

**T.C.  
SÜLEYMAN DEMİREL ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**ARITMA ÇAMURLARININ YÜKSEK PERFORMANSLI DARBE TEKNİĞİ  
İLE DEZENTEGRASYONU**

**Ümran UYSAL**

**Danışman  
Yrd. Doç. Dr. Özlem SELÇUK KUŞÇU**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ  
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI  
ISPARTA - 2014**

© 2014 [Ümran UYSAL]

## TEZ ONAYI

**Ümran UYSAL** tarafından hazırlanan "**Aritma Çamurlarının Yüksek Performanslı Darbe Tekniği İle Dezentegrasyonu**" adlı tez çalışması aşağıdaki jüri üyeleri önünde Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü **Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı**'nda **YÜKSEK LİSANS TEZİ** olarak başarı ile savunulmuştur.

**Danışman**

**Yrd. Doç. Dr. Özlem SELÇUK KUŞÇU**  
Süleyman Demirel Üniversitesi

**Jüri Üyesi**

**Doç. Dr. Selçuk ÇÖMLEKÇİ**  
Süleyman Demirel Üniversitesi

**Jüri Üyesi**

**Yrd. Doç. Dr. Ş. Şule KAPLAN BEKAROĞLU**  
Süleyman Demirel Üniversitesi

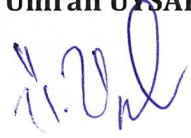
**Enstitü Müdürü**

**Prof. Dr. Ahmet ŞAHİNER**

## **TAAHHÜTNAME**

Bu tezin akademik ve etik kurallara uygun olarak yazıldığını ve kullanılan tüm literatür bilgilerinin referans gösterilerek tezde yer aldığını beyan ederim.

**Ümran UYSAL**



## İÇİNDEKİLER

ÖZET .....	ii
ABSTRACT .....	iv
TEŞEKKÜR.....	vi
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ .....	ix
1. GİRİŞ .....	1
2. KAYNAK ÖZETLERİ .....	6
2.1. Arıtma Çamurlarının Türkiye ve Dünyadaki Durumu, Yasal Düzenlemeler .....	6
2.1.1. Dünyada atık politikası.....	6
2.1.2. Türkiye’de atık politikası .....	7
2.2. Anaerobik Çürütme .....	8
2.2.1. Anaerobik çürütme mekanizması .....	9
2.2.2. Anaerobik çürütmenin aşamaları.....	11
2.2.3. Anaerobik çürütmenin avantajları ve dezavantajları .....	13
2.3. Çamur Dezentegrasyonu .....	15
2.3.1. Çamur dezentegrasyonu mekanizmaları .....	15
2.3.2. Çamur dezentegrasyonu metotları.....	18
2.4. Yüksek Performanslı Elektrik Akımı Tekniği İle Dezentegrasyon .....	31
3. MATERYAL VE METOT .....	41
3.1. Çalışmada Kullanılan Çamurlar .....	41
3.1.1. Atık aktif çamur ve aşı çamur .....	41
3.2. Çalışmada Kullanılan Güç Kaynağı .....	41
3.3. Yüksek Performans Darbeli Reaktörü ve Deney Sistemi .....	43
3.4. Çalışmada Yapılan Deneyler ve Analiz Yöntemleri .....	45
3.4.1. pH ve sıcaklık .....	45
3.4.2. İletkenlik.....	46
3.4.3. Toplam azot (TN), toplam fosfor (PO <sub>4</sub> – P):.....	47
3.4.4. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) analizi .....	47
3.4.5. Çözünmüş KOİ analizi.....	48
3.4.6. Katı madde tayini.....	48
3.4.7. SMA testi.....	48
4. ARAŞTIRMA BULGULARI .....	51
4.1. Ham Çamur ve Aşı Çamurun Karakteristik Özellikleri .....	51
4.2. YPDT İle Çamurun Dezentegrasyonu .....	52
4.2.1. Voltajın çözünebilir organik madde üzerindeki etkisi .....	52
4.2.2. Sıcaklığın çözünebilir organik madde üzerindeki etkisi .....	55
4.2.3. pH’ın çözünebilir organik madde üzerindeki etkisi.....	57
4.2.4. İletkenliğin çözünebilir organik madde üzerindeki etkisi .....	58
4.2.5. Akış hızının çözünebilir organik madde üzerindeki etkisi.....	60
4.2.6. Arıtım sayısının çözünebilir organik madde üzerindeki etkisi.....	61
4.2.7. Ön arıtılmış atık aktif çamurun özellikleri.....	62
4.2.8. Dezentegrasyon derecesi .....	64
4.2.9. Anaerobik çürüme sonuçları .....	65
KAYNAKLAR.....	71
ÖZGEÇMİŞ.....	79

## ÖZET

### Yüksek Lisans Tezi

## ARITMA ÇAMURLARININ YÜKSEK PERFORMANSLI DARBE TEKNİĞİ İLE DEZENTTEGRASYONU

Ümran UYSAL

Süleyman Demirel Üniversitesi  
Fen Bilimleri Enstitüsü  
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Yrd. Doç. Dr. Özlem SELÇUK KUŞÇU

Arıtma tesislerinde oluşan arıtma çamurlarının nihai bertarafından önce arıtılması gereklidir. Çamurun bertaraf edilebilmesinde çeşitli yöntemler uygulanmaktadır. Çamurun nihai bertarafı için kullanılan en yaygın yöntem arıtma çamurlarının stabilizasyonudur. Çamur stabilizasyonu için çeşitli prosesler (kireç stabilizasyonu, ısıl işlem, anaerobik çürüme, aerobik çürüme ve kompostlaştırma vb.) kullanılmaktadır. Bu yöntemler arasında anaerobik çürüme yararlı bir son ürün olan metan üretimi ve yüksek arıtım verimi nedeniyle uzun zamanlardan beri stabilizasyon amacıyla çokça tercih edilen ve yaygın kullanımı olan bir stabilizasyon yöntemidir. Ancak hız sınırlayıcı adım olan hidroliz nedeniyle uzun bekleme ve büyük tank hacimlerine ihtiyaç vardır. anaerobik çürütücünün bu olumsuzluğunu giderebilmek için çeşitli ön arıtım (dezentegrasyon) yöntemleri geliştirilmiştir. Bu tezin amacı, anaerobik çürütme sürecinin performansını artıran yeni bir ön arıtım teknolojisi olan yüksek performanslı darbe tekniği (YPDT) ile atık aktif çamurun ön arıtımını değerlendirmektir. Bu çalışma kapsamında; YPDT arıtım sürecini etkileyen etkin parametreler olan pH, iletkenlik, sıcaklık, akış hızı ve uygulanan voltaj değerlerinin optimum değerleri belirlenmiş ve optimum koşullarda YPDT ile ön arıtılmış aktif çamurun anaerobik çürüme performansı incelenmiştir.

Atık aktif çamurun, YPDT ile arıtımı sonrası yüksek ÇKOİ (çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacı) ile sonuçlanan YPDT reaktörü için optimum işletim koşulları pH 7,5, sıcaklık 25 °C, iletkenlik 5 mS/cm, akış hızı 20 ml/dak ve uygulanacak voltaj değeri 30 kV olarak bulunmuştur.

Optimum işletim şartlarında YPDT ile arıtım sonucunda, ön arıtılmış çamurun toplam kimyasal oksijen ihtiyacı (TKOİ) ham çamur ile karşılaştırıldığında %26, ÇKOİ değerinde %71, toplam azot (TN) değerinde %46 ve toplam fosfor (TP), değerinde %42 artış tespit edilmiştir. Dezentegrasyon derecesinin %30 arttığı belirlenmiştir.

YPDT ile arıtım sonrası metan üretim performansı kesikli anaerobik reaktörlerde spesifik metan aktivitesi (SMA) ölçümleri ile incelenmiştir. YPDT ile ön arıtılmış çamur ile beslenen anaerobik reaktörlerde metan üretim miktarı ham çamur ile karşılaştırıldığında %100 artış göstermiştir.

Anahtar Kelimeler: anaerobik çürüme, çamur stabilizasyonu, dezentegrasyon, ön arıtım, yüksek performanslı darbe tekniği YPDT

**2014, 79 sayfa**

## **ABSTRACT**

**M.Sc. Thesis**

### **DISINTEGRATION OF SEWAGE SLUDGE BY A HIGH PERFORMANCE PULSED POWER TECHNOLOGY**

**Ümran UYSAL**

**Süleyman Demirel University  
Graduate School of Applied and Natural Sciences  
Department of Environmental Engineering**

**Supervisor: Asst. Prof. Dr. Özlem SELÇUK KUŞÇU**

Consisting of sludge in wastewater treatment plants must be treated before final disposal. Various methods are applied to its ability sludge disposal. Stabilization of the sludge is the most common method used for the final disposal of the sludge. Various processes for sludge stabilization (lime stabilization, heat treatment, anaerobic digestion, aerobic digestion and composting, etc.) are used. These methods, as improve the efficiency of existing units, provide significant reduction in the amount of sludge. Basis of this method is defined as the generic name of the sludge disintegration; with external influences the structure of the sludge flocks of different components (physical, chemical and biological methods) disturbed of separation and content of the shock component is passed through the mud liquid phase (Müller et al., 2004). This study offer a new pretreatment technology developed to improve the performance of anaerobic digestion process, overcome the economic, operating, and scale up problems. The PEF technology generates a pulsed high voltage discharge (20-30kV) which induces shockwave, intense ultraviolet radiation, strong electric field, and various radicals (Sunka, 2001). The main purpose of this thesis was to investigate the effects of PEF pretreatment on waste sludge disintegration, to determined optimum values of effective parameters influencing PEF process, such as pH, conductivity, flow-rate, temperature, applied voltage and to examine the effect of PEF reactor on anaerobic digestion performance under optimum conditions. Waste active sludge (WAS) taken from the secondary clarifier underflow at the municipal wastewater treatment plant (WWTP) in Afyon was chosen as sludge sample for the experimental studies. Soluble chemical oxygen demand (SCOD) and soluble chemical oxygen demand (SCOD)/total chemical oxygen demand (TCOD) (SCOD/TCOD) ratio were a basic analysis to determined treatment performance. The SCOD, TCOD TN, TP, Total solids (TS), total organic solids, suspended solids (SS), and volatile suspended solids (VSS) were measured for evaluation of disintegration performance of sludge. Furthermore, methane production performance after PEF was evaluated in batch-anaerobic reactor. Biochemical methane potential (BMP) assay was carried out in order to

monitor methane production of pretreatment sludge by HPPT. The experimental results showed that the pulsed peak voltage, conductivity, and flow rate were founded as the most important parameters effecting PEF treatment efficiency. The optimum operation conditions resulting in maximum SCOD were achived at 7,5 of pH, 5 mS/cm of conductivity, 20 ml/min. of flow-rate, 25 °C of temperature and 30 kV of voltage by HVPEF treatment . Anaerobic digestion of HVPEF pre-treated sludge showed 100% fold higher methane production as compered with untreated sludge.

Keywords: anaerobic sludge, disintegration, high performance, pulsed power, sludge stabilization

**2014, 79 pages**

## TEŞEKKÜR

Yüksek Lisans Tez konumun belirlenmesinde, yüksek lisans tezimin hazırlanmasında ve her konuda bana yardımcı olan, desteğini esirgemeyen, karşılaştığım zorlukları tecrübesiyle aşmamda yardımcı olan değerli hocam ve danışmanım Yrd. Doç. Dr. Özlem Selçuk KUŞÇU'ya sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Çalışmalarımnda bana destek olan değerli hocam Doç. Dr. Selçuk ÇÖMLEKÇİ'ye teşekkür ederim.

Tezimin gerçekleşmesinde 3047-YL-12 numaralı proje ile maddi destek sağlayan BAP Koordinasyon Birimi'ne teşekkür ederim.

Hayatım ve eğitimim boyunca sevgileriyle ve duydukları güvenle beni hep mutlu eden, her konuda bana yol gösteren ve her zaman bana destek olan annem Hatice UYSAL'a, babam Adnan UYSAL'a, ablam Gül UYSAL'a ve kardeşim Mehmet UYSAL'a sonsuz sevgi ve saygılarımı sunarım.

Tez çalışmam dâhil olmak üzere, tüm yüksek lisans öğrenimim boyunca yanımda olan ve bana destek olan müstakbel eşim Mecit TARKAN'a sonsuz sevgi ve teşekkürlerimi sunarım.

Ümran UYSAL  
ISPARTA,2014

## ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1. Anaerobik proseslerdeki karbon dönüşümünün şematik gösterimi ...	13
Şekil 2.2. Paralel tabaka(a) ve silindirik tabaka(b) reaktörü .....	33
Şekil 2.3. Koaksiyel reaktörün şematik diyagramı.....	34
Şekil 2.4. Halkalı koaksiyel reaktör şematik diyagramı.....	34
Şekil 2.5. Çamur hücrelerinin SEM görüntüleri.....	35
Şekil 3.1. Güç kaynağı .....	42
Şekil 3.2. Osiloskop (Instek-GDS-840S model)'ta görüntülenen dalga şekli .....	43
Şekil 3.3. Yüksek performanslı darbe reaktörü.....	44
Şekil 3.4. Yüksek performanslı darbe tekniği pilot ölçekli reaktörü .....	45
Şekil 3.5. Çalışmalarda kullanılan WTW marka pH metre .....	46
Şekil 3.6. Çalışmalarda kullanılan HQ40d marka iletkenlik ölçüm cihazı.....	46
Şekil 3.7. Lange marka TN ve TP hücre kitleri ve Lange DR 6000 marka spektrofotometre.....	47
Şekil 3.8. Lange marka KOİ hücre kitleri ve Lange DR 6000 marka spektrofotometre.....	48
Şekil 3.9. Çalışmada kullanılan şişeler ve inkübatör.....	49
Şekil 3.10. Metan gazı ölçümü (sıvı yer değiştirme prensibine göre) .....	50
Şekil 4.1. Çözünen organik madde üzerinde uygulanan gerilim etkisi.....	52
Şekil 4.2. Çözünen organik madde üzerinde gerilim etkisinin gösterimi .....	55
Şekil 4.3. Arıtma verimliliği üzerinde sıcaklığın etkisi .....	56
Şekil 4.4. pH'ın atık aktif çamurdaki çözülebilir aktif maddeye etkisi .....	58
Şekil 4.5. Çözünen organik madde üzerinde iletkenlik etkisi .....	59
Şekil 4.6. Çözünebilir organik madde üzerinde akış hızının etkisi.....	61
Şekil 4.7. Arıtım sayısının çözünebilir organik madde üzerinde etkisi.....	62
Şekil 4.8. Ön arıtılmış çamur ve ham çamurun SMA testi sonuçları.....	67

## **TABLolar DİZİNİ**

Tablo 2.1. Çamur dezentegrasyonunun amaçları .....	18
Tablo 2.2. Atık aktif çamurun YPDT ile arıtımı boyunca çamur özelliklerindeki değişimler .....	38
Tablo 4.1. Atık aktif çamur karakterizasyonu .....	51
Tablo 4.2. Anaerobik aşı çamur karakterizasyonu .....	52
Tablo 4.3. Ham çamur ve ön arıtılmış çamurun özelliklerinin karşılaştırılması. 64	
Tablo 4.4. Ön arıtılmış çamur ve ham çamurun SMA testi sonuçları .....	66

## SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

AKM	Askıda katı madde
°C	Celcius sıcaklık birimi sembolü
cm	Uzunluk ölçü birimi santimetre
cm <sup>3</sup>	Hacim ölçü birimi santimetreküp
ÇKOİ	Çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacı
dak	Dakika
HRT	Hidrolik bekleme süresi
mg/l	Litrede miligram olarak
mS/cm	İletkenlik birimi sembolü
kHz	Elektromanyetik dalga boyu ölçüsü birimi
KOİ	Kimyasal oksijen ihtiyacı
kV	Kilovolt
ml	Mililitre
M	Mol
nM	Dalga boyu olarak nanometre
pH	Asitlik değeri
SMA	Spesifik metan aktivitesi
TAKM	Toplam askıda katı madde
TKM	Toplam katı madde
TKOİ	Toplam kimyasal oksijen ihtiyacı
TN	Toplam azot
TP	Toplam fosfor
TUKM	Toplam uçucu katı madde
UAKM	Uçucu askıda katı madde
YPDT	Yüksek performanslı darbe tekniği
%	Yüzdelik sembolü

## 1. GİRİŞ

Atıksu arıtımı sonucu oluşan sıvı ya da yarı katı halde, kokulu, uygulanan arıtma yöntemine bağlı olarak % 0,25–12 arasında katı madde içeren atıklara “arıtma çamuru” denir (Filibeli, 2006). Evsel ve endüstriyel arıtma tesislerinden çıkan atık çamurların nihai bertarafı verilmeden önce mutlaka arıtılması gerekmektedir. Arıtma tesisleri dizayn edilirken çamur sorunu önceden dikkate alınıp en uygun arıtma metodu seçilmeli ve çıkan çamurun tehlikeli atık özelliği taşıyıp taşımadığı dikkate alınmalıdır. Ön arıtma işlemlerinde kullanılan basit çöktürme, kimyasal çöktürme ve biyolojik çöktürme birimleri ayrı özelliklerde ve kalitede çamur biriktirirler. Biriken bu çamurun atıksu arıtma tesisinden alınması ve uygun tekniklerle zararsız hale getirilerek uzaklaştırılması gerekmektedir. Arıtma işlemleri sonucunda oluşan çamurun biyolojik arıtma sistemlerinde arıtımı ve bertaraf edilmesi yaklaşık olarak toplam atıksu arıtma maliyetinin yarısını oluşturmaktadır (Yasui ve Shibata, 1994). Çamur miktarının kaynağında azaltılması, taşıma maliyetinin minimize edilmesi ve bertaraf işlemlerinin kolaylaşması açısından oldukça önemlidir (Filibeli, 2006).

Arıtma tesislerinde oluşan arıtma çamurlarının nihai bertarafından önce arıtılması gereklidir. Atıksu arıtma tesislerinde oluşan çamurun arıtılması ve depolanması için seçilecek yöntem, atıksu karakterizasyonuna, arıtmada kullanılan kimyasal maddelere ve ilgili mevzuata bağlıdır. Arıtma çamurunun bertarafı işlemi de ayrı bir gider kalemi olacağından, atıksu arıtma tesisi kurulurken bu husus göz önüne alınmalı ve projelendirme bu hususa göre yapılmalıdır. Maliyetler yerel şartlara ve işleme tesisinin büyüklüğüne bağlı olarak değişmektedir. Arıtma çamurunun işlenmesi ve bertarafı ile ilgili değişik seçeneklerin doğru bir karşılaştırmasını yapabilmek için öncelikle yıllık yatırım maliyeti, işletme maliyeti ve son ürünün tekrar kullanımına bağlı olarak oluşacak üç maliyet kaleminin dikkatle değerlendirilmesi gerekmektedir (Yıldız vd., 2009).

Çamurun bertaraf edilebilmesinde çeşitli yöntemler uygulanmaktadır. Çamurun nihai bertarafı için kullanılan en yaygın yöntem arıtma çamurlarının stabilizasyonudur. Çamur stabilizasyonu için çeşitli prosesler (kireç stabilizasyonu, ısıtma işlemi, anaerobik çürüme, aerobik çürüme ve kompostlaştırma vb.) kullanılmaktadır. Bu prosesler içinde en çok tercih edilen, anaerobik veya aerobik çamur stabilizasyon prosesi ile çamurun stabilizasyonudur.

Anaerobik arıtma prosesleri aerobik süreçlere göre bazı avantajlara ve dezavantajlara sahiptir. Aerobik arıtım ile karşılaştırıldığında anaerobik arıtımın başlıca avantajları; düşük enerji gereksinimi, biyogaz üretimi, arıtma tesisinde daha düşük çamur üretimi ve kaynakta çamur üretiminin azalmasıdır. Bu avantajlar araştırmacıları, anaerobik arıtımın sınırlamalarını araştırmaya teşvik etmiştir (Speece, 1996).

Anaerobik çürütme prosesi üç aşamadan oluşur; hidroliz, asit üretimi ve metan üretimi. Bu üç aşama arasında hidroliz, anaerobik çürütme prosesinin hız belirleyici aşaması olarak bilinir ve anaerobik çürütme kabiliyetini saptamak için önemli bir rol oynar (Eastman ve Ferguson,1981).

Atık aktif çamurun anaerobik sindirimi için, mikrobiyal biyokütlenin hidrolizi genellikle hız sınırlayıcı aşama olarak kabul edilir (Eastman ve Ferguson, 1981; Rittmann ve McCarty, 2001). Örneğin, birinci dereceden hidroliz oranları sırasıyla, birincil ve atık aktif çamur için 3,0/gün ve 0,2/gün olarak belirtilmiştir (Eastman ve Ferguson, 1981; Gossett ve Belser, 1982). Atık aktif çamur, aktif ve aktif olmayan mikroorganizmaların, hücre-dışı polimerik madde ve bu maddelere bağlanan katyonların pıhtılaşmış karışımından oluşur. Bu yüzden hidroliz nispeten yavaş meydana gelir (Frølund vd., 1996). Özellikle aktif çamur sürecinde hidroliz bekleme süresi uzun olduğunda, en reaktif ve biyolojik olarak kolay parçalanabilen formlar daha önce parçalanır. Ancak inaktif mikroorganizmalar ve hücre dışı polimerik maddenin baskın olduğu atık

aktif çamurun parçalanması nispeten daha zordur (Higgins vd., 1997). Bu nedenle, flokların ve hücrelerin bozulması için atık aktif çamurun ön dezentegrasyonu, atık aktif çamur biyolojik parçalanma oranını ve kapsamını arttırmak için özellikle etkili olmaktadır (Park vd., 2003). Atık aktif çamurun hidroliz hızını arttırmak için, birçok çamur ön arıtım yöntemleri geliştirilmiştir. Termal, kimyasal, mekanik ve elektrik mekanizmalarından oluşan bu teknolojiler, çamur yumaklarının ve hücrelerin parçalanması için, hidroliz ve sonraki fermentasyon ve metanojen aşamasında katı maddelerin biyolojik olarak daha kolay bir şekilde parçalanması amacı ile yapılır (Haug vd., 1978; Rittmann vd., 2008).

Arıtma çamurlarında nihai bertaraf öncesi uygulanan yoğunlaştırma, stabilizasyon, şartlandırma, susuzlaştırma gibi işlemlerin dışında son dönemde çamur yönetiminde çamur minimizasyonuna yönelik yeni yöntemler incelenmektedir. Bu yöntemler, mevcut ünitelerin verimliliğini artırdığı gibi, çamur miktarında önemli oranda azalma sağlamaktadır.

Genel adıyla çamur dezentegrasyonu olarak tanımlanan bu yöntemlerin esası; farklı bileşenlerden oluşan arıtma çamuru floklarının yapısının dışsal etkilerle (fiziksel, kimyasal ve biyolojik yöntemler) bozularak, flok bileşenlerinin ayrıştırılması ve içeriğinin çamur sıvı fazına geçirilmesidir (Müller vd., 2004).

Dezentegrasyon mekanizmaları esas olarak üç ana prosesi içermektedir (Ayol vd., 2007);

- Hücre parçalanması: hücre duvarının parçalanarak, hücre içeriğinin çamur sıvısı ortamına geçirilmesi,
- Hücre dışı polimerik bileşenlerin bozunması: çamur flok matriksi içinde bulunan protein gibi hücre dışı polimerik bileşenlerin fraksiyonlarının, aminoasit gibi daha küçük yapı taşlarına dönüşmesi,
- Mikrobiyal bozunma ürünlerinin biyolojik olarak bozunması.

Dezintegrasyon yöntemleri, çamurun stabilizasyon öncesi stabilizasyon derecesini artırmak, biyolojik stabilizasyonun hız sınırlayıcı adımı olarak bilinen, yavaş hidroliz olma süresini azaltmak ve eğer biyolojik yöntem olarak anaerobik çürüme prosesi uygulanıyorsa çürütücüden elde edilen biyogaz miktarını arttırmak gibi birçok olumlu etkilere neden olmaktadır. Bu işlemler bir ön arıtım işlemi olarak kullanılabilirdiği gibi, çamur arıtma proseslerinin içinde proses sırasında da başarılı bir şekilde uygulanabilir (Ayol vd., 2007; Chu vd., 2007).

Çamur dezintegrasyonu ile biyolojik atık çamurun hücre yapısının fiziksel ve kimyasal etkiler sonucu parçalanmasıyla anaerobik ayrışma öncesi hidroliz aşamasının hızlanmaktadır. Böylece ön arıtım sonrası anaerobik çürütücüde organik maddenin büyük bir kısmının ayrıştırılarak daha az çamur üretimi elde edilmektedir ve biyogaz üretiminde artış meydana gelmektedir.

Isıl ve fiziksel ön işlemler ile ilgili birçok çalışma, anaerobik çürütme öncesi substrat çözünürlüğünü arttırmak için yapılmıştır. Deneylerin temel amacı çamurun flok yapısını bozmaktır. Vlyssides ve Karlis (2004), başlangıçtaki uçucu askıda katı maddede (UAKM) %46 oranında azalma ve termal alkali ön arıtımı ile başlangıç UAKM'de kg başına 0,281 litre metan üretimi elde etmiştir. Weemaes vd. (2000), atık aktif çamurun ozon oksidasyonu ile ön arıtımı ile 1,8'lik bir faktör ile artan bir metan üretimi elde etmiştir. Kim vd. (2003), KOİ çözünürlüğü ve gaz üretimi üzerinde dört metodu (termal, kimyasal, ultrasonik ve termo-kimyasal metotlar) değerlendirmiştir. Çalışma sonunda, %34,3 lük metan verimi ve %67,8 oranında ÇKOİ verimi elde edilmiştir.

Choi vd. 2006, alkali ilave edilmesini (atık aktif çamurda 7 gr NaOH/l) gerektiren termo-kimyasal metot ve 30 dakika boyunca 121 °C'de termal konfor şartlarında yüksek çözünebilirlik ve gaz üretimi elde edilmiştir. Çamur arıtımı sonucu ÇKOİ/TKOİ oranı 5–10 kat artmıştır.

Bu tez çalışmasında, yüksek performanslı darbe tekniği (YPDT) kullanılarak atık aktif çamurun flok yapısının bozularak anaerobik arıtım performansının artırılması hedeflenmektedir. YPDT'nin canlı hücrelerin tahribinde etkili olduğu bilindiği için yaygın olarak gıda endüstrisinde uzun yıllardan beri dezenfeksiyon amacıyla kullanılmaktadır (Mizuno ve Hori, 1988; Devlieghere vd., 2004). Atık aktif çamurun yüksek performanslı darbe teknolojisiyle arıtımı konusunda çalışmalar oldukça yenidir ve sınırlıdır (Lee vd., 2003). Bu teknolojinin çamur dezentegrasyonunda kullanımı çamura darbeli elektriğin verilmesi ile oluşan ark deşarjları ve elektrik alan etkisiyle gerçekleşmektedir.

## **2. KAYNAK ÖZETLERİ**

### **2.1. Arıtma Çamurlarının Türkiye ve Dünyadaki Durumu, Yasal Düzenlemeler**

#### **2.1.1. Dünyada atık politikası**

Avrupa Birliği atık politikası yönetim önceliklerinin hiyerarşisini baz almaktadır;

- Minimizasyon
- Geri kazanım
- Enerjiyi tekrar kazanarak yakma
- Düzenli depolama

Avrupa birliği ülkelerinde, birincil ve ikincil arıtma tesislerinde ortaya çıkan arıtma suyu çamurunun kuru ağırlığı kişi başına takriben 90 gram civarındadır. Bu değer bütün Avrupa Birliği üye ülkeleri için aşağı yukarı bu seviyededir. Bu ülkelerde belediyelerin hizmet verdiği yerleşim birimleri iki aşamalı fiziksel, mekanik ve biyolojik arıtma tesisleri ile hizmet görürler. Avrupa'da Kentsel Atık Su Direktifinin (UWWTD - 91/271/EEC) tam olarak uygulanması ile birlikte Avrupa birliğinde yaşayan nüfusun büyük çoğunluğu atık su arıtma tesislerinden hizmet almaya başlamıştır. Bu durumda da yılda 10,7 milyon ton (kuru ağırlık bazında) atık su arıtma çamuru ortaya çıkacaktır. Bu da günümüzde yılda 7,7 milyon ton olarak ortaya çıkan atık çamur seviyesinin % 38 kadar artış göstermesi demektir.

ABD'de ise arıtma çamurlarının yüzde 33'ünün arazide kullanıldığı, arazide kullanılan bu çamurların yüzde 67'sinin tarım alanlarında, yüzde 3'ünün orman alanlarında, yüzde 9'unun arazi rehabilitasyonunda, yüzde 9'unun yeşil alanlarda ve yüzde 12'sinin torbalanarak satılma yoluyla bertaraf edildiği belirtilmektedir.

AB ülkelerinde arıtma çamurlarının tarımda kullanım oranı yüzde 36 düzeyinde olup, bu oran Danimarka, Fransa, İngiltere, Norveç, İsveç ve İspanya'da yüzde 50 civarındadır.

Japonya'da ise ülkedeki nüfus yoğunluğu ve alanların azlığı nedeniyle, arıtma çamurlarının yüzde 60'lık bir bölümü yakılarak bertaraf edilmektedir (İşgenç ve Kınay, 2005).

### **2.1.2. Türkiye'de atık politikası**

Türkiye'de de aynı hiyerarşi doğrultusunda çıkan yönetmelikler ile arıtma çamuru bertarafı üzerinde önemle durulmuştur. Aşağıda Türkiye'de yürürlükte olan arıtma çamuru ile ilgili bazı yönetmelikler verilmiştir:

Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği (08.01.2006 tarih ve 26047 sayılı Resmi Gazete) : Bu Yönetmeliğin amacı, kentsel atıksuların toplanması, arıtılması ve deşarjı ile belirli endüstriyel sektörlerden kaynaklanan atıksu deşarjının olumsuz etkilerine karşı çevreyi korumaktır.

Evsel ve Kentsel Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelik (03.08.2010 tarih 27661 sayılı Resmi Gazete): Bu Yönetmeliğin amacı; atıkların düzenli depolama yöntemi ile bertarafı sürecinde;

- a) Oluşabilecek sızıntı sularının ve depo gazlarının toprak, hava, yeraltı suları ve yüzeysel suların üzerindeki olumsuz etkilerinin asgari düzeye indirilerek çevre kirliliğinin önlenmesine,
- b) Atıkların türüne göre uygun depo tabanı teknik tasarımlarının yapılması ve düzenli depolama tesislerinin inşa edilmesine,
- c) Düzenli depolama tesislerine atık kabulü işlemlerine,
- ç) Düzenli depolama tesislerinin işletilmesi, kapatılması ile kapatma sonrası kontrol ve bakım süreçlerine,

d) İşletme, kapatma ve kapatma sonrası bakım süreçlerinde sera etkisi de dâhil olmak üzere çevre ve insan sağlığı açısından risk teşkil edebilecek olumsuzlukların önlenmesine,

e) Mevcut düzenli depolama tesislerinin ıslahı, kapatılması ve kapatma sonrası bakım süreçlerine ilişkin teknik ve idari hususlar ile uyulması gereken genel kuralları belirlemektir.

Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik (26.03.2010 tarih 27533 sayılı resmi gazete): Bu Yönetmeliğin amacı; arıtma çamurlarının toprakta kullanımında gerekli tedbirlerin alınması esaslarını sürdürülebilir kalkınma hedefleriyle uyumlu bir şekilde belirlemektir.

Suların korunması ve kirlenmesinin önlenmesinde; atık su miktarını ve atık sudaki atık konsantrasyonunu en aza indirerek kirliliği kaynağında önleyecek teknoloji ile üretim yapılması ve atık su arıtımında teknik ve ekonomik açıdan uygun arıtma yöntemlerinin seçilmesi esastır (SKKY,2004). Yukarıda anlatılan yönetmelikler göz önüne alındığında, atıkların bertarafı sürecinde arıtma çamurunun en aza indirilmesi esastır.

## **2.2. Anaerobik Çürütme**

Anaerobik çürütme, çamur stabilizasyonu için kullanılan en eski proseslerden biri olup moleküler oksijen yokluğunda organik ve inorganik maddelerin parçalanması işlemi olarak tanımlanabilir. Bu sistemlerde meydana gelen biyokimyasal reaksiyonların özellikleri anaerobik kontakt prosesinin reaksiyonlarının özellikleri ile aynı özelliktedir. Atıksu arıtımı sonucu oluşan arıtma çamurlarının biyolojik stabilizasyonunda ve bazı endüstriyel atıksuların arıtımında günümüzde yaygın olarak kullanılmaktadır. Çürüme işlemi hava girişinin önlendiği kapalı bir reaktörde gerçekleştirilir. Havasız çürüme seri bir organizma grubu tarafından yürütülen bir biyolojik bozunma işlemidir. Havasız çamur çürütücüler düşük hızlı ve yüksek hızlı olmak üzere başlıca iki tiptir

(Filibeli, 1998). Düşük hızlı (standart) çürütücülerde ısıtma ve karıştırma uygulanmaz. Hidrolik bekleme süresi yörenin iklimine bağlı olarak 30–60 gün arasında değişir. Yüksek hızlı çürütücülerde ise havasız ayrışma sürecini hızlandırmak amacıyla ısıtma ve karıştırma uygulanır. Bu tip çürütücüler genellikle seri bağlı 2 reaktörden oluşur. İkinci reaktör katıların çökeltmesini ve çamur yaşının kontrolünü sağlar.

Atık su arıtma tesislerinde havalandırma işlemleri sırasında mikrobiyal aktiviteye, (sekresyon ve hücrelerin parçalanması) mikrobik ve ekzopolimerik maddelerden oluşan mikrobiyal matrisi (flokaları) neden olur. Mikrobiyal kökenli hücre dışı polimerik madde, polisakkaritlerden, proteinlerden, nükleik asitlerden, üronik asitlerden, humik maddelerden ve lipid içeren biyopolimerden oluşan karmaşık bir yapıya sahiptir. Hücre dışı polimerik madde, doğal anaerobik ve aerobik çürütmeye göre nispeten daha zor parçalanır. Aslında çeşitli çalışmalar gösterdi ki; hücre dışı polimerik madde % 30–50 oranında biyolojik olarak parçalanabilmektedir. hücre dışı polimerik maddedeki spesifik bileşiklerin, aerobik aktiviteye de dirençli olduğu bilinmektedir (Carrere vd., 2010).

### **2.2.1. Anaerobik çürütme mekanizması**

Anaerobik çürütme, oksijen yokluğunda biyolojik olarak parçalanabilen materyallerin parçalanmasını içeren bir işlemler serisidir (Filibeli vd., 2000). Bu işlem, yaygın olarak ham çamurun hacim ve kütlesinin azalmasını sağlar ve bu yüzden atık su çamurları ve organik atık arıtımında kullanılır. Bir entegre atık yönetim sisteminin parçası olarak, anaerobik çürütme atmosferde depolama gazının emisyonunu azaltır. Süreç, fosil yakıtların yerine yardımcı enerji üretimi için uygun metan ve karbondioksitçe zengin biyogaz üretimi sağlar.

Buna binaen anaerobik çürütme yaygın bir yenilenebilir enerji kaynağı olarak kullanılır. Ayrıca anaerobik çürümüş çamur, besin açısından zengin çürümüş gübre olarak da kullanılabilir (Residua, 2003; Metcalf ve Eddy, 2004; Speece, 1996).

Metan gazı üretimi, bir atık aktif çamur biyokütlesinin anaerobik çürümesinin dönüşüm sürecinde birçok biyolojik reaksiyon adımları içerir. Atık aktif çamurun aerobik ortamdan anaerobik ortama aktarıldığı düşünüldüğünde, biyopolimerin bir parçası hidrolitik olarak düşük molekül ağırlıklı bileşenlere dönüştürülür ve nispeten düşük molekül ağırlıklı hücre içi madde ile hemen dışındaki hücreler serbest bırakılır. Dahası, hücre duvarları ve membran hidrolizi üzerine, yüksek polimerik maddeler hücre duvarlarının dışına bırakılır. Bu serbest polimerik proteinler, lipidler, nükleik asitler ve karbonhidratlar, anaerobik mikroflora tarafından üretilen hücre dışı enzimler tarafından hidrolize edilmektedir. Biyopolimerler sonra çeşitli uçucu organik asitlere dönüştürülür. Tam zamanlı çürütme şartlarının sağlanması yüksek maliyet gerektirir. Çamur ve hücre içi polimerin hidroliz yoluyla düşük molekül ağırlıklı bileşiklere dönüşme süreci anaerobik çürütme sürecinde hız sınırlayıcı bir adımdır (Eastman ve Ferguson, 1981).

Kompleks organik maddelerin anaerobik ayrışması, seri ve paralel reaksiyonların çok basamaklı prosesi olarak tanımlanır. Birinci basamakta proteinler, karbonhidratlar ve lipitler gibi kompleks polimerik maddeler, hücre dışı enzimler tarafından aminoasitlere, basit şekere, gliserole ve uzun zincirli yağ asitlerine dönüştürülür. İkinci safhada nispeten basit çözünebilir formdaki bu bileşenler kısa zincirli yağ asitlerine, alkollere, hidrojene ve amonyağa fermente edilir veya anaerobik olarak oksitlenir. Kısa zincirli yağ asitleri (asetattan başka), asetat, hidrojen gazı ve karbondioksit'e dönüştürülür. Son adımda asetat, hidrojen ve karbondioksitten, metan üretilir (Korkut, 2009).

## **2.2.2. Anaerobik çürütmenin aşamaları**

### **2.2.2.1. Hidroliz aşaması**

Hidroliz safhası kimi zaman asitojen safhasıyla tek bir safha olarak düşünülüp hidroliz ve asitojen safhası adı altında toplanır. Bu safha asıl olarak hücrelerin dış enzimleri tarafından gerçekleştirilir. Hücre dışı enzimler büyük moleküllü organik maddelerin daha küçük moleküllü organik maddelere dönüşümünü sağlarlar. Hidroliz safhası hücre dışı enzimlerin gerçekleştirdiği bir proses olduğundan enzimlerin çalışma şartlarını etkileyen faktörler bu safhanın hızını da etkiler. Hidroliz safhasının hızını etkileyen faktörler ortam pH'ı, sıcaklığı ve en önemlisi hidroliz bekletme süresidir. Hidroliz bekletme süresi yeterli olmadığından organik maddeler tam olarak hidroliz olamaz. Dolayısıyla bir sonraki safhada asit bakterilerinin uçucu asitlere dönüştürmek üzere ihtiyaç duyduğu basit yapıları organik maddelerin miktarı yetersiz olmuş olur. Bu da zincirleme olarak daha az organik madde giderimine ve daha az metan üretimine sebebiyet verir. Genel olarak hidroliz safhası anaerobik arıtma için sınırlayıcı faktör değildir, ancak çok yavaş hidroliz olan organik maddelerin arıtıldığı anaerobik arıtma proseslerinde sınırlayıcı safha olabilir. Yağlar yavaş hidrolize olan organik maddelere örnek olarak gösterilebilir (Korkut, 2009).

### **2.2.2.2. Asit üretimi**

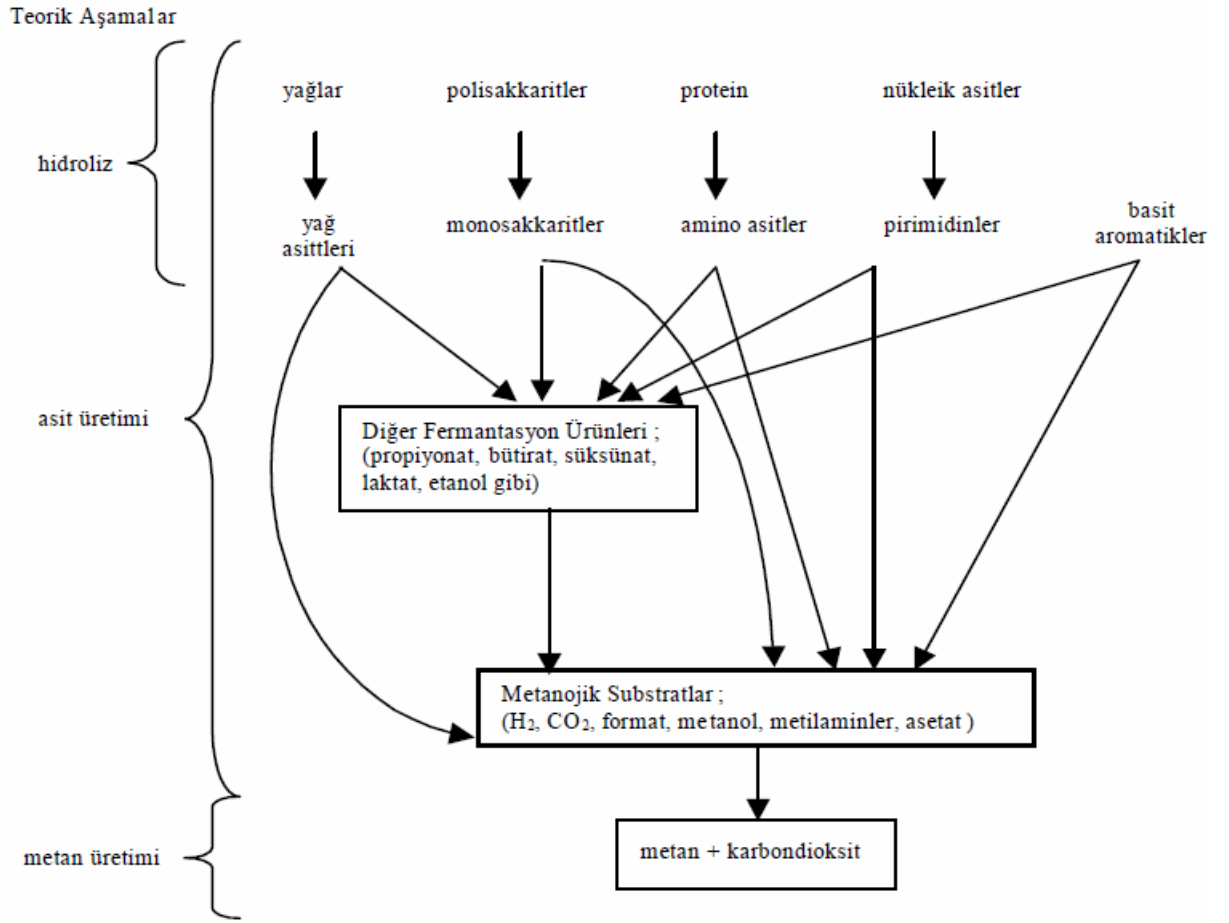
Asit üretimi safhasında hidroliz ürünleri asetik asit veya reaktördeki işletme şartlarının kararlı olmaması halinde ise propiyonik, bütirik, izobütirik, valerik ve izovalerik asit gibi ikiden fazla karbonlu yağ asitlerine dönüştürülür. Kararlı havasız süreçlerde yağ asitleri konsantrasyonu düşük seviyelerde bulunur (100–300 mg/l). İşletmeye alma safhasında ise uçucu asit konsantrasyonunun 1000–1500 mg/l'yi geçmemesi istenir. Bu safhada iki farklı asit grubu görev yapar. Bu bakteri grupları farklı olmasına karşın birbirlerine termodinamik şartlardan dolayı birbirine bağlı ve süreci birlikte tamamlamaktadırlar. İlk grup organik maddeyi belli bir seviyeye kadar oksitler, elde ettiği enerjiyi yaşamak

ve çoğalmak için kullanır, ikinci grup organik maddeyi bu ara safhadan alarak asetik asit, karbondioksit ve hidrojene oksitler. Birinci grup bakteriler fermantasyon veya asidojenik bakteriler olarak adlandırılmakta olup organik polimerlerin hidrolizinde ve akabinde de açığa çıkan oligomer ve monomerler gibi hidroliz ürünlerinin organik asit ve solventlere dönüştürülmesinde rol alırlar. Asetik asit bakterileri de bu organik asit ve solventleri asetik asit, CO<sub>2</sub> ve H<sub>2</sub>'ye parçalayarak ihtiyaç duyduğu enerjiyi sağlar. Asetik asit bakterileri sadece H<sub>2</sub> kullanan mikroorganizma alt grupları ile birlikte yaşarlar.

### **2.2.2.3. Metan üretimi**

Metan üretim yavaş bir süreç olup genellikle anaerobik şartlarda arıtmada hız sınırlayıcı safha olarak kabul edilir. Metan, asetik asidin parçalanması ve/veya CO<sub>2</sub> ile H<sub>2</sub>'nin sentezi sonucunda üretilir. Havasız reaktörlerde üretilen CH<sub>4</sub>'ün takriben %30'u H<sub>2</sub> ve CO<sub>2</sub>'den %70'i ise asetik asidin parçalanmasından oluşmaktadır. H<sub>2</sub> ve CO<sub>2</sub>'den metan üreten bakteriler, asetik asit kullanan bakterilere nazaran çok daha hızlı çoğalmaktadırlar. Dolayısıyla ortamda yeterince H<sub>2</sub> ve CO<sub>2</sub> olduğu ve H<sub>2</sub> kısmi basıncı da uygun olduğu sürece bu yolla CH<sub>4</sub> üretimi devam eder. Metan bakterileri fizyolojik yapıları gereği pH=6,7-8,0 aralığında en etkin faaliyeti gösterirler. Grup halinde metan bakterilerinin kullanabilecekleri besin maddeleri oldukça sınırlı olup bunlar asetik asit, H<sub>2</sub> ve tek karbonlu bileşiklerdir (Korkut, 2009).

Anaerobik arıtım basamakları Şekil 2.1'de şematize edilmiştir.



Şekil 2.1. Anaerobik proseslerdeki karbon dönüşümünün şematik gösterimi  
(Korkut, 2009)

### 2.2.3. Anaerobik çürütmenin avantajları ve dezavantajları

Anaerobik çürütmenin avantajları ve dezavantajları aşağıda verilmiştir.

#### 2.2.3.1. Anaerobik çürütmenin avantajları

- Orta ve yüksek mukavemetli atıksu arıtımı (Kimyasal oksijen ihtiyacı COD  $\geq 1500$  mg/l), anaerobik arıtım kullanımı aerobik arıtmıdan daha ucuz olması
- Biyolojik katı madde üretiminin çok düşük olması
- Atık biyolojik çamurun susuzlaştırmasının çok kolay olması çünkü bu çamurun yüksek stabilize edilmiş olması

- Besin gereksiniminin düşük olması
- Havalandırma için herhangi bir enerji gereksinimi olmaması
- Yararlı bir son ürün olan metan üretilmesi
- Uygun koşullar altında nispeten yüksek bir yükleme oranını kullanmanın mümkün olması
- Arıtmanın oksijen transferi ile sınırlı olmaması
- Aerobik arıtma sistemleri ile karşılaştırıldığında, küçük bir alana ihtiyaç duyması
- Anaerobik çürütme ile ilgili olarak, nispeten düşük maliyetli cihazlarının kullanıldığı bir teknolojiye sahip olması
- Mevsimsel ve toplu işlemler için uygun olması
- Hem büyük hem küçük ölçekler için anaerobik arıtma sistemleri uygulamanın mümkün olması (Filibeli vd., 2000).

### **2.2.3.2. Anaerobik çürütmenin dezavantajları**

- Yüksek sıcaklık ihtiyacı olması (25 °C–40 °C)
- Metan bakterilerinin çok yavaş üremesi ve çevresel koşullara çok duyarlı olması
- Yüksek mukavemetli atıksu (Biyokimyasal oksijen ihtiyacı BOİ  $\geq$  1000 mg / l) için çok verimli olsa da, daha az konsantre atıksu için bazı dezavantajları olması
- Anaerobik bakterilerin büyüme hızı yavaş olduğu için, işlemin başlangıç periyodunun nispeten uzun bir zaman alması
- Anaerobik parçalanma süreci esas olarak bir ön arıtma yöntemidir. Sonuç olarak, alıcı ortam için arıtılmış su vermeden önce, uygun bir son arıtımın gerekli olması (Filibeli vd., 2000).

## **2.3. Çamur Dezentegrasyonu**

Aritma çamuru dezentegrasyonu, dış gerilmeler uygulanarak arıtma çamuru yapısının deforme edilmesi olarak tanımlanmaktadır. Fiziksel, kimyasal veya biyolojik kuvvetler uygulanarak dezentegrasyon gerçekleştirilebilmektedir. Dezentegrasyon işlemi çamurun pek çok özelliğini değiştirmektedir (Müller vd., 2004). Bu işlem uygulandığında, çamur flok yapısı bozulmakta ve mikrobiyal hücre duvarları tahrip edilmektedir. Hücre duvarının parçalanması ile hücre duvarı tarafından korunan maddeler sıvı faza geçmekte, çözünür forma dönüşmektedir (Vranitzky vd., 2005).

### **2.3.1. Çamur dezentegrasyonu mekanizmaları**

Dezentegrasyon işlemi, çamur çürüme işlemi ile karıştırılmakla birlikte, mekanizması itibariyle sadece organik maddenin indirgenmesi işlemi kapsayan çürüme işleminden oldukça farklı ve daha ileri bir arıtma tekniğidir.

Dezentegrasyon süresince çamura uygulanan kuvvetlerin etkisiyle çamurdaki partikül boyutunda önemli ve ani bir düşüş meydana gelmektedir. Partikül boyutundaki bu değişimin başlıca nedeni çamur içindeki flok yapısının bozulmasıdır. Dezentegrasyon mekanizmasının diğer bir aşaması olan hücre parçalanmasının partikül boyutu üzerine bir etkisi bulunmamaktadır. Çünkü dezentegrasyon nedeniyle parçalanmış hücre duvarı boyutu ile parçalanmamış hücre boyutları arasındaki partikül boyutu farkı, partikül boyutu analizörü ile tanımlanamayacak kadar küçüktür. Partikül boyutundaki azalma genellikle partikül hacmindeki azalma ile ilişkili olarak artan yüzey alanı sebebiyle çamur içindeki katıların daha kolay hidroliz olmasını sağlamaktadır (Müller vd., 2004).

Etkin bir dezentegrasyon sonucunda çamur bünyesindeki organik maddelerin büyük bir kısmı sıvı faza geçmekte, sıvı faza geçemeyen katı çamur partikülleri ise büyük oranda inorganik maddeleri içermekte ve bu sebeple dezentegrasyon uygulanmış arıtma çamurları susuzlaştırma sonrasında daha yüksek katı madde içeriklerine ulaşmaktadırlar (Müller, 2003).

Arıtma çamuru dezentegrasyonu çamurun dış kuvvetler ile imhası olarak tanımlanabilir. Bu kuvvetler, fiziksel, kimyasal veya biyolojik nitelikte olabilir. Parçalanma işleminin bir sonucu olarak çamur özelliklerinde çok sayıda değişiklik olması üç ana kategoride toplanabilir:

- Flok yapıların yıkılması ve hücrelerinin bozulması
- Çözünür maddelerin ve ince partiküllerin serbest kalması
- Biyokimyasal prosesler (Müller vd., 2003, Müller vd., 2004)

Dezentegrasyon sonrasında sıvı faz, hücre içi bileşenleri olan aminoasit, nükleik asit ve yağ asitleri gibi çözülmüş organik bileşikleri ve çözünebilen formdaki diğer organik bileşenleri içermektedir. Sıvı faz karbon, azot ve fosfor bileşikleri açısından oldukça zengindir. Karbon bileşikleri daha sonraki biyolojik proseslerde kolaylıkla parçalanabildiklerinden bu bileşikler atıksu arıtımında denitrifikasyon veya ileri biyolojik fosfor giderimi proseslerinde karbon kaynağı olarak kullanılabilir (Müller vd., 2004; Vranitzky ve Lahnsteiner, 2005). Dezentegre edilen çamurların anaerobik çürümesi, organik maddenin ileri derecede parçalanması sebebiyle yüksek dereceli bir stabilizasyona imkân sağlamakta ve bu şekilde atık çamur miktarı klasik anaerobik çürüme işlemi ile karşılaştırıldığında % 30-40 oranında azaltılabilmektedir.

Diğer yandan, dezentegrasyon tekniği olarak oksidasyon prosesleri kullanıldığında, katı fazda bulunan hücre parçaları (biyokatılar) anaerobik çürüme sırasında kalıcı KOİ (zor parçalanan organik yapılar)'nin oksitlenerek

BOİ'ye dönüşümünde iyi bir besin kaynağı olabilmektedir. Kalıcı KOİ'nin BOİ'ye dönüşmesi anaerobik çürüme işleminde daha çok biyogaz üretimine dolayısıyla daha fazla enerji elde edilmesine olanak sağlamaktadır (Vranitzky ve Lahnsteiner, 2005).

Dezintegrasyon işlemi ile köpük problemi olan ve/veya şişkin çamurlarda ipliksi yapıyı parçalamak (bozmak) mümkün olmakta ve dolayısıyla çamurun çökelebilen özellikleri geliştirilmektedir. Dezintegrasyon işlemi ile çamur yapısında meydana gelen değişimlerden biri de çamurun viskozitesinin azalmasıdır. Çamurun viskozitesindeki azalma çamurun karıştırma ve pompaj işlemlerinin kolaylaştırılması açısından oldukça önemlidir (<http://www.jomueller.de/english/indexengl.html>).

Çamurun dezintegrasyon işlemi sonrasında indirgenbilirlik özelliğini değerlendirmek amacıyla dezintegrasyon derecesi (DD) parametresi kullanılmaktadır. Bu parametre Bağntı (1) kullanılarak % olarak hesaplanmaktadır.

$$DD = [(KOİ_1 - KOİ_2) / (KOİ_3 - KOİ_2)] \cdot 100 \quad (1)$$

Burada;

KOİ<sub>1</sub>: dezintegrasyon sonrasında çamur sıvısındaki KOİ konsantrasyonu,

KOİ<sub>2</sub>: ham çamur sıvısındaki KOİ konsantrasyonu,

KOİ<sub>3</sub>: kimyasal dezintegrasyon sonrasında çamur sıvısındaki KOİ konsantrasyonu, olarak tanımlanmaktadır.

Kimyasal dezintegrasyon NaOH ilavesi sonrasında çamurun 10 dakika süreyle 90 °C'de işlem görmesidir. Çamur sıvısı ise çamurun 4 °C' de 20 dakika süre ile 15 000 dev/dak hızda santrifüjlenmesi ile elde edilmektedir (Müller, 2000a).

Çamurların yüksek sıcaklıklarda parçalanabilmesinin nedeni biyolojik olarak parçalanabilen, humik benzeri reaksiyon ürünlerinin oluşumu "Maillardreaction" ile açıklanabilir. Düşük sıcaklık aralıklarında bu etki daha güçlüdür, ancak bu sorunlu biyolojik bileşiklerin herhangi bir termal parçalanma işleminde üretildiği tahmin edilmektedir. Kısmi oksidasyon ile sorunlu bileşiklerin kolayca parçalanabilir bileşiklere dönüşümü birçok kez kanıtlanmıştır. Bu etki, özellikle endüstriyel atık arıtımında bulunmuştur, ama tamamen ozon veya başka bir oksitleme araçları aracılığıyla çamur arıtımında doğrulanmamıştır. Zor parçalanabilen bileşiklerin oluşumu ve sadece mikroorganizmaların adaptasyonundan sonra yapılan degradasyon işlemleri bulunmuştur (Müller vd., 2004). Çamur dezentegrasyonunun amaçları Tablo 2.1'de özetlenmiştir.

Tablo 2.1. Çamur dezentegrasyonunun amaçları (Müller vd., 2004)

<b>Çamurun redüksiyonu</b>	<b>Çamur özelliklerinin geliştirilmesi</b>
Fazla çamurun anaerobik parçalanma performansının iyileştirilmesi	Şişen ve yüzen çamurun çökeltme performansının iyileştirilmesi
Denitrifikasyon için halojen bağıışı	Köpük üretimi redüksiyonu
Fosfor ve azot geri dönüşüm seçeneklerinin iyileştirilmesi	Çamur iyileştirmesinin geliştirilmesi
	Patojenlerin azaltılması

### 2.3.2. Çamur dezentegrasyonu metotları

Son yıllarda, atık su çamuru minimizasyonu ve klasik anaerobik arıtımda daha fazla biyogaz üretimi amacıyla, çeşitli dezentegrasyon yöntemleri araştırılmıştır. Metotlar şu şekilde sınıflandırılabilir;

- Kimyasal dezentegrasyon (Ozon arıtımı, Alkali arıtımı, Fenton prosesi vb)
- Mekanik dezentegrasyon (Karıştırıcı bilyeli değirmenler, yüksek basınçlı homojenleştirici, Ultrasonik Homojenizator, Lysatcentrifuge, Jet Smash Tekniği, Yüksek Performanslı Darbe Tekniği vb)
- Termal dezentegrasyon
- Biyolojik dezentegrasyon (termofilik bakteriler ile yüksek sıcaklık çamur stabilizasyonu, enzimatik parçalama)

### **2.3.2.1.Kimyasal dezentegrasyon**

Kimyasal dezentegrasyon, ozon dezentegrasyonu, bazik ortamda çamur dezentegrasyonu ve fenton prosesi olmak üzere üç şekildedir.

Ozon dezentegrasyonu: Oksijenin allotropik formu olan ozon ( $O_3$ ) oksijenin elektriksel güçle ateşlenmesiyle oluşan kararsız bir gazdır. Ozon yüksek yoğunluklarda mavi renge ve yüksek oksitleme kapasitesine sahip oldukça toksik bir maddedir. Yüksek voltaj altında yaratılan elektriksel alan, serbest halde bulunan elektronların kinetik enerjisini artırır ve birbiri ardına gelen çarpışmalar yaratarak oksijenin parçalanmasına ve ozon moleküllerinin oluşmasına neden olur. Ozon molekülleri sadece kısmen kararlıdır ve katalizörlerin ve oksitlenen substratların yokluğunda birkaç gün içerisinde oksijene dönüşmektedir (Gottschalk vd., 2000).

Ozon oksidasyonu, doğrudan ozon reaksiyonları ile ve dolaylı olarak OH radikalleri gibi ikincil oksitleyicilerin reaksiyonları ile gerçekleşmektedir. Pratikte doğrudan ve dolaylı oksidasyon reaksiyonları bir arada oluşmakla birlikte sıcaklık, pH ve oksitlenen materyalin tipi gibi bazı faktörlere bağlı olarak bir çeşit reaksiyon daha baskın olarak gerçekleşmektedir.

Bakteriler genel olarak polisakkaritlerle çevrilmiş olan bir hücre duvarı, bir stoplazmik membran ve genetik bilgileri taşıyan kromozomu bulunduran stoplazmadan oluşmaktadır. Hücre sıvısı nötral pH seviyelerinde olup; yüksek konsantrasyonda bikarbonat iyonları içermektedir. Bu koşullarda ozonun radikal hareketi hücre içerisinde inhibe edilmektedir. Diğer yandan, stoplazmik membran içeriğindeki çok sayıda proteinden dolayı ozon reaksiyonlarının gerçekleşmesi için bir alan sağlamaktadır. Kalıntı ozon bu membranı geçtiğinde, stoplazma ve kromozom ozon reaksiyoları için tercih edilen alan olacağından ve nükleik asitler ozon tarafından parçalanarak ozon dezentegrasyonu gerçekleşmektedir.

Bu mekanizma *Esherichia coli* bakterisi üzerinde yapılan birçok çalışma sonucunda ifade edilmiştir. Ozon dezentegrasyonu ile parçalanmış biyokatılar biyolojik parçalanma için çok iyi bir besin kaynağı olmaktadır. Bu biyokatıların anaerobik çürümede kullanılması çürüme verimini (daha fazla biyogaz eldesi, daha stabil çamur oluşumu) artırmaktadır (Vranitzky ve Lahnsteiner, 2005).

Organik madde parçalanma oranı klasik anaerobik çürüme işleminde ortalama % 45 iken 0,06 g O<sub>3</sub>/g katı madde ozon dozu kullanılarak yapılan dezentegrasyon ile ortalama % 65 olmakta, aynı zamanda biyogaz oluşumu da klasik sisteme oranla %30–40 artış göstermektedir (Vranitzky ve Lahnsteiner, 2005). Weemaes vd. (2000), yaptıkları bir çalışmada anaerobik çürüme öncesinde ön arıtma prosesi olarak 0,1 g O<sub>3</sub>/g KOİ ozon dozu kullanmış ve bu uygulama sonrasında çözünebilir KOİ değeri ham çamura oranla % 29 ± 6 oranında artmıştır. Ham çamurun anaerobik çürütülmesi ile elde edilen metan üretim verimi % 33–41 iken ozonla ön arıtım sonrasında anaerobik çürütücüye verilen çamurların metan üretim verimi % 45–51 olarak belirlenmiştir.

Fiter vd. (2009), yaptıkları çalışmada, oksidatif ve çamur mekanik arıtımından oluşan bir kombinasyonla, dezentegrasyonu arttırmak ve onu takip eden anaerobik arıtımı geliştirmek için araştırmalar yapmışlardır. Eş zamanlı olarak, yüksek çözülebilirliği olan çamurun, biyolojik bozunabilirliğinin artırılabilmesine ve yüksek biyogaz üretim oranlarına imkân vermesi sağlanmıştır.

Erden vd. (2010), yaptıkları çalışmada, ozon oksidasyonu ve ultrasonik arıtım ile biyolojik çamurun dezentegrasyonunu araştırmıştır. Ozon ve ultrasonik arıtımın çamur dezentegrasyonunda etkilerini incelemişlerdir.

Bazik ortamda çamur dezentegrasyonu: Bazik ortam koşulları, hidrolizin gelişmesine ve yağ, hidrokarbon ve proteinlerin alifatik asitler, polisakkaritler ve aminoasitler gibi daha küçük ve çözünebilir maddelere dönüşümüne olanak sağlamaktadır (Everett, 1973). Bazik ön arıtma sistemlerinin kullanıldığı çalışmalarda NaOH'in kirece göre daha yüksek bir çözünürlük verimine sahip olduğu belirlenmiştir (Rajan vd., 1989).

Atık aktif çamura uygulanan NaOH konsantrasyonu ve çamurun askıda katı madde yüzdesindeki artış çamurda çözünebilir KOİ değerinde artışa neden olmaktadır (Chang vd., 2002). Bilindiği gibi çözünebilir KOİ artışı çamurun dezentegrasyon derecesinin bir göstergesidir.

Bazik ortam koşullarında NaOH ile yapılan atık aktif çamurun çürütülmesinde, başlangıç hidroliz hızlarının yüksek olduğu, ancak ikinci hidroliz kademesinde NaOH'in katı madde içeriğindeki KOİ'nin hidrolizinde çok etkili olmadığı saptanmıştır (Lin vd., 1995; Huang ve Wei- Shiang, 1995; Yoshio vd., 1997).

Ray vd. (1990), yaptıkları çalışmada farklı konsantrasyonlarda NaOH kullanılarak ön arıtılmış atık aktif çamur örneklerini farklı alıkonma süreleriyle işletilen tek kademeli yüksek hızlı anaerobik çürütücüye vererek 35 °C sıcaklıkta yürüttükleri çalışmada, NaOH ile ön arıtma işleminin bazik ortamda arıtmaya tabi tutulmayan çamura oranla organik madde indirgenmesini ortalama % 25-35, gaz üretimini ise ortalama % 29-112 aralığında artırdığını ifade etmişlerdir.

Vlyssides vd. (2004), yaptıkları çalışmada, anaerobik çürütme için bir ön arıtma aşaması olarak, alkali bölgesi (8-11) pH altında ve orta sıcaklık aralığında (50-90 °C), hidroliz kinetiklerini ve atık aktif çamurun çözünürlüğünü incelemişlerdir. Uçucu askıda katı madde (VSS) 'nin çözünmesi için hidroliz oranı, birinci derece hızda olmuştur. Bir doğrusal polynomial hidroliz modeli, hidroliz hızı katsayısı, pH ve sıcaklık gibi tatmin edici bir bağlılığa yol açan deney sonuçları elde edilmiştir.

Fenton prosesi: Fenton prosesi, hidrojen peroksitin oksitleyici etkisi ve demir (II) tuzunun katalizörlüğünde gerçekleşen bir ileri oksidasyon prosesidir. Atıksu arıtımında kullanımı oldukça yaygın olan bu prosesin son yıllarda çamur arıtımı amacıyla kullanımı da gündeme gelmiştir. Bu prosesin kullanımı ile arıtma çamurlarının su verme özelliklerinin geliştirildiği bilinmektedir (Neyens vd., 2003; Büyükkamacı, 2004; Dewil vd., 2005). Bunun yanı sıra laboratuvar ölçeğinde yapılan bir çalışmada fenton prosesi kentsel nitelikli bir arıtma çamuruna uygulanmış artan hidrojen peroksit dozuna bağlı olarak sıvı fazda KOİ, azot, fosfor değerlerinin arttığı, fenton prosesinin çamur dezentegrasyon derecesini artırdığı ve çamurun anaerobik çürümesi öncesinde bir ön arıtma işlemi olarak kullanıldığında stabilizasyonun derecesini artıracığı belirlenmiştir (Erden ve Filibeli, 2006).

Hanay vd. (2007), yaptıkları çalışmada, bir tekstil endüstrisi atıksuyunun Fenton oksidasyon prosesi ile renk giderim verimini artırmak amacıyla; Fe ve H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> konsantrasyonu, pH, reaksiyon süresi ve sıcaklık gibi bazı parametrelerin optimum değerlerini araştırmıştır. Buna göre en iyi renk giderimi; Fe<sup>+2</sup>:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> molar oranı 1:100 olarak tutulduğunda 60 mg/L Fe<sup>+2</sup>'nin, uygulanan en yüksek H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> konsantrasyonu olan 8,53 mM'ın, pH=2 değerinin, 4 saatlik bir reaksiyon süresinin ve 10 °C sıcaklığın en iyi renk giderim verimini sağladığı bulunmuştur.

### 2.3.2.2. Mekanik dezentegrasyon

Mekanik dezentegrasyonun, karıştırıcı bilyeli değirmenler, yüksek basınçlı homojenizasyon ünitesi, ultrasonik homojenizasyon ünitesi, lysate santrifüj yoğunlaştırıcı, mekanik jet tekniği ve yüksek performanslı elektrik akımı tekniği gibi yöntemleri vardır.

- Karıştırıcı bilyeli değirmenler: Karıştırıcı bilyeli değirmenler, yaklaşık 1 m<sup>3</sup> hacminde, içerisi tamamıyla öğütücü bilye ile dolu olan düşey veya yatay monte edilen silindirik veya konik bir değirmenden ve bu değirmen içine monte edilen bir karıştırıcıdan oluşmaktadır. Bilyeler genelde 0,2–0,3 mm çapındaki taş malzemedir. Karıştırıcı değirmen içerisinde rotasyon sağlamaktadır. Mikroorganizma dezentegrasyonu rotasyon sırasında bilyeler birbirine çarparken oluşan kayma ve basınç gerilmelerinin etkisiyle olmaktadır (Müller, 2000b).

Toraman vd. (2010), yaptıkları çalışmada, 24 tam faktöriyel tasarımı kullanarak bir dizi optimum öğütme parametresini belirlemek amacıyla bazı deneyler yapmıştır. Test sonuçları, karıştırma hızı ve öğütme süresi, spesifik yüzey alanı (m<sup>2</sup>/g)'nin değerine göre, taşlama verimliliği üzerinde güçlü bir etkiye sahip olduğunu göstermiştir.

- Yüksek basınçlı homojenizasyon ünitesi: Yüksek basınçlı homojenizasyon ünitesi, çok kademeli bir yüksek basınç pompası ve bir homojenizasyon valfinden oluşmaktadır. Yüksek basınç pompası, 300 m/s hızındaki valf ile çamura güç uygulamakta ve çamur partikülleri içerisinde kavitasyon baloncukları oluşmaktadır. Bu baloncuklar sıcaklık ve basınç artışına neden olmakta ve çamur dezentegrasyonu için gerekli koşulları yaratmaktadır. Yüksek basınçlı homojenizasyon ünitesinde mikroorganizma dezentegrasyonu ani basınç salınımının yarattığı kavitasyon nedeniyle olmaktadır (Müller, 2000b). Bu proses ile anaerobik çürüme işleminde oluşan metan gazı miktarının %30 oranında artırılabilmesi ve mineralize çamur miktarının %23 oranında azaltılabileceği deneysel olarak belirlenmiştir (Onyeche, 2003).

Diels vd. (2006), yaptıkları çalışmada, mikroorganizmaların etkisiz hale gelmesi için termal olmayan bir ısı tekniği olarak yüksek basınçlı homojenizasyon ünitesini araştırmıştır.

- Ultrasonik homojenizasyon ünitesi: Ultrasonik homojenizasyon ünitesi, 20 ile 40 kHz aralığında yüksek voltaj sağlayan bir jeneratör, piezoelektrik materyal olarak kullanılan ve elektriksel gücü mekanik güce çeviren bir seramik kristal ve gücü sıvıya transfer eden bir probtan oluşmaktadır. Ultrasonik işlem ile çamur flok yapısı bozulmakta ve çözünabilir karbonhidratlar ve organik maddeler açığa çıkmaktadır (King ve Forster, 1990; Thiem vd., 1997; Wang vd., 1999). Anaerobik çürüme işlemi öncesinde çamura ultrasonik arıtma işlemi uygulandığında hem mezofilik (Chiu vd., 1997) hem de termofilik koşullarda (Forster vd., 2000) yapılan anaerobik çürüme işleminde biyogaz oluşumu artmaktadır. Ultrasonik işlem sıvı fazda kabarcık oluşumuna sebep olmaktadır. Bu kabarcıklar belirli (kritik) bir büyüklüğe ulaştıklarında söner ve sıvı-gaz ara yüzeyinde bölgesel bir

sıcaklık artışına ve yüksek basınca, sıvı fazda ise türbülansa ve kayma kuvvetlerine neden olmaktadır. Bu olağan dışı bölgesel koşullar radikal oluşumu ile sonuçlanmaktadır (Bougrier vd., 2005).

Ultrasonik arıtma kullanılarak yapılan çamur dezentegrasyonunda etkili olan dört yol vardır;

1. Hidromekanik kayma kuvvetleri,
2. Ultrasonik radyasyon altında üretilen  $\bullet\text{OH}$ ,  $\bullet\text{H}$ ,  $\bullet\text{N}$ ,  $\bullet\text{O}$  radikallerinin oksitleyici etkisi,
3. Çamur içinde yer alan hidrofobik maddelerin termal ayrışması,
4. Ultrasonik çamur dezentegrasyonu süresince meydana gelen sıcaklık artışı olarak verilmektedir (Wang vd., 2005).

Yukarıda verilen etkiler göz önüne alınarak ultrasonik arıtımı, radikallerin kullanıldığı kimyasal reaksiyonlar, piroliz, yanma ve kayma kuvvetlerinin oluşturduğu bir birleşim olarak ifade etmek mümkündür. Dezentegrasyonun gerçekleşmesinde ilk iki etki çok önemli rol oynamaktadır. Ultrasonik radikallerin etkisi incelendiğinde oluşan  $\bullet\text{OH}$  radikali miktarı diğer radikallere oranla çok daha fazla olduğundan dezentegrasyon işlemi büyük ölçüde  $\bullet\text{OH}$  radikalinin oksitleyici etkisiyle gerçekleşmektedir (Wang vd., 2005). Ultrasonik arıtma sırasında sıcaklığın artması ile stoplazmik membrandaki yağ çözülerek membran üzerinde küçük delikler oluşturmaktadır. Hücre içi maddelerin bu deliklerden bırakılması ile dezentegrasyon gerçekleşmektedir. Ancak çamurda sıcaklık artış hızı oldukça düşüktür. Atık aktif çamur içerisinde hidrofobik madde miktarının az olması sebebiyle bu yolla gerçekleşen dezentegrasyon da ihmal edilebilecek düzeydedir. Sisteme verilen enerji, ultrasonik frekans ve giriş çamurunun özellikleri (pH, katı madde içeriği vb) ultrasonik arıtma mekanizmasını etkileyen en önemli faktörlerdir. Hücre dezentegrasyonu, sisteme verilen enerji miktarı ile orantılıdır

(Lehne vd., 2001). Sisteme verilen enerji artırıldığında dezentegrasyonun derecesi de artmaktadır. Yüksek frekans uygulaması radikaller tarafından oksidasyon sağlarken, düşük frekanslar basınç dalgalarına benzer mekanik ve fiziksel bir etki yaratmaktadır (Gonze vd., 1999).

Zhang vd. (2006), yaptıkları çalışmada 30 dakika süreyle 0,5 W/mL güç ve 25 kHz frekansta uygulanan ultrasonik işlemin çamur floklarını % 30,1 oranında dezentegre ettiğini, katı madde kütlelerini %23,9 oranında azalttığını ve çamurdaki canlı aktivitesini %95,5 oranında düşürdüğünü ifade etmiştir.

Tiehm vd. (2001), çamur dezentegrasyonu amacıyla 3,6 kW, 31 kHz şiddetindeki ultrasonik enerjiyi 64 saniye süreyle uygulamanın çamur içindeki organik maddeleri açığa çıkardığını ve anaerobik çürüme zamanını 22 günden 8 güne indirdiğini ifade etmişlerdir.

- Lysate santrifüj yoğunlaştırıcı: Lysate santrifüj yoğunlaştırıcı, bir santrifüj yoğunlaştırıcı ve yoğun çamur deşarj noktasına yerleştirilen bir dezentegrasyon ünitesinden oluşmaktadır. Santrifüj eksenine entegre edilen özel parçalayıcılar olan *lysate halkaları* ile hücre dezentegrasyonu gerçekleşmektedir. Bu yolla çamurun öğütülmesi değil, hücre yapısının parçalanması sağlanmaktadır. Dezentegrasyon için ilave enerji gereksinimi az olmakta ancak buna bağlı olarak oldukça düşük dezentegrasyon derecelerine ulaşılmaktadır (Winter, 2002).

M. Dohányos (2004), tam ölçekli bir lysate santrifüj yoğunlaştırıcı ile yaptığı çalışmada, dezentegrasyon düzeneği monte edilmiş olan santrifüj kullanımıyla özgül biyogaz üretiminin büyük ölçekli bir arıtma tesisinde % 7,5, orta ölçekli bir arıtma tesisinde ise % 26 oranında arttığını ifade etmiştir. Lysate santrifüj yoğunlaştırıcı kullanımıyla, gerekli enerji

maliyeti, bertaraf maliyeti ve santrifüjün çalışma periyodu göz önünde bulundurulduğunda 100.000 tasarım nüfusuna sahip bir arıtma tesisi için 40.000 Euro/yıl tasarruf sağlayabilmektedir (Otte-Witte vd., 2000).

- Mekanik jet tekniği: Mekanik jet tekniği, çözünmüş hava flotasyonu işlemine benzer şekilde çalışmaktadır. Bu yöntemde çamur 50x105 Pa (509858,1 kg/m<sup>2</sup>) ile basınçlandırılır ve ardından basıncın kaldırılmasını sağlayan bir ağızdan hızla (30–100 m/s) çıkararak bir plakaya çarpıp ve parçalanmaktadır (Müller, 2000b).

Fazlı vd. (2010) yaptıkları çalışmada, darbeli jet soğutma sistemi tasarımında, yağlayıcı maddenin konsantre püskürtme performansını ve diğer sistemleri karşılaştırmıştır. Özel olarak tasarlanmış sistemi ile yağlayıcı maddenin konsantre püskürtme darbeli jet soğutma sıvısı dağıtım sistemi aralığında alet ömrünü artırmada çok etkili olmuştur.

- Yüksek performanslı elektrik akımı tekniği: Yüksek performanslı elektrik akımı tekniği, bir elektro-hidrolik teknik olup, bu işlemde çamura 10 milisaniyeden daha küçük periyotlarda megawatt aralığında elektrik akımı verilmekte ve bu akım katı ve sıvı ortamlarda şok dalgalar oluşturarak hücre dezentegrasyonu gerçekleşmektedir (Müller, 2000b). Bu konudaki geniş açıklamalar ayrı bölüm 2.4'de verilmiştir.

### **2.3.2.3. Termal dezentegrasyon**

Termal işlemde belirli bir katı madde içeriğine kadar kurutulmuş olan arıtma çamuru 130–175 °C sıcaklıkta hidrolize edilmektedir. 170 °C'de yapılan tam ölçekli bir çalışma, hidrolize edilmiş çamurun anaerobik çürütücüye verilmesi ile çamur çürüme derecesinin klasik çürüme işlemine göre %80 oranında arttığını göstermiştir (Kepp ve Solheim, 2001). Termal işlemde çamura verilen enerji genellikle bir ısı değiştirici tarafından veya çamura buhar uygulamasıyla

temin edilmektedir. Arıtma tesisinde üretilmiş olan ısı bu amaçla kullanıldığında enerji maliyeti önemli ölçüde düşmektedir (Müller, 2000b). Cambi ve Krepro prosesleri çamurun termal dezentegrasyonu amacıyla kullanılan patentli proseslerdir. Arıtma çamurunun termal dezentegrasyonu sonucunda anaerobik çürümesi ile stabilizasyon derecesinin artmasının yanı sıra çamurun su verme özelliklerini geliştirmesi ve çamurun köpük oluşturma eğilimini azaltması gibi avantajları bulunmaktadır (Barjenbruch ve Kopplow, 2003).

Anaerobik çürütme devamlı olarak termal hidrolizden sonra %55-60 oranında uçucu katı maddenin yok edilmesini sağlayabilir (Jolis vd., 2008). Termal hidroliz de çamur susuzlaştırılmasını artırmak için kullanılan kanıtlanmış bir yöntemdir (Kepp vd., 2000).

100 °C-180 °C bir sıcaklık aralığında termal ön arıtım, hücre duvarlarını parçalar ve biyolojik bozunma için erişilebilir proteinler üretir (Muller, 2001).

Bougrier vd. (2007) yaptıkları çalışmada, atık aktif çamurun yarı zamanlı anaerobik çürütme performansını artırmak için termal ön arıtımın etkilerini araştırmıştır. Bu çalışmanın amacı, koyu çamur, ana bileşikler (proteinler, karbohidratlar ve lipidler) yarı sürekli anaerobik termal arıtımın etkilerini incelemektir.

Yine Bougrier vd. (2008) yaptıkları çalışmada, beş farklı atık aktif çamur numunesinin çözülebilirliği, fiziksel özellikleri ve anaerobik çürütülmesinin ısı işleme etkilerini araştırmıştır. Biyogaz hazminin artırılması, çamurun KOİ çözünlüğü ve arıtılmamış çamurun başlangıçtaki biyolojik parçalanabilirliği ile bağlantılıdır. Başlangıçtaki düşük biyolojik parçalanabilirlik, daha yüksek termal arıtımın etkisidir.

Vlyssides vd. (2004) yaptıkları çalışmada, anaerobik çürütmede bir ön arıtım aşaması olarak, alkali bölgesi (8–11) pH aralığında ve orta sıcaklık aralığında (50–90 °C), hidroliz kinetiklerini ve atık aktif çamurun çözünürlüğünü incelenmiştir. Uçucu askıda katı maddenin çözünmesi için hidroliz oranının, birinci derece hızda olduğu bulunmuştur.

#### **2.3.2.4. Biyolojik dezentegrasyon**

Biyolojik dezentegrasyonun, Termofilik bakterilerin kullanımıyla gerçekleştirilen yüksek sıcaklıkta çamur stabilizasyonu ve enzim kullanımı gibi yöntemleri vardır.

- Termofilik bakterilerin kullanımıyla gerçekleştirilen yüksek sıcaklıkta çamur stabilizasyonu: Ototermal termofilik aerobik çürüme işlemi (ATAD) bir biyolojik stabilizasyon yöntemidir ve Jewell tarafından bu şekilde isimlendirilmiştir (Jewell ve Kabrick, 1978). Kentsel arıtma çamurlarının ve konsantre organik atıkların stabilizasyonu ve dezenfeksiyonu için kullanılmaktadır. Yüksek konsantrasyonda organik madde içeren atıklar havalandırıldıklarında metabolik oksidasyon sırasında çevreye ısı verilmektedir.

Sistemde mevcut olan termofilik bakterilerin yüksek reaksiyon hızları biyolojik olarak indirgenebilir konsantre organik atıkların indirgenmesini kolaylaştırmaktadır. Sistem, ilave bir ısı temini olmaksızın 35–70°C arasındaki termofilik sıcaklıklarda işletilen, tek veya çok kademeli aerobik çürütücülerden oluşmaktadır. Organik madde içeriği yüksek olan arıtma çamurları, çeşitli endüstriyel atıklar ve hayvansal atıklar; tam karışimli, ısı kayıpları önlenecek şekilde iyi izole edilmiş ve biyokimyasal oksidasyon için yeterli miktarda hava sağlanan bir reaktörde aerobik olarak çürütüldüklerinde, biyolojik indirgenebilir katıların oksidasyonu sırasında açığa çıkan ısı, sistem sıcaklığını

termofilik seviyelere çıkarmak için yeterli olmaktadır. Sistemdeki yüksek işletme sıcaklıklarına bağlı olarak organik madde indirgenmesinin yanı sıra, atığın içerdiği patojenik organizmalar da giderilerek tam bir dezenfeksiyon sağlanmaktadır. Sistemin diğer avantajları ise yüksek sıcaklıklarda reaksiyon hızlarındaki artışa bağlı olarak reaktör hacmi ve maliyetin düşük olması, biyokati beslemesi için bir ön arıtma gerekmemesi, sistemin işletim kolaylığı ve enerji gereksinimlerinin diğer aerobik arıtma sistemlerine göre az olması ( $\leq 7$  kWh/kg KM) şeklinde sıralanabilmektedir (Kelly, 1999; AbuOrf vd, 2001; Kelly ve Donal, 2003).

ATAD prosesinin dezavantajları ise, oksijen gereksiniminden kaynaklanan yüksek maliyet, köpük oluşumu, koku oluşumu, çamurdaki düşük çökebilme özellikleri nedeniyle susuzlaştırma işleminde şartlandırıcı madde gereksinimindeki artış olarak verilmektedir (Lapara ve Alleman, 1998).

- Enzim kullanımı: Organik maddelerin yapısında bulunan proteinler ve polimerik karbonhidratlar hücreler tarafından doğrudan bünyelerine alınmamaktadır. Bu nedenle mikroorganizmalar, büyük molekül yapılarını kırmak; şekerler, aminoasitler ve yağ asitleri gibi daha küçük molekül yapılarına çözmek amacıyla selülaz, proteaz ve lipaz gibi hidroliz enzimleri salgılamaktadır. Enzimatik dezentegrasyon işleminde hücre duvarı bileşenleri enzimlerin katalizörlüğünde parçalanmaktadır. Bu işlem ortam sıcaklığında kendiliğinden gerçekleşebildiği gibi dışarıdan enzim ilavesi de yapılabilmektedir.

Enzimlerin hücre içi sıvısına uygulanabilmesi ile, bu işlemin mekanik dezentegrasyon işlemi ile birlikte kullanıldığında dezentegrasyon derecesini artırmaktadır (Goel vd., 1998; Lai vd., 2001). Enzim kullanımı, hücre dezentegrasyonunda çok etkili bir yöntem olmakla birlikte pahalı

ve yeterli araştırmanın yapılmadığı bir işlemdir. Bu konuda yapılan çalışmalardan birinde polimerik maddelerin bakteriyel hidrolizinin aktif çamurun çözünme yeteneğine etkisi araştırılmış ve bu ön arıtma uygulamasıyla katı kısımdaki uçucu katı madde miktarının düşerken çözünmüş KOİ değerinin arttığı belirlenmiştir (Del Borghi vd., 1999).

#### **2.4. Yüksek Performanslı Elektrik Akımı Tekniği İle Dezentegrasyon**

Evsel atık su arıtımındaki aktif çamur sürecinde, atık çamur biokütlesi açığa çıkar. Bu biokütle genellikle anaerobik çürütücü işlemine tabi tutulur. Metan üretimi çoğunlukla organik kuru maddenin % 40'ından ortaya çıkar. Çamurun mekanik dezentegrasyonunda metan verimini artırmak için farklı yöntemler geliştirilmiştir (Loeffler vd., 2011). Atık çamurdaki organik madde dezentegrasyonu için yüksek performanslı darbe tekniği ya da darbeleri yüksek voltaj deşarj tekniği bu çalışmanın bir parçasıdır.

YPDT canlı hücrelerin tahribinde etkili olduğu bilindiği için yaygın olarak gıda endüstrisinde kullanılmaktadır (Mizuno ve Hori, 1988; Devlieghere vd., 2004). Atık aktif çamurun YPDT ile arıtımı oldukça yeni bir konudur. Bu nedenle bu konuda yapılan çalışmalar oldukça sınırlıdır.

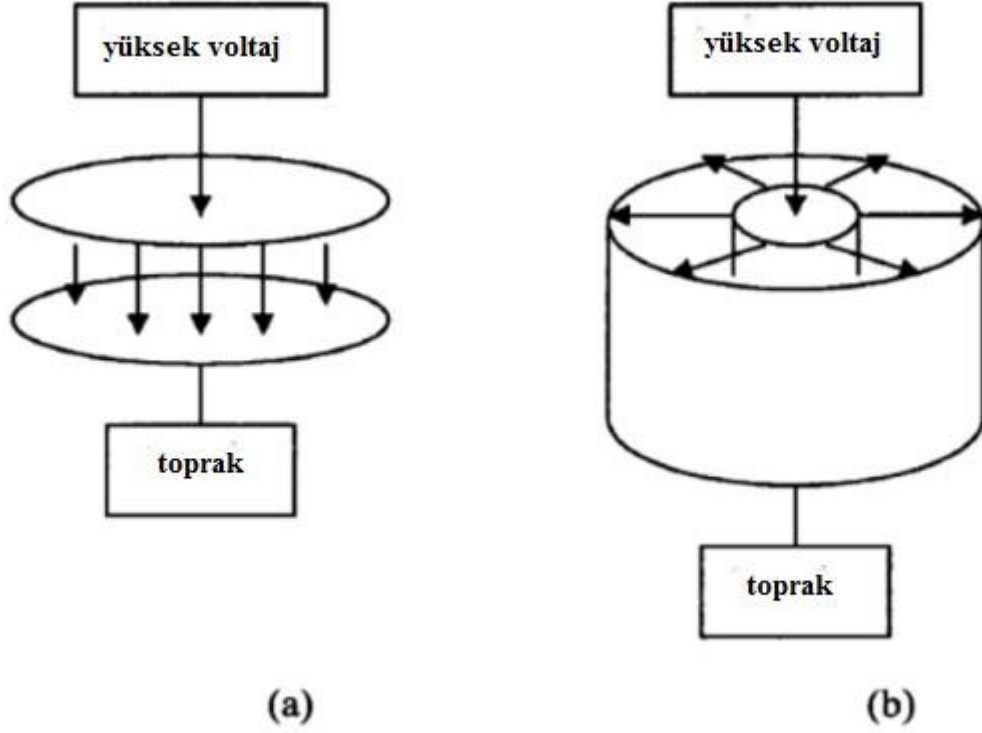
YPDT ileri oksidasyon prosesi olarak su ve atıksu arıtımında da uzun zamandan beri kullanılmaktadır. Bu prosesin temel arıtım mekanizması suya yüksek gerilimli elektrik deşarj edildiğinde su içinde bir plazma kanalı oluşturmasıdır. Bu plazma kanalı hem fiziksel hemde kimyasal prosesler üretir. Plazma kanalı içinde güçlü UV ışığı, şok dalgalar, yüksek sıcaklık, elektrohidrolik kavitasyon, piroliz gibi fiziksel prosesler oluşur ve süper kritik su şartları hâkimdir (Bian vd., 2007). Bu oluşan fiziksel ve kimyasal prosesler arıtımda etkili olan temel mekanizmalardır.

Biyolojik atık çamur organik madde, bakteri ve oldukça fazla su içermektedir. Su iyonlaşmış partiküller içermesi nedeniyle iletken ve elektriği iletir. Çamura yüksek darbeli elektrik deşarj edildiğinde çamur içinde suda olduğu gibi hem fiziksel hem de kimyasal prosesler oluşur. Bu oluşan prosesler çamur içindeki biyokattının hücre mebranını bozarak, hücre duvarına zarar verir ve bunun sonucunda kompleks organik katılar ve makromoleküller daha küçük formlara indirgenir (Rittmant vd., 2008).

Ayrıca YPDT ile çamurun flok yapısı dağılmakta ve atık çamurun ayrışa bilirliği artmaktadır. Böylece çamurun anaerobik stabilizasyonu ve çamurun minimizasyonu artmaktadır. YPDT ile çamurun ön arıtımı ile ilgili yapılan çalışmalarda ÇKOİ/TKOİ oranının 4,5 kat ve ECP içeriğinin ise 6,5 kat arttığı çalışmada bulunmuştur (Choi vd., 2006). Yine aynı çalışmada gaz üretiminin de 2,5 kat arttığı tespit edilmiştir.

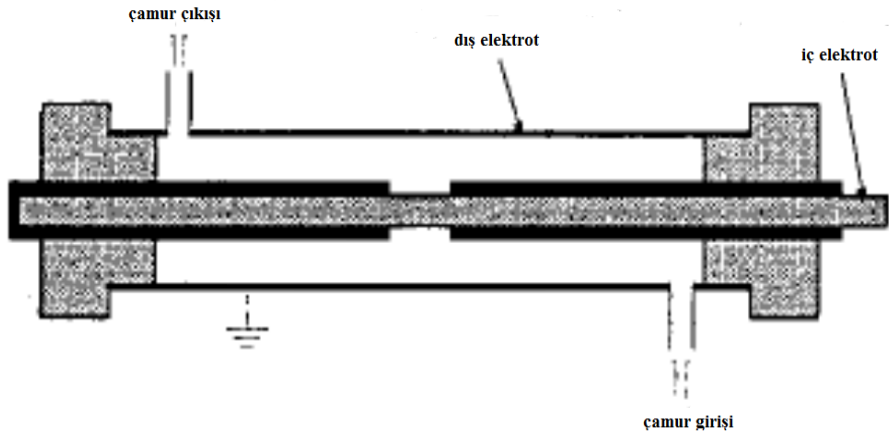
Darbe tekniği ile ön arıtım sonucu, hücre duvarındaki periplazmik membran ve peptidoglikan fosfolipidlerin polar gruplar da dâhil olmak üzere, zarlarda gözenek yaratılacak şekilde darbeli ve güçlü bir elektrik alanına maruz kalır. Gözenekler yeterince büyük ve yeterince uzun süre açık kalması durumunda ozmotik basınç oluşur ve bu basınç hücre parçalanmasını sağlayacak kadar kuvvet yaratır. Darbe tekniği ile arıtım sonucu hücre membranı geçirgen hale gelir ve stoplazma içindeki çözünebilir bileşenler ve küçük kolloidler mebran dışına çıkarak ortamda salınırlar. (Rittmann vd., 2008; Topfl, 2006).

Darbe tekniği ile ön arıtım için çeşitli reaktör tasarımları geliştirilmiştir. Genel olarak paralel ve silindirik tabaka olmak üzere iki tip olarak gruplandırılabilir. Şekil 2.2'de paralel tabaka(a) ve silindirik tabaka(b) gösterilmiştir. Paralel tabaka genelde kesikli işletimlerde kullanılır. Silindirik sistemler ise sürekli işletimlerde kullanılmaktadır. Silindirik sistemlerde çeşitli reaktör konfigürasyonları geliştirilmiştir.

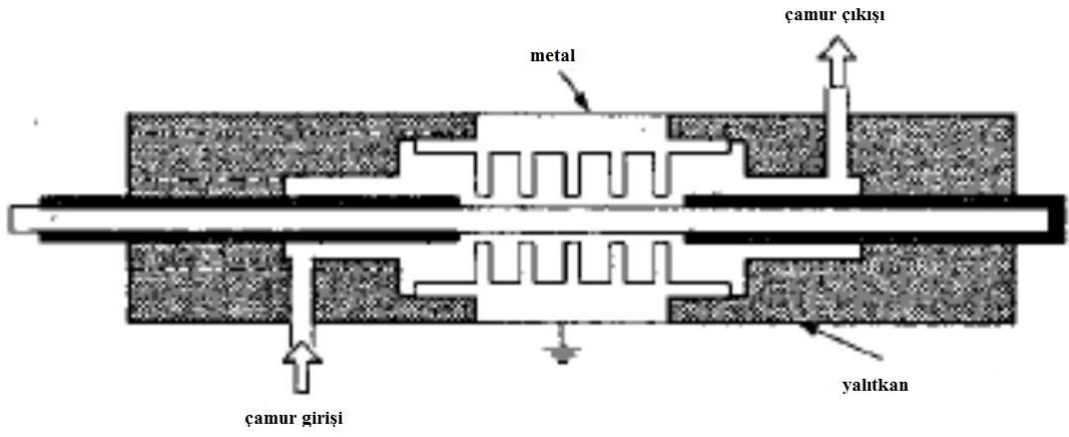


Şekil 2.2. Paralel tabaka(a) ve silindirik tabaka(b) reaktörü

Birinci tip reaktörde yüksek gerilim (30–35 kV) reaktör içinde bulunan iç elektroda uygulanır ve dış elektrot topraklanır. Ark deşarjı iki elektrot arasında oluşur. Şekil 2.3’de basit bir koaksiyel reaktörün şematik bir diyagramını göstermektedir. Bu reaktör ile yapılan denemeler sonucunda iki elektrot arasında oluşan ark nedeniyle reaktörün iç duvarında aşınmalar gözlenmiştir. Bu sorunu aşmak ve reaktörün hacmini büyütmek için, koaksiyel reaktör, Şekil 2.4’deki gibi halkalı tip koaksiyel reaktör olarak geliştirilmiştir. Bu reaktörde ark deşarjı ile elektrotlar aşırırsa, sadece elektrotları değiştirmek sorunu çözecektir. Böylece reaktör daha ekonomik ve kullanışlı olacaktır (Lee vd., 2003).

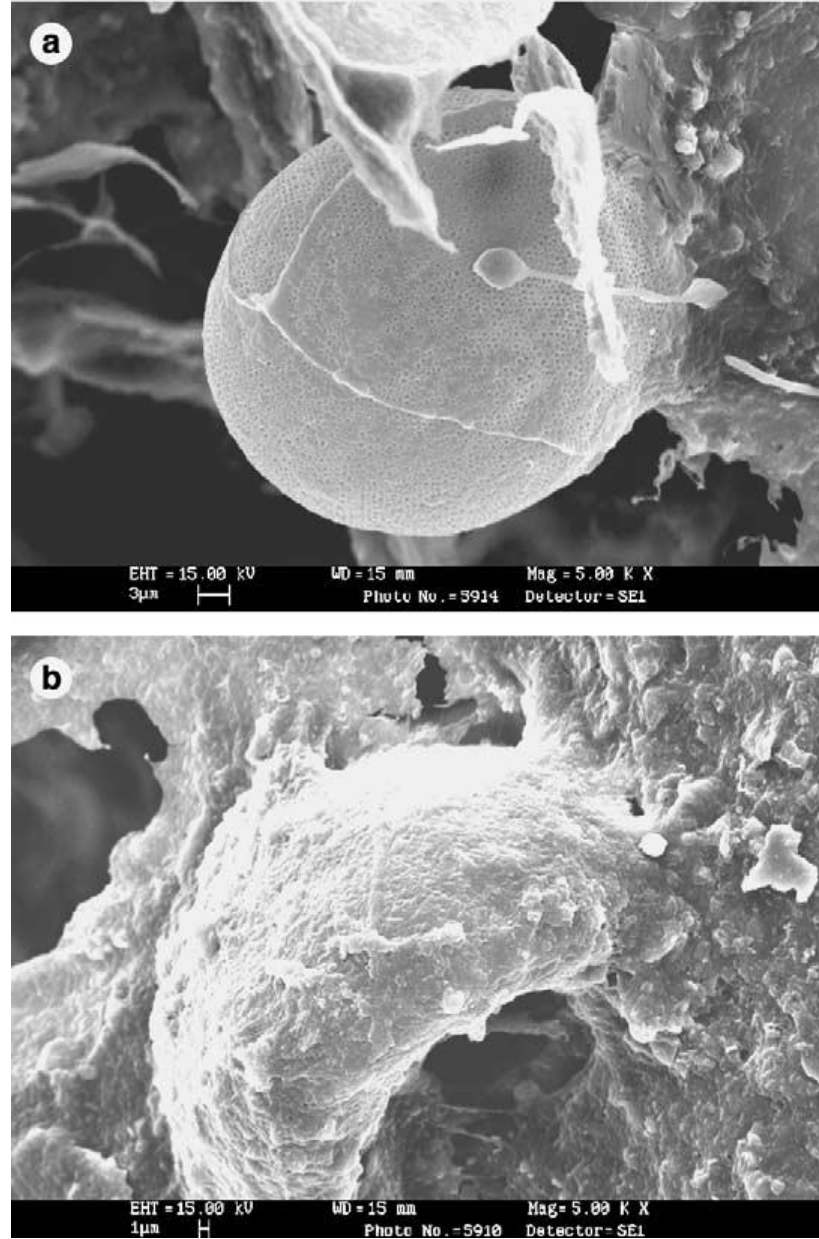


Şekil 2.3. Koaksiyel reaktörün şematik diyagramı



Şekil 2.4. Halkalı koaksiyel reaktör şematik diyagramı

Bu reaktör ile yapılan çalışmalarda atık aktif çamurun ön arıtımı ile ÇKOİ/TKOİ oranı ve exocellular polimerler (ECP) atık aktif çamur içeriği sırasıyla 4,5 kat ve 6,5 kat artmıştır. Şekil 2.5'deki SEM görüntüleri net bir şekilde atık aktif çamurun yüksek gerilimli darbe tekniği ile ön arıtımı sonucunda, çamur hücrelerin yok olduğunu göstermiştir (Choi vd., 2005).



Şekil 2.5. Çamur hücrelerinin SEM görüntüleri: ham aktif çamur hücrelerinin görüntüsü (a); arıtılmış çamur hücrelerinin görüntüsü (b).

Yüksek gerilimli darbe tekniği ile ön arıtılmış çamurun anaerobik çürüme sonrası anaerobik çürütücüdeki ön arıtılmamış çamura göre yaklaşık 2,5 kat daha fazla gaz ürettiği tespit edilmiştir (Choi vd., 2005). Yüksek gerilimli darbe tekniği ile ön arıtım sonrası kompleks organik maddeler anaerobik mikroorganizmalar tarafından daha kolay parçalanabilir forma geçerek gaz üretiminde artış sağlanmaktadır.

Aşağıda YPDT ile arıtma çamuru dezentegrasyonu ile ilgili daha önce yapılmış çalışmalar yer almaktadır.

Loeffler vd. (2001), evsel atık çamur ön arıtımında darbeli elektrik alanın etkileri konulu çalışmada, polietilen hazne içine yerleştirilmiş iki elektrottan oluşan bölmeyi çalışma setabı olarak kullanmışlardır. Bu bölmenin içine yerleştirilen elektrotlar arası mesafe 27 mm'dir ve bazı noktalardan besleme yapılmıştır. Bölme, kesikli olarak çalıştırılmış ve 1 L çamur ile doldurularak çamurun özellikleri araştırılmıştır. Bu bölmeye uygulanan voltaj 70 kV'dur. Bu çalışmada, çamurun ön arıtımı sonunda çamurun dezentegrasyon derecesi % 15–20 artmıştır.

Lee vd. (2003), ark deşarjı ile arıtma çamurlarının arıtımı konusunda yaptıkları çalışmada basit bir silindirik reaktör ve halkalı silindirik reaktör tasarlamış ve çamurun arıtım özelliklerini incelemişlerdir. Bu çalışmada uygulanan voltaj 19 kV dur. Yüksek voltaj için yüksek gerilimli güç kaynağı kullanılmıştır. Reaktör içinde ark deşarjın izlenmesi için yüksek gerilim probu ve osiloskop kullanılmıştır. Ön arıtım sonunda çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacı/toplam kimyasal oksijen ihtiyacı (ÇKOİ/TKOİ) oranı kontrole göre 5–10 kat artığı rapor edilmiştir. Arıtımdan sonra çamurun iletkenliği 500'den 700  $\mu\text{S}/\text{cm}'\text{ye}$  yükselmiştir.

Choi vd. (2006), YPDT ile atık aktif çamurun ön arıtımı konusunda yaptıkları çalışmada çamur arıtımında etkili mekanizmanın ark deşarjının suda meydana getirdiği şok dalga, güçlü elektrik alan, yoğun UV radyasyonu ve oluşan çeşitli radikallerin etkisi ile gerçekleştiğini ifade etmektedirler. Çalışmada ark deşarjını sağlamak için oluşturulan reaktör dizaynı Lee vd. (2003) tarafından geliştirilen reaktör tipi ile aynıdır. Reaktör ve elektrotlar paslanmaz çelikten yapılmış ve reaktör hacmi 20 ml'dir. Ark, içteki silindirik elektrot ve dıştaki halka elektrot arasında oluşmaktadır. İki elektrot arasındaki mesafe 3 mm'dir. Sıvıya maruz kalan elektrotun uzunluğu 11 cm' dir.

Choi vd. (2006), dizayn ettikleri reaktöre uygulanan voltaj 20 kV dur. Çamur reaktöre 800 mL/dak akış hızında verilmekte ve çamurun reaktörde bekleme süresi 1,5 saniyedir. Tablo 2.2'de ark deşarjı ile oluşturulan YPDT ile ön arıtılmış çamur ve ham çamurun özellikleri verilmiştir. Atık aktif çamurda ÇKOİ'nin kontrole göre 4,4 kat, TKOİ oranının 4,5 kat, çözünür azotun 3,3 kat, çözünür fosforun 2,3 kat, proteinin 5,3 kat ve karbonhidratın ise 6,7 kat arttığı, kesikli anaerobik çalışma sonucunda ise gaz üretiminin 2,5 kat arttığı gözlenmiştir.

Tablo 1.2. Atık aktif çamurun YPDT ile arıtımı boyunca çamur özelliklerindeki değişimler(Choi vd., 2006)

parametreler, mg/l	Tanchun Atıksu Arıtma Tesisinin Atık Aktif Çamuru		Oran
	Ham (aralık)	Ön arıtılmış (aralık)	
<b>pH</b>	6,1 (5,9-6,4)	5,9 (5,5-6,4)	
<b>İletkenlik (µs/cm)</b>	2270	2970	
<b>VA</b>	350 (99-870)	1083 (530-2260)	3,1
<b>TKM</b>	27,938 (26,080-30,510)	28,193 (25,730-30,655)	
<b>VS</b>	18,706 (15,420-21,080)	18,390 (14,860-22,410)	
<b>TKOI</b>	32,328 (30,800-34,000)	32,464 (31,600-34,000)	
<b>ÇKOI</b>	1312 (440-2740)	5746 (4680-7040)	4,4
<b>ÇKOI/TKOI</b>	0,040 (0,013-0,085)	0,180 (0,146-0,223)	4,5
<b>Çözünmüş Azot</b>	200 (71-347)	664 (554-841)	3,3
<b>Çözünmüş Fosfor</b>	143	332	2,3
<b>ECP</b>	65 (49-80)	420 (206-637)	6,5
<b>Protein</b>	13 (10-18)	68 (19-190)	5,3
<b>Karbonhidrat</b>	52 (39-62)	352 (187-602)	6,0
<b>KOI:Azot:Fosfor</b>	100:0,62:0,44	100:2,05:1,02	

Ritman vd. (2008), biyokatıların indirgenmesi ve metan gazına çevriminin artırılması amacıyla YPDT kullanılarak tam ölçek tesiste ön arıtım çalışması yapmışlar ve çamurun ön arıtım sonrası değişimlerini ve anaerobik ayrışabilirliğini incelemişlerdir. Bu çalışma ile YPDT ilk defa tam ölçekli uygulamada test edilmiştir. Çalışmada tam ölçekli OpenCEL YPDT Arizona'da

Mesa şehrinde bulunan Northwest atık su arıtma tesisinde, birincil ve atık aktif çamur karışımının ön arıtımı için santrifüj ve iki çürütücü arasına yerleştirilmiştir. Çürütücüler 35–38 °C sıcaklıkta ve 30–35 gün hidrolik bekleme süresinde işletilmektedir. Çamur karışımlarının darbe tekniği ile ön arıtımı sonucunda çözünür KOİ de %160 ve TKOİ'de ise %120 artış saptanmıştır. Atık çamurun %63'ü arıtıldığı zaman biyogaz üretimi %40 artmış ve alan ihtiyacı ise %30 azalmıştır. Tam ölçekli YPDT ön arıtımında biyogaz %60 artarken katı madde %40 azalmıştır. Enerji verimliliği incelendiğinde, tükettiği elektrik enerjisinden 18 kat daha fazla enerji verimliliğine sahip olduğu rapor edilmiştir.

Salerno vd. (2009), Atık aktif çamur ve domuz gübresindeki organik maddelerin, çözünür ve kolloidal formlara çevrimini artırmak için Darbeli Elektrik Alan (PEF) teknolojisini kullanmışlardır. Anaerobik stabilizasyon çalışması Spesifik metanojenik aktivite SMA testi ile kesikli olarak yapılmıştır. PEF sistemi ile ön arıtım sonucunda, atık aktif çamur için arıtım yoğunluğunun artması ile ÇKOİ konsantrasyonu artmıştır. Kontrol setinde 20 mg/l olan ÇKOİ konsantrasyonu, PEF sistemi uygulandığında arıtım yoğunluğuna bağlı olarak 180 mg/l, 310 mg/l ve 1060 mg/l kadar artmıştır. Domuz gübresi için ise kontrol testinde 400 mg/l ÇKOİ değeri ön arıtım sonucunda 1340 mg/l ye kadar arttığı tespit edilmiştir. Biyogaz verimi incelendiğinde 25–30 gün'lük hidrolik bekleme sürelerinde biyolojik metan potansiyeli domuz gübresinde %80, atık aktif çamurda %100 artmıştır.

Zhang vd. (2009), YPDT uygulanarak ön arıtılan çamurun, tam ölçekli anaerobik çürütücüde çamurun mikrobiyal ekolojisinin nasıl değiştiği araştırılmışlardır. Bu çalışmada OpenCEL tarafından temin edilen PEF sistemi Arizonda, Mesa şehrindeki Northwest atık su arıtma tesisinde çürütücüden önce yerleştirilmiştir. İki tam ölçekli anaerobik çürütücü 30–35 günlük bekleme sürelerinde ve 35–38 °C sıcaklıkta paralel olarak işletilmiştir. Çürütücüler tamamen karıştırıldığından dolayı, çürütücüye geri devir yoktur ve katı

bekleme süresi hidrolik bekleme süresine eşittir. Çalışma sonucunda asetat bağlayan Methanosaeta dominant metanojenler olduğu gözlenmiştir. Ayrıca çıkıştaki asetat konsantrasyonu Methanosaeta'ın baskın olması nedeni ile çok düşük olduğu görülmüştür.

Lee ve Rittman (2011), YPDT arıtımı ve katı bekleme süresinin etkilerini 2-20 gün arasında katı bekleme sürelerinde işletilen laboratuvar ölçekli çürütücülerde değerlendirmişlerdir. 20 günlük katı bekleme süresinde ön arıtılmış çamurun metan üretim hızı ve TKOİ uzaklaştırma verimi sırasıyla %33 ve %18 artışı gözlenmiştir.

### **3. MATERYAL VE METOT**

#### **3.1. Çalışmada Kullanılan Çamurlar**

##### **3.1.1. Atık aktif çamur ve aşı çamur**

Atık aktif çamur, uzun havalandırmalı konvensiyonel çöktürme havuzu bulunan Afyon Belediyesi arıtma tesisinin ikincil çöktürme havuzunun geri devir hattından alınmıştır. Laboratuara hemen getirilen çamur  $4 \pm 1$  °C' de en fazla bir hafta buzdolabında saklanmış ve deneyler için kullanılmıştır. Darbe gücü tekniği ile arıtılan çamurun ön arıtma sonrası atık çamur özelliği ve ön işleme tabi çamurun anaerobik çürütme performansı ön arıtılmamış çamur (ham çamur) ile birlikte değerlendirilmiştir.

Anaerobik çalışmalarda aşı çamur olarak kullanılan anaerobik çamur ise Burdur Şeker Fabrikasındaki tam zamanlı UASB reaktöründen temin edilmiştir.

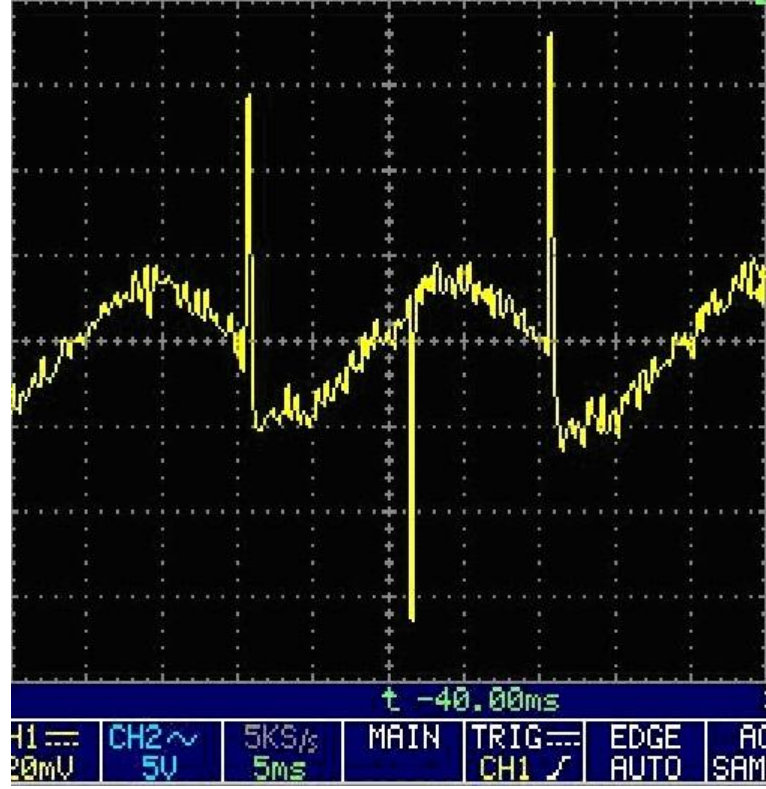
#### **3.2. Çalışmada Kullanılan Güç Kaynağı**

Çalışmanın bu döneminde 6 farklı değerde yüksek gerilim verebilen 1 kVA güçte bir yüksek gerilim güç trafosu temin edilmiştir. Trafo çıkışı gerilim trafosu ve trafonun beslediği gerilim seviyesi ölçüm cihazı kullanılarak çıkış geriliminin ölçülmesi sağlanmıştır. Çıkış gerilim kademeleri 6, 12,18, 24, 30 ve 36 kV şeklindedir. Temin edilen güç jeneratörü Şekil 3.1'de gösterilmiştir.



Şekil 3.1. Güç kaynağı

AC gerilim çıkışı 15 kV değerindeki 4 adet güç diyotu ile yarım dalga doğrultularak 10 ms iletim süreli yarım dalga sinüs darbeler elde edilmiştir. Osiloskop (Instek-GDS-840S model)'ta görüntülenen dalga şekli Şekil 3.2'de gösterilmiştir.



Şekil 3.2. Osiloskop (Instek-GDS-840S model)'ta görüntülenen dalga şekli

### 3.3. Yüksek Performans Darbeli Reaktörü ve Deney Sistemi

Yüksek performans darbeli reaktör sistemi atık aktif çamurun ön işleme tabi tutulması için kullanılmıştır. Bu sistem, bir silindirik reaktör ve yüksek voltaj DC güç kaynağından oluşur. Silindirik reaktör, 120 ml ( $\phi = 2,5$  cm,  $L = 11$  cm) arasında boşluk hacmi ile paslanmaz çelikten imal edilmiştir. Reaktör, reaktörün içine sokulan bir elektrot koaksiyel (iç elektrot) içerir ve 7 halka elektrot (dış elektrot) reaktör gövdesine eklenmiştir. Çalışmada imal ettirilen reaktör ve Şekil 3.3'de gösterilmiştir.



Şekil 3.3. Yüksek performanslı darbe reaktörü

Koaksiyel elektrot ve halka elektrotlar arasındaki mesafe 3,5 mm dir. Yüksek gerilim iç elektrota uygulanır ve dış elektrot topraklanır. Dönen iki ateşleme-boşluk anahtarları ile darbeli yüksek gerilim güç kaynağı, yüksek gerilim darbesi üretmek için kullanılır. Diyotların bir kısmı tam dalga alternatif akımını doğru akıma çevirmek için kullanılır ve bir DC yüksek gerilim üreticisi oluşturmuştur. Pik gerilimi ve darbe frekansı sırasıyla, 0-24 kV ve 0-70 Hz'dir. Atık çamur, bir peristaltik pompa yardımıyla 30 ml/dak'lık bir oranı kullanarak reaktöre katılmıştır.

Şekil 3.4'de laboratuarda yaptığımız çalışmada kullandığımız pilot ölçekli reaktör verilmiştir.



Şekil 3.4. Yüksek performanslı darbe tekniği pilot ölçekli reaktörü

### 3.4. Çalışmada Yapılan Deneyler ve Analiz Yöntemleri

**3.4.1. pH ve sıcaklık:** Deneysel çalışmalarda atıksu örnekleri için yapılan pH ve sıcaklık ölçümleri WTW marka pH metre kullanılarak elektrometrik metoda (Standard Metot 4500-H+) göre ölçülmüştür (APHA, 2005). Çalışmalarda kullanılan pH metre cihazı Şekil 3.5’de gösterilmiştir.



Şekil 3.5. Çalışmalarda kullanılan WTW marka pH metre

**3.4.2. İletkenlik:** Deneysel çalışmalarda atıksu örnekleri için yapılan iletkenlik ölçümleri standart metot 2510B'ye göre HQ40d multi analiz test cihazı kullanılarak ölçülmüştür (APHA, 2005). Çalışmalarda kullanılan iletkenlik ölçüm cihazı Şekil 3.6'da gösterilmiştir.



Şekil 3.6. Çalışmalarda kullanılan HQ40d marka iletkenlik ölçüm cihazı

**3.4.3. Toplam azot (TN), toplam fosfor (PO<sub>4</sub> - P):** Toplam Azot (TN) (LCK 338) ve Toplam Fosfor (PO<sub>4</sub> - P) (LCK 350) Lange marka hücre kiti testi kullanılarak analiz edildi. Fotometrik ölçüm için, Lange DR 6000 marka elektronik fotometre kullanıldı. Çalışmalarda kullanılan hücre kitleri ve spektrofotometre Şekil 3.7’de verilmiştir.



Şekil 3.7. Lange marka TN ve TP hücre kitleri ve Lange DR 6000 marka spektrofotometre

**3.4.4. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) analizi:** YPDT arıtım verimini incelemek için kullanılan en önemli yöntem kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) analizidir. Bu analiz için Lange LCK 514 marka hücre kiti kullanılmıştır. Fotometrik ölçüm için, Lange DR 6000 marka elektronik spektrofotometre kullanıldı. Çalışmalarda kullanılan hücre kitleri ve spektrofotometre şekil 3.8’de verilmiştir.



Şekil 3.8. Lange marka KOİ hücre kitleri ve Lange DR 6000 marka spektrofotometre

**3.4.5. Çözünmüş KOİ analizi:** Filtre kâğıdından süzülerek elde edilen atıksu numunelerine KOİ deneyi uygulanarak Lange DR 6000 marka elektronik spektrofotometre kullanılarak ölçülmüştür.

**3.4.6. Katı madde tayini:** Toplam katı madde (TKM) tayini, 2540B nolu standart yöntemle göre (APHA-AWWA) ölçülmüştür. Toplam askıda katı madde (TAKM) tayini, 2540D nolu standart yöntemle göre (APHA-AWWA) ölçülmüştür. Uçucu katı madde (UKM) tayini, 2540E nolu standart yöntemle göre (APHA-AWWA) ölçülmüştür. Toplam uçucu katı madde (UKM) tayini, 2540E nolu standart yöntemle göre (APHA-AWWA) ölçülmüştür.

**3.4.7. SMA testi:** SMA testi YPDT ile ön arıtım sonrası çamurun anaerobik arıtım performansını görmek için yapılmıştır. SMA testleri Owen vd. (1979), prosedürlerine göre serum şişeleri kullanılarak gerçekleştirildi. SMA testi için, aşı çamuru ve ön işlemden geçmiş çamur, 150 ml'lik serum şişe içine 1/1 (hacim) oran ile koyulmuştur. Anaerobik çalışmada, Burdur Şeker Fabrikasının tam zamanlı UASB reaktöründen alınan çamur aşı çamur olarak kullanılmıştır. Makro ve mikro besin maddelerini içeren bazal ortam, 100 ml çalışma hacmine %20 olarak ilave edilmiştir. Bazal ortam litre başına 0,4 g MgSO, 40,4 g NH<sub>4</sub>Cl,

0,4 g KCl, 0,3 g Na<sub>2</sub>S, 0,08 g (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>, 0,05 g CaCl<sub>2</sub>, 0,04 FeCl<sub>2</sub>, 0,01 g CoCl<sub>2</sub>, 0,01 g KI, 0,01 g Na(PO<sub>3</sub>)<sub>6</sub>, 0,5 mg AlCl<sub>3</sub>, 0,5 mg MnCl<sub>2</sub>, 0,5 mg CuCl<sub>2</sub>, 0,5 mg ZnCl<sub>2</sub>, 0,5 mg NH<sub>4</sub>VO<sub>3</sub>, 0,5 mg NaMoO<sub>4</sub>, 0,5 mg H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub>, 0,5 mg NiCl<sub>2</sub>, 0,5 mg NaWO<sub>4</sub>, 0,5 mg Na<sub>2</sub>SeO ve 0,01 g Sisteinin çözüldürülmesiyle damıtılmış su içinde hazırlanmıştır (Speece,1996). Anaerobik koşullar, anaerobik reaktörü içindeki indirgeyici koşulların hakim olduğu çamurun içine 0,5 mg L<sup>-1</sup> sodyum tiyoglikolat eklenmesiyle muhafaza edilmiştir. Toplam uçucu yağ asidi (TUYYA) birikmesini önlemek ve nötr bir pH elde etmek için, anaerobik serum şişelerine 5,000 mg L<sup>-1</sup> NaHCO<sub>3</sub> ilave edildi (Kuşçu ve Sponza, 2006). Serum şişeleri daha sonra silikon ile kapatılmış alüminyum kapak ile kapatıldı ve 160 devir/dak bir karıştırıcı içinde 37 °C de su banyosunda inkübe edildi. Çalışmada kullanılan şişelerin ve inkübatörün görüntüsü Şekil 3.9'da verilmiştir.



Şekil 3.9. Çalışmada kullanılan şişeler ve inkübatör

Metan gazı üretimi % 3 NaOH (w / v) ihtiva eden damıtılmış su kullanılarak bir sıvı yer değişimi yöntemi ile günlük olarak ölçüldü (Florez vd., 1997). Bu yöntemin kullanıldığı düzenek Şekil 3.10'da verilmiştir.



Şekil 3.10. Metan gazı ölçümü (sıvı yer değiştirme prensibine göre)

## 4. ARAŞTIRMA BULGULARI

### 4.1. Ham Çamur ve Aşı Çamurun Karakteristik Özellikleri

Çalışmada Afyon Belediyesi arıtma tesisinin ikincil çöktürme havuzunun geri devir hattından alınan çamur örneklerinin karakteristik özelliğini belirlemek için çamurun pH, iletkenlik, sıcaklık, AKM, UAKM, TKM, TUKM, TKOİ, ÇKOİ ve ÇKOİ/TKOİ oranı analizleri yapılmıştır. Ham çamur ve anaerobik çamurda yapılan analiz sonuçları Tablo 4.1 ve 4.2'de verilmiştir.

Tablo 4.1. Atık aktif çamur karakterizasyonu

Parametre	Değerler
pH	7,5±0,6
İletkenlik (mS/cm)	5,07±0,2
Sıcaklık (°C)	16,9 ±1,5
Askıda Katı Madde (AKM) (mg/L)	11846±2367
Uçucu Askıda Katı Madde (UAKM) (mg/L)	7313±1889
Toplam Katı Madde (TKM) (mg/L)	11568±1974
Toplam Uçucu Katı Madde (TUKM) (mg/l)	5861±164
TKOİ (mg/L)	12550 ±1235
ÇKOİ (mg/L)	1735±176
ÇKOİ/TKOİ Oranı	0,1382

Tablo 2.2. Anaerobik aşı çamur karakterizasyonu

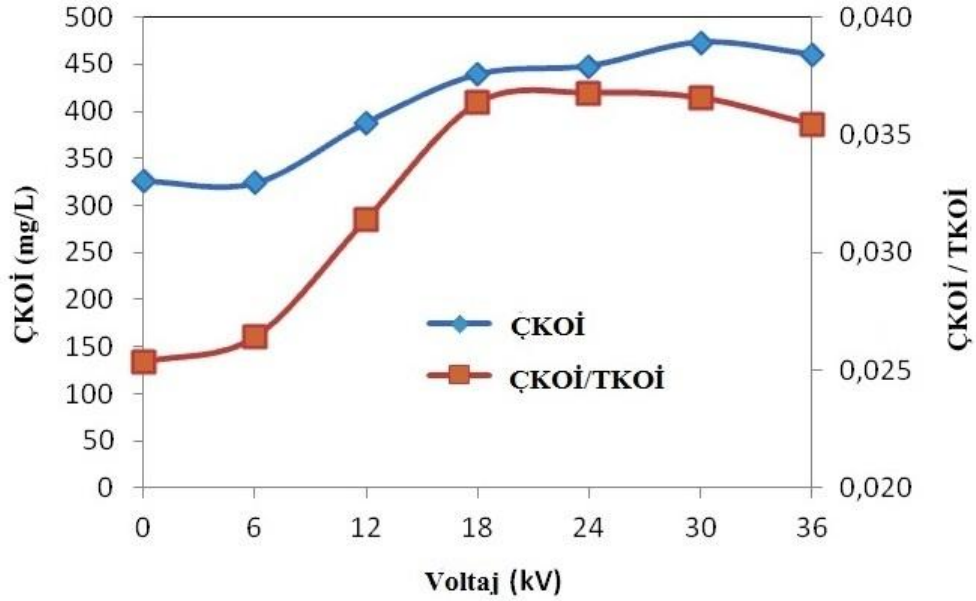
Parametre	Değerler
pH	6,92±0,2
İletkenlik (µs/cm)	6,16±0,4
Sıcaklık (°C)	16,7±0,2
Askıda Katı Madde (AKM) (mg/L)	78655±1916
Uçucu Askıda Katı Madde (UAKM) (mg/L)	33560±650
Toplam Katı Madde (TKM) (mg/L)	69828,8±829
Toplam Uçucu Katı Madde (TUKM) (mg/l)	27892±1233
TKOİ (mg/L)	11260±138
ÇKOİ (mg/L)	1344±29
ÇKOİ/TKOİ Oranı	0,1382±0,05

## 4.2. YPDT İle Çamurun Dezentegrasyonu

### 4.2.1. Voltajın çözünebilir organik madde üzerindeki etkisi

Çalışma YPDT ile ön arıtım verimliliğinde uygulanan voltajın etkisini değerlendirmek amacıyla yapıldı. Atık aktif çamur 1 litrelik cam şişe içine konuldu ve çamurun homojen olması için manyetik karıştırıcı ile karıştırıldı. Karışımı tam olarak sağlanan çamur ön arıtım için yüksek voltaj reaktörüne verildi ve çeşitli voltaj değerlerinde ÇKOİ ve ÇKOİ/TKOİ verim özellikleri incelendi. Çalışmada arıtım için uygulanan voltaj değerleri 6, 12, 18, 24 ve 30 kV olarak belirlendi. Ön arıtım reaktörüne verilen çamurun pH, sıcaklık ve iletkenlik değerleri çamurun orijinal değerleri olup pH 7,5, iletkenlik 5 mS/cm ve sıcaklık ise 22,5 °C idi. Şekil 4.1, çamura uygulanan farklı voltaj

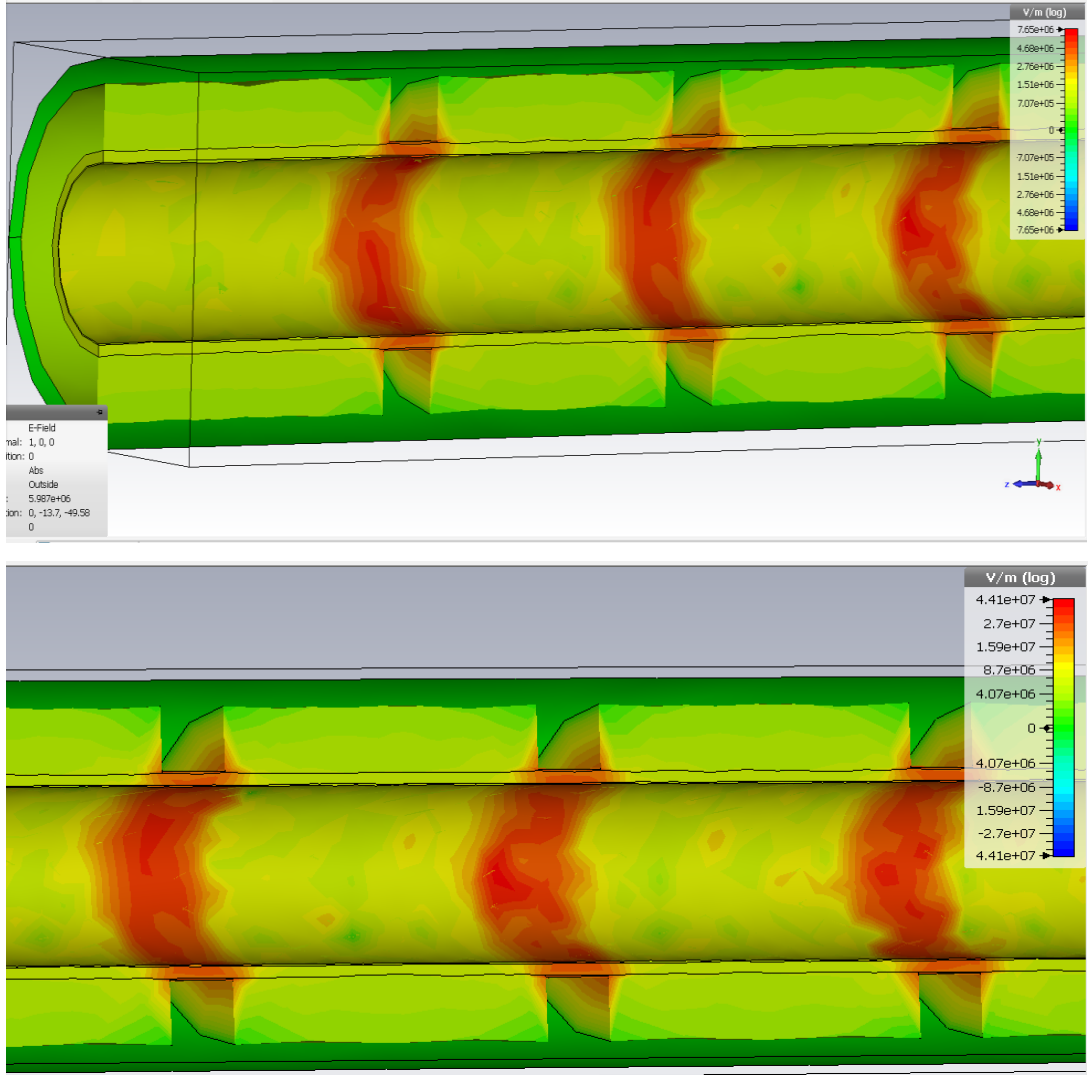
denemelerinde ÇKOİ ve ÇKOİ/TKOİ değişimlerini göstermektedir. Şekil 4.1'de gösterildiği gibi, ÇKOİ konsantrasyonu ve ÇKOİ/TKOİ oranı voltajın artması ile arttı. ÇKOİ konsantrasyonu başlangıçta 326 mg/l, 6 kV voltaj değerinde 388 mg/l değerine, 12 kV voltaj değerinde 414 mg/l değerine, 18 kV voltaj değerinde 428 mg/l değerine yükseldi. En yüksek arıtım verimi ise 24 kV ve 30 kV voltaj değerlerinde 439 mg/l ve 473 mg/l olarak bulundu. 30 kV değerinde çamurun ön arıtımı sonrası çamurun ÇKOİ değeri kontrole göre % 40–45 artış gösterdi. ÇKOİ/TKOİ oranı, hidroliz ve dezentegrasyonun genel bir göstergesidir. ÇKOİ / TKOİ oranının voltaj ile değişimi incelendiğinde, 30 kV voltaj değerinde ÇKOİ/TKOİ oranının yüksek olduğu görülmektedir. ÇKOİ/TKOİ oranı 30 kV voltaj değerinde 0,025'den 0,037'ye yükselmiştir. Yüksek voltaj değerlerinde verimdeki bu artışın nedeni elektrik alan şiddetinin voltaj ile artmasıdır.



Şekil 4.1. Çözünen organik madde üzerinde uygulanan gerilim etkisi (pH=7,5, sıcaklık=22,5 °C, iletkenlik= 5 mS/cm, akış hızı=20 ml/dak, devir sayısı=1)

Zhu vd. (2007), deşarj elektrotları arasındaki boşluk sabit kaldığı zaman, elektrik alan şiddetinin artan gerilim ile arttığını belirtmiştir. Bizim çalışmalarımızda bunu desteklemektedir. Çalışmada kullanılan arıtım reaktörü ile yapılan simülasyon çalışmasında benzer sonuçlar elde edilmiştir. Çalışmada reaktör simülasyon çalışması CST studio (CST AG, Darmstadt Germany) ile gerçekleştirilmiştir. Bu programın statik ve frekans elektromanyetik çözümünde kullanımı yaygındır. Simülasyon reaktöre 6 kV ve 24 kV uygulandığı zaman gerçekleştirilmiştir. Şekil 4.2’de reaktör 6 kV ve 24 kV voltaj değerlerinde reaktör simülasyonu sonucunda reaktör içinde meydana gelen elektrik alan ve elektrik alan şiddeti değerlerini göstermektedir. Simülasyondan da görüleceği üzere her iki voltaj denemesinde elektrik alan yoğunluğu halka çevresinde daha yüksek (kırmızı bölgeler;  $4,41-7,65 \cdot 10^6$  V/m), halkadan uzaklaştıkça elektrik alan yoğunluğu daha düşük bulunmuştur (sarı bölgeler;  $1,51 \cdot 10^6-4,07 \cdot 10^6$  V/m). Simülasyon sonucu göstermiştir ki esas arıtım yoğun elektrik alan etkisinde olan halka etrafında gerçekleşmektedir. İki farklı voltaj değerinde reaktörün simülasyon sonucunda 6 kV voltaj değerinde halka etrafındaki elektrik yoğunluğu  $4,41 \cdot 10^6$  V/m, 24 kV voltaj değerinde ise bu değer  $7,65 \cdot 10^6$  V/m olarak simülasyon sonucunda bulunmuştur.

Voltajın artması ile elektrik alan şiddetinin artması çamur içinde mevcut mikroorganizmanın hücre zarı ve hücre duvarı yıkımını artırarak hücre içindeki biyo materyalin hücre dışına çıkmasını dolayısıyla süpernatant içindeki organik maddenin artmasına neden olmaktadır. Buda ÇKOİ ve ÇKOİ/TKOİ oranında artış ile sonuçlanmıştır.

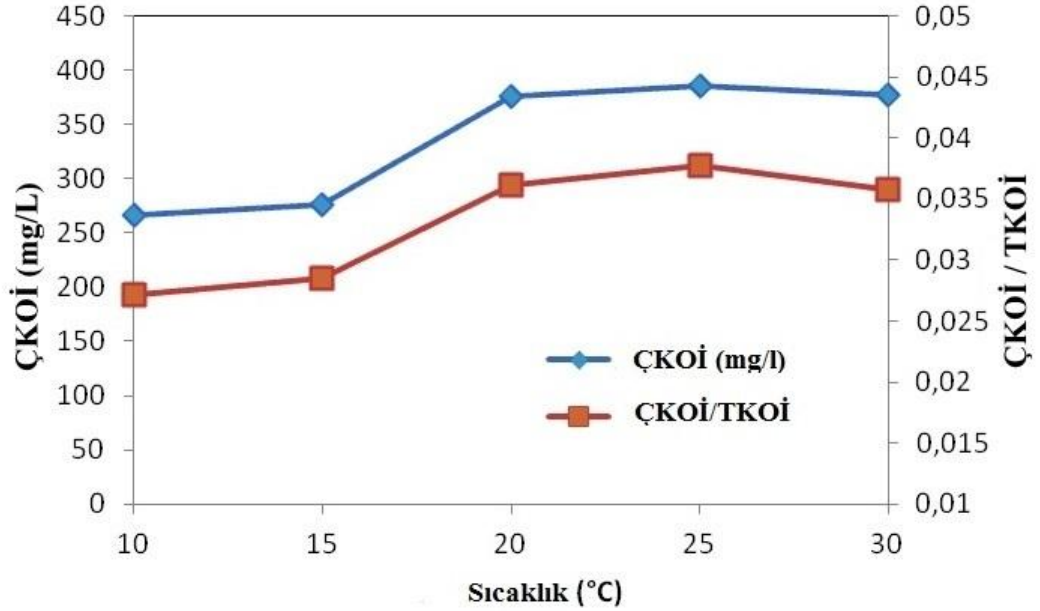


Şekil 4.2. Çözünen organik madde üzerinde gerilim etkisinin gösterimi

#### 4.2.2. Sıcaklığın çözünebilir organik madde üzerindeki etkisi

Çalışma yüksek performanslı darbe tekniği ile ön arıtım verimliliğinde çamur sıcaklığının etkisini değerlendirmek amacıyla yapıldı. Deneyde, atık aktif çamur 1 litrelik cam şişe içerisine konuldu ve çamurun homojen olması için manyetik karıştırıcı ile karıştırıldı. Çamurun sıcaklığı sırasıyla 10 °C, 15 °C, 20 °C, 25 °C ve 30 °C olarak manyetik ısıtmalı karıştırıcıda ayarlandıktan sonra peristaltik pompa ile 20 ml/dak hızla ön arıtım reaktörüne pompalandı. Deney koşulları, pH 7, iletkenlik 5 mS/cm ve voltaj 30 kV olarak ayarlandı. Farklı çamur

sıcaklığında ön arıtım reaktörüne verilen atık aktif çamurun arıtım sonrası ÇKOİ ve ÇKOİ/TKOİ oranı tespit edildi. Yapılan bu çalışma sonucu Şekil 4.3'de verilmiştir.



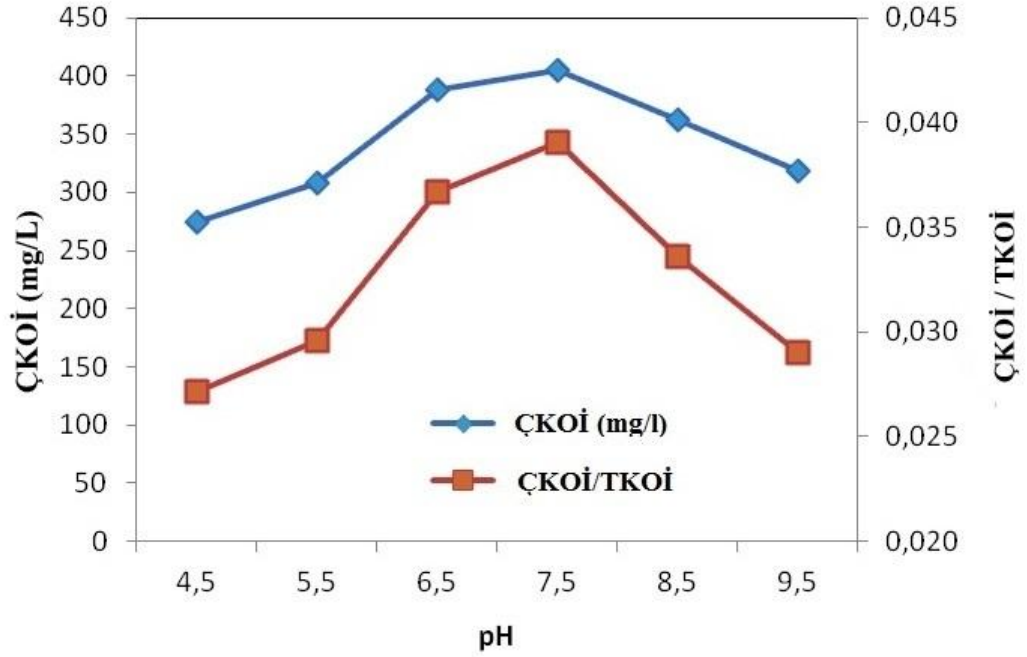
Şekil 4.3. Arıtma verimliliği üzerinde sıcaklığın etkisini göstermektedir. (pH=7, iletkenlik=5 mS / cm , voltaj=30kV, akış hızı=20 ml/dak, arıtım sayısı=1)

Şekil 4.3'de görüldüğü gibi, ÇKOİ konsantrasyonu ve ÇKOİ/TKOİ oranı sıcaklığın artması ile arttı. ÇKOİ konsantrasyonu başlangıçta 253 mg/l, 10 °C sıcaklıkta 266 mg/l, 15 °C sıcaklıkta 296 mg/l, 20 °C sıcaklık değerinde 376 mg/l değerine yükseldi. En yüksek arıtım verimi ise 25 °C sıcaklık değerinde 385 mg / l olarak bulundu. 30 °C sıcaklık değerinde ise az bir düşüşle 378 mg/l olarak bulunmuştur. 25 °C değerinde çamurun ön arıtımı sonrası çamurun ÇKOİ değeri kontrole göre % 45–50 artış gösterdi. ÇKOİ/TKOİ oranı, hidroliz ve kırılmanın genel bir göstergesidir. ÇKOİ/TKOİ oranının sıcaklık ile değişimi incelendiğinde, 25 °C sıcaklık değerinde ÇKOİ/TKOİ oranının yüksek olduğu görülmektedir. ÇKOİ/TKOİ oranı 25 °C voltaj değerinde 0,026'den 0,041'e

yükselmiştir. Çamurun sıcaklığı verim üzerinde sinerjik bir etki gösterdi. Bu konuda yapılan çalışmalarda da anlaşılmıştır ki sıcaklık çamurun dezentegrasyonunu artırmaktadır. Kepp ve Solheim'ın 2001'de yaptığı çalışmada, 170 °C'de yapılan tam ölçekli bir reaktörde, hidrolize edilmiş çamurun anaerobik çürütücüye verilmesi ile çamur çürüme derecesinin klasik çürüme işlemine göre %80 oranında arttığını göstermiştir. Bougrier vd, 190 °C'de yapılan tam ölçekli bir reaktörde %84 verim elde etmiştir.

#### **4.2.3. pH'ın çözünebilir organik madde üzerindeki etkisi**

Çalışma yüksek performanslı darbe tekniği ile ön arıtım verimliliğinde pH etkisini değerlendirmek amacıyla yapıldı. Atık aktif çamur 1 litrelik cam şişe içine konuldu ve çamurun homojen olması için manyetik karıştırıcı ile karıştırıldı. Ham atık aktif çamurun başlangıç pH'ı yaklaşık 7,5 olarak ölçüldü. Atık aktif çamurun pH değeri NaOH veya H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> eklenilerek sırasıyla 4,5, 5,5, 6,5, 7,5, 8,5 ve 9,5 olacak şekilde ayarlandı. Deney 23,5 °C atıksu sıcaklığı, 5,2 mS/cm'lik iletkenlik ve 30 kV voltaj değerlerinde gerçekleşti. Her bir pH değerinde ÇKOİ konsantrasyonu ve ÇKOİ / TKOİ oranı belirlendi. Asidik ve bazik koşullar altında yapılan bu çalışma sonucu Şekil 4.4'de gösterilmiştir. Şekilde görüleceği üzere çok asidik ve çok bazik şartlarda verim oldukça düşüktür. Maksimum verim pH 7-7,5 değerleri arasında gözlenmiştir. Bu çalışma sonucunda optimum pH değerinin 7-7,5 arasında olduğu ve bu pH değerlerinde daha yüksek verim verdiği görülmektedir. Çalışma göstermiştir ki; atık çamurun pH değeri YPDT için verimi etkileyen önemli bir parametredir.

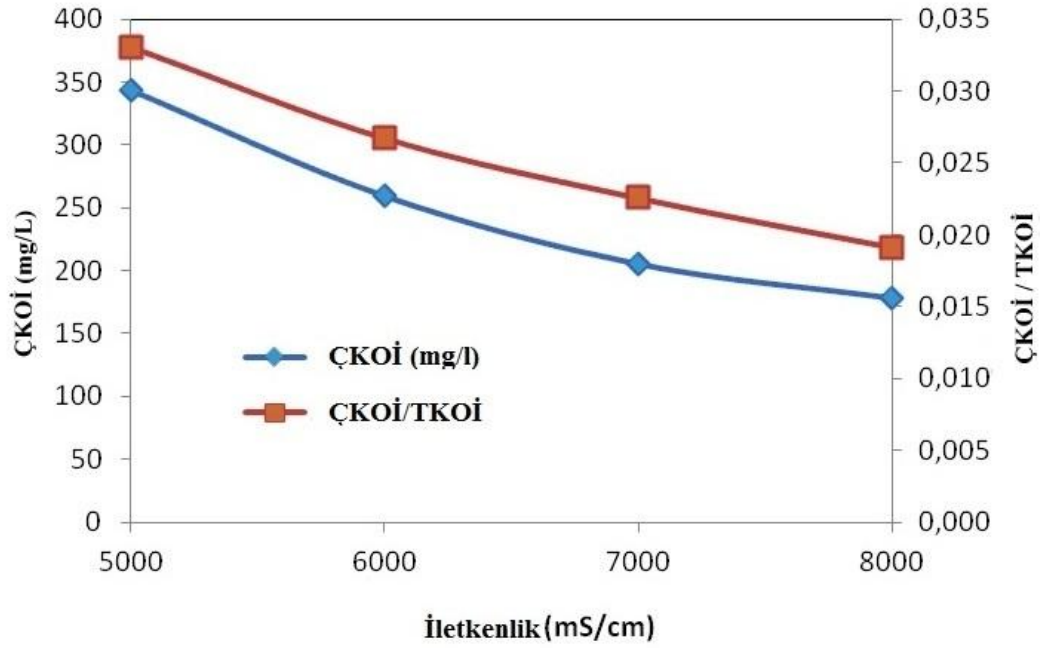


Şekil 4.4. pH'nın atık aktif çamurdaki çözülebilir aktif maddeye etkisi (sıcaklık=23,5 °C, iletkenlik=5,2 mS/cm, voltaj=30kV, akış hızı=20 ml/dak, arıtım sayısı=1)

#### 4.2.4. İletkenliğin çözünebilir organik madde üzerindeki etkisi

Çalışma yüksek performanslı darbe tekniği ile ön arıtım verimliliğinde iletkenlik etkisini değerlendirmek amacıyla yapıldı. Ham atık aktif çamurun başlangıçtaki iletkenliği yaklaşık 5 mS/cm ölçüldü. Atık aktif çamur 1 litrelik cam şişe içine konuldu ve çamurun homojen olması için manyetik karıştırıcı ile karıştırıldı. 0,01 M NaCl çamurun iletkenlik değerini artırmak için kullanıldı. Çamurun iletkenlik değeri sırasıyla, 6 mS/cm, 7 mS/cm, 8 mS/cm iletkenlik değerine ayarlandı. Çalışma 6,8 pH, 21 °C ve 30 kV voltaj değerinde yapıldı. İletkenlik değerleri farklı olan atık aktif çamur, peristaltik pompa ile 20 ml/dak akış hızıyla ön arıtım reaktörüne pompalandı. Ön arıtım sonrası, atık aktif çamurun özellikleri ÇKOİ ve ÇKOİ / TKOİ olarak test edildi. İletkenliğin çözünebilir organik madde üzerine etkisi Şekil 4.5'de gösterilmiştir. Atık

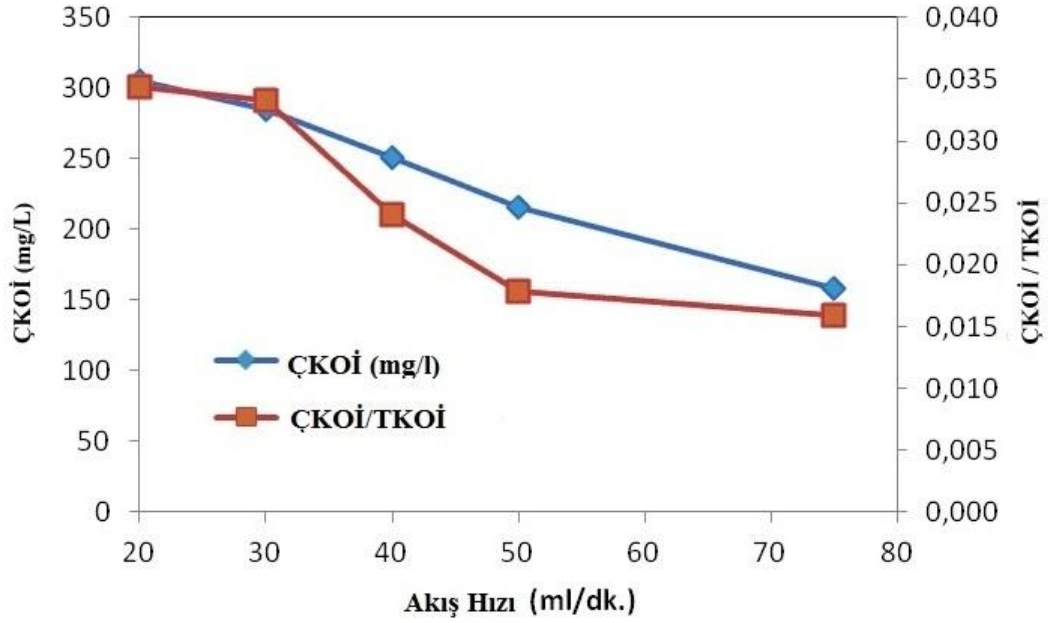
çamurun iletkenliği 5 den 8 mS/cm'ye yükseltildiği zaman, ÇKOİ ve ÇKOİ/TKOİ oranının azaldığı görölmektedir. ÇKOİ konsantrasyonları 5 mS/cm iletkenlik değerinde 343 mg/l değerinde iken iletkenlik değeri 8 mS/cm değerine çıktığında 178 mg/l'e düşmüştür. İletkenlik ile verim ilişkisi elektrik alan yoğunluğuna bağlıdır. Wouter vd. (1999), yaptıkları çalışmada yüksek elektrik iletkenliklerinde yeterli elektrik alan yaratmanın zor olacağını bunun da artım verimini etkileyeceğini ifade etmiştir. Bizim alışmamızda bunu desteklemektedir. şekilde göröldüğu üzere çamurun yüksek iletkenlik değerlerinde, artım veriminde düşüş meydana gelmektedir.



şekil 4.5. özünen organik madde üzerinde iletkenlik etkisi (pH=6,8, sıcaklık=21 °C, voltaj=30 kV, akış hızı=20 ml/dak, artım sayısı=1)

#### 4.2.5. Akış hızının çözünebilir organik madde üzerindeki etkisi

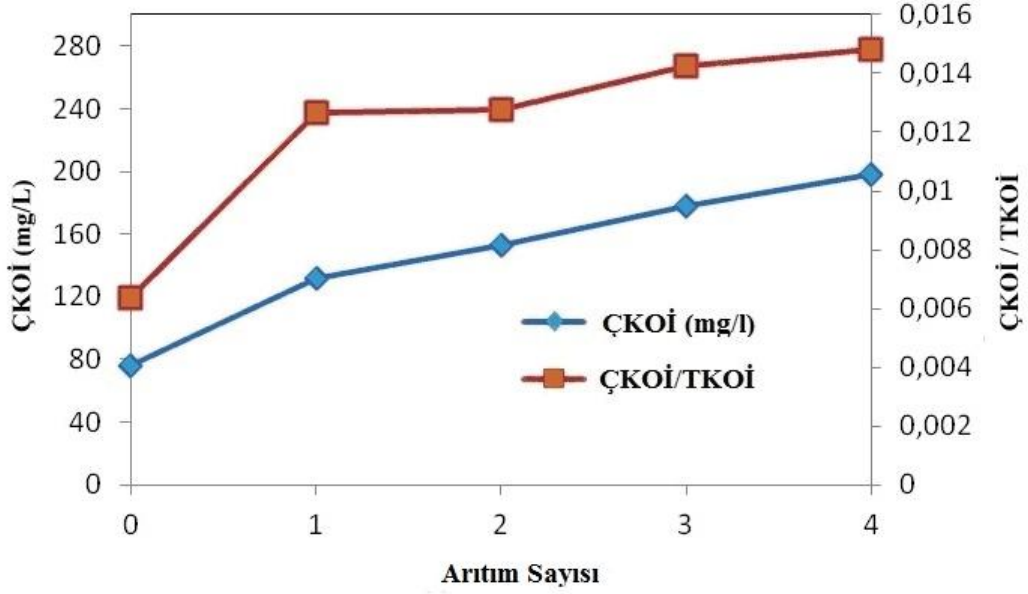
Çalışma yüksek performanslı darbe tekniği ile ön arıtım verimliliğinde akış hızının etkisini değerlendirmek amacıyla yapıldı. Akış hızı, reaktör içinde hidrolik kalış süresini (HRT) tespit etmek açısından önemlidir. HRT çamurun elektrik alana ne kadar maruz kaldığını gösterir. Çalışma 6,9 pH, 5 mS/cm iletkenlik, 22 °C sıcaklık ve 30 kV voltaj değerlerinde yapıldı. Bu özelliğe sahip çamur farklı akış hızlarında peristaltik pompa ile ön arıtım rektörüne verilerek akış hızının etkisi tespit edildi. Çalışmada akış hızı çalışması 20, 30, 40, 50, 60, 70 ve 80 ml/dak akış hızlarında yapıldı. Şekil 4.6, arıtma verimliliğine akış hızının etkisini göstermektedir. Atık çamurun akış hızı yükseltildikçe, ÇKOİ ve ÇKOİ/TKOİ değerlerinin azaldığı görülmektedir. ÇKOİ konsantrasyonları 20 ml/dak akış hızında 300 mg/l değerinde iken akış hızı 80 ml/dak'ya yükseldiğinde 150 mg/l 'e düşmüştür. Çalışma sonucunda akış hızı (HRT) değerinin verimi etkileyen önemli bir parametre olduğu ve çamurun reaktör içinde kalma süresi arttığı zaman verimin arttığı tespit edilmiştir. Bu çalışmada optimum akış hızı 20 ml/dak olarak bulunmuştur.



Şekil 4.6. Çözünabilir organik madde üzerinde akış hızının etkisi (pH=6,9, iletkenlik=5 mS/cm, voltaj=30kV, sıcaklık=22 °C, devir sayısı=1 )

#### 4.2.6. Arıtım sayısının çözünabilir organik madde üzerindeki etkisi

Çalışma yüksek performanslı darbe tekniği ile ön arıtım verimliliğinde arıtım sayısının etkisini değerlendirmek amacıyla yapılmıştır. Çalışma reaktöre giren çamurun tekrar reaktöre geri devir ettirilmesi suretiyle arıtım sayısının artırılmasıyla gerçekleştirildi. Şekil 4.7, arıtım sayısına bağlı olarak ÇKOİ ve ÇKOİ/TKOİ oranı gösterilmiştir. Arıtım sayısı arttıkça, ÇKOİ konsantrasyonu ve ÇKOİ/TKOİ oranı artmıştır. Çamurun ilk arıtımı ile ÇKOİ ve ÇKOİ/TKOİ oranı sırasıyla 132 mg/l ve 0,0127 olarak bulunmuştur. Ön arıtılmış çamur tekrar arıtıma verildiğinde (Devir 2) ÇKOİ değeri ve ÇKOİ /TKOİ değeri 153 mg/l ve 0,0128'e yükselmiştir. 3. devirde ÇKOİ ve ÇKOİ/TKOİ oranı 177 mg/l ve 0,0143'e yükselmiştir. Dördüncü arıtım sonunda ise verimler 187 mg/l ve 0,0158 şeklinde artış göstermiştir. Sonuç olarak çamurun arıtım sayısı arttıkça verim değerleri de artmıştır.



Şekil 4.7. Arıtım sayısının çözünebilir organik madde üzerinde etkisi (pH=7,5, sıcaklık=22,5 °C, voltaj=30 kV, iletkenlik= 5 mS/cm, akış hızı=20 ml/dak )

#### 4.2.7. Ön arıtılmış atık aktif çamurun özellikleri

Ham çamurun ve ön arıtılmış çamurun özellikleri Tablo 4.3'de karşılaştırılmıştır. Ön arıtmadan sonra atık aktif çamurun pH değeri 7,34 den 7,17 düşmüştür. İletkenlik değeri ise artış göstermiş ve 4,26 dan 4,86 mS/cm değerine yükselmiştir. İletkenlik değerindeki bu artış ark deşarjı ile arıtım esnasında çamurun fazla miktarda organik madde ve iyon içermesinden kaynaklanmaktadır (Lee vd, 2003). İyon miktarındaki yükselme iletkenlik değerinin artmasına neden olmaktadır. Ön arıtım sonrası çamurun sıcaklığı da artış göstermiştir. Bu durum bu teknolojinin önemli avantajlarından birisidir. Ön arıtım sonrası anaerobik çürümeye tabi tutulacak çamur için ek ısıtmaya ihtiyaç duymadan ya da daha düşük ısı gereksinimi ile anaerobik arıtım mümkün olmaktadır.

Katı madde miktarı incelendiğinde TAKM, UKM, UAKM ve AKM miktarları ön arıtılmamış çamur örneğine göre ön arıtım sonrası daha düşük bulunmuştur. Bu ön arıtım sonrası çamurun çözünürlüğünün artmasıyla ilgiliydi. Çamurun çözünürlüğünün artması ile katı madde miktarındaki azalma çamur miktarının azalmasında önemli rol oynamaktadır.

Tablo 4.3'de görüleceği üzere; TKOİ ve ÇKOİ değerleri, ham çamur ile karşılaştırıldığında YPDT ile arıtılan çamurda artış göstermiştir. Atık aktif çamurun toplam askıda katı madde(TAKM) ve uçucu askıda katı madde(UAKM) değeri YPDT ile arıtımda küçük bir düşüş gösterir. Bu parametrelerin azalması, küçük koloitler için askıda katı veya fragmantasyon bir bölümünün çözünmesi ile ilişkili olabilir. Ancak, ham çamur ile karşılaştırıldığında ÇKOİ, TN (toplam azot) ve TP(toplam fosfor) değerleri ön arıtım çamurunda % 180, % 150, % 150 ve % 100 oranında artmıştır.

Tablo 4.3. Ham çamur ve ön arıtılmış çamurun özelliklerinin karşılaştırılması.

<b>Parametreler</b>	<b>Atık Aktif Çamur</b>	<b>Ön Arıtılmış Atık Aktif Çamur</b>
PH	7,34	7,17
Sıcaklık (°C)	18	26
İletkenlik (mS/cm)	4,26	4,86
Toplam askıda katı madde (TAKM)	10918	9836
Uçucu katı madde (UKM)	5938	5187
Askıda katı madde (AKM)	10173	8635
Uçucu askıda katı madde (UAKM)	5878	5095
TKOİ	607	764
ÇKOİ	192	328
ÇKOİ/TKOİ	0,316	0,43
TN	10,4	15,2
TP	14,8	21,1

#### 4.2.8. Dezentegrasyon derecesi

Dezentegrasyon derecesi (DD) Muller (2000) tarafından geliştirilen dezentegrasyon performans değerlendirilmesi amacıyla ölçülmüştür. Ölçümler neticesinde YPDT ile arıtılmış çamurun dezentegrasyon derecesi ham çamura oranla %50 değerinde artış göstermiştir.

#### 4.2.9. Anaerobik çürüme sonuçları

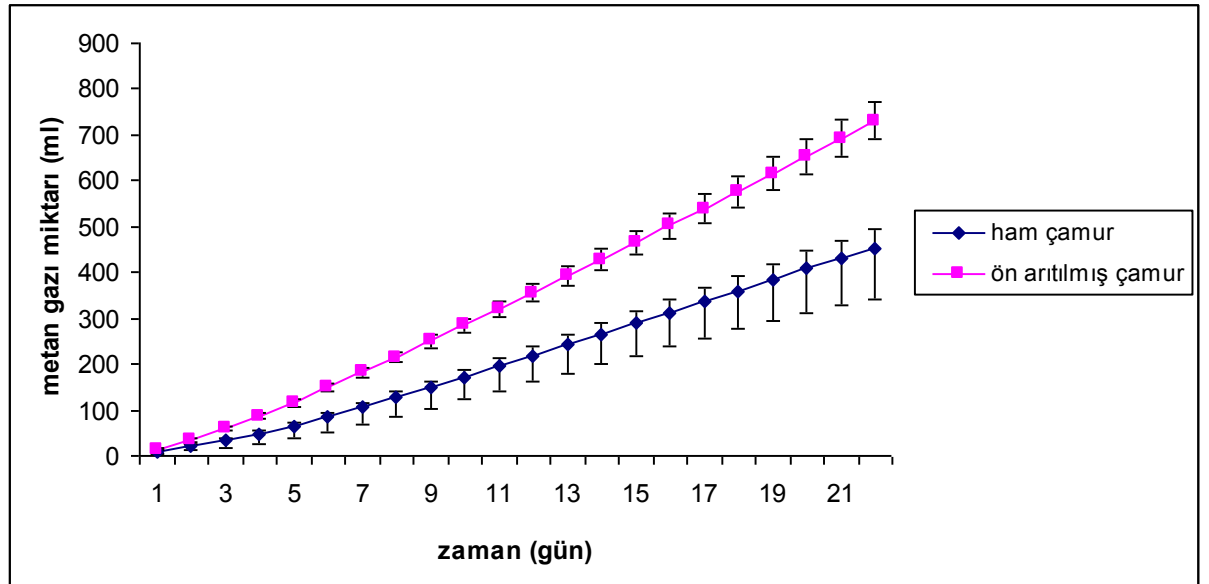
Anaerobik ayrışabilirlik çalışması spesifik metanojenik aktivite (SMA) testi uygulanarak yapıldı. Bu test için 200 ml hacminde koyu renkli test şişelerine 1/1'lik oranla karıştırılmış 40 ml anaerobik çamur ve 40 ml ön arıtılmış çamur koyuldu. Karşılaştırma yapmak amacıyla yine 1/1'lik oranla anaerobik çamur ve ham aktif çamurla karıştırılmış örneklerde test için hazırlandı. Her bir şişeye anaerobik şartları sağlamak için NaT sulu çözeltisi ve bikarbonat alkalinitesini sağlamak için ise  $\text{NaHCO}_3$  sulu çözeltisi ilave edildi. Her bir anaerobik reaktörün pH değeri 7'ye ayarlandıktan sonra ağızları iyice kapatılarak 35 °C'de inkübatöre yerleştirildi ve her gün metan gaz üretim miktarı kaydedildi. Tabloda kontrol ve ön arıtılmış çamur için metan üretim miktarları gösterilmiştir. Ön arıtılmış çamur ve ham çamurun SMA testi sonuçları Tablo 4.4'de verilmiştir.

Tablo 4.4. Ön arıtılmış çamur ve ham çamurun SMA testi sonuçları

Reaksiyon süresi (gün)	Günlük Üretilen Metan miktarı (ml)					
	Kontrol (ön arıtılmamış)			Ön arıtılmış		
	Şişe 1	Şişe 2	Şişe 3	Şişe 1	Şişe 2	Şişe 3
1	10	7,5	11	16	8	16
2	11	9,5	13	22,5	16	26
3	13	11,5	14	27	18,2	27,8
4	14,5	14	15,5	31	20,5	30
5	17,5	17,5	15,5	32	22,5	32,5
6	21,5	21,5	17,5	36	25,5	36
7	21,5	22,6	19,7	36	27,5	37
8	21,33	23,6	20,1	36	29	37
9	21,57	23,9	20,7	36,3	30,1	37
10	21,7	24,4	21,1	37,2	30,9	37,2
11	22,2	25,1	21,2	37,2	31,1	37,3
12	22,7	25,2	21,2	37,5	31,6	37,4
13	22,7	25,2	21,2	38,3	31,6	38,6
14	23,5	25,5	21,2	38,9	31,6	39,8
15	23,5	25,7	21,2	38,9	31,6	39,8
16	23,7	25,8	21,2	38,9	31,6	40,1
17	23,9	26,1	21,2	38,9	31,6	40,2
18	24,5	26,1	21,2	40,6	31,6	42,3
19	24,6	26,2	21,2	40,6	31,6	42,3
20	24,8	26,2	21,2	40,6	31,6	43,6
21	22,9	24,5	20,5	40,7	31,6	43,8
22	21,5	22,6	19,7	40,7	31,6	43,8

Bu veriler ışığında 22 günlük inkübasyon süresi boyunca metan gazı üretimindeki değişim grafiksel olarak Şekil 4.8’de verilmiştir. Şekilde görüleceği üzere ilk altı günlük anaerobik çürüme sonunda metan üretimi kontrole göre oldukça fazladır. Metan miktarı kontrol reaktöründe 6 günün sonunda 9,25 ml’den 19,88 ml’ye yükselmiş, ön arıtım reaktöründe ise 13,3 ml’den 33,5 ml’ye yükselmiştir. Metan üretim miktarı ilk hafta ön arıtım reaktöründe kontrole göre daha yüksek bulunmuştur. Arıtımın ilk haftasından sonra her iki reaktöre de metan miktarı çok az artış göstermiş ve 18. günün sonunda stabil hale gelmiştir. Ön arıtılmış çamur özellikle arıtımın ilk haftasında kontrole göre % 80 artmış, 22 günlük arıtım süresi sonunda ise artış miktarı % 95 olarak bulunmuştur.

Deney sonucu gösterdi ki, yüksek performans darbe tekniği ile ön arıtılmış çamurun metan verimi, ham çamurla karşılaştırıldığında yaklaşık % 100 artış göstermiştir.



Şekil 4.8. Ön arıtılmış çamur ve ham çamurun SMA testi sonuçları

## 5. TARTIŞMA VE SONUÇLAR

Bu çalışmada atıksu arıtma işleminde açığa çıkan atık aktif çamurun YPDT ile dezentegrasyonu ve ön arıtılmış çamurun anaerobik ayrışma performansı incelenmiştir. Çalışma sonucu göstermiştir ki YPDT ile çamurun ön arıtımı ile çamurun karakteristik özellikleri değişmekte ve metan üretim miktarı artmaktadır.

İlk olarak atık aktif çamurun ve SMA testi için kullanılan anaerobik çamurun karakteristik özellikleri belirlenmiştir. Bir sonraki aşamada YPD teknolojisinin işletim parametreleri (optimum pH, sıcaklık, iletkenlik, voltaj değeri ve akış hızı) araştırılmıştır. Optimum voltaj değerinin bulunması için farklı voltaj değerlerinde arıtım yapılmış ve uygulanacak voltaj değeri 30 kV olarak bulunmuştur. pH değerinin bulunması için çamura NaOH ve H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> eklenerek farklı pH değerlerinde arıtım yapılmış ve optimum pH değeri 7,5 olarak bulunmuştur. Sıcaklık değerinin bulunması için çamurun sıcaklığı manyetik ısıtmalı karıştırıcı ile farklı sıcaklık değerlerine ayarlanarak arıtım yapılmış ve optimum sıcaklık değeri 20 °C olarak bulunmuştur. İletkenlik değerinin bulunması için çamura 0,01 M NaCl eklenerek farklı iletkenlik değerlerinde arıtım yapılmış ve optimum iletkenlik değeri 5 mS/cm olarak bulunmuştur. Voltaj değerini belirlemek için farklı voltaj değerlerinde arıtım yapılmış ve optimum voltaj değeri 30 kV olarak bulunmuştur. Akış hızını belirlemek için çamur peristaltik pompa ile farklı akış hızlarında reaktöre verilmek suretiyle arıtılmış ve optimum akış hızı 20 ml/dak olarak bulunmuştur. Arıtım sayısını belirlemek için çamurun YPDT reaktörüne devir ettirilmesi suretiyle arıtım yapılmış ve yeterli arıtım sayısı 4 olarak bulunmuştur.

Optimum şartlarda yapılan arıtım neticesinde ulaşılan sonuçlar incelendiğinde dezentegrasyon derecesinde ham çamura oranla %50'lik bir artış olduğu görülmüştür. Performans değerlendirmesi açısından önemli bir parametre olan dezentegrasyon derecesi (DD) parametresi çamurun dezentegrasyon işlemi

sonrasında indirgenabilirlik özelliğini değerlendirmek amacıyla kullanılmaktadır. Yine optimum şartlarda yapılan arıtım neticesinde, ham çamurun TKOİ değeri 607 iken arıtmadan sonra 764'e yükselerek %26 verim elde edilmiştir. Ham çamurun ÇKOİ değeri 192'den 328'e yükselerek %71 verim elde edilmiştir. Kimyasal Oksijen İhtiyacı endüstriyel ve evsel atıksuların kirlilik derecesini belirlemede kullanılan önemli bir parametredir. Bu değerlerin gösterdiği artış verimi belirleyen önemli parametrelerdendir. Optimum şartlarda yapılan arıtım neticesinde, ham çamurun TN değeri 10,4 iken arıtılmış çamur 15,2'ye yükselerek %46 verim sağlanmıştır. Azot miktarları atıksu içerisindeki bakterilerin biyolojik çoğalması, dolayısıyla çamurun biyolojik olarak parçalanabilmesi için büyük öneme sahiptir. Bu yüzden TN değerindeki artış önemlidir. Optimum şartlarda yapılan arıtım neticesinde, ham çamurun TP değeri 14,8 iken arıtılmış çamurun değeri 21,1'e yükselerek %42 verim elde edilmiştir. Fosforun biyolojik arıtmada, besi maddesi olarak görev yapması nedeni ile çalışmada artış göstermesi biyolojik parçalanabilirlik açısından önemlidir.

Yüksek darbeli anaerobik arıtımın, atık aktif çamur üzerindeki etkisini görmek için SMA testi yapılmıştır. Yapılan test sonucunda, ham çamurun ürettiği metan miktarı 451,5 ml olarak bulunmuştur. Ön arıtılmış çamurun ürettiği metan miktarı ise 731,4 ml olarak bulunmuştur. YPDT ile ön arıtılmış çamurun metan üretimi, ham çamura oranla yaklaşık % 100 artmıştır.

Deney sonuçları göstermiştir ki; bir dezentegrasyon yöntemi olarak yüksek performanslı darbe tekniği başarılı bir arıtım sağlayan kullanılabilir bir prosestir.

Benzer çalışmaları yapan araştırmacıların çoğunluğu metan üretimini yükseltmeyi hedef almışlardır ve karşılaştırma yapıldığında bu çalışmada YPDT'nin metan üretim veriminin yüksek olduğu görülmüştür. Loeffler vd. 140 kV'da yaptıkları çalışmada %30 KOİ verimi sağlamışlardır. Uyguladıkları yüksek voltaj değeri göz önüne alındığında KOİ verimleri yaptığımız çalışmaya nazaran

düşüktür. Choi vd. yaptıkları çalışmada ÇKOİ/TKOİ oranında 4,5 kat artış ve metan üretiminde 6,5 kat artış sağlamışlardır. Bu değer bizim çalışmamızla kıyaslandığında oldukça yüksektir. Ancak bu çalışmada termal dezentegrasyon yöntemi de kullanılmıştır. Bu yüzden tam anlamıyla kıyas yapmak doğru değildir. Haug vd., Wang vd., Bien ve Weemaes yaptıkları çalışmalarda diğer dezentegrasyon yöntemleriyle çalışmışlardır. Dezentegrasyon yöntemi açısından karşılaştırma yapıldığında YPDT teknik anlamda daha etkili ve uygulanabilir bir arıtım teknolojisi sunmaktadır.

Ayrıca, ülkemizde ve dünyada atıksuların YPDT teknolojisi kullanılarak arıtımı, anaerobik çürütme sürecinin performansını artırmak ve ekonomik, işletim ve fazlalık problemlerinin çözümü için yeni bir çözüm getirmektedir.

Türkiye’de bu teknoloji kullanılarak yapılan atıksu arıtımına yönelik çalışmalar yoktur. Bu proje ile ülkemiz açısından önemli bilimsel ve teknolojik gelişmeler beklenmektedir ve bu proje sayesinde akademik anlamda önemli bir başlangıç yapılmıştır.

## KAYNAKLAR

- Abu-Orf, M.M., Griffin, P., Dentel, S.K., (2001). Chemical and pHyysical pretreatment of ATAD biosolids for dewatering. *Water Science and Technology*, 44, 10, 309-314.
- Ayol A, Filibeli A., Sir D., Kuzyaka E., (2007). Aerobic and anaerobic bioprocessing of activated sludge: Floc disintegration by enzymes. Proceedings of IWA Specialist Conference on Facing Sludge Diversities: Challenges, Risks, and Opportunities, 755-764, Antalya.
- Barjenbruch, M., Kopplow, O., (2003). Enzymatic, mechanical and thermal pre-treatment of surplus sludge, *Advances in Environmental Research*, 7, 715-720.
- Bian W, Zhou M, Lei L, Formations of Active Species and By-Products in Water by Pulsed High-Voltage Discharge. *Plasma Chemistry and Plasma Processing*, 27: 337-348 (2007)
- Büyükkamacı, N. (2004). Biological sludge conditioning by Fenton's reagent, *Process Biochemistry*, 39, 1503-1506.
- Bougrier, C., Carrère, H., Delgenes, J. P., (2005). Solubilisation of waste-activated sludge by Ultrasonic treatment, *Chemical Engineering Journal*, 106, 163-169.
- Bougrier, C., Carrère, H., Delgenes, J. P., (2007). Impacts of thermal pre-treatments on the semi-continuous anaerobic digestion of waste activated sludge.
- Bougrier, C., Carrère, H., Delgenes, J. P., (2008). Effects of thermal treatments on five different waste activated sludge samples solubilisation, pHyysical properties and anaerobic digestion.
- Carrère H., Dumas C., Battimelli A., Batstone D.J., Delgenès J.P., Steyer J.P., Ferrer I. (2010) Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: a review. *Journal of hazardous compounds*, 183: 1-15. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.06.129
- Chang C., Ying-Shih Ma, Lo, C., (2002). Application of oxidation-reduction potential as a controlling parameter in waste activated sludge hydrolysis, *Chemical Engineering Journal*, 90, 273-281.
- Choi a, Seung-Woo Jeong b, Youn-jin Chung c Enhanced anaerobic gas production of waste activated sludge pretreated by pulse power technique, Division of Environmental and Urban Engineering, Ajou University, Suwon 443-749, Korea. 2005

- Choi H, Jedrychowski W, Spengler J, Camann DE, Whyatt RM, Rauh V, et al. International studies of prenatal exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and fetal growth. *Environ Health Perspect.* 2006;114:1744–1750. (PMC free article) (PubMed)
- Del Borghi, A., Converti, A., Pallazi, E., Del Borghi, M., (1999). Hydrolysis and thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste, *Bioprocess Eng.*, 20, 553–560.
- Devlieghere, F., Vermeulen, A., Debevere, J., 2004. Chitosan: antimicrobial activity, interactions with food components and applicability as a coating on fruit and vegetables. *Food Microbiology* 21, 703-714.
- Dewil, R., Baeyen, J., Neyens, E., (2005). Fenton peroxidation improves the drying performance of waste activated sludge, *Journal of Hazardous Materials*, B117, 161-170.
- Diels AM, Michiels CW, (2006). High-pressure homogenization as a non-thermal technique for the inactivation of microorganisms.
- Dohányos, M., Záborská, J., Kutil, J., Jeníček, P., (2004). Improvement of anaerobic digestion of sludge, *Water Science and Technology*, 49, 10, 89–96.
- Eastman JA, Ferguson JF (1981) Solubilization of particulate organic carbon during the acid phase of anaerobic digestion. *J Water Pollut Control Fed* 53:352–366
- El-Fadel, M., Findikakis, A.N., Leckie, J.O., 1996. Temperature effects in modeling solid waste biodegradation. *Environ. Technol.* 17 (9), 915–935.
- Eliosov, B., Argaman, Y., 1995. Hydrolysis of particulate organics in activated sludge systems. *Water Res.* 29 (1), 155–163.
- Erden G., Demir O., Filibeli a., (2010). Disintegration of biological sludge: Effect of ozone oxidation and ultrasonic treatment on aerobic digestibility.
- Erden K. G., Filibeli., A., (2006). Arıtma çamuru dezentegrasyonu, İTÜ 10. Endüstriyel Kirletme Kontrolü Sempozyumu 7- 9 Haziran 2006, İstanbul.
- Everett, J. G., (1973). Recent developments in heat treatments, *J. Water Pollut. Control Fed.*, 50, 1, 73-75.
- Fazli N., Badrul and M. Hamdi (2010). New technique of mechanical pulse jet coolant delivery system for minimal quantity lubricant (MQL) operation

- Filibeli, A., (1998). *Arıtma Çamurlarının İşlenmesi*. Dokuz Eylül Üniversitesi Yayınları No:225, ISBN 975-441-117-4.
- Filibeli, A., Büyükkamacı, N., Ayol, A., (2000). *Anaerobik Arıtma*. Dokuz Eylül Üniversitesi Yayınları No:280, ISBN 975-441-154-9
- Filibeli, A., Erden Kaynak, R., (2006). Dokuz Eylül Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Kaynaklar Kampüsü, 35160, Buca, İzmir. İTÜ dergisi/e su kirlenmesi kontrolü Cilt:16, Sayı:1-3, 3-12.
- Fiter M, Canut A, Ruiz B, Ferrer C and Pascual A, 2009. Enhancement of waste sludge disintegration by ozone combined with ultrasound pre-treatment. Ainia Technological Centre. Parc Tecnològic de València. C/Benjamin Franklin 5-11. E-46980 Paterna. València. Spain.
- Forster, C. F., Fernandez, N., Chacin, E., (2000). The use of ultrasound to enhance the thermophilic digestion of waste activated sludge, *Environmental Technol.*, 21, 357 – 362.
- Frølund, B., Palmgren, R., Keiding, K., Neilsen, P.H., 1996. Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cation exchange resin. *Water Res.* 30 (8), 1749–1758.
- Goel, R., Mino, T., Satoh, H., Matsuo, T., (1998). Enzyme activities under anaerobic and aerobic conditions in activated sludge sequencing batch reactor, *Water Research*, 32, 7, 2081–2088.
- Gonze, E., Fourel, L., Gonthier, Y.; Boldo, P.; Bernis, A., (1999). Wastewater pretreatment with ultrasonic irradiation to reduce toxicity, *Chemical Engineering journal*, 73, 93-100.
- Gossett, J.M., Belser, R.L., 1982. Anaerobic digestion of waste activated sludge. J. Environ. Eng. Division, ASCE 108(EE6), 1101–1120.
- Gottschalk, C., Libra, j. A., Saupe, A., (2000). Ozonation of water and wastewater, Wiley-VCH, Weinheim
- Han Y. Lee', Han N. Choi, Yoon J. Jung and Han S. Uhm SEWAGE SLUDGE TREATMENT BY ARC DISCHARGE *Ajou University San 5 Wonchon-Dong, Paldal-Gu. Suwon 442- 749, Korea*
- Hanay Ö., Hasar H. Fırat Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü, 23119, Elazığ
- Haug, R.T., Stuckey, D.C., Gossett, J.M., McCarty, P.L., 1978. Effect of thermal pretreatment on digestibility and dewaterability of organic sludges.. J. Water Pollut. Control Fed. 50 (1), 73–85.

- Higgins, M.J., Novak, J.T., 1997. Characterization of exocellular protein and its role in bioflocculation. *J. Environ. Eng.* 123, 479–485.
- Huang, W. S., (1995). The solubility and digestion property of applying ultrasound and alkaline to waste activated sludge (WAS). Master Thesis, Graduate Institute of Environmental Science, Tunghai University, Taichung, Taiwan, ROC.
- Jewell W.J., Kabrick M., (1978). Autoheated aerobic thermophilic digestion with air aeration, 51st Annual Water Pollution Control federation Conference, Anaheim, California.
- Kelly G.H., (1999). Comparing North American biosolids treatment of thermophilic aerobic digestion, thermal-chemical and heat drying technologies, Proceeding of the 4 th. European Biosolids and Organic Residuals Conference, Wakefield, UK.
- Kelly, H.G., Donal S. M., (2003). Autothermal thermophilic aerobic digestion research application and operational experience, WEFTEC 2003 Workshop W104, Thermophilic Digestion, Los Angeles, CA., October 11, 2003.
- Kepp, U., Solheim, O. E., (2001). Meeting increased demands on sludge quality – experience with full scale plant for thermal disintegration, 9th World Congress Anaerobic Digestion 2001, September 2-6, 2001, Antwerpen, Belgium.
- Khanal, S.K., Grewell, D., Sung, S., Van Leeuwen, J., 2007. Ultrasound applications in wastewater sludge pretreatment: a review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 37 (4), 277–313.
- Kim UK, Jorgenson E, Coon H, Leppert M, Risch N, Drayna D (2003) Positional cloning of the human quantitative trait locus underlying taste sensitivity to phenylthiocarbamide. *Science* 299:1221–1225.(PubMed) (Cross Ref)10.1126/science.1080190
- King, R. O., Forster, C. F., (1990). Effects of sonication on activated sludge, *Enzyme Microb. Technol.*, 12, 109–115.
- Lai, T.E., NopHaratana, A., Pullammanappallil, P.C., Clarke, W.P., (2001). cellulolytic activity in leachate during leach-bed anaerobic digestion of municipal solid waste, *Biores. Technol.*, 80, 205– 210.
- Lapara, T. M., Alleman, J. E., (1998). Thermophilic aerobic biological wastewater treatment, *Water Research*, 33, 4, 895-908.

- Lehne, G., Müller, A. J., Schwedes, J., (2001). Mechanical disintegration of sewage sludge, *Water Science&Technology* 43, 1, 19-26.
- Lin, J. G., Chang, C. N., (1995). Solubilization kinetics of waste activated sludge with chemical pretreatment. Proceeding 5th IAWQ Asian Regional Conference On Water Quality And Pollution Control, 660-665.
- M. Loeffler, W. Schmidt, R. Schuhmann, A. Röttering University of Applied Sciences Gelsenkirchen Neidenburger Str. 10, D-45877 Gelsenkirchen, Germany
- Metcalf & Eddy (2004). *Wastewater Engineering: Treatment And Reuse Fourth Edition*. Revised by G. Tchobanoglous, F. L. Burton, H. D. Stensel, The McGraw- Hill Companies, Inc., New York, USA.
- Mizuno, A. and Hori, Y. 1988. Destruction of living cells by pulsed high-voltage application. *IEEE Transaction on Industrial Application* 24: 387-394.
- Muller, J.A., (2000b). Pretreatment processes for the recycling and reuse of sewage sludge. *Water Sci. Technol.*, 42 (9), 167-174.
- Muller, J.A., 2001. Prospects and problems of sludge pre-treatment processes. *Water Sci. Technol.* 44 (10), 121-128.
- Muller J.A., (2003). Conditioning, thickening and dewatering of mechanically disintegrated excess sludge. *Seperation Science and Technology*, 38(4), 889-902.
- Muller J.A., Winter A., Strünkmann G. (2004). Investigation and assessment of sludge pre-treatment processes. *Water Science and Technology*, 49(10), 97-104.
- Ni, B.J., Fang, F., Rittmann, B.E., Yu, H.Q., 2009. Modeling microbial products inactivated sludge under feast-famine conditions. *Environ. Sci. Technol.* 43 (7), 2489-2497.
- Neyens, E., Baeyens, J., Weemaes, M., De Heyder, B., (2003). Pilot scale peroxidation (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) of sewage sludge, *Journal of Hazardous Materials*, B9, 8, 91-106.
- Novak, J.T., Sadler, M.E., Murty, S.N., 2003. Mechanisms of floc destruction during anaerobic digestion and the effect on conditioning and dewatering of biosolids. *Water Res.* 37 (13), 3136-3144.
- Onyeche, I. T., (2003). Advanced anaerobic digestion of sludge through high pressure homogenisation, *The Journal of Solid Waste Technology and Management*, 29, 1, 56-61.

- Otte-Witte, R., Wünsch, M., Hodder, M., (2000). Sludge disintegration by Lysate thickening centrifuge, 5th Biosolids Conference, Wakefield, UK.
- P.C., Wouters, N., Dutreux, J.P.P.M., Smelt, H.L.M., Lelieveld, Effects of Pulsed Electric Fields on Inactivation Kinetics of *Listeria innocua*, Applied and Environmental Microbiology (1999) 5364–5371.
- Penaud, V., Delgenes, J.P., Torrijos, M., Moletta, R., Vanhoutte, B., Cans, P., 1997. Definition of optimal conditions for the hydrolysis and acidogenesis of pharmaceutical microbial biomass. Process Biochem. 32 (6), 515–521.
- Rajan, R. V., Lin, J.-G. & Ray, B. T., (1989). Lowlevel chemical pretreatment for enhanced sludge solubilization, *Res. J. Water Pollut. Control Fed.*, **61**, 1678–1683.
- Residua, (2003). *Anaerobic digestion*. Warmer Bulletin.
- Rittmann, B.E., Lee, H.S., Zhang, H., Jared, A., Banaszak, J.E., Lopez, R., 2008. Full-scale application of Focused-Pulsed pre-treatment for improving biosolids digestion and conversion to methane. Water Sci. Technol. 58 (10), 1895–1901.
- Park, C., Abu-Orf, M.M., Novak, J.T., 2003. Predicting the digestibility of waste activated sludges using action analysis, in: WEFTEC 76th Annual Conference and Exhibition, Los Angeles, California, USA.
- Sheng, G.P., Yu, H.Q., Li, X.Y., 2006. Stability of sludge flocs under shear conditions: roles of extracellular polymeric substances (EPS). Biotechnol. Bioeng. 93 (6), 1095–1102.
- SKKY, 2004. Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, Resmi Gazete Tarihi: 31.12.2004 Resmi Gazete Sayısı: 25687.
- Rittmann, B.E., McCarty, P.L., 2001. Environmental Biotechnology: Principles and Applications. McGraw Hill, New York, USA.
- Rittmann, B.E., Lee, H.S., Zhang, H., Jared, A., Banaszak, J.E., Lopez, R., 2008. Full-scale application of Focused-Pulsed pre-treatment for improving biosolids digestion and conversion to methane. Water Sci. Technol. 58 (10), 1895–1901.
- San Pedro, D.C., Mino, T., Matsuo, T., 1994. Evaluation of the rate of hydrolysis of slowly biodegradable COD (SBCOD) using starch as a substrate under anaerobic, anoxic and aerobic conditions. Water Sci. Technol. 30 (11), 191–199.

- Speece RE. 1996. *Anaerobic biotechnology for industrial wastewater*. Nashville Tennessee, USA: Archae Press.
- Sunka P., Babicky V., Clupek M., Lukes P., Simek M., Schmidt J., Cernak M., 1999. Generation of chemically active species by electrical discharges in water, *Plasma Sources Sci. Technol.* 8 (2), 258-265.
- Tiehm, A., Nickel, K., Neis U., (1997). The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge, *Water Science and Technology*, 36, 11, 121–128.
- Tiehm, A., Nickel, K., Zellhorn, M., Neis U., (2001). Ultrasonic waste Activated Sludge Disintegration for Improving Anaerobic Stabilization, *J. Water Res.*, 35, 8 123 - 130.
- Topfl, S., 2006. Pulsed Electric Field (PEF) for Permeabilization of Cell Membranes in Food and Bioprocessing: Applications, Process and Equipment Design and Cost Analysis. PH.D. Dissertation, Berlin University of Technology, Berlin.
- Toraman O., Katircioğlu D., 2010. A study on the effect of process parameters in stirred ball mill.
- Vavilin, V.A., Rytov, S.V., Lokshina, L.Y., 1996. A description of hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic matter. *Bioresour Technol.* 56 (2–3), 229–237.
- Vlyssides, A., Karlis, P., (2004). Thermal-alkaline solubilization of waste activated sludge as a pre-treatment for anaerobic digestion. *Bioresource Technology* 91, 201–206.
- Vranitzky, R., Lahnsteiner, J., (2005). *Sewage Sludge Disintegration Using Ozone –A Method of Enhancing the Anaerobic Stabilization of Sewage Sludge*. VA TECH WABAH, R&D Process Engineering, Siemensstrasse 89, A-1211 Vienna, Austria.
- Wang, Q., Kuninobu, M., Kokimoto, K., Ogawa, H. I., Kato, Y., (1999). Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by ultrasonic pretreatment, *Bioresource Technol.*, 68, 309 – 313.
- Weemaes, C. A., Ludikhuyze, L. R., Broeck, I. v. d., & Hendrickx, M. E. (1998b). Kinetics of combined pressure–temperature inactivation of avocado polyphenoloxidase. *Biotechnology & Bioengineering*, 60, 292–300.
- Winter, A., (2002). Minimisation of costs by using disintegration at a full-scale anaerobic digestion plant, *Water Science and Technology*, 46, 4-5, 405-412.

Yıldız Ş, Yılmaz E, Ölmez E (2009). Eysel Nitelikli Arıtma Çamurlarının Stabilizasyonla Bertaraf Alternatifleri: İstanbul Örneği

Yoshio S., Tetruşo F., Hidenari Y., Masahide S., (1997). An activated sludge process without excess sludge production. *Water Science and Technology*, 36, 11, 163–170.

Zhang, P., Zhang, G., Wang, W., (2006). Ultrasonic treatment of biological sludge: Floc disintegration, cell lysis and inactivation, *Bioresource Technology*, In Press, Corrected Prof.

[htTP://www.jomueller.de/english/indexengl.html](http://www.jomueller.de/english/indexengl.html),  
(06.05.2014)

## **ÖZGEÇMİŞ**

Adı Soyadı : Ümran Uysal  
Doğum Yeri ve Yılı : Bolvadin, 1988  
Medeni Hali : Bekar  
Yabancı Dili : İngilizce  
E-posta : umran.uysal@hotmail.com

### **Eğitim Durumu**

Lise : Bolvadin Anadolu Lisesi, 2006  
Lisans : SDÜ, Mühendislik Mimarlık Fakültesi, Çevre Mühendisliği, 2010

### **Mesleki Deneyim**

İz Çevre Mühendislik Danışmanlık 2010-2013