖ Atık aktif çamurun sırasıyla 18550 mg/L ve 14570 mg/L olan AKM ve UAKM konsantrasyonlarının hidrodinamik kaviteasyon süresince %36 ve %38 oranlarında azaldığı, UAKM/AKM oranının ise %78 seviyelerinden %75 seviyelerine düştüğü belirlenmiştir.
- ❖ Hidrodinamik kaviteasyon başlangıcında $2,75 \text{ mPa.s}^{-1}$ olarak belirlenen atık aktif çamur viskozitesinin %22 oranında azaldığı tespit edilmiştir.

Atık aktif çamurun AKM ve UAKM konsantrasyonları ile viskozitesinde meydana gelen azalmanın hidrodinamik kaviteasyonda çamura uygulanan mekanik kuvvetler vasıtasıyla çamur floklarının parçalanmasından ileri geldiği düşünülmektedir. Bu sayede artan atık aktif çamur akışkanlığının karıştırma ve pompaj işlemlerinde kolaylık sağlayacağı öngörülmektedir.

- ❖ *Escherichia Coli*, *Pseudomonas Aeruginosa* ve *Bacillus Subtilis* indikatör bakterileri için en etkili giderimin hidrodinamik kaviteasyonun ilk 90 dakikasında meydana geldiği, giderim oranlarının %94-%99 arasında değişkenlik gösterdiği belirlenmiştir.

Atık aktif çamurun mikrobiyal içeriğinde kaviteasyon süresine bağı olarak meydana gelen inaktivasyonun hücre parçalanmasından ileri geldiği düşünülmektedir. Elde edilen veriler hidrodinamik kaviteasyonun mikrobiyal yıkımın gerçekleştirilmesinde etkili olduğunu göstermektedir.

- ❖ Anaerobik çürütme çalışmaları süresince ortam şartlarının izlenmesinde en önemli parametrelerden biri olan pH'nın ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde 6,6-7,2 aralığında, hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde 6,7-7,4 aralığında olduğu tespit edilmiştir.
- ❖ Anaerobik çürütme çalışmaları süresince ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde 2200-3067 mg CaCO₃/L aralığında değiştiği tespit edilen alkalinite parametresinin hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde 1950-3033 mg CaCO₃/L aralığında değiştiği belirlenmiştir.
- ❖ Biyogaz üretiminin maksimum olduğu işletimin 5.gününde uçucu yağ asidi konsantrasyonlarının da maksimum seviyelere çıktığı tespit edilmiştir. Ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktör için işletimin 5.gününde 893 mg CH₃COOH/L olan uçucu yağ asidi konsantrasyonunun hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktör için 1059 mg CH₃COOH/L olduğu belirlenmiştir.

63 günlük işletim süreci boyunca her iki anaerobik reaktör için de pH değerlerinin metanojenik bakterilerin optimum çalışma aralığı olan 7,8-8,2 aralığında olduğu, alkalinite değerlerinin sistem pH'sını yeterli düzeyde tamponlamaya ve nötral seviyelerde tutmaya yetecek kapasite olduğu ve uçucu yağ asidi konsantrasyonlarının biyogaz üretiminin en fazla olduğu günlerde bile metanojenik bakteriler için aşılması önerilmeyen 1500 mg CH₃COOH/L seviyelerini aşmadığını ortaya konmuştur. Elde edilen veriler değerlendirildiğinde anaerobik reaktörlerin kararlı ve dengede olduğu sonucuna varılmıştır.

- ❖ İşletim süresinin ilk günlerinde artan biyogaz üretiminin işletimin 5.gününde maksimum değere ulaştığı ve sonraki günlerde giderek azaldığı tespit edilmiştir.

Ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde 55439 mL olan kümülatif biyogaz üretiminin hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde 80758 mL olduğu tespit edilmiştir. Hidrodinamik kavitasyonun üretilen biyogaz miktarını %31 oranında arttırdığı belirlenmiştir.

- ❖ Metan gazı üretim verilerinin de biyogaz üretim verileri ile benzerlik gösterdiği ve işletimin 5.gününde maksimum değere ulaşarak sonraki günlerde giderek azaldığı tespit edilmiştir. Kümülatif metan gazı üretiminin ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde 39295 mL, hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde 60585 mL olduğu belirlenmiştir. Hidrodinamik kavitasyonun üretilen metan gazı miktarını %35 oranında arttırdığı tespit edilmiştir.
- ❖ Ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörden üretilen biyogaz içerisinde ortalama %71, hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörden üretilen biyogaz içerisinde ortalama %75 oranında metan gazı olduğu saptanmıştır.

Atık aktif çamurdan üretilen biyogaz içerisindeki metan gazı yüzdesinde meydana gelen artışın hidrodinamik kavitasyonun anaerobik çürütmede hız sınırlayıcı adım olan hidroliz basamağını hızlandırmasından ileri geldiği düşünülmektedir. Bu sayede anaerobik stabilizasyonun derecesinin artması, klasik anaerobik sistemlere göre daha düşük miktarlarda ve daha stabil çamur üretilmesi öngörülmektedir.

- ❖ Her iki anaerobik reaktörde de işletim süresi boyunca KOİ konsantrasyonunun azaldığı tespit edilmiştir. Ham atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktörde başlangıçta 23040 mg/L olarak belirlenen KOİ konsantrasyonunun %67, hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktörde ise 20480 mg/L olarak belirlenen KOİ konsantrasyonunun %75 oranında giderildiği belirlenmiştir.

- ❖ Ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde giderilen gram KOİ başına yaklaşık olarak 160 mL metan gazı üretilirken, hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde yaklaşık olarak 246 mL metan gazı üretildiği tespit edilmiştir. Hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde giderilen gram KOİ başına %35 daha fazla metan gazı üretildiği ortaya konmuştur.

Hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktörde KOİ giderim oranının ham atık aktif çamur ile işletilen anaerobik reaktöre kıyasla fazla olmasının dezentegre olmuş çamurun daha kolay ayrışabilmesinden ve organik madde parçalanma hızının daha yüksek olmasından ileri geldiği düşünülmektedir. Hidrodinamik kavitasyon ile ön arıtmanın aktif çamur içerisinde bulunan mikroorganizmaları parçalamak için uygun bir metot olduğu sonucuna varılmıştır.

- ❖ TKM konsantrasyonunun ham atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktörde başlangıçta 20,24 g/L, hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktörde ise 17,14 g/L olduğu ve işletim süresi sonunda sırasıyla %32 ve %38 oranında giderildiği saptanmıştır.
- ❖ Ham atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktörde başlangıçta 14,55 g/L olarak belirlenen UKM konsantrasyonunun %36, hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktörde 12,59 g/L olarak belirlenen UKM konsantrasyonunun %43 oranında giderildiği tespit edilmiştir.
- ❖ AKM konsantrasyonunun ham atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktörde başlangıçta 20,56 g/L, hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktörde

ise 14,38 g/L olduğu ve işletim süresi sonunda sırasıyla %40 ve %41 oranında giderildiği saptanmıştır.

- ❖ Ham atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktörde başlangıçta 15,74 g/L olarak belirlenen UAKM konsantrasyonunun %42, hidrodinamik kavitasyon ile ön işlem uygulanmış atık aktif çamurun substrat olarak kullanıldığı anaerobik reaktörde ise 11,10 g/L olarak belirlenen UAKM konsantrasyonunun %43 oranında giderildiği tespit edilmiştir.

Her iki anaerobik reaktörün katı madde içeriklerinde işletim süresine bağlı olarak meydana gelen azalmanın organik maddenin çürüyerek gaz fazına geçmesi sebebiyle olduğu düşünülmektedir. Elde edilen veriler organik parçalanabilirliğin azalması ile katı madde içeriğindeki azalmanın durma noktasına geldiğini ve hidrodinamik kavitasyon ile ön arıtmanın TKM giderimi üzerinde etkili olduğunu açıkça ortaya koymaktadır.

Anaerobik çürütme işlemleri öncesinde arıtma çamurlarına ön arıtma metodu olarak uygulanan ultrasonik kavitasyon yöntemine kıyasla daha ekonomik bir çözüm olabilecek hidrodinamik kavitasyon yöntemine ilişkin laboratuvar ölçeğinde gerçekleştirilen bu tez çalışmasında, hidrodinamik kavitasyonun anaerobik çürütme prosesinde hız sınırlayıcı adım olarak ifade edilen hidroliz basamağını hızlandırarak anaerobik çürütücü verimini önemli ölçüde arttırması ve oluşan çamur miktarını azaltarak çamur minimizasyonuna büyük katkılar sağlaması nedeniyle ön arıtma metodu olarak kullanılmasının uygun olduğu sonucuna varılmıştır.

KAYNAKLAR

Abbassi-Guendouz, A., Brockmann, D., Trably, E., Dumas, C., Delgenes, J.P., Steyer, J.P., Escidue, R. 2012. Total Solids Content Drives High Solid Anaerobic Digestion via Mass Transfer Limitation. *Bioresource Technology*, 111: 55-61.

Abu-Orf, M.M., Griffin, P., Dentel, S.K. 2001. Chemical and Physical Pre-Treatment of ATAD Biosolids for Dewatering. *Water Science and Technology*, 44(10): 309-314.

Ahn, J., Lee, S., Hwang, S. 2004. Modelling and Biokinetics in Anaerobic Acidogenesis of Starch Processing Wastewater to Acetic Acid. *Biotechnology Progress*, 20(2): 636-638.

American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington, District of Columbia, United State of America.

Bagal, M.V., Gogate, P.R. 2013. Degradation of 2,4-dinitrophenol Using a Combination of Hydrodynamic Cavitation, Chemical and Advanced Oxidation Processes. *Ultrasonics Sonochemistry*, 20(5): 1226-1235.

Balasundaram, B., Harrison, S.T. 2006. Study of Physical and Biological Factors Involved in the Disruption of E.Coli by Hydrodynamic Cavitation. *Biotechnology Progress*, 22(3): 907-913.

Barjenbruch, M., Kopplow, O. 2003. Enzymatic, Mechanical and Thermal Pretreatment of Surplus Sludge. *Advances in Environmental Research*, 7(3): 715-720.

Barlindhaug, J., Odegaard, H. 1996. Thermal Hydrolysate as a Carbon Source for Denitrification. *Water Science and Technology*, 33(12): 99-108.

Bastone, D.J., Keller, J., Blackall, L.L. 2004. The Influence of Substrate Kinetics on the Microbial Community Structure in Granular Anaerobic Biomass. *Water Research*, 38(6): 1390-1404.

Benadallah El-Hadj, T., Dosta, J., Marquez-Serrano, R., Mata-Alvarez, J. 2007. Effect of Ultrasound Pretreatment in Mesophilic and Thermophilic Anaerobic Digestion with Emphasis on Naphthalene and Pyrene Removal. *Water Research*, 41(1): 87-94.

Björnsson, L. 2000. Intensification of the Biogas Process by Improved Process Monitoring and Biomass Retention. *Doctoral Dissertation*, Lund University, Department of Biotechnology, İsveç.

Bougrier, C., Carrere, H., Delgenes, J. P. 2005. Solubilization of Waste Activated Sludge by Ultrasonic Treatment. *The Chemical Engineering Journal*, 106(2): 163-169.

Bougrier, C., Albasi, C., Delgenes, J.P., Carrere, H. 2006. Effect of Ultrasonic, Thermal and Ozone Pre-Treatments on Waste Activated Sludge Solubilisation and

Anaerobic Biodegradability. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 45(8): 711-718.

Bougrier, C., Delgenes, J.P., Carrere, H. 2007. Impacts of Thermal Pretreatments on the Semi-Continuous Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge. *Biochemical Engineering Journal*, 34(1): 20-27.

Bougrier, C., Delgenes, J.P., Carrere, H. 2008. Effects of Thermal Treatments on Five Different Waste Activated Sludge Samples Solubilisation, Physical Properties and Anaerobic Digestion. *Chemical Engineering Journal*, 139(2): 236-244.

Braguglia, C.M., Mininni, G., Gianico, A. 2008. Is Sonication Effective to Improve Biogas Production and Solids Reduction in Excess Sludge Digestion. *Water Science and Technology*, 57(4): 479-483.

Braguglia, C.M., Gianico, A., Mininni, G. 2012. Comparison between Ozone and Ultrasound Disintegration on Sludge Anaerobic Digestion. *Journal of Environmental Management*, 95: 139-143.

Bremner, J.M., Mulvaney, C.S. 1982. Methods of Soil Analysis: Nitrogen-Total, Ed.: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R., American Society of Agronomy, Madison, United States of America, pp: 595-622.

Burke, D.A. 2001. Dairy Waste Anaerobic Digestion Handbook: Options for Recovering Beneficial Products from Dairy Manure. Environmental Energy Company, Olympia, Washington, 54 pp.

Büyükcamacı, N. 2004. Biological Sludge Conditioning by Fenton's Reagent. *Process Biochemistry*, 39(11): 1503-1506.

Carballa, M., Manterola, G., Larrea, L., Ternes, T., Omil, F., Lema, J.M. 2007. Influence of Ozone Pretreatment on Sludge Anaerobic Digestion: Removal of Pharmaceutical and Personal Care Products. *Chemosphere*, 67(7): 1444-1452.

Cavinato, C., Fatone, F., Bolzonella, D., Pavan, P. 2010. Thermophilic Anaerobic Co-Digestion of Cattle Manure with Agro-Wastes and Energy Crops: Comparison of Pilot and Full Scale Experiences. *Bioresource Technology*, 101(2): 545-550.

Cebeci, N.Z. 2012. Endüstriyel Arıtma Çamurlarının Ozonla Minimizasyonu ve Bertaraf Maliyetinin Değerlendirilmesi. *Yüksek Lisans Tezi*, Namık Kemal Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Tekirdağ.

Chacana, J., Alizadeh, S., Labelle, M.A., Laporte, A., Hawari, J., Barbeau, B., Comeau, Y. 2017. Effect of Ozonation on Anaerobic Digestion Sludge Activity and Viability. *Chemosphere*, 176: 405-411.

Chanda, S.K. 2012. Disintegration of Sludge Using Ozone-Hydrodynamic Cavitation. *MSc Thesis*, Faculty of Graduate Studies (Civil Engineering), The University of British Columbia, Vancouver, Canada.

Chang, C.N., Ma, Y.S., Lo, C.W. 2002. Application of Oxidation-Reduction Potential as a Controlling Parameter in Waste Activated Sludge Hydrolysis. *Chemical Engineering Journal*, 90(3): 273-281.

Chu, C.P., Chang, B.V., Liao, G.S., Jean, D.S., Lee, D.J. 2001. Observations on Changes in Ultrasonically Treated Waste Activated Sludge. *Water Research*, 35(4): 1038-1046.

Climent, M., Ferrer, I., Baeza, M.M., Artola, A., Vazquez, F., Font, X. 2007. Effects of Thermal and Mechanical Pretreatments of Secondary Sludge on Biogas Production Under Thermophilic Conditions. *Chemical Engineering Journal*, 133(1-3): 335-342.

Coelho, N.M., Droste, R.L., Kennedy, K.J. 2011. Evaluation of Continuous Mesophilic, Thermophilic and Temperature Phased Anaerobic Digestion of Microwaved Activated Sludge. *Water Research*, 45(9): 2822-2834.

Colarusso, P., Serpone N. 1996. Sonochemistry II. Effects of Ultrasound on Homogenous Chemical Reactions and in Environmental Detoxification. *Research on Chemical Intermediates*, 22(1): 61-89.

Davidsson, A., Jansen, J.L.C. 2006. Pretreatment of Wastewater Sludge before Anaerobic Digestion-Hygienisation, Ultrasonic Treatment and Enzyme Dosing. *Vatten*, 62: 335-340.

Deleris, S., Geaugey, V., Camacho, P., Debellefontaine, H., Paul, E. 2002. Minimization of Sludge Production in Biological Processes: An Alternative Solution for the Problem of Sludge Disposal. *Water Science and Technology*, 46(10): 63-70.

Demirci, Y., Saatçi, Y. 2003. Bir Anaerobik Çamur Çürütme Sisteminde Çeşitli Yük Parametrelerinin Sistem Verimine Etkileri. *Fırat Üniversitesi Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 15(3): 337-348.

Demirer, G.N., Duran, M., Güven, E., Uğurlu, O., Ergüder, T.H., Tezel, U., Şen, S., Korkusuz, E.A., Varolan, N. 2001. Organik Atıklardan Anaerobik Yöntemlerle Biyogaz Eldesi: Türkiye’de Uygulanabilirlik. Yenilenebilir Enerji Kaynakları Sempozyumu, 18-20 Ocak 2001, İzmir.

Dewil, R., Baeyens, J., Neyens, E. 2005. Fenton Peroxidation Improves the Drying Performance of Waste Activated Sludge. *Journal of Hazardous Materials*, 117(2-3): 161-170.

Dewil, R., Appels, R., Baeyens, J., Degreve, J. 2007. Peroxidation Enhances the Biogas Production in the Anaerobic Digestion of Biosolids. *Journal of Hazardous Materials*, 146(3): 577-581.

Dindar, E., Topaç Şağban, F.O., Etyam, C. 2018. Variations of Dissolved Nitrogen and Phosphorus Levels in Disintegration of Active Sludge Using Hydrodynamic Cavitation. *Journal of the Faculty of Engineering and Architecture of Gazi University*, 33(3): 1145-1153.

Doğan, I., Sanin, F.D. 2009. Alkaline Solubilization and Microwave Irradiation as a Combined Sludge Disintegration and Minimization Method. *Water Research*, 43(8): 2139-2148.

Duan, N., Dong, B., Wu, B., Dai, X. 2012. High-Solid Anaerobic Digestion of Sewage Sludge under Mesophilic Conditions: Feasibility Study. *Bioresource Technology*, 104: 150-156.

Dubois, M., Gilles, K.A., Hamilton, J.K., Rebers, P.A., Smith, F. 1956. Colorimetric Method for Determination of Sugars and Related Substances. *Journal of Analytical Chemistry*, 28(3): 350-356.

Dular, M., Griessler Bulc, T., Gutierrez Aguirre, I., Heath, E., Kosjek, T., Klemencic, A.K., Oder, M., Petkovsek, M., Racki, N., Ravnikar, M., Sarc, A., Sirok, B., Zupanc, M., Žitnik, M., Kompare, B. 2016. Use of Hydrodynamic Cavitation in (Waste)Water Treatment. *Ultrasonics Sonochemistry*, 29: 577-588.

Elango, D., Pulikesi, M., Baskaralingam, P., Ramamurthi, V., Sivanesan, S. 2007. Production of Biogas from Municipal Solid Waste with Domestic Sewage. *Journal of Hazardous Materials*, 141(1): 301-304.

Entezari, M.H., Kruus, P. 1996. Effect of Frequency on Sonochemical Reactions II. Temperature and Intensity Effects. *Ultrasonics Sonochemistry*, 3(1): 19-24.

Eskicioğlu, C., Kennedy, K.J., Droste, R.L. 2006. Characterization of Soluble Organic Matter of Waste Activated Sludge Before and After Thermal Pretreatment. *Water Research*, 40(20): 3725-3736.

Etyam, C. 2017. Atık Aktif Çamurun Hidrodinamik Kaviteasyon Destekli Yöntemlerle Dezentegrasyonu. *Yüksek Lisans Tezi*, Bursa Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Bursa.

Filibeli, A., Erden Kaynak, G. 2006. Arıtma Çamuru Miktarının Azaltılması ve Özelliklerinin İyileştirilmesi Amacıyla Yapılan Ön İşlemler. *İTÜ Dergisi/e Su Kirlenmesi Kontrolü*, 16(1-3): 3-12.

Filibeli, A., Erden, G. 2010. Anaerobik Yöntemle Stabilize Edilen Kentsel Nitelikli Arıtma Çamurlarının Nihai Bertaraf Açısından Değerlendirilmesi. *İTÜ Dergisi/e Su Kirlenmesi Kontrolü*, 20(2), 3-11.

Fleming, H.C., Wingender, J. 2001. Relevance of Microbial Extracellular Polymeric Substances (EPS)-Part I: Structural and Ecological Aspects. *Water Science and Technology*, 43(6): 1-8.

Forster-Carneiro, T., Perez, M., Romero, L.I. 2008. Influence of Total Solid and Inoculum Contents on Performance of Anaerobic Reactors Treating Food Waste. *Bioresource Technology*, 99(15): 6994-7002.

Ghazy, M.R., Dockhorn, T., Dichtl, N. 2011. Economic and Environmental Assessment of Sewage Sludge Treatment Processes Application in Egypt. *International Water Technology Journal*, 1(2): 1-17.

Goel, R., Tokutomi, T., Yasui, H. 2003. Anaerobic Digestion of Excess Activated Sludge with Ozone Pretreatment. *Water Science and Technology*, 47(12): 207-214.

Gogate, P.R., Pandit, A.B. 2000. Engineering Design Methods for Cavitation Reactors II: Hydrodynamic Cavitation. *American Institute of Chemical Engineers Journal*, 46(8): 1641-1649.

Gökçay, C.F., Duran, M.M., Demirer, G.N. 2001. Anaerobik Biyoteknoloji Teorik Altyapı ve Uygulamalar. IV.Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, 7-10 Kasım 2001, İçel.

Graja, S., Chauzy, J., Fernandes, P., Patria, L., Cretenot, D. 2004. Enhanced Anaerobic Conversion of WWTP Sludge: An Efficient Way to Reduce Sludge Production. 10th World Congress of Anaerobic Digestion, 29 August-2 September 2004, Montreal, Canada.

Grönroos, A., Kyllönen, H., Korpijarvi, K., Pirkonen, P., Paavola, T., Jokela, J., Rintala, J. 2005. Ultrasound Assisted Method to Increase Soluble Chemical Oxygen Demand (SCOD) of Sewage Sludge for Digestion. *Ultrasonics Sonochemistry*, 12(1-2): 115-120.

Grübel, K., Machnicka, A. 2010. Hydrodynamic Disintegration of Foam Biomass to Upgrade of Wastewater. *The Journal of Society of Ecological Chemistry and Engineering*, 17(2): 137-148.

Grübel, K., Suschka, J. 2014. Hybrid Alkali-Hydrodynamic Disintegration of Waste-Activated Sludge before Two-Stage Anaerobic Digestion Process. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(10): 7258-7270.

Gujer, W., Zehnder, A.J.B. 1983. Conversion Processes in Anaerobic Digestion. *Water Science and Technology*, 15(8-9): 127-167.

Guo, X., Wang, C., Sun, F., Zhu, W., Wu, W. 2014. A Comparison of Microbial Characteristics between the Thermophilic and Mesophilic Anaerobic Digesters Exposed to Elevated Food Waste Loadings. *Bioresource Technology*, 152: 420-428.

Gülen, J., Arslan, H. 2005. Biogas. *Journal of Engineering and Natural Sciences*, 4: 121-129.

Hilares, R.T., Ramos, L., Silva, S.S., Dragone, G., Mussatto, S.I., Santos, J.C. 2017. Hydrodynamic Cavitation as a Strategy to Enhance the Efficiency of Lignocellulosic Biomass Pretreatment. *Critical Reviews in Biotechnology*, 38(4): 483-493.

Hospido, A., Teresa, M., Feijo, G. 2008. A Comparison of Municipal Wastewater Treatment Plants for Big Centres of Population in Galicia. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(1): 57-64.

Houdkova, L., Boran, J., Ucekaj, V., Elsaber, T., Stehlik, P. 2008. Thermal Processing of Sewage Sludge-II. *Applied Thermal Engineering*, 28(16): 2083-2088.

Hua, I., Hoffmann, M.R. 1997. Optimization of Ultrasonic Irradiation as an Advanced Oxidation Technology. *Environmental Science and Technology*, 31(8): 2237-2243.

Hulshoff, L.W., De Castro Lopes, S.I., Lettinga, G., Lens, P.N. 2004. Anaerobic Sludge Granulation. *Water Research*, 38(6): 1376-1389.

Hwang, S. 1995. Bioprocess Models to Control Production of Short Chain Organize Acids From Cheese Processing Wastewater. *Doctoral Dissertation*, Utah State University, Logan, Utah.

Igoni, A.H., Ayotamuno, M.J., Eze, C.L., Ogaji, S.O.T., Probert, S.D. 2008. Designs of Anaerobic Digesters for Producing Biogas from Municipal Solid-Waste. *Applied Energy*, 85: 430-438.

Jim, Y., Li, H., Mahar, R.B., Wang, Z., Nie, Y. 2009. Combined Alkaline and Ultrasonic Pretreatment of Sludge before Aerobic Digestion. *Journal of Environmental Sciences*, 21(3): 279-284.

Johansson, Ö., Pamidi, T.R., Khoshkhoo, M., Sandström, A. 2017. Sustainable and Energy Efficient Leaching of Tungsten (W) by Ultrasound Controlled Cavitation. Lulea University of Technology, Lulea, Sweden.

Juanga, J.P. 2005. Optimizing Dry Anaerobic Digestion of Organic Fraction of Municipal Solid Waste. International Conference on Integrated Solid Waste Management in Southeast Asian Cities, 5-7 July 2005, Siem Reap, Cambodia.

Kapsar, H.F., Wuhmann, K. 1978. Kinetic Parameters and Relative Turnovers of Some Important Catabolic Reactions in Digesting Sludge. *Applied and Environmental Microbiology*, 36(1): 1-7.

Karri, S., Reyes, S.A., Field, J.A. 2006. Toxicity of Copper to Acetoclastic and Hydrogenotrophic Activities of Methanogens and Sulfate Reducers in Anaerobic Sludge. *Chemosphere*, 62(1): 121-127.

Keeney, D.R., Nelson, D.W. 1982. Methods of Soil Analysis: Nitrogen Inorganic Forms, Ed.: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R., American Society of Agronomy, Madison, United States of America, pp: 643-693.

Kelemen, M.V., Sharpe, J.E. 1979. Controlled Cell Disruption: A Comparison of the Forces Required to Disrupt Different Microorganisms. *Journal of Cell Science*, 35, 431-441.

Kelly, H.G. 1999. Comparing Biosolids Treatment of Thermophilic Digestion, Thermal Chemical and Heat Drying Technologies. Fourth European Biosolids and Organic Residuals Conference, 15-17 November 1999, Wakefield, United Kingdom.

Kelly, H.G., Mavinic, D.S., Trueblood, B., Zhou, J., Hystad, B., Frese, H., Cheshuk, J. 2003. Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion Research Application and Operational Experience. The Water Environment Federation's Technical Exhibition Conference 2003 Workshop W104 Thermophilic Digestion: Hot Update, 11 October 2003, Los Angeles, California.

Kepp, U., Machenbach, I., Weisz, N., Solheim, O. E. 2000. Enhanced Stabilization of Sewage Sludge through Thermal Hydrolysis-Three Years of Experience with Full Scale Plant. *Water Science and Technology*, 42(9): 89-96.

Kepp, U., Solheim, O.E. 2001. Meeting Increased Demands on Sludge Quality-Experience with Full Scale Plant for Thermal Disintegration. 9th World Congress of Anaerobic Digestion, 2-6 September 2001, Antwerpen, Belgium.

Khalili, N.R., Chaib, E., Parulekar S.J., Nykiel, D. 2000. Performance Enhancement of Batch Aerobic Digesters via Addition of Digested Sludge. *Journal of Hazardous Materials*, 76, 91-102.

Kim, J., Park, C., Kim, T.H., Lee, M., Kim, S., Kim, S.W., Lee, J. 2003. Effects of Various Pretreatments for Enhanced Anaerobic Digestion with Waste Activated Sludge. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 95(3): 271-275.

Kim, D.H., Jeong, E., Oh, S.E., Shin, H.S. 2010. Combined (Alkaline+Ultrasonic) Pretreatment Effect on Sewage Sludge Disintegration. *Water Research*, 44(10): 3093-3100.

Korkut, Ş. 2012. Anaerobik Arıtım Sistemleri. Bülent Ecevit Üniversitesi, Çevre Mühendisliği, Ders Notları, Zonguldak, 64 s.

Krishnaveni, S., Balasubramanian, T., Sadasivam, S. 1984. Sugar Distribution in Sweet Stalk Sorghum. *Food Chemistry*, 15(3): 229-232.

Kuldeep Carpenter, J., Saharan, V.K. 2014. Energy Technology and Ecological Concerns: A Contemporary Approach: Study of Cavity Dynamics in a Hydrodynamic Cavitation Reactor, Ed.: Mishra, G.C., Gyan Bindu Publications, New Delhi, India, pp: 37-43.

Lantz, M., Svensson, L.M., Björnsson, L., Börjesson, P. 2006. The Prospects for an Expansion of Biogas Systems in Sweden Incentives, Barriers and Potentials. *Energy Policy*, 35(3): 1830-1843.

Latella, G., Testa, C., Cornacchia, G., Notornicola, M., Voltasio, F., Sharma, V.K. 2002. Anaerobic Digestion of Semi-Solid Organic Waste: Biogas Production and Its Purification. *Energy Conversion and Management*, 43(1): 63-75.

Lee, I., Han, J.I. 2013. The Effects of Waste-Activated Sludge Pretreatment Using Hydrodynamic Cavitation for Methane Production, *Ultrasonics Sonochemistry*, 20(6): 1450-1455.

Lehne, G., Müller, A., Schwedes, J. 2001. Mechanical Disintegration of Sewage Sludge. *Water Science and Technology*, 43(1): 19-26.

Li, Y.Y., Noike, T. 1992. Upgrading of Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge by Thermal Pretreatment. *Water Science and Technology*, 26(3-4): 857-866.

Li, H., Jin, Y. ve Mahar, R.B., Wang, Z., Nie, Y. 2008. Effects and Model of Alkaline Waste Activated Sludge Treatment. *Bioresource Technology*, 99(11): 5140-5144.

Long, A.D. 1990. Operation of Municipal Water and Wastewater Treatment Plants. Water Environment Federation Press, Virginia, United States of America.

Lorraine, G., Chahine, G., Hsiao, C.T., Choi, J.K., Aley, P. 2012. Disinfection of Gram-Negative and Gram-Positive Bacteria Using DynaJets Hydrodynamic Cavitating Jets. *Ultrasonics Sonochemistry*, 19(3): 710-717.

Lossie, U., 2008. Laboratory Analysis Titration FOS/TAC. United for Water Quality. <https://tr.hach.com/asset-get.download.jsa?id=25593611361>-(Erişim Tarihi: 12.07.2019).

Lowry, O.H., Rosenbrough, N.J., Farr, A.L., Randall, R.J. 1951. Protein Measurement with the Folin Phenol Reagent. *The Journal of Biological Chemistry*, 193(1): 265-275.

Machnicka, A., Grübel, K., Suschka, J. 2009. The Use of Hydrodynamic Disintegration as a Means to Improve Anaerobic Digestion of Activated Sludge. *Water SA*, 35(1): 129-132.

Mata-Alvarez, J., Mace, S., Llabres, P. 2000. Anaerobic Digestion of Organic Solid Wastes: An Overview of Research Achievements and Perspectives. *Bioresource Technology*, 74(1): 3-16.

McCarty, P.L., Smith, D.P. 1986. Anaerobic Wastewater Treatment. *Environmental Science and Technology*, 20(12): 1200-1206.

McLean, E.O. 1982. Methods of Soil Analysis: Soil pH and Lime Requirement, Ed.: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R., American Society of Agronomy, Madison, United States of America, pp: 199-223.

Mendes, A.A., Pereira, E.B., Castro, H.F. 2006. Effect of the Enzymatic Hydrolysis Pretreatment of Lipids-Rich Wastewater on the Anaerobic Biodigestion. *Biochemical Engineering Journal*, 32(3): 185-190.

Metcalf & Eddy. 2003. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. McGraw-Hill, New York, United States of America, 1819 pp.

Mezule, L., Tsyfansky, S., Yakushevich, V., Juhna, T. 2009. A Simple Technique for Water Disinfection with Hydrodynamic Cavitation: Effect on Survival of Escherichia Coli. *Desalination*, 248(1-3): 152-159.

Moussavi, G., Asilian, H., Jamal, A. 2008. Effect of Ozonation on Reduction of Volume and Mass of Waste Activated Sludge. *Journal of Applied Sciences Research*, 4(2): 122-127.

Murray, A., Horvath, A., Nelson, K.L. 2008. Hybrid Life-Cycle Environmental and Cost Inventory of Sewage Sludge Treatment and End-Use Scenarios: A Case Study from China. *Environmental Science and Technology*, 42(9): 3163-3169.

Müller, J. A. 2000. Disintegration as a Key-Step in Sewage Sludge Treatment. *Water Science and Technology*, 41(8): 123-130.

Müller, J. A. 2003. Conditioning, Thickening and Dewatering of Mechanically Disintegrated Excess Sludge. *Journal Separation Science and Technology*, 38(4): 889-901.

Müller, J.A., Winter, A., Strükmann, G. 2004. Investigation and Assessment of Sludge Pre-Treatment Processes. *Water Science and Technology*, 49(10): 97-104.

Nah, I., Kang, Y., Hwang, K., Song, W. 2000. Mechanical Pretreatment of Waste Activated Sludge for Anaerobic Digestion Process. *Water Research*, 34(8): 2362-2368.

Neyens, E., Baeyens, J., Weemaes, M., De Heyder, B. 2003. Hot Acid Hydrolysis as a Potential Treatment of Thickened Sewage Sludge. *Journal of Hazardous Materials*, 98(1-3): 275-293.

Nickel, K., Neiss, U. 2007. Ultrasonic Disintegration of Biosolids for Improved Biodegradation. *Ultrasonics Sonochemistry*, 14(4): 450-455.

Ostrem, K. 2004. Greening Waste: Anaerobic Digestion for Treating the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes. The Earth Engineering Center and the Henry Krumb School of Mines, Columbia University, New York, United States of America, 59 pp.

Öztürk, İ. 1999. Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları. İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul, 320 s.

Öztürk, M. 2005. Hayvan Gübresinden Biyogaz Üretimi. Çevre ve Orman Bakanlığı, Ankara, 53 s.

Pavan, P., Battistoni, P., Mata-Alvarez, J., Cecchi, F. 2000. Performance of Thermophilic Semi-Dry Anaerobic Digestion Process Changing the Feed Biodegradability. *Water Science and Technology*, 41(3): 75-81.

Perez-Elvira, S.I., Nieto Diez, P., Fdz-Polanco, F. 2006. Sludge Minimisation Technologies. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 5(4): 375-398.

Petrier, C., Jeunet, A., Luche, J.L., Reverdy, G. 1992. Unexpected Frequency Effects on the Rate of Oxidative Processes Induced by Ultrasound. *Journal of the American Chemical Society*, 114(8): 3148-3150.

Petrier, C., Lamy, M.F., Francony, A., Benahcene, A., David, B., Renaudin, V., Gondrexon, N. 1994. Sonochemical Degradation of Phenol in Dilute Aqueous Solutions: Comparison of the Reaction Rates at 20 and 487 khz. *The Journal of Physical Chemistry*, 98(41): 10514-10520.

Pind, P., Angelidaki, I., Ahring, B.K. 2003. Dynamics of the Anaerobic Process: Effects of Volatile Fatty Acids. *Biotechnology and Bioengineering*, 82(7): 791-801.

Rhoades, J.D. 1982. Methods of Soil Analysis: Cation Exchange Capacity, Ed.: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R., American Society of Agronomy, Madison, United States of America, pp: 149-157.

Rittmann, B.E., McCarty, P.L. 2001. Environmental Biotechnology: Principles and Application. McGraw-Hill, New York, United States of America, 754 pp.

Roxburgh, R., Sieger, R., Johnson, B., Rabinowitz, B., Goodwin, S., Crawford, G., Daigger, G. 2006. Sludge Minimization Technologies-Doing More to Get Less. The Water Environment Federation's Technical Exhibition Conference, 21-25 October 2016, Dallas, Texas.

Saharan, V.K., Rizwani, M.A., Malani, A.A., Pandit, A.B. 2013. Effect of Geometry of Hydrodynamically Cavitating Device on Degradation of Orange-G. *Ultrasonics Sonochemistry*, 20(1): 345-353.

Salsabil, M.R., Laurent, J., Casellas, M., Dagot, C. 2010. Techno-Economic Evaluation of Thermal Treatment, Ozonation and Sonication for the Reduction of Wastewater Biomass Volume before Aerobic or Anaerobic Digestion. *Journal of Hazardous Materials*, 174(1-3): 323-333.

Schober, G., Schafer, J., Schmid-Staiger, U., Trosch, W. 1999. One and Two-Stage Digestion of Solid Organic Waste. *Water Research*, 33(3): 854-860.

Seng, B., Khanal, S.K., Visvanathan, C. 2010. Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge Pretreated by a Combined Ultrasound and Chemical Process. *Environmental Technology*, 31(3): 257-265.

Solera, R., Romero, L.I., Sales, D. 2002. The Evolution of Biomass in a Two-Phase Anaerobic Treatment Process During Start-Up. *Chemical and Biochemical Engineering*, 16(1): 25-29.

Sorensen, B. 2004. Renewable Energy. Academic Press, United States of America, 952 s.

Speece, R.E. 1996. Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters. Archaea Press, Nashville, United States of America, 394 pp.

Şahinkaya, S. 2015. Disintegration of Municipal Waste Activated Sludge by Simultaneous Combination of Acid and Ultrasonic Pretreatment. *Process Safety and Environmental Protection*, 93, 201-205.

Tanaka, S., Kobayashi, T., Kamiyama, K., Signey Bildan, M.L.N. 1997. Effects of Thermochemical Pretreatment on the Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge. *Water Science and Technology*, 35(8): 209-215.

Tchobanoglous, G., Burton, F.L. 1991. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse. McGraw-Hill, New York, United States of America, 1334 pp.

Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, D.H. 2003. Wastewater Engineering Treatment and Reuse. Metcalf & Eddy Inc., New York, United States of America, 1856 pp.

Tiehm, A., Nickel, K., Zellhorn, M., Neis, U. 2001. Ultrasonic Waste Activated Sludge Disintegration for Improving Anaerobic Stabilization. *Water Research*, 35(8): 2003-2009.

Topaç Şağban, F.O., Dindar, E., Çırakoğlu, C., Keskinler, B. 2016. Atık Aktif Çamurun Çeşitli Yöntemlerle Dezentegrasyonu. *Çevre Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 1(1): 9-16.

Ünşar, E. 2013. Nanopartiküllerin Evsel Arıtma Çamurlarının Anaerobik Parçalanabilirliği Üzerine Etkilerinin Belirlenmesi. *Yüksek Lisans Tezi*, Akdeniz Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Antalya.

Valderrama, C., Granados, R., Cortina, J.L., Gasol, C.M., Guillem, M., Josa, A. 2013. Comparative LCA of Sewage Sludge Valorisation as both Fuel and Raw Material Substitute in Clinker Production. *Journal of Cleaner Production*, 51: 2015-213.

Valo, A., Carrere, H., Delgenes, J.P. 2004. Thermal, Chemical and Thermochemical Pretreatment of Waste Activated Sludge for Anaerobic Digestion. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 79(11): 1197-1203.

Van Haandel, A.C., Lettinga, G. 1994. Anaerobic Sewage Treatment: A Practical Guide for Regions with a Hot Climate. UMI Books on Demand, England, 226 pp.

Verma, S. 2002. Anaerobic Digestion of Biodegradable Organics in Municipal Solid Wastes. Columbia University, Department of Earth and Environmental Engineering, New York, United States of America, 50 pp.

Vitenko, T., Gashchyn, O. 2014. Mechanism and Kinetic Regularities of Inactivating Effects of Cavitation on Microorganisms. *Chemistry and Chemical Technology*, 8(4): 431-440.

Voß, E., Weichgrebe, D., Rosenwinkel, K.H. 2009. FOS/TAC-Deduction, Methods, Application and Significance. The International Scientific Conference Biogas Science 2009, 2-4 December 2009, Erding, Germany.

Vranitzky, R., Lahnsteiner, J. 2005. Sewage Sludge Disintegration Using Ozone - A Method of Enhancing the Anaerobic Stabilization of Sewage Sludge. Va Tech Wabab, R&D Process Engineering, Siemensstrasse 89, Vienna, Austria.

Wang, F., Wang, Y., Ji, M. 2005. Mechanism and Kinetics Models for Ultrasonic Waste Activated Sludge Disintegration. *Journal of Hazardous Materials*, 123(1-3): 145-150.

Wang, F., Ji, M., Lu, S. 2006. Influence of Ultrasonic Disintegration on the Dewaterability of Waste Activated Sludge. *Environmental Progress*, 25(3): 257-260.

Weemaes, M., Grootaerd, H., Simoens, F., Verstraete, W. 2000. Anaerobic Digestion of Ozonized Biosolids. *Water Research*, 34(8): 2330-2336.

Weiland, P. 2010. Biogas Production: Current State and Perspectives. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 85(4): 849-860.

Xie, R., Xing, Y., Gahni, Y.A., Ooi, K., Ng, S. 2007. Full-Scale Demonstration of an Ultrasonic Disintegration Technology in Enhancing Anaerobic Digestion of Mixed Primary and Thickened Secondary Sewage Sludge. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 6(5): 533-541.

Xu, G., Chen, S., Shi, J., Wang, S., Zhu, G. 2010. Combination Treatment of Ultrasound and Ozone for Improving Solubilization and Anaerobic Biodegradability of Waste Activated Sludge. *Journal of Hazardous Materials*, 180(1-3): 340-346.

Xu, H., He, P., Yu, G., Shao, L. 2011. Effect of Ultrasonic Pre-Treatment on Anaerobic Digestion and Its Sludge Dewaterability, *Journal of Environmental Sciences*, 23(9): 1472-1478.

Yadvika, S., Sreekrishnan, T.R., Kohli, S., Rana, V. 2004. Enhancement of Biogas Production from Solid Substrates using Different Techniques, *Bioresource Technology*, 95(1): 1-10.

Yan, Y., Feng, L., Zhang, C., Zhu, H., Zhou, Q. 2010. Effect of Ultrasonic Specific Energy on Waste Activated Sludge Solubilization and Enzyme Activity. *African Journal of Biotechnology*, 9(12): 1776-1782.

Yang, Q., Luo, K., Li, X.M., Wang, D.B., Zheng, W., Zeng, G.M., Liu J.J. 2010. Enhanced Efficiency of Biological Excess Sludge Hydrolysis under Anaerobic Digestion by Additional Enzymes. *Bioresource Technology*, 101(9): 2924-2930.

Yeom, I.T., Lee, K.R., Lee, Y.H., Ahn, K.H., Lee, S.H. 2002. Effects of Ozone Treatment on the Biodegradability of Sludge from Municipal Wastewater Treatment Plants. *Water Science and Technology*, 46(4-5): 421-425.

Yeşil, E. 2011. Atık Çamur Dezentegrasyon Yöntemlerinin Çamur Minimizasyonu Açısından Değerlendirilmesi. *Yüksek Lisans Tezi*, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, İstanbul.

Yi, J., Dong, B., Jin, J., Dai, X. 2014. Effect of Increasing Total Solids Contents on Anaerobic Digestion of Food Waste under Mesophilic Conditions: Performance and Microbial Characteristics Analysis. *PLoS ONE*, 9(7): e102548.

Zaher, U., Grau, P., Benedetti, L., Ayesa, E., Vanrolleghem, P.A. 2007. Transformers for Interfacing Anaerobic Digestion Models to Pre- and Post-Treatment Processes in a Plant-Wide Modelling Context. *Environmental Modelling and Software*, 22(1): 40-58.

Zhang, G., Yang, J., Liu, H., Zhang, J. 2009. Sludge Ozonation: Disintegration, Supernatant Changes and Mechanisms. *Bioresource Technology*, 100(3): 1505-1509.

Zubrowska-Sudol, M., Walczak, J. 2014. Effects of Mechanical Disintegration of Activated Sludge on the Activity of Nitrifying and Denitrifying Bacteria and Phosphorus Accumulating Organisms. *Water Research*, 61, 200-209.

Zupancic, G.D., Uranjek-Zevart, N., Ros, M. 2008. Full Scale Anaerobic Co-Digestion of Organic Waste and Municipal Sludge. *Biomass and Bioenergy*, 32: 162-167.

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Esra DEMİR
Doğum Yeri ve Tarihi : Osmangazi - 03.05.1992
Yabancı Dil : İngilizce

Eğitim Durumu

Lise : Ali Osman Sönmez Mesleki ve Teknik Anadolu Lisesi
Bilişim Teknolojileri Alanı Veri Tabanı Programcılığı Dalı
(2006-2010)
Lisans : Uludağ Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği
Bölümü
(2013-2016)
Uludağ Üniversitesi Fen Edebiyat Fakültesi Kimya Bölümü
(2011-2016)
Yüksek Lisans : Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği
Anabilim Dalı
(2016-2019)

Çalıştığı Kurum/Kurumlar

Bursa Gıda ve Yem Kontrol Merkez Araştırma Enstitüsü, Katkı Kalıntı ve Yem Laboratuvarı, Kimyager, 03.08.2015-11.09.2015.

Bursa Çamlıca Anadolu Lisesi, Kimya Öğretmeni, 22.02.2016-03.06.2016.

Bursa Karaşahin Etüt Merkezi, Fen Bilgisi Öğretmeni, 05.11.2015-12.05.2016.

Bursa'da Poliaromatik Hidrokarbonlardan Kaynaklanan Toprak Kirliliği Seviyesinin Belirlenmesi ve Giderim Olanaklarının Araştırılması, TÜBİTAK PROJESİ-PROJE KODU:114Y833, Bursiyer, 01.04.2015-05.10.2015.

Mikrokirletici İçeren Atık suların ve Arıtma Çamurlarının Kavitasyon Yöntemi ile Entegre Arıtımı, TÜBİTAK PROJESİ-PROJE KODU:114Y387, Bursiyer, 01.11.2016-01.01.2018.

TMMOB Çevre Mühendisleri Odası Bursa Şubesi, Çevre Mühendisi, 02.11.2017-devam ediyor.

İletişim (e-posta) : esrademir796@gmail.com

Yayınları

Demir, E., Topaç Şağban, F.O., Dindar, E., Keskinler, B. 2018. Atık Aktif Çamurun Hidrodinamik Kaviteasyon Prosesi ile Dezentegrasyonunda Protein ve Karbonhidrat İçeriklerinde Meydana Gelen Değişimler. Uluslararası Su ve Çevre Kongresi, 22-24 Mart 2018, Bursa.

Demir, E., Topaç Şağban, F.O. 2019. Arıtma Çamurlarının Tarımsal Amaçlı Kullanımı: Topraktaki Azot Proseslerinde Meydana Gelen Değişimler. *Uludağ University Journal of The Faculty of Engineering*, 24(2): 337-354.

Dindar, E., Topaç Şağban, F.O., Demir, E. 2017. Ağır Metallerle Kirlenmiş Toprakların Islahında Atık Su Arıtma Çamurunun Etkisi. 2.Uluslararası Su ve Sağlık Kongresi, 13-17 Şubat 2017, Antalya.

Dindar, E., Topaç Şağban, F.O., Demir, E. 2018. Hidrodinamik Kaviteasyon Prosesinin Su ve Atık Su Arıtımı Alanındaki Uygulamaları. Uluslararası Su ve Çevre Kongresi, 22-24 Mart 2018, Bursa.

Topaç Şağban, F.O., Dindar, E., Demir, E. 2018. Atık Su Arıtma Çamurlarının Toprak Islahı Amaçlı Kullanımı. Uluslararası Su ve Çevre Kongresi, 22-24 Mart 2018, Bursa.

BURSA ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ

TEZ ÇOĞALTMA VE ELEKTRONİK YAYIMLAMA İZİN FORMU

Yazar Adı Soyadı	Esra DEMİR
Tez Adı	Arıtma Çamurlarının Anaerobik Çürütülmesinde Hidrodinamik Kaviteasyonun Biyogaz Verimine Etkisi
Enstitü	Fen Bilimleri Enstitüsü
Anabilim Dalı	Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Tez Türü	Yüksek Lisans Tezi
Tez Danışmanı	Prof. Dr. Fatma Olcay TOPAÇ
Çoğaltma (Fotokopi Çekim) İzni Kısıtlama	<input type="checkbox"/> Patent Kısıt (2 yıl) <input type="checkbox"/> Genel Kısıt (6 ay) <input checked="" type="checkbox"/> Tezimin elektronik ortamda yayımlanmasına izin veriyorum.

Hazırlamış olduğum tezimin belirttiğim hususlar dikkate alınarak, fikri mülkiyet haklarım saklı kalmak üzere Bursa Uludağ Üniversitesi Kütüphane ve Dokümantasyon Daire Başkanlığı tarafından hizmete sunulmasına izin verdiğimi beyan ederim.

Tarih : 20.09.2019

İmza : 