

**T.C.
PAMUKKALE ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

**PEROKSİDİSÜLFAT KULLANIMININ ÇAMUR
DEZENTEGRASYONU VE SU VERME ÖZELLİKLERİ
ÜZERİNE ETKİSİNİN ARAŞTIRILMASI**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

CİHAN TOPUZ

DENİZLİ, AĞUSTOS - 2019

**T.C.
PAMUKKALE ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**



**PEROKSİDİSÜLFAT KULLANIMININ ÇAMUR
DEZENTEGRASYONU VE SU VERME ÖZELLİKLERİ
ÜZERİNE ETKİSİNİN ARAŞTIRILMASI**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

CİHAN TOPUZ

DENİZLİ, AĞUSTOS - 2019

KABUL VE ONAY SAYFASI

CİHAN TOPUZ tarafından hazırlanan "PEROKSİDİSÜLFAT KULLANIMININ ÇAMUR DEZENTEGRASYONU VE SU VERME ÖZELLİKLERİ ÜZERİNE ETKİSİNİN ARAŞTIRILMASI" adlı tez çalışmasının savunma sınavı 22.08.2019 tarihinde yapılmış olup aşağıda verilen jüri tarafından oy birliği / oy çokluğu ile Pamukkale Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı Yüksek Lisans Tezi olarak kabul edilmiştir.

Jüri Üyeleri

İmza

Danışman
Doç. Dr. Gülbin ERDEN

Üye
Prof. Dr. Osman Nuri AĞDAĞ

Üye
Doç. Dr. Neval BAYCAN



Pamukkale Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun
10/09/2019 tarih ve ..36/29... sayılı kararıyla onaylanmıştır.



Prof. Dr. Uğur YÜCEL

Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürü

Bu tezin tasarımı, hazırlanması, yürütülmesi, araştırmalarının yapılması ve bulgularının analizlerinde bilimsel etiğe ve akademik kurallara özenle riayet edildiğini; bu çalışmanın doğrudan birincil ürünü olmayan bulguların, verilerin ve materyallerin bilimsel etiğe uygun olarak kaynak gösterildiğini ve alıntı yapılan çalışmalara atfedildiğine beyan ederim.



CİHAN TOPUZ

ÖZET

PEROKSİDİSÜLFAT KULLANIMININ ÇAMUR DEZENTEGRASYONU VE SU VERME ÖZELLİKLERİ ÜZERİNE ETKİSİNİN ARAŞTIRILMASI

YÜKSEK LİSANS TEZİ

CİHAN TOPUZ

PAMUKKALE ÜNİVERSİTESİ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

(TEZ DANIŞMANI:DOÇ. DR. GÜLBİN ERDEN)

DENİZLİ, AĞUSTOS - 2019

Yürütülen yüksek lisans tezi kapsamında Peroksidisülfat (PDS) kullanımı ile sülfat radikalleri rolüyle evsel atıksu arıtma çamurlarının anaerobik yöntemle stabilizasyonu öncesinde çamur dezentegrasyonu amacıyla kullanılabilirliği araştırılmıştır. Bunun yanı sıra PDS kullanımı, mekanik su alma işlemi öncesinde çamurların su verme özelliklerini geliştirmek amacıyla bir şartlandırma işlemi olarak değerlendirilmiştir. Çalışmada PDS kullanımı Denizli’de bulunan evsel atıksuların arıtıldığı Denizli Evsel Atıksu Arıtma Tesisi’nden alınan çamurlara uygulanmıştır. Çalışmada ilk olarak proses koşullarının hem dezentegrasyon hem de şartlandırma açısından optimize edilmesine yönelik çalışmalar yürütülmüştür. Dezentegrasyon yöntemi için en uygun koşullar tayin edildikten sonra anaerobik çamur çürüme çalışmaları biyokimyasal metan potansiyeli (BMP) testi ile yürütülmüştür. Yüksek lisans tezi deneysel çalışmalarından elde edilen sonuçlar, PDS kullanımının çamur dezentegrasyonu amacıyla kullanılabileceğini göstermiştir. Çalışma sonucunda PDS kullanılan çamurların su verme özelliklerini geliştirdiği belirlenmiştir.

ANAHTAR KELİMELER: Arıtma Çamuru, Anaerobik Çürüme, Dezentegrasyon, Peroksidisülfat, Su Verme

ABSTRACT

INVESTIGATION OF THE EFFECT OF PEROXIDISULPHATE USE ON SLUDGE DISINGENRATION AND DEWATERING PROPERTIES

MSC THESIS

CİHAN TOPUZ

PAMUKKALE UNIVERSITY INSTITUTE OF SCIENCE

ENVIRONMENTAL ENGINEERING

(SUPERVISOR:ASSOC. PROF. DR. GÜLBİN ERDEN)

DENİZLİ, AUGUST

Within the scope of the master thesis, sludge disintegration was investigated before the stabilization of domestic wastewater treatment sludges by anaerobic method with peroxydisulphate (PDS) role as sulfate radicals. In addition, the use of PDS was considered a conditioning process to improve the quenching properties of sludges prior to mechanical quenching. In this study, the use of PDS was applied to sludges taken from Denizli Domestic Wastewater Treatment Plant where domestic wastewater is treated. In the study, firstly, studies were carried out to optimize the process conditions both in terms of disintegration and conditioning. After determining the most suitable conditions for disintegration method, anaerobic sludge decay studies were carried out with biochemical methane potential (BMP) test. The results of the experimental studies showed that the use of PDS can be used for sludge disintegration. As a result of the study, it was determined that the sludges used in PDS improved the quenching properties.

KEYWORDS: Sewage Sludge, Anaerobic Digestion, Disintegration, Peroxydisulphate, Dewatering

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖZET.....	i
ABSTRACT	ii
İÇİNDEKİLER	iii
ŞEKİL LİSTESİ.....	v
TABLO LİSTESİ	vi
ÖNSÖZ.....	vii
1. GİRİŞ.....	1
2. LİTERATÜR ÖZETİ.....	3
3. ANAEROBİK ÇÜRÜME	10
3.1 ANAEROBİK ÇÜRÜME BASAMAKLARI.....	12
3.1.1 Hidroliz	13
3.1.2 Asit Üretimi	14
3.1.3 Metan Üretimi.....	14
4. DEZENTEGRASYON VE SU VERME	16
4.1 DEZENTEGRASYON.....	16
4.1.1 Dezenegrasyon Derecesi.....	17
4.1.2 Dezenegrasyon Yöntemleri	18
4.1.2.1 Mekanik Dezenegrasyon.....	18
4.1.2.1.1 Vurgulu Elektrik Alan	19
4.1.2.1.2 Karıştırıcı Bilyeli Değirmenler	19
4.1.2.1.3 Yüksek Basınçlı Homojenizasyon Ünitesi	20
4.1.2.1.4 Lysate Santrüfuj Yoğunlaştırıcı.....	20
4.1.2.2 Kimyasal Dezenegrasyon.....	21
4.1.2.2.1 Fenton Arıtımı.....	21
4.1.2.2.2 Ozon Arıtımı	22
4.1.2.2.3 Alkali Dezenegrasyon.....	23
4.1.2.3 Termal Dezenegrasyon	23
4.1.2.4 Biyolojik Dezenegrasyon.....	24
4.2 SU VERME.....	25
5. PEROKSİDİSÜLFAT OKSİDAYONU	28
6. GEREÇLER VE YÖNTEM.....	29
6.1 YANIT YÜZEY İSTATİSTİKSEL DENEY MODELİ	29
6.2 BİYOKİMYASAL METAN POTANSİYELİ (BMP) TESTİ.....	30
6.3 ÇAMUR ŞARTLANDIRMA	32
6.4 ANALİTİK METOTLAR	32
7. BULGULAR VE TARTIŞMA	34
7.1 ÇAMUR ÖZELLİKLERİ	34
7.2 PEROKSİDİSÜLFAT KULLANIMININ ÇAMURLARIN SU VERME ÖZELLİKLERİ ÜZERİNE ETKİSİ	35
7.3 PEROKSİDİSÜLFAT KULLANIMININ ÇAMURLARIN DEZENTEGRASYONU ÜZERİNE ETKİSİ.....	38
7.4 DEZENTEGRASYON SONRASINDA ÇAMURLARIN ANAEROBİK PARÇALANABİLİRLİĞİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ.....	41
8. SONUÇ VE ÖNERİLER	43

9. KAYNAKLAR.....	44
10. ÖZGEÇMİŞ.....	53

ŞEKİL LİSTESİ

	<u>Sayfa</u>
Şekil 3. 1: Anaerobik Çürüme Basamakları.....	13
Şekil 6. 1: BMP deney düzeneği.....	32
Şekil 6. 2: KES Testi düzeneği	33
Şekil 7. 1: KES değerinin sıcaklık fonksiyonu olarak artan konsantrasyon ile değişimi	37
Şekil 7. 2: DD değerinin sıcaklık fonksiyonu olarak artan konsantrasyon ile değişimi	40
Şekil 7. 3: BMP Testi Sonuçları.....	41

TABLO LİSTESİ

Sayfa

Tablo 6. 1: Yanıt Yüzey Metoduna göre Belirlenen Deney Koşulları.....	30
Tablo 6. 2 Vanderbilt mineral ortamı.....	31
Tablo 7. 1: Ham Çamur ve Aşı Çamur Özellikleri	34
Tablo 7. 2: E_{KES} için Yanıt Yüzey Modeli ANOVA Tablosu.....	35
Tablo 7. 3: Deneyler sonucunda gözlenen ve Yanıt Yüzey istatistiksel deney modelinde beklenen KES değerleri.....	36
Tablo 7. 4: DD için Yanıt Yüzey Modeli ANOVA Tablosu	39
Tablo 7. 5: Deneyler sonucunda gözlenen ve Yanıt Yüzey istatistiksel deney modelinde beklenen DD değerleri.....	39
Tablo 7. 5: Deneyler sonucunda gözlenen ve Yanıt Yüzey istatistiksel deney modelinde beklenen DD değerleri (devamı)	40

ÖNSÖZ

Yüksek lisans tez çalışmam boyunca beni en iyi şekilde destekleyen, her zaman yanımda olduğunu hissettiren, bilgi, tecrübe ve görüşleri ile beni hep doğru yönlendiren değerli danışman hocam Doç. Dr. Gülbin ERDEN 'e sonsuz teşekkür ederim.

Laboratuvar çalışmalarım esnasında desteklerini esirgemeyen değerli yüksek lisans arkadaşlarıma teşekkür ederim.

Çalışmalarım sırasında iş yükümü hafifletmeye çalışarak desteklerini esirgemeyen saygıdeğer işverenim ve çalışma arkadaşlarıma teşekkür ederim (KEREM İş Sağlığı ve Güvenliği Dan. Müh. San. ve Tic. Ltd. Şti.).

Beni her zaman olduğu gibi yüksek lisans sürecinde de destekleyen ailem olarak bildiğim dostlarıma teşekkür ederim.

Son olarak benden maddi ve manevi desteklerini hiçbir zaman esirgemeyen, sürekli yanımda olduklarını hissettiren sevgili AİLEME en içten şekilde teşekkür ederim.

1. GİRİŞ

Son yıllarda ülkemizdeki nüfus artışının büyük bir çoğunluğunun şehirlerde olması su kullanımını ve oluşan atıksu miktarını büyük oranda artırmıştır. 2013 ile 2018 yılları arasında il ve ilçe merkezlerindeki nüfusun toplam nüfusa oranı %91,3'den %92,3'e çıkması merkezlerdeki kümeleşmeyi göstermektedir (TÜİK, 2019). Artan şehirli nüfus ile atıksular noktasal olarak daha büyük debilere ulaşmıştır ve atıksuların yönetimi büyük önem kazanmıştır. Oluşan bu atıksuların arıtılmadan doğaya verilmesi doğanın kendini yenileyebilme gücünün üzerinde olması sebebiyle uzun yıllar savaştığımız gereken bir sorun olarak geri dönecektir. 2872 sayılı Çevre Kanunu Geçici Madde 4 hükmü ile Belediyelere hitap ettikleri nüfus büyüklüğüne göre belirli bir süre dahilinde artıma tesislerini faaliyete geçirmeleri konusunda görevlendirme yapılmıştır (ÇK, 1983). (TÜİK, 2019) verilerine göre Atıksu Arıtma Tesisi ile Hizmet Verilen Belediye Nüfusunun Toplam Nüfusa Oranı 2008 yılında %46,1 iken 2016 yılında %70,2'ye yükselerek arıtılan su miktarının büyük oranda artmasını sağlamıştır. Bu arıtma işlemleri sayesinde doğadaki kirlilik yükünün azaltılması, doğaya nispeten daha temiz bir su deşarj edilmesi ile sağlanabilecektir.

Arıtma tesislerinde atıksuyun arıtılması ile oluşan arıtma çamurlarının yönetimi atıksu arıtım süreci içine dahil edilmelidir. Arıtma çamurlarının yönetimi atıksu arıtımı kadar önem arz etmektedir. Arıtma çamurları atıksuya göre daha yüksek konsantrasyonda kirletici ihtiva ettiği için doğru yönetilmediği takdirde çevre ve insan sağlığı açısından büyük risk oluştururlar. Atıksu arıtımı ile sağlanmış olan faydayı tersine çevirmemek için atıksu arıtımını arıtma çamurlarını da içine alacak şekilde değerlendirmek en doğru yaklaşım şeklidir.

Atıksu arıtım sürecindeki en önemli nokta oluşan arıtma çamurunun yasal düzenlemeler çerçevesinde maliyet etkin olarak bertaraf edilmesidir. Atıksu arıtım sürecinde en maliyetli, en çok zaman alan, en karmaşık süreç çamurun işlenmesi ve bertarafa uygun hale getirilmesi aşamasıdır. Bu süreç maliyetli ekipmanlar ve uzmanlık gerektiren bir süreçtir. Bu süreç sonunda arıtma çamurunun bertaraf maliyeti atıksu arıtımının toplam giderlerin yaklaşık yarısını oluşturmaktadır (Low

ve Chase, 1999; Öztürk ve diğ., 2005). Bu kadar maliyetli bir süreç tasarlanırken arıtma çamurunun nasıl bertaraf edileceğine karar verilerek en uygun ekipman ve yöntem seçimi büyük önem kazanmaktadır. Oluşan arıtma çamurunun arıtımı ve bertarafı için yöntem seçimi arıtılacak suyun özellikleri ve uygulanan arıtma süreçleri göz önüne alınarak belirlenmelidir (Öztürk, 2000). Tesislere göre farklılık göstermekle birlikte kentsel atıksular genellikle biyolojik arıtmaya tabi tutulmaktadır. Birçok farklı tipte arıtma çamuru oluşmasına rağmen bu tesislerden oluşan arıtma çamurlarına genellikle biyolojik veya ikincil çamur denilir (Turovskiy ve Mathai, 2006; Andreoli ve diğ., 2007).

Çamur minimizasyonunda son yıllarda dezentegrasyon yöntemleri önem kazanmıştır. Dezentegrasyon işleminde çamura uygulanan işlemler ile çamur flok yapısı bozulmakta, mikroorganizma hücre duvarları parçalanmakta ve hücre içeriğindeki organik çamur bileşenleri sıvı faza geçmektedir. Dezentegrasyon sonucunda, çamur katılarının organik madde içeriği en aza inmekte, dolayısıyla daha az ve daha stabil bir çamur elde etmek mümkün olmaktadır. Bu sebepten dolayı dezentegrasyon yöntemleri genellikle ön arıtım yöntemi olarak çamur minimizasyonu ve ekonomik açıdan önem kazanmıştır.

Yüksek lisans tezinin genel amacı evsel atıksu arıtma tesisi çamurlarının miktarının en aza indirilerek çevreye en az zarar verecek şekilde bertarafının sağlanması ve anaerobik çürüme verim ve hızının artırılarak maksimum enerji elde edilmesidir. Bu amaç doğrultusunda Peroksidisülfat kullanılmıştır.

Peroksidisülfat kullanımı farklı sıcaklıklarda uygulanmış ve çamur dezentegrasyon ve su verme özelliklerinin artırılması çürüme verimi ve oluşan biyogaz artışı hedeflenmiştir. Yapılan çalışmaların sonuçları sonuç bölümünde değerlendirilmiştir.

2. LİTERATÜR ÖZETİ

Atıksu arıtma işlemleri sonucu oluşan arıtma çamurları genellikle sıvı veya yarı katı formda olup kullanılan arıtma işlemleri ve atıksu karakterine bağlı olarak ağırlıkça %0,25–12 oranında katı içermektedir (Metcalf ve Eddy, 2003). Atıksu arıtımında ortaya çıkan çamur miktarı, atıksuyun % 1 – 6'sı arasında az bir miktarını oluşturmakla beraber çamur işleme ünitelerinin yatırım bedeli toplam sistem maliyetinin %30–40'ı, işletme maliyeti ise toplam işletme maliyetinin %50-60'ı kadardır (Low ve Chase, 1999; Öztürk ve diğ., 2005). Çamur, çevresel sebeplerden dolayı çevre sağlığı kriterlerine uygun olarak işlenmeli ve bertaraf edilmelidir (Metcalf & Eddy, 2003). Çamur arıtma ve bertaraf etme ana hedefleri aşağıdaki gibidir (Scholz, 2006):

- Çamurda bulunan organik maddenin dengelenmesi;
- Suyun bir kısmını ayırarak bertaraf edilecek çamur hacminde azalma;
- Patojenlerin imhası;
- Çamur arıtma maliyetlerinin bir kısmını karşılayabilmek için kullanılabilir veya satılabilir yan ürünlerin toplanması; ve
- Çamurun güvenli ve estetik açıdan kabul edilebilir bir şekilde bertaraf edilmesi.

Çamurun işlenmesi, özelliklere ve miktarlara bağlı olmasına rağmen, işleme için kullanılan temel yöntemler, yoğunlaştırma, dengeleme, ıslah, susuzlaştırma ve son bertaraf olarak yakılması ve arazi uygulamasıdır (Spinosa ve diğerleri, 2001).

Çamur yönetiminde stabilizasyon, etkin organik madde azaltılması, patojenlerin uzaklaştırılması ve koku potansiyelinin azaltılması için önemli bir konudur. Bu amaçla, alkalın stabilizasyonu, aerobik ve anaerobik stabilizasyon, aerobik termofilik çürüme ve kompostlama yapılır. Metotlardan anaerobik çürüme, avantajları açısından yaygın olarak kullanılmaktadır. Anaerobik çürümenin diğer işlemlere kıyasla başlıca avantajları; düşük enerji gereksinimi, biyogaz üretimi ve biyobozunur partikül organik maddelerin çamurdaki etkin bir şekilde parçalanması da dahil olmak üzere düşük miktarda fazla çamur üretimidir (Speece, 1996).

Anaerobik çürüme işlemi hidroliz, asitleşme ve metanlaşma gibi birkaç aşamada gerçekleştirilir. Atık aktif çamurun anaerobik çürümesi, 20 veya daha fazla günlük uzun bekleme süreleri ve büyük bir tank hacminin gerekliliği ile sonuçlanan hız sınırlayıcı hidroliz aşaması nedeniyle yavaştır (Li, vd., 1992). Temiz enerji kaynağı olarak kabul edilen biyogaz, stabilizasyon derecesine bağlı olarak anaerobik çürüme sürecinde üretilir. Çamur için en fazla yaklaşık %40 gibi bir bozulma derecesine ulaşılmıştır (Kapp, 1984). Hidroliz ve anaerobik çürüme performansını arttırmak için, anaerobik çürümeyi hızlandırmak ve stabilizasyon derecesini arttırmak amacıyla çamur ön arıtma işlemi olarak flok parçalama işlemi geliştirilmiştir (Bougrier ve diğerleri, 2005; Weemaes ve diğerleri, 2001).

Atıksu çamurunun parçalanması, dışarıdan uygulanan kuvvetlerin çamuru tahrip etmesi olarak tanımlanabilir. Bu kuvvetler fiziksel, kimyasal veya biyolojik nitelikte olabilir. Parçalanma işlemi nedeniyle çamurda sayısız özellik değişikliği meydana gelmiştir (Muller ve ark. 2004). Değişiklikler; çamurdaki mikrobiyal hücrelerin bozulması ile hücre duvarlarının tahrip olması ve hücre içeriğinin serbest bırakılması olarak özetlenebilir; hücre duvarlarının parçalanması ya da bozulması, hücre içerisinde korunan maddelerin salınması ve çözülmesi, organizmaların hücre duvarlarının açılması ve böylece hücrede bulunan maddelerin çözündürülmesidir (Vranitzky ve ark., 2005). Ayırma işlemiyle çamurun artan stabilizasyon derecesi, klasik anaerobik çürümeyi karşılaştırarak daha az çamur üretimi, daha kararlı çamur ve daha fazla biyogaz üretimi sağlar (Wang ve diğerleri, 2005).

Cheng ve Hong (2013) yürütmüş oldukları çalışmada kentsel nitelikli çamura anaerobik çürütücüdeki katı giderimini ve biyogaz üretimini artırmak için ön arıtma olarak basınç altında ozonlama (PAO) işlemi uygulamışlardır. 35°C ve 100 rpm şartlarında çalıştırılan anaerobik reaktöre 0,5-2 aralığındaki çamur/aşı oranlarında şartlandırılmamış aşı çamur verilmiştir. Yapılan deneyler sonucunda 0,8 çamur/aşı oranının en verimli değerlere ulaştığı ve UAKM gideriminin %60, biyogaz üretiminin %800'e kadar arttığı gözlenmiştir. Şartlandırılmış anaerobik bakterilerin gözlendiği uzayan deney süresinde PAO ön arıtımının katı giderimi, KOİ giderimi ve biyogaz üretimi açısından aktif çamur çürümesine katkısı olduğu sonucuna ulaşmışlardır.

Erden ve Filibeli (2010) kentsel biyolojik çamurun ozon oksidasyonu ve ultrasonik arıtma ile dezentegrasyonu üzerinde çalışarak aerobik çamur biyoprosesindeki etkilerini araştırmışlardır. Çamurun aerobik çürütümü sırasında 0,1 g O₃/kg TS ve 9690 kJ/kg TS spesifik enerji elde edildiği belirtilmiştir. Çürümüş çamurun susuzlaştırma karakteristiği açısından ultrasonik arıtmanın çamurun su verme direncini artırmaya sebep olduğu gözlemlenmiştir. Bu olumsuz etki ozon oksidasyonunda gözlenmemiştir. Bu çalışmadaki dezentegrasyon prosesi crown press uygulamasındaki kek katısının gelişmesine katkı sağlamadığı sonucuna varılmıştır.

Mischopoulou ve diğerleri (2015) yürüttükleri çalışmada ozonlama ve ses dalgalarının Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) giderimi ve metan kazanımı üzerine etkilerini çalışmak için farklı işletim koşullarında yüksek melas içeriğindeki ekmek mayası atıksuyuna ozonlama ve ses dalgası uygulamışlardır. Ozon arıtımı ile KOİ miktarında ciddi bir azalma oldu; 5 saatlik reaksiyon zamanının ardından %38'in üzerinde KOİ giderimi ve 20 dakika ozonlama ile dikkate değer bir renk giderimi gözlemlenmiştir. Ses dalgalarının atıksuyun fiziksel karakteristiği üzerine etkisi göz ardı edilebilir ve bu işlem KOİ değerindeki artışla sonuçlanmıştır. Anaerobik deney 37°C de 18 kesikli reaktörde yapılmıştır. 441,6 L CH₄/kg VS ye eşit olan en yüksek metan üretimini sunduğu için sürekli modda en etkili ön arıtma yöntemi ses dalgalarıdır. Ses dalgalarının anaerobik çürümeden sonra kullanıldığında KOİ gideriminde de etkilidir. Ozonlama ön arıtma yöntemi olarak arıtma çamurunun anaerobik parçalanabilirliğini negatif etkilemiş, şahit numuneyle kıyaslandığında metan üretiminde belirgin bir azalma görülmüştür. Yapılan çalışmaya göre; anaerobik arıtmadan sonraki ses dalgaları melaslı atıksuyun arıtımı için etkili bir çözümdür.

Zhang ve diğerleri (2012) anaerobik çamur çürütmenin etkinliğini geliştirmek için yüksek basınçlı homojenizasyonun anaerobik çamur çürütme üzerindeki etkileri kentsel atıksu arıtma tesisinden aldıkları numune ile araştırmışlardır. Organik madde (OM) ve toplam Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) anaerobik arıtma ile giderilmiş ve homojenizasyon basıncı ve homojenizasyon döngü sayısı arttıkça OM ve Toplam KOİ giderimi de artmıştır, aynı zamanda homojenizasyon basıncı ve döngü sayısı arttıkça biriken gaz üretimi de artmıştır. Bir homojenizasyon döngüsü için optimum homojenizasyon basıncı 50 MPa; iki homojenizasyon döngüsü için 40 MPa

ayarlanmıştır. Çamur dezentegrasyonu nedeniyle homojenizasyon basıncı ve döngü sayısının artması ile çamur süzütüsünün çözünmüş KOİ si belirgin şekilde artmıştır. Çamur dezentegrasyonu ve biyogaz üretimi arasındaki ilişki toplanan biyogaz ve metan üretiminin çamur dezentegrasyonu yoluyla sağlandığını gösteriyor ki bu da hızlandırılmış anaerobik çürütme prosesi ve biyogazdaki geliştirilmiş metan içeriği olduğu sonucuna varmışlardır.

Kavitha ve diğerleri (2015) çalışmalarında kombine yöntem olarak termo-kimyasal-sonik dezentegrasyonun kentsel atık aktif çamurun biyolojik parçalanabilirliği üzerine etkisi araştırmışlardır. Çamur dezentegrasyonunun sonucu, 5290,5 kJ / kg TS'lik spesifik bir enerji girdisinde etkili olan maksimum AKM giderimi ve KOİ çözünürlüğünün ortaya çıktığı ve (NaOH, KOH ve Ca(OH)₂) için sırasıyla %20, %16,4, %15 ve %27, %22, %20 olduğu bulunmuştur. Uçucu askıda katıların doğrusal olmayan regresyon modellemesi ile hesaplanan çözünmüş KOİ'ye dönüştürme katsayısı NaOH, KOH ve Ca(OH)₂ için sırasıyla 0,5530 g Çözünmüş KOİ / g Uçucu AKM, 0,4587 g Çözünmüş KOİ / g Uçucu AKM ve 0,4195 g KOİ / g Uçucu AKM olarak bulunmuştur. Biyolojik bozunabilirlik araştırmalarında, parametre değerlendirmesinin parametre belirsizliği ve korelasyonunun bir kesişimi sağladığı ve alkaliler (NaOH, KOH, Ca(OH)₂) için biyolojik bozunabilirlik açısından önemli bir farkın (0,413 g KOİ/g KOİ, 0,367 g KOİ /g KOİ ve 0,342 g KOİ /g KOİ) olmadığını açıkladığı görülmektedir.

Sahinkaya (2015) çalışmasında asit ve ultrasonik ön arıtma işleminin, kentsel aktif çamurunun (WAS) parçalanması üzerindeki bireysel ve eşzamanlı etkileri, WAS'ın kimyasal özelliklerine dayanarak incelenmiştir. Asit ve ultrasonik ön arıtma yöntemlerinin (ultrasonik asit ön işlem) birleşiminde, pH'ın düşürülmesi atık biyolojik çamurun parçalanmasını hızlandırmış ve arttırmıştır. Bu nedenle, aynı parçalanma verimliliği (yalnızca ultrasonik ön işleme elde edilir), daha kısa sonikasyon zamanlarında birleşik ön muamele ile elde edilmiştir. Optimum ön işlem koşulları 1,0 W ultrasonik güç yoğunluğudur.

Shehu ve diğerleri (2012) çalışmalarında artan biyogaz verimi için kentsel arıtma çamurunun termo-alkali parçalanmasının optimizasyonu, yanıt yüzeyi metodolojisi (RSM) ve Box TM Behnken deney tasarımı kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Bireysel lineer ve kuadratik etkiler, sıcaklık, NaOH

konsantrasyonu ve zamanın dağılma derecesi üzerindeki etkileşimli etkileri incelenmiştir. Elde edilen optimum çözülme derecesi 88,50 C'de %61,45, 2,29 M NaOH (%24,23 w / w toplam katı) ve 21 dakikalık alıkonma süresidir. Sıcaklığın doğrusal ve kuadratik etkileri, parçalanma derecesini etkilemede en önemlidir. %99,5'lik belirleme katsayısı (R^2), parçalanma sürecinin derecesini öngörmede kullanılan modelin deneysel değişkenlerle çok iyi bir uyumu olduğunu doğrulamaktadır. Parçalanan çamur, parçalanmayan çamura kıyasla biyogaz verimini hacim olarak %36 arttırdığı sonucuna ulaşmışlardır.

Zhang ve diğerleri (2012) çalışmalarında arıtma çamuru parçalanmasını teşvik etmek için yüksek basınçlı homojenizasyon (HPH) ile birlikte alkali ön arıtma işlemi uygulanmıştır. Toplam katı madde içeriği %1,82 olan atık çamur için, kombine arıtmalı çamur dezentegrasyon derecesi (DD_{KOI}), tek alkalın ve tek HPH arıtmalı DD_{KOI} toplamından daha yüksektir. NaOH dozaj $\leq 0,04$ mol / L, homojenleştirme basıncı ≤ 60 MPa ve tek bir homojenleştirme döngüsü, birleştirilmiş çamur muamelesi için uygun koşullardır. Kombine çamur arıtımı %59,26 maksimum DD_{KOI} göstermiştir. Regresyon analizi ile, kombine çamur parçalanma modeli, $1/(1- DD_{KOI}) = 0.713C_{0,334} P_{0,234} N_{0,119}$ olarak oluşturulmuştur; bu, çalışma parametrelerinin çamur parçalanması üzerindeki etkisinin sırasıyla: NaOH dozajı > homojenizasyon basıncı > homojenizasyon döngüsü sayısının ardından olduğunu göstermiştir. Kombine çamur arıtmalı enerji verimliliği, tek HPH arıtmasına göre önemli ölçüde artmış ve yüksek homojenleştirme basıncında tek bir homojenleştirme döngüsü ile yüksek enerji verimliliği sağlanmıştır.

Kim ve diğerleri (2013) çalışmalarında atık aktif çamurun düşük sıcaklıktaki termo-alkali ön muamelesi, NaOH konsantrasyonunun ve sıcaklığın anaerobik çürümedeki (AD) çamur bozunması üzerindeki etkileri için 0 ila 0,2 M NaOH ve 60 ila 90°C arasında bir bölgede incelemişlerdir. Ön arıtma çalışmalarında çamur katılarının belirgin şekilde parçalanması (%75,6'ya kadar) ve metan üretiminde (%70,6'ya kadar) bir artış gözlenmiştir. Çamur parçalanma derecesinin ve metan üretiminin (MP) ön işlem koşullarındaki değişikliklere nasıl tepki verdiğini yaklaşık olarak belirlemek için yanıt yüzey analizi ($R^2 > 0,9$, $p < 0,05$) ile iki kuadratik model başarıyla üretilmiştir. Maksimum parçalanma oranı %77,8 olup, ham çamura oranla %73,9 artış gözlenmiştir. En yüksek verimler sırasıyla 0,16 M NaOH, 90 °C ve 0,10

M NaOH, 73,7 °C olarak gösterilmiştir. NaOH ilavesi, sıcaklık değişimi olmaksızın anaerobik çürüme işlemi sırasında metanojenik bakteri topluluk yapısının gelişimi üzerinde önemli bir etki göstermiştir.

Gong ve diğerleri (2015) çalışmalarında Ultrasonik ve Fenton oksidasyon bağlantılı (U + F) ön arıtma işlemlerinde ultrason ve Fenton reaktifinin atıksu arıtma tesisi çamurunun parçalanması üzerindeki etkilerine odaklanmışlardır. Sonuçlar, U + F işleminin, çamur üstsuyunda çözünebilir KOİ, TOC, toplam N, proteinler, toplam P ve PO₄.P konsantrasyonlarını önemli ölçüde arttırabileceğini göstermiştir. Bu yöntem sadece ultrasonik (U) veya Fenton oksidasyon (F) işleminden daha etkili olmuştur. U + F arıtımı, çözünebilir KOİ'yi yalnızca U ve F'ye kıyasla sırasıyla 2,1- ve 1,4-kat arttırmıştır. U + F arıtımı toplam N ve P'yi tek başına F ile karşılaştırıldığında sırasıyla 1,7 ve 2,2 kat arttırmıştır. U + F işleminden sonra, çamur taramalı elektronmikroskopiye dayanan oldukça ince bir parçacık boyutu ve gevşek mikroyapı göstermiştir ve en yüksek OH sinyal yoğunluğu F muamelesiyle 568,7'den elektron dönüş rezonansı kullanarak 1106,3'e yükselmiştir. Bu, U + F işleminin, çamurun dağılmasını ve organik karbon, azot ve fosfor salınımını daha iyi sağladığını göstermiştir.

Yeneneh ve arkadaşları yürüttükleri çalışma sonucunda, karışık çamurun mikrodalga (M) ön arıtımı ve birleşik mikrodalga-ultrasonik (CMU) ön arıtımı üzerinde karşılaştırmalı bir sonuç sunmuştur. Karışık çamur, % 75 birincil çamurdan (PS) ve % 25 yoğunlaşmış aktif çamurdan (TEAS) oluşmuştur. 0.5 L'lik karışık çamur, mikrodalga ön arıtımına tabi tutuldu ve 2.75 g KOİ / L'lik bir organik yükleme hızında yarı seri sürekli karıştırılan anaerobik çürütücüye beslenmiştir. Benzer şekilde, başka bir çürütücüde 0.5 L karışık çamur numunesi iki aşamada ön işleme tabi tutulmuştur. M ile ön arıtılmış çamur için TS giderimi % 37,7, CMU ön arıtılmış çamur için TS giderimi % 69,1 olmuştur. CMU ile ön arıtım görmüş çamur için uçucu katıların uzaklaştırılması, M ile işlem görmüş olandan % 21 daha yüksektir. Hem M hem de CMU ön arıtmalı çamur için uçucu KOİ / toplam KOİ oranı, 15 günlük SRT için % 33'tür, ancak organiklerin metanojenik parçalanmasını arttırmasından dolayı CMU ön arıtmalı çamur için 30 günlük SRT'den sonra uçucu KOİ / toplam KOİ oranındaki yüzde değişim, ön arıtılmış çamur numunesinden % 40,6 daha fazla olmuştur. Üretilen maksimum metan yüzdesi, CMU ön işlem görmüş

çamur için % 71 iken M ön işlem görmüş çamur için sadece % 56 olmuştur. Bununla birlikte, ön işlem görmüş çamur için kapiler emme süresinde (KES), CMU ön işlemlili çamurdaki daha yüksek orandaki ince çamur parçacıklarının yüzdesi nedeniyle, CMU ön işlem görmüş çamurdan (398 sn) daha iyi olmuştur (348 sn). Mikrodalga ön arıtmıdan geçirilmiş çürümüş çamur için ortalama partikül büyüklüğü ve flok büyüklüğü, birleşik mikrodalga ultrasonik ön işlemden geçirilmiş çürümüş çamurdan çok daha büyük olmuştur. Parçalanma sürecinin mekanizmasını daha iyi anlamak için SEM ve FTIR üzerinde morfolojik ve yapısal analizler yapılmıştır (Yeneneh vd., 2015).

3. ANAEROBİK ÇÜRÜME

Anaerobik çürüme; oksijensiz ortamdaki organik maddelerin anaerobik mikroorganizmalarla ayrışması esnasında meydana gelen çok adımlı biyokimyasal reaksiyonların oluşturduğu biyolojik bir süreçtir (Sayın ve Erdoğan 2011). Organik atıkların çürümesi sonucu metan ortaya çıktığı 18. yüzyıldan beri bilinmektedir. 19. yüzyılın ortalarında bakterilerin bu ayrışmada görev aldığı anlaşılmıştır. Bunun ardından 1881 yılında anaerobik arıtmanın evsel atık su arıtma tesisi çamurlarının çürütülmesinde kullanılabileceği anlaşılmıştır (İlkiliç ve Deviren 2011). Çamur miktarının kaynağında azaltılması, taşıma maliyetinin en aza indirilmesi ve bertaraf işlemlerinin kolaylaşması açısından çok önemlidir. Anaerobik çürüme, çamur stabilizasyonu için kullanılan en eski işlemlerdendir. Tanımlamak gerekirse moleküler oksijen yokluğunda organik ve inorganik maddelerin parçalanması olarak özetlenebilir (Filibeli 1998). Anaerobik çürüme çeşitli mikroorganizma grupları arasındaki bir dizi metabolik etkileşimin sonucudur. Anaerobik çürüme işlemi 3 adımdan meydana gelir; hidroliz, asitleşme safhası ve metanlaşma safhasıdır. Birinci grup mikroorganizmalar polimerik maddeleri glikoz ve aminoasitler gibi monomerlere hidrolize eden enzimler sağlar. Bunlar daha sonra ikinci grupta yani asitojenik bakterilerden daha yüksek uçucu yağ asitlerine, H₂'ye ve asetik aside dönüştürülür. Son olarak metajenik olan 3. Grup bakteri H₂, CO₂ ve asetatı CH₄'e dönüştürülür (Verma 2002). Anaerobik çürüme sisteminin başlıca avantajları diğer arıtma yöntemleri ile kıyaslanmıştır;

- Stabilize biyokatı üretimi daha iyi bir arıtma ve çevresel güvenlik açısından güvenli bir kullanım sağlar.
- Biyogaz üretimi yüksek enerji içerir. Uçucu katı maddelerde kg başına 1000 litre biyogaz açığa çıkmaktadır.
- Biyokatılar, koku ve patojenler azaltılacaktır.

Anaerobik çürüme, organik materyallerin bazı bakteri türlerince metan ve CO₂ 'ye dönüştürüldüğü bir süreçtir. Bu sürecin üstünlük ve zayıflıkları aşağıda belirtilmektedir.

Avantajlar:

• Anaerobik sistemin kullanımı yüksek ve orta konsantrasyonlardaki atıksularda ($BOI_5 \geq 1000$ mg/L) aerobik sisteme göre daha düşük maliyetlidir.

- Havalandırma için enerjiye gereksinim duyulmaz.
- Son ürün olarak metan üretilir ve bu fayda sağlar.
- Nutrient ihtiyacı düşüktür.
- Biyokati üretimi çok düşüktür.
- Uygun şartlar sağlandığında göreceli olarak daha yüksek yükleme hızı uygulanmasına izin verir.
- Arıtma oksijen transferi ile sınırlı değildir.
- Aerobik arıtmayla kıyaslandığında alan ihtiyacı daha küçüktür.
- Anaerobik çürüme kullanılan ekipmana göre göreceli olarak daha düşük maliyeti olan bir teknolojiye sahiptir.
- Mevsimsel olarak kullanılması mümkündür.
- Büyük ve küçük kekler için anaerobik sistem uygulaması mümkündür.

Dezavantajlar:

- Yüksek sıcaklık gereksinimi vardır. (25°C – 60°C)
- Metan bakterileri, çok yavaş üretilir ve çevresel hassasiyetleri çok fazladır.

- Yüksek konsantrasyonlu (BOI5 >1500 mg/L) atıksular için verimli olmasıyla birlikte düşük konsantrasyonlu atıksular için bazı dezavantajları olabilir.

- Anaerobik çürüme işlemi oldukça hassas bir süreç olduğu için bazı kimyasalların (CHCL3, CCL ve CH-) açığa çıkmasına neden olur.

- Anaerobik bakterileri büyüme hızı yavaş olduğu için işlemin başlaması zaman alır

- Anaerobik çürüme prosesi esasen bir ön arıtma yöntemidir. Sonuç olarak arıtmadan geçirilen atıksu alıcı ortama deşarj edilmeden önce, son bir arıtmaya tabi tutulması gerekmektedir (Filibeli vd., 2009).

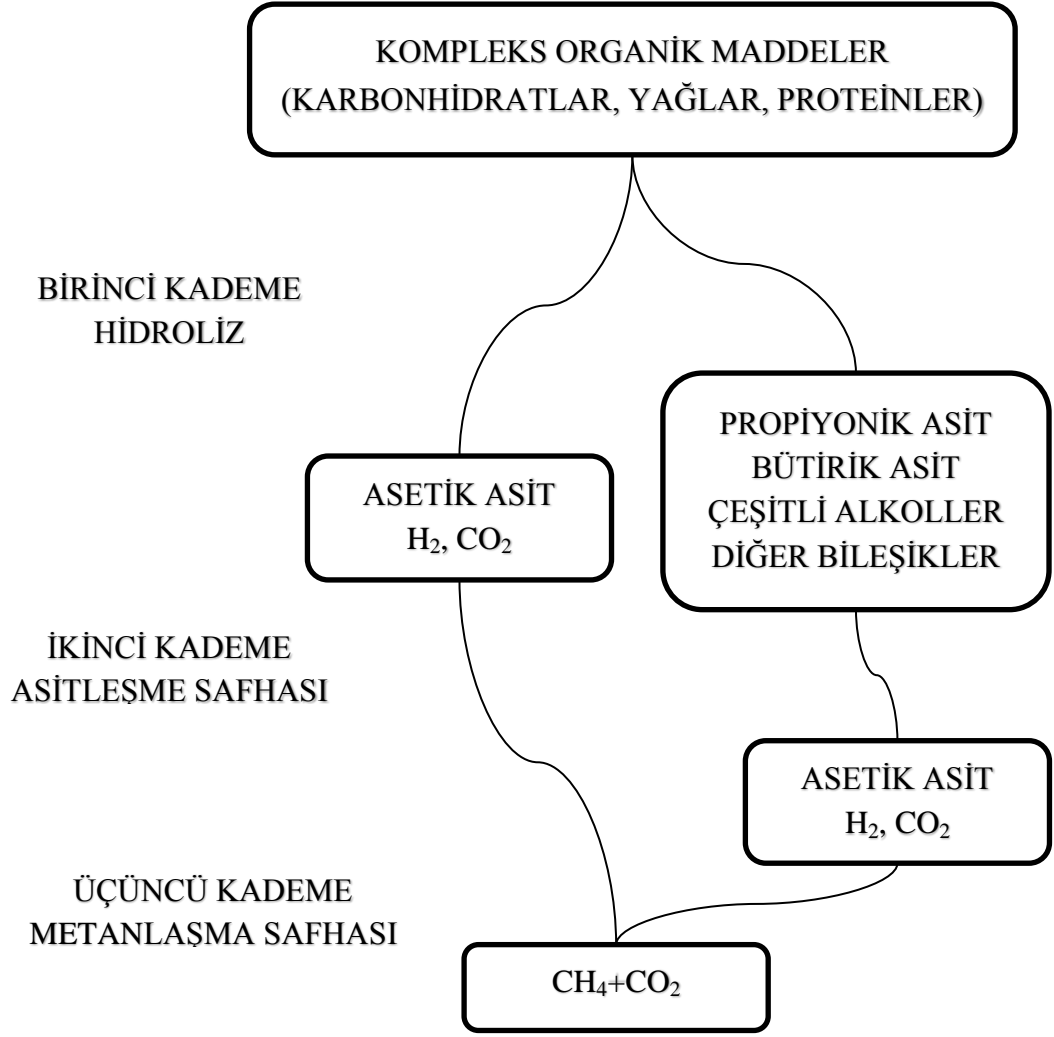
3.1 ANAEROBİK ÇÜRÜME BASAMAKLARI

Anaerobik çürüme üç ana basamaktan oluşur; hidroliz, asitleşme safhası ve metanlaşma safhasıdır.

1. Hidroliz basamağı olarak adlandırılan mikroorganizmaların ürettiği hücre dışı enzimler rolüyle kompleks organik bileşiklerin basit çözülebilir bileşiklere ayrıştırıldığı basamak,

2. Basit organik bileşiklerin Asit oluşturan bakteriler ile uçucu asitlere dönüştürüldüğü asit üretim basamağı (asitleşme safhası),

3. Asetik asit kullanan metan bakterilerinin asetik asidi parçalaması, hidrojen kullanan metan bakterilerinin hidrojen ve karbondioksiti kullanması ile metan ürettikleri metan üretimi safhası (metanlaşma safhası) (Ekinci 2007).



Şekil 3. 1: Anaerobik Çürüme Basamakları

3.1.1 Hidroliz

Anaerobik arıtmada ilk adım hidroliz aşaması olup, hücre zarından geçemeyecek büyüklükteki kompleks organik maddelerin salgılanan hücre dışı enzimler ile hidrolize edilerek, daha basit yapıdaki çözülmüş maddelere dönüştürülmesidir. Bu aşamada yalnızca, organik maddelerin mikroorganizmalar tarafından kullanılabilen bir yapıya dönüştürülmesi gerçekleştirilir. Bakteriler organik maddeleri tamamen asimile etmesi mümkün değildir. Çünkü bu materyaldeki organik yapılar kolayca bozunmaz. Sonuç olarak toplam stabilizasyon

oranı ve metan fermantasyonu stabilizasyonun başlangıcı olan hidroliz aşamasının tamamlanmasına bağlıdır. Kompleks organik madde, kimyasal maddeler arasındaki kimyasal bağları ayırmak için su kullanarak basit çözünen organik moleküllere dönüştürülür. Hidrolize olan karbonhidratlar, yağlar ve proteinler gibi kompleks organik maddeleri ferrodoksin oksidasyonu ile üretilen yağ asitlerine, alkol, karbondioksit, amonyum, formik asit ve hidrojene fermente edilir.

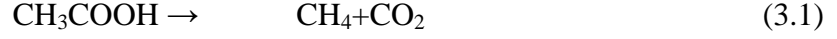
3.1.2 Asit Üretimi

Bu aşamada hidroliz ürünlerinin asetik, propiyonik ve bütirik asit gibi basit organik asitler ile etanol, karbondioksit ve hidrojene dönüştüren, asit oluşumları olarak bilinir. Asit oluşturma aşaması Fermantasyon ve asitleşme olarak 2 ana reaksiyon içerir. Bunlardan fermantasyon reaksiyonu esnasında hidrolizin çözülmüş organik ürünleri propiyonik, formik, bütirik, valerik v.b. ketonlar ve alkoller gibi çoğunlukla uçucu (kısa zincirli) yağ asitleri olan basit organik bileşikler haline dönüştürülür. Asitleşme safhası karbonhidrat fermantasyonu ile tamamlanır ve metanojenler tarafından kullanılabilen asetat bileşiklerin oluşumu sonuçlanır. Propiyonik ve bütirik asit gibi bileşiklerin asitleşmesinde hidrojenin varlığı kritik bir öneme sahiptir. Bu reaksiyonlar ancak H_2 konsantrasyonu çok düşükse devam edebildiği için hidrojen temizleyici bakterilerin varlığı, bu reaksiyonun temelini oluşturur (Arsova 2010).

3.1.3 Metan Üretimi

Anaerobik çürümenin son aşaması metanlaşma aşamasıdır. Bu aşamada, metanojen bakterileri tarafından metan üretilir. İki grup metanojen bakteri vardır. Bir grup hidrojenotrofik metanojenler hidrojen gazını ve karbon dioksiti metana dönüştürürken; diğer grup olan asetotrofik metanojenler asetatı metan ve karbondioksite ayırırlar (Kurdoğlu 2011). Üretilen toplam metanın 1/3'ü ise karbon dioksitin hidrojen ile indirgenmesinin sonucu oluşurken; kalan 2/3'ü, asetik asitin dönüştürülmesi ya da metanol gibi ikinci aşamada oluşan alkolün fermantasyonu ile elde edilir (Arsova 2010). Organik maddenin anaerobik bozunması sırasında üretilen

metanın %70'inin kaynağı asettir. Ancak, asetik asidin metanojene dönüşme oranları ve mikroorganizmaların atıksuya adaptasyonu yavaş olduğundan, bu aşama, başlangıç periyodunun daha da uzamasına neden olur. Organik asitlerin metana dönüşmesinde, safhanın çok az enerjiye ihtiyacı vardır, büyüme hızı yavaştır ve sentezin yapı verimliliği de düşüktür.



Sistemde kalan %28 oranındaki kısmın %13'ü propionik asit, %15'i ise diğer ara ürünlerdir. Bunlar, bir enerji kaynağı olarak hidrojen kullanarak CO₂'nin metan bakterilerini azaltması sonucunda oluşur.



Anaerobik işlem sırasında üretilen gaz miktarı, çözülmüş organik madde miktarına bağlıdır. Sistemin organik madde kütle dengesi hesaplanırken, bu durum sistem verimliliği tahmini kolaylaştırır. CH₄, CO₂ ve H₂S üretilen ana gaz bileşenleridir. Genel olarak, metanojenler çok hassas bir mikroorganizma grubudur. Düşük pH seviyelerine, ağır metallere, organik kirleticilere, amonyaklara ve hatta az miktarda oksijene karşı duyarlıdırlar (Kurdoğlu 2011). Üretilen gazın ve aynı zamanda uçucu asit, H₂ ve pH'nın CO₂ ve H₂S yüzdelerinin sürekli izlenmesi, arıtmada olası herhangi bir problemin erken tahmini için önemli parametrelerdir. Anaerobik arıtma ünitesindeki pH düşüşü, sistemi olumsuz etkilemektedir. Sonuç olarak, üretilen gazdaki CO₂ miktarı sürekli olarak kontrol edilmelidir. CO₂ konsantrasyonu, işlem safhasının belirlenmesinde önemlidir. Örneğin, üretilen biyogazın normalde %31-35'i CO₂'dir ve bu yüzde bozunmanın iyi bir evrede olduğunu gösterir (Filibeli vd., 2009)

4. DEZENTTEGRASYON VE SU VERME

4.1 DEZENTTEGRASYON

Atık çamur dezentegrasyonu, dışarıdan kuvvetler uygulanarak arıtma çamuru yapısının deforme edilmesi olarak tanımlanmaktadır. Bu kuvvetler fiziksel, kimyasal, termal ya da biyolojik olarak sıralanmaktadır. Dezentegrasyon işleminin uygulanabilirliğinde en önemli hususlar ilk yatırım maliyeti, enerji tüketimi, kimyasal madde tüketimine bağlı olarak oluşan işletme maliyeti ve sistemin verimidir. Arıtma çamuru miktarının kaynağında azaltılması ve bunun yanında anaerobik çürüme verimindeki artışa bağlı olarak metan gazı miktarında artış ile daha fazla enerji sağlanması ve çevreye zarar vermeyen kokusuz, stabil bir çamur oluşumu gibi avantajlar göz önüne alındığında çamur dezentegrasyon işlemlerinin arıtma tesislerinde gün geçtikçe yaygınlaşacağı düşünülmektedir.

Dezentegrasyonun maksimum etkisi daha genç aktif çamur ile daha kısa bekletme süreli çürütücüde ve çürütülmüş çamurdaki anaerobik mikroorganizmaların yüksek aktivitesi ile elde edilir (Dohanyos ve diğ., 1997).

Geri devir çamuruna ön işlem uygulandığında denitrifikasyon ve çamur çökelme şartları iyileşir ve atık çamur üretimi azalır (Boehler ve Siegrist, 2006). Dezentegrasyon prosesi, çamur floklarının kırılması ve mikroorganizmaların hücre duvarlarının parçalanarak hücre içerisindeki maddelerin çözünür formda sıvı faza geçirilmesi işlemi olup dezentegrasyon işleminin çamur özelliklerinde yarattığı değişiklikler üç farklı gruba ayrılmaktadır (Müller ve diğ., 2004).

- Flok yapısının bozulması ve hücre parçalanması
- Çözünmüş maddelerin ve küçük partiküllerin salınımı
- Biyokimyasal prosesler

4.1.1 Dezentegrasyon Derecesi

En uygun dezentegrasyon koşulunu belirlemek amacıyla dezentegrasyon derecesi kullanılmaktadır. Dezentegrasyon Derecesi (DD) dezentegrasyonun etkisinin bir sayısal ölçümünü elde etmek amacı ile Kunz ve Wagner (1994) tarafından bir katsayı olarak önerilmiştir. Daha sonra Müller (1996) tarafından bu katsayı yeniden düzenlenmiştir.

Bu çalışmada uygulanan dezentegrasyon yöntemi ve şartlarının dezentegrasyon verimi üzerine etkisinin ortaya konulması için Müller (1996) tarafından geliştirilen “dezentegrasyon derecesi, DD” parametresi kullanılmış ve hesaplanmıştır. Dezentegrasyon derecesinin hesaplanması için geri devir çamuru, dezentegrasyon sonrası dezentegre olmuş çamur ve aynı çamur örneğinde kimyasal dezentegrasyon sonrası çamur numunelerinde çözünmüş KOİ parametreleri kullanılmaktadır. Bu amaçla çamur numuneleri 0,45 µm filtrelerden süzülmekte ve santratta KOİ analizi yapılmaktadır. Dezentegrasyon derecesi parametresi (4.1) eşitliği kullanılarak hesaplanmaktadır ve % şeklinde ifade edilmektedir (Filibeli ve Erden, 2006).

$$DD(\%) = [(KOİ_1 - KOİ_2) / (KOİ_3 - KOİ_2)] \cdot 100 \quad (4.1)$$

Burada;

KOİ₁: Dezentegrasyon sonrasında çamur suyundaki KOİ konsantrasyonu,

KOİ₂: Ham çamur sıvısındaki KOİ konsantrasyonu,

KOİ₃: Kimyasal dezentegrasyon sonrasında çamur sıvısındaki KOİ konsantrasyonu

Kimyasal dezentegrasyon için aynı çamur numunesi 1N NaOH ile 90°C’de 10 dakika süreyle kimyasal olarak işlem görmektedir. Çamur suyu eldesi amacıyla yapılan sanrifüjleme işlemi ise 4 °C’ de 20 dakika süre ile 15 000 dev/dk hızda gerçekleştirilmiştir.

4.1.2 Dezentegrasyon Yöntemleri

Dezentegrasyon yöntemleri 4 ana başlıkta gruplandırılmıştır. Bunlar;

- Mekanik Dezentegrasyon:

Vurgulu Elektrik Alan,
Karıştırıcı Bilyeli Değirmenler,
Yüksek Basıncılı Homojenizasyon Ünitesi,
Lysate Santrifüj Yoğunlaştırıcı,
Ultrasonik Arıtma

- Kimyasal Dezentegrasyon:

Fenton Arıtımı,
Ozon Arıtımı,
Alkali Dezentegrasyon,

- Termal Dezentegrasyon

- Biyolojik Dezentegrasyon

4.1.2.1 Mekanik Dezentegrasyon

Hücre içi karbon kaynakları, besin maddeleri ile birlikte mikrobiyal veya çamur hücre duvarlarını fiziksel bir bozulma yoluyla parçalayarak, anaerobik çürüme için biyolojik olarak daha fazla kullanılabilir hale getirir. Mekanik ön arıtma, mikroorganizma veya çamur hücrelerinin, hücre duvarının mukavemetinden daha yüksek gerilme ve deformasyona yol açan kayma gerilmeleri ile kuvvet uygulanarak parçalanmasını içerir. Çamur hücresi, uygulanan gerilmenin hücre duvarının mukavemetinden daha düşük olduğu sürece baskıya direnir. Bu parçalanma tekniği, atıksu arıtma tesislerinde tam ölçekli çalışmalarda dahil olmak üzere dünya çapında araştırılmış ve geliştirilmiştir. Genellikle, sitoplazma içeriği temel olarak proteinden

oluştugu için, hücrenin mekanik parçalanma etkisinin çözünebilen protein konsantrasyonu ile doğru orantılı olduğu düşünülmüştür. (Phothilangka 2008).

4.1.2.1.1 Vurgulu Elektrik Alan

Alternatif bir dezentegrasyon yöntemi olarak arıtma çamurlarına uygulanan, iki elektrot arasına yerleştirilmiş işlem haznesi içindeki likit maddeye bir seri kısa süreli (10 ns – 20 µs), yüksek voltaj (10–50 kV/ cm) vurgularının uygulanması işlemi vurgulu elektrik alan (Pulsed Electric Field (PEF)) uygulaması olarak ifade edilmiştir (ÇSB 2015). Araştırmacılar, atık aktif çamur numunelerine vurgulu elektrik alan (VEA) uygulamanın çözülebilir KOİ miktarı ve anaerobik çamur çürütme sırasında biyogaz üretimi üzerindeki etkilerini araştırmışlardır. SEM görüntüleri VEA ön işleminin çamur hücrelerinin parçalanmasına yol açtığını açıkça göstermiştir. VEA uygulanan çamur numunelerinin, VEA uygulanmayan numunelere oranla 4,5 kat daha fazla çözülebilir kimyasal oksijen ihtiyacı gösterdiğini tespit etmişler ve VEA uygulanan numunelerde 2,5 kat daha fazla biyogaz üretimi gözlemlemişlerdir (Choi ve diğ. 2005).

4.1.2.1.2 Karıştırıcı Bilyeli Değirmenler

Karıştırıcı bilyeli değirmenler, içerisi tamamıyla öğütücü bilye ile dolu olan düşey veya yatay monte edilebilen yaklaşık 1 m³ hacminde silindirik veya konik bir değirmenden ve değirmen içine monte edilen bir karıştırıcıdan oluşmaktadır. Bilye olarak genellikle 0.2–0.3 mm çapındaki taş malzemeler kullanılmaktadır. Değirmen içerisinde karıştırıcı vasıtasıyla rotasyon sağlanmaktadır. Rotasyon sırasında bilyeler birbirine çarparken oluşan kayma ve basınç gerilmelerinin etkisiyle mikroorganizmaların dezentegrasyonu meydana gelmektedir (Müller 2000).

4.1.2.1.3 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 dezintegrasyonu için gerekli koşulları yaratmaktadır. Yüksek basınçlı homojenizasyon ünitesinde mikroorganizma dezintegrasyonu ani basınç salınımının yarattığı kavitasyon nedeniyle olmaktadır. Bu proses ile anaerobik çürüme işleminde oluşan metan gazı miktarının %30 oranında artırılacağı ve mineralize çamur miktarının %23 oranında azaltılabileceği deneysel olarak belirlenmiştir (Onyeche 2003).

4.1.2.1.4 Lysate Santrifüj Yoğunlaştırıcı

Lysate santrifüj yoğunlaştırıcı, bir santrifüj yoğunlaştırıcı ve yoğun çamur deşarj noktasına yerleştirilen bir dezintegrasyon ünitesinden oluşmaktadır. Santrifüj eksenine entegre edilen özel parçalayıcılar olan lysate halkaları ile hücre dezintegrasyonu gerçekleşir. Bu yolla çamurun öğütülmesi değil, hücre yapısının parçalanması sağlanır. Dezintegrasyon için ilave enerji gereksinimi az olmakta fakat buna bağlı olarak oldukça düşük dezintegrasyon derecelerine ulaşılmaktadır (Winter 2002). M. Dohányos (2004) tam ölçekli bir lysate santrifüj yoğunlaştırıcı ile yaptığı çalışmada, dezintegrasyon 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. Almanya'da gerçek ölçekli bir çok arıtma tesisinde anaerobik çürütücü için bir ön arıtma işlemi olarak uygulanan Lysate santrifüj yoğunlaştırıcıların %16-18 aralığında dezintegrasyon derecesine ulaştığı, %16-30 aralığında biyogaz verimi artışına neden olduğu ve çürümüş çamurda organik madde içeriğinde yaklaşık %6 oranında bir azalma sağladığı belirtilmektedir (Zabranska et al., 2006, www.kemwater.com, www.rwzi.nl/stowa, www.lysatec.com) Ekonomik açıdan değerlendirildiğinde, 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 (Filibeli ve Erden 2006).

4.1.2.2 Kimyasal Dezentegrasyon

Aktif çamurdaki kompleks yapıların hidrolizine ve ayrışmasına, daha küçük yapıllı çözümler bileşikler olan alifatik asit, polisakaritler ve amino asitler gibi çözümler bileşiklerin oluşumuna kimyasal yöntemlerin kullanılması yoluyla sağlanmasıdır (Phothilangka 2008).

4.1.2.2.1 Fenton Arıtımı

Bir ileri oksidasyon prosesi olan Fenton prosesi, hidrojen peroksidin oksitleyici etkisi ve demir (II) tuzunun katalizörlüğünde gerçekleşir. Fotofenton reaksiyonları organik kirleticilerin ayrışmasına yol açar. Fenton reaksiyonları, demirin katalizlenmesi ve H₂O₂'nin ayrışması ile asidik çözeltide hidroksil radikalleri üretir.



Fenton ve fotofenton reaksiyonlarının hızı, ışık şiddeti, demir konsantrasyonu, hidrojen peroksit dozajı ve pH gibi sistem parametrelerine bağlıdır.

Fenton prosesi çamur susuzlaştırmada kullanılmaktadır. Dewil ve diğ. (2005) çalışmalarında Fenton işleminin atık aktive çamurun kurutma performansı üzerindeki etkisine bakılmıştır. Sonuçlar, Fenton işleminin, çamur keki kıvamını olumlu yönde etkilediğini ve dolayısıyla mekanik susuzlaştırmayı ve susuzlaştırılan çamurun kuruma özelliklerini geliştirdiğini göstermiştir. Büyükkamacı (2004) yaptığı deneysel çalışmada, yüksek Fe²⁺ ve H₂O₂ konsantrasyonunun daha yüksek susuzlaştırma verimliliği sağladığını göstermiştir.

4.1.2.2.2 Ozon Arıtımı

Ozon oksidasyonu, direkt ozon reaksiyonları ile ve indirekt olarak $\cdot\text{OH}$ radikalleri gibi sekonder oksitleyicilerin tepkimeleri ile gerçekleşmektedir. Pratikte direkt ve indirekt oksidasyon reaksiyonları bir arada oluşmakla birlikte sıcaklık, pH ve oksitlenen materyalin tipi gibi bazı etkenlere bağlı olarak bir 259 çeşit reaksiyon daha baskın olarak gerçekleşmektedir. $\cdot\text{OH}$ radikallerinin ozon oksidasyonundaki rolünün belirlenmesine yönelik olarak R_c değeri kullanılmaktadır. Bu değer ozonun $\cdot\text{OH}$ radikallerine oranı olarak tanımlanmaktadır. Bakteriler genel olarak polisakkaritlerle çevrelenmiş bir hücre duvarı, bir stoplazmik zar ve genetik bilgileri taşıyan kromozomu bulunduran stoplazmadan meydana gelmektedir. Hücre sıvısı nötral pH düzeylerinde olup yüksek konsantrasyonda bikarbonat iyonları içermektedir. Bu şartlarda ozonun radikal hareketi hücre içerisinde inhibe edilir. Öbür yandan, stoplazmik zar çok sayıda protein içermesi nedeniyle ozon reaksiyonlarının gerçekleşmesi için bir alan sağlar. Kalıntı ozon bu membranı geçtiğinde, stoplazma ve kromozom ozon reaksiyonları için seçilen alan olur ve nükleik asitler ozon tarafından parçalanarak ozon dezentegrasyonu gerçekleşir. Esherichia Coli bakterisi üzerinde yapılan birçok çalışma neticesinde anlatılan mekanizma gösterilmiştir. Ozon dezentegrasyonu ile deaktive olmuş biyokatılar biyolojik parçalanma için oldukça iyi bir besin kaynağıdır. Bu biyokatıların anaerobik çürümede kullanımı çürüme verimini (daha çok biyogaz eldesi, daha stabil çamur oluşumu) yükseltmektedir (ÇSB 2015). Yani, Ozon ile arıtmada mikroorganizmaların hücre duvarları parçalarına ayrılır ve hücre içyapıları açığa çıkabilir. İlaveten ozon, daha az biyolojik olarak bozulan organik bileşiklerle tepkimeye girerek onları biyoyararlanabilen daha küçük bileşiklere oksitleyerek reaksiyona girer (Winter and Müller). Arıtma çamuru dezentegrasyonu için en mühim değişken parametre uygulanan ozon dozudur. Araştırmacılar çamur çözünürlüğünün ve anaerobik çürüme işleminin başarısının artırılması için ideal ozon doz aralığının 0,050,1 g O₃/ g KM olduğunu belirtmişlerdir (ÇSB 2015).

4.1.2.2.3 Alkali Dezentegrasyon

Bazik ortam şartları, hidrolizin gelişmesine ve yağ, hidrokarbon ve proteinlerin alifatik asitler, polisakkaritler ve aminoasitler gibi daha küçük ve çözünebilir maddelere dönüşümüne uygun koşul sağlamaktadır (Everett 1973). Bazik ön arıtma sistemlerinin kullanıldığı çalışmalarda NaOH'ın kirece nispeten daha yüksek bir çözünürlük verimine sahip olduğu belirlenmiştir (Rajan ve diğ. 1989). Atık aktif çamura uygulanan NaOH konsantrasyonu ve çamurun askıda katı madde yüzdesindeki artış çamurda çözünebilir KOİ değerinde artışa sebep olmaktadır (Chang ve diğ. 2002). Bilindiği üzere çözünebilir KOİ artışı çamurun dezentegrasyon derecesinin bir belirtecidir. Bazik ortam şartlarında NaOH ile yapılan atık aktif çamurun çürütülmesinde, başlangıç hidroliz hızlarının yüksek olduğu, fakat ikinci hidroliz seviyesinde NaOH'ın katı madde içeriğindeki KOİ'nin hidrolizinde çok etkili olmadığı tespit edilmiştir (Lin ve diğ. 1995; Huang ve WeiShiang 1995; Yoshio ve diğ. 1997). Ray ve arkadaşları (1990), farklı konsantrasyonlarda NaOH kullanılarak ön arıtılmış atık aktif çamur örneklerini farklı alıkonma süreleriyle işletilen tek kademeli yüksek hızlı anaerobik çürütücüye vererek 35 °C sıcaklıkta yaptıkları çalışmada, NaOH ile ön arıtma işleminin bazik ortamda arıtım uygulanmayan çamura kıyasla organik madde indirgenmesini ortalama %25- 35, gaz üretimini ise ortalama %29-112 aralığında artırdığını belirtmişlerdir (Filibeli ve Erden 2006).

4.1.2.3 Termal Dezentegrasyon

Yüksek sıcaklık kullanımı (termofilik koşullar) mezofilik sindirime göre daha yüksek sindirilebilirlik ve daha çok biyogaz üretimi içerir. Sıcak çamura, ön arıtma işleminde 90 ila 200°C arasındaki sıcaklıklardaki yüksek sıcaklık uygulaması, çürüme sürecinin biyokimyasal tepkime oranları sıcaklık ile arttığı için çürümenin hidroliz oranını hızlandırabilir. Genel olarak, çamur hücrelerindeki karbonhidratlar ve yağların, hücre çeperi tarafından enzimatik hidrolizden korunan proteinlerle karşılaştırıldıklarında daha kolay parçalanmaları gerekir. Termal yöntem, hücre duvarlarını yok etmek için tasarlanmış ve proteinlerin biyolojik olarak

parçalanabilmesi için erişilebilir hale gelmesini sağlar (Phothilangka 2008). Bu amaçla su banyoları, basınçlı termal sistemler (örneğin otoklav) ya da mikrodalga ısıtıcılar kullanılmaktadır. Bir çalışmaya göre, 170°C'da uygulanan ısıtma neticesinde atık aktif çamurdan %40 – 60 oranında organik maddenin çözünür hale geçtiği saptanmıştır (Brooks 1970). Literatürdeki çalışmalarda, ısıtma ile dezentegrasyon işleminde ideal sıcaklık aralığının 160 – 180°C olduğunu göstermiş olup 180°C'nin üzerindeki sıcaklıklarda biyolojik olarak parçalanamayan (kalıcı) bileşikler meydana gelmektedir (Neyens ve diğ. 2003; Perez-Elvira ve diğ. 2006). 100°C'nin altındaki ısıtma ile anaerobik çürütme sonundaki gaz üretiminin %30'dan daha fazla arttığını göstermişlerdir (Hiraoka ve diğ. 1985). Doğan ve arkadaşları (2007) mikrodalga ışınlarına maruz bırakılan arıtma çamurunda çözünmüş KOİ nin ciddi düzeyde arttığını, anaerobik çürütme sonunda kontrol çamuruna göre mikrodalga arıtımı geçirmiş arıtma çamurunun toplam gaz ve metan gazı üretiminin arttığını ve su verme özelliklerinin iyileştiğini bildirmişlerdir (Dogan ve Sanin 2004). 60 dakika boyunca 170 °C'deki ısıtma uygulaması, biyogaz oluşumunu % 45-61 oranında arttırırken (Valo ve diğ. 2004; Graja ve diğ. 2005). 30 dakika boyunca uygulanması halinde biyogaz üretiminde %40-50 oranında artış olduğu belirtilmiştir (Yang ve diğ. 2010; Bougrier 2006; Fernandez-Polanco ve diğ. 2008).

4.1.2.4 Biyolojik Dezentegrasyon

Biyolojik çamur, dezentegrasyonu enzim aktivitesine dayanan bir ön arıtma yöntemidir. Bu yöntemde, enzimler kendiliğinden üretilebildiği gibi dışarıdan sisteme enzim ilavesi yapmak da mümkündür. Enzimler hücre içi sıvısında da var olduğu için bu proses mekanik dezentegrasyon işlemi ile beraber de kullanılabilen ve mekanik dezentegrasyona ek bir hidroliz yaratmaktadır. Biyolojik dezentegrasyon, çok etkin bir yöntem olmakla birlikte enzimlerin maliyeti yüksektir ve bu konuda henüz yeterli araştırma yapılmamıştır (Yeşil 2011).

Atıksuyun ön arıtımında kullanılan bir başka yöntem de enzimatik ön arıttır. Biyolojik parçalanmaya karşı dirençli kirleticilere karşı enzim

kullanımının, geleneksel arıtıma göre birçok üstünlüğü vardır. Arıtım sürecinde kirleticilerin hidroliz basamağı, parçalanmayı kısıtlayan en önemli basamaktır. Enzimler, substratın işlevi olarak organik maddelerin parçalanmasını katalizler. Uzun zincirli proteinlerin, karbonhidratların veya yağların üzerine etkiyerek parçalar. Enzimatik ön arıtım işlemiyle başlangıçtaki ham bileşikten farklı özellikleri olan, daha kolay asimile edilebilen hidroliz ürünlerinin oluşumu sağlanır (Köroğlu 2010). Enzimlerin hücre içi sıvısına uygulanabilmesi sayesinde, bu işlemin mekanik dezentegrasyon işlemiyle beraber kullanımında dezentegrasyon derecesi artmaktadır (Goel ve diğ. 1998; Lai ve diğ. 2001; Ayol 2005). Enzim kullanımı, hücre dezentegrasyonunda oldukça etkin bir metod olmakla birlikte yüksek maliyetli ve yeterli araştırmanın yapılmadığı bir işlemdir. Bu konuda yapılan araştırmalardan birinde polimerik maddelerin bakteriyel hidrolizinin aktif çamurun çözünme yeteneğine etkisi incelenmiş ve bu ön arıtma uygulamasıyla katı kısımdaki uçucu katı madde miktarının düşerken çözünmüş KOİ değerinin arttığı saptanmıştır (Filibeli ve Erden Kaynak 2006).

4.2 SU VERME

Ham çamur yüksek miktarda su (genellikle ağırlıkça %95'ten fazla) içerir. Susuzlaştırma genellikle çok daha fazla bir katı konsantrasyon elde etmek amacıyla çamurun su içeriğini azaltmak için kullanılan mekanik bir işlemdir. Normalde flokülasyona ve suyun ayrılmasına yardımcı olacak kimyasalların eklenmesi olan koyulaştırma ve yumuşatma işleminden önce gelir ve ardından başka işlemlerle takip edilebilir. Bu, toplam çamur hacmini daha da azaltır. Elde edilen çamur sıvı değil katıdır ancak kek olarak bilinen kurutulmuş çamurun %20'den fazla katı konsantrasyonlarında daha kolay işlendiğini göstermiştir. Sağlam yapısı, sıvı çamurdan çok daha fazla atık seçeneğine uygun olmasını sağlar. Birincil ve ikincil çamura oranı, susuzlaştırmayı kontrol eden majör bir faktördür, primer çamur kendi başına %35-45 oranında sudan arınabilmektedir ancak ikincil çamur ile karıştırıldığında en fazla %17-20 DS'ye düşmektedir (Gray, 2005). Kurutma yatakları gibi doğal sistemler ve santrifüjleme, bant filtre presleri ve filtre presleri gibi mekanik üniteler gibi farklı su giderme işlemleri mevcuttur. Kurutma yatakları hariç tüm işlemler kimyasal şartlandırmayı gerektirir. Susuzlaştırma sonrası çamurun

su içeriği arıtmaya bağlıdır ve yaklaşık %30'lara ulaşabilir (Avrupa Komisyonu, 2001).

Çamur arıtma özelliği, çamur susuzlaştırma özelliklerini geliştirmek ve son bertaraf edilmeden önce çamurda yüksek katı içeriğin elde edilmesi amacıyla flokların sıvı fazdan ayrılmasını sağlamak için kullanılır (Metcalf ve Eddy, 2003).

Çamurun şartlandırılması, sonraki kalınlaştırma ve / veya susuzlaştırma işlemleri sırasında suyun uzaklaştırılmasını kolaylaştırmak için ön arıtma içerir. Koşullandırma işlemi sırasında küçük ve şekilsiz jel benzeri parçacıklar daha büyük ve daha güçlü parçacıklara dönüştürülür, böylece su verme ve katı parçacıkların ayrılma hızı ve / veya kapsamı artırılır (Eckenfelder ve Santhanam, 1981).

S. K. Dentel (2001), partikül parçalanması ve şartlandırmadaki rolü göz önüne alınarak şartlandırma mekanizmalarını belirlemiştir. Bunlar aşağıdaki gibidir:

- Çamurun floklaşması.
- Çamur parçacıklarının ve flokların kırılması.
- Solüsyonda artık floklayıcı varlığı.
- Reflokülasyon etkileri.
- Ortaya çıkan çamur özellikleri.

Koşullandırma yöntemleri iki temel gruba ayrılabilir: çamur özelliklerini değiştirmek için bir veya daha fazla katkı maddesinin kullanıldığı kimyasal şartlandırma ve çamur özelliklerini etkilemek için sıcaklık veya başka fiziksel özelliklerin değiştirildiği fiziksel şartlandırma.

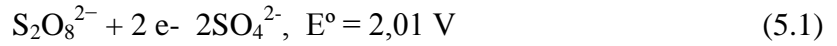
Kimyasal koşullandırmada, şartlandırıcılar, çamur parçacıklarının floklanma derecesini artırarak çamurun filtrasyon özelliklerini geliştirerek susuzlaştırma işlemine yardımcı olur, böylece emilen suyun daha kolay bir şekilde çıkarılabilir (Gray, 2005). Koşullandırma kimyasalları iki gruba ayrılabilir: demir ve demir tuzları, alüminyum tuzları ve kireç gibi inorganik kimyasallar ve yüksek moleküler ağırlıklı polimerler gibi organik kimyasallar. Polimerler, son yıllarda çamur

susuzlaştırma işlemleri için şartlandırıcı kimyasal olarak birincil seçenek haline gelmiştir. İnorganik kimyasallar, belirli amaçlarla polimerlerle birlikte kullanılabilir (Metcalf ve Eddy, 2003).

Fiziksel şartlandırma için termal şartlandırma, dondurarak çözünme şartlandırması ve elütrasyon kullanılır. Termal şartlandırmada, çamur 30 ila 60 dakika içinde 150-200 °C'ye ısıtılır. 40°C veya 50°C'ye ısıtma da mümkündür ve kısmi bir ısı işlem sağlar (Metcalf & Eddy, 2003). Dondurma / çözme işlemi bazı çamur susuzlaştırma özelliklerini önemli ölçüde iyileştirebilir, flok yapısını kompakt bir forma dönüştürür ve çamur bağlı su içeriğini azaltır (Lee ve diğ., 1994). Dondurma işleminin bir iklimlendirme işlemi olarak uygulanması, enerjiye duyarsızdır ve teknolojik bir atılım enerji gereksinimlerini azaltmadığı sürece ekonomik olarak uygun görünmez. Sermaye maliyeti ve alan gereksinimleri, çamurun kimyasal olarak iklimlendirilmesinden oldukça yüksektir (Eckenfelder ve Santhanam, 1981).

5. PEROKSİDİSÜLFAT OKSİDAYONU

Organik kirleticilerin arıtımında, sudaki yüksek çözünürlüğü, yüksek stabilitesi, düşük maliyeti ve tehlikesiz son ürünlerin oluşumu, persülfatın SO_4^{4-} üretim proseslerinde kullanımını öne çıkarmaktadır. Persülfat genelde, amonyum, sodyum veya potasyum ile birleşmiş bir tuz olarak bulunmaktadır. Persülfat tuzları suda çözüldüğünde, kuvvetli bir oksidan olan persülfat ($S_2O_8^{2-}$) anyonuna dönüşmektedir. Persülfat anyonu yüksek oksidasyon potansiyeline sahip olmakla beraber kinetik olarak diğer oksidantlara göre organik maddelerle daha yavaş reaksiyona girmektedir (Criquet ve Vel Leitner 2009).



Persülfat anyonları ($S_2O_8^{2-}$), kuvvetli bir oksidan olan serbest SO_4^{4-} üretmek için, termal olarak, fotolitik olarak veya geçiş metal iyonlarıyla aktif hale getirilebilmektedirler. (Huang ve diğ., 2005; Mora ve diğ., 2009).

6. GEREÇLER VE YÖNTEM

6.1 YANIT YÜZEY İSTATİSTİKSEL DENEY MODELİ

Yapılan tez çalışması kapsamında PDS ile oksidasyon işleminin yüksek organik madde içerikli kentsel nitelikli arıtma çamurunun dezentegrasyonu ve su verme özellikleri üzerine etkisinin belirlenmesi hedeflenmiştir. Prosesin hem dezentegrasyon hem de su verme açısından optimize edilmesine yönelik olarak Design Expert (Stat-Ease 8.0 sürümü) yazılımıyla birlikte yanıt yüzey metodolojisinin (RSM) merkezi bir kompozit tasarımı (CCD) kullanılmıştır. Proses değişkenleri olarak, PDS konsantrasyonu (X_1) ve sıcaklık (X_2) seçilmiştir. Çamurun dezentegrasyon performansı, dezentegrasyon derecesi (DD) parametresi ile su verme performansı ise Kapiler Emme Süresi değerindeki değişim ile değerlendirilmiştir. Sistemin performansı aşağıdaki yanıt fonksiyonu ile tanımlanmıştır:

$$E = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + b_{12}X_1X_2 + b_{11}X_{12} + b_{22}X_{22} \quad (6.1)$$

E öngörülen yanıt işlevi olduğunda, b_1 ve b_2 doğrusal katmanlardır, b_{12} çapraz ürün katsayısı ve b_{11} ve b_{22} model katmanlardır. Değişkenlerin birleşik etkileri varyans analizi (ANOVA) ile değerlendirilmiştir. Aynı modelde, R^2 'nin belirlenmesi ve istatistiksel anlamlılığının belirlenmesi baskın olduğu fit modelinin kalitesi F testi ile kontrol edilmiştir. Gerçek ve model verilerini karşılaştırmak için RSM tasarımının eksiksiz bir setine yönelik on üç deney yapılmıştır. Her değişkenin düşük, orta ve yüksek seviyeleri sırasıyla $-k$, 0 ve $+k$ olarak belirlenmiştir. Yanıt Yüzey Metoduna göre belirlenen deney koşulları Tablo 6.1'de verilmektedir.

Tablo 6. 1: Yanıt Yüzey Metoduna göre Belirlenen Deney Koşulları

	Kodlanmış Değişkenler		Deneysel Değişkenler	
	X ₁ Konsantrasyon	X ₂ Sıcaklık	X ₁ Konsantrasyon	X ₂ Sıcaklık
Deney No	(g/kg)	(°C)	(g/kg)	(°C)
1	0	1	800,0	100,0
2	0	0	800,0	60,0
3	0	-1	800,0	20,0
4	-k	-k	305,0	31,7
5	0	0	800,0	60,0
6	+k	+k	1295,0	88,3
7	+1	0	1500,0	60,0
8	0	0	800,0	60,0
9	-1	0	100,0	60,0
10	0	0	800,0	60,0
11	-k	+k	305,0	88,3
12	0	0	800,0	60,0
13	+k	-k	1295,0	31,7

6.2 BİYOKİMYASAL METAN POTANSİYELİ (BMP) TESTİ

Ham çamur örnekleri ve dezentegrasyon derecesi parametresi dikkate alınarak belirlenen en uygun koşullarda ön arıtılan çamur örnekleri BMP testine tabi tutulmuşlardır. BMP deneyinde ham çamura oranla en fazla metan gazı oluşumuna olanak veren örnek anaerobik çürüme işleminde en iyi performansı gösteren örnek olacaktır.

BMP testinde 150 mL hacmindeki serum şişelerine 1/2 oranında anaerobik aşı çamur ve aktif çamur ilave edilmiştir. Bunun yanısıra toplam hacmin (60 mL) %20'si olacak şekilde tüm makro ve mikro nütrientleri içeren bazal solüsyon (Tablo 6.2) ilave edilmiştir (Demirer ve Speece 1998). Anaerobik koşulların sağlanması amacıyla serum şişeleri 3-4 dakika süreyle %25 CO₂ ve %75 N₂ içeren gaz karışımından geçirilmiştir. Serum şişeleri 37 ± 2°C sıcaklıktaki çalkalamalı inkübatörde bekletilmiş, inkübatördeki orbital dönme hızı 60 devir/dakika olarak ayarlanmıştır.

Tablo 6. 2: Vanderbilt mineral ortamı

Stok	Bileşik	Der. (mg/L)
40 g/L	NH ₄ Cl	400
30 g/L	MgSO ₄ .7H ₂ O	400
30 g/L	KCl	400
30 g/L	Na ₂ S.9H ₂ O	300
30 g/L	(NH ₄) ₂ HPO ₄	80
20 g/L	CaCl ₂ .2H ₂ O	50
10 g/L	FeCl ₂ .4H ₂ O	40
5 g/L	CoCl ₂ .6H ₂ O	10
10 g/L	KI	10
10 g/L	(NaPO ₃) ₆	10
10 g/L	Sistein	10
5 g/L	AlCl ₃ .6H ₂ O	0,5
5 g/L	MnCl ₂ .4H ₂ O	0,5
5 g/L	CuCl ₂	0,5
5 g/L	ZnCl ₂	0,5
5 g/L	NH ₄ VO ₃	0,5
5 g/L	NaMoO ₄ .2H ₂ O	0,5
10 g/L	H ₃ BO ₃	0,5
10 g/L	NiCl ₂ .6H ₂ O	0,5
5 g/L	NaWO ₄ .2H ₂ O	0,5
10 g/L	Na ₂ SeO ₃	0,5
10 g/L	Sod. tiyoglik.	3,6
	NaHCO ₃	6000

BMP testinde aşı çamur olarak kullanılan granüler anaerobik çamur evsel atıksuların arıtıldığı anaerobik reaktörden alınmıştır.

Serum şişelerinde gaz oluşumları sıvı yer değiştirme yöntemi ile ölçülmüştür. Metan gazı oluşan gazın %3'lük NaOH içeren sıvıdan geçirilmesi ile ölçülmüştür (Razo-Flores et. al., 1997).

Laboratuvar ortamında BMP testinin yürütüldüğü deney düzeneği Şekil 6.1’de gösterilmiştir.



Şekil 6. 1: BMP deney düzeneği

6.3 ÇAMUR ŞARTLANDIRMA

Çamurların şartlandırılması, farklı konsantrasyonlarda PDS ve değişen sıcaklık koşullarında gerçekleştirilmiştir. 250 mL hacmindeki çamur örnekleri erlenlere konulmuş, ısıtıcı karıştırıcı tabla ile 100 dev/dakika karıştırma hızında 60 dakika süreyle çalışılmıştır.

6.4 ANALİTİK METOTLAR

KOİ parametresi Standart Metotlarda yer alan “Open Reflux” metodu ile belirlenmiştir (APHA 2005). Burada bahsedilen kimyasal dezentegrasyon NaOH ilavesi sonrasında çamurun 10 dakika süreyle 90 °C işlem görmesidir. Çamur suyu eldesi amacıyla yapılan sanrifüjleme işlemi ise 4 °C’ de 20 dakika süre ile 9 000 dev/dk hızda gerçekleştirilmiştir.

Alkalinite, pH, toplam kuru madde (KM) ve organik madde (OM) parametreleri Standart Metotlar’da verilen prosedüre uygun olarak analizlenmiştir (APHA 2005).

Çamurların filtrelenebilirlik özelliklerini belirlemek amacıyla uygulanan kapiler emme süresi testi Whatman #17 filtre kağıdı kullanılarak Triton marka A304M model bir Kapiler Emme Süresi (KES) analizörü kullanılarak yürütülmüştür.

KES testi hızlı, güvenilir, basit ve ucuz olduğu için yaygın olarak kullanılmaktadır (Sawalha 2010). Kapiler emme süresi testi ile belirli bir çamurun su tutma oranı belirlenir. Bir çamur numunesi, standart kromatografik kağıt üzerinde bir metal silindir huniye yerleştirilir (Pontoni ve diğ. 2015). Çamur örneği kolona dökülür ve filtre üzerinde bir kek oluşacak şekilde filtrat kapiler emme ile kağıttan çıkartılır. Süzütünün kağıt boyunca ilerlediği mesafe, zamanın bir fonksiyonu olarak çamur kekinin direncinin bir ölçümü olarak alınırken, filtre direnci önemsiz kabul edilir (Sawalha 2010). Belli bir mesafeye ulaşmak için gereken süre KES olarak tanımlanır (Pontoni ve diğ. 2015). Çalışmada kullanılan KES Testi düzeneği Şekil 6.2'de gösterilmiştir.



Şekil 6. 2: KES Testi düzeneği

7. BULGULAR VE TARTIŞMA

7.1 ÇAMUR ÖZELLİKLERİ

Tez kapsamında yapılan tüm deneysel çalışmalar Denizli Büyükşehir Belediyesi Merkez Atıksu Arıtma Tesisinden temin edilen arıtma çamuru numuneleri ile yapılmıştır. Ham çamur olarak yoğunlaştırıcı çıkışından alınan numune aşı çamur olarak ise Anaerobik çürütücü reaktörden alınan numuneler kullanılmıştır. Çalışmada ilk olarak çamurların özelliklerini belirlemeye yönelik olarak analizler yapılmış ve tüm parametreler Standart Metotlarda verilen prosedüre uygun olarak analizlenmiştir (APHA, 1995).

Tablo 7. 1: Ham Çamur ve Aşı Çamur Özellikleri

Parametre	Aktif Çamur	Anaerobik Aşı Çamur
pH	7 ± 0,2	7,6 ± 0,3
Elektriksel İletkenlik, Eİ (µmho / cm)	2540 ± 148	1190 ± 112
Kuru Madde İçeriği, KM (%)	2,2 ± 0.15	7,4 ± 0,4
Organik Madde İçeriği, OM (%)	59,10 ± 4,8	82,5 ± 1,9
Askıda Katı Madde İçeriği, AKM (mg/L)	17700 ± 1640	69800 ± 3486
Uçucu Askıda Katı Madde İçeriği, UAKM (mg/L)	14690 ± 1690	59250 ± 4265
Çözülmüş Kimyasal Oksijen İhtiyacı, KOİ _ç (mg/L)	1320 ± 96	1936 ± 106
Kapiler Emme Süresi, KES (s)	585 ± 60	205 ± 15,9

7.2 PEROKSİDİSÜLFAT KULLANIMININ ÇAMURLARIN SU VERME ÖZELLİKLERİ ÜZERİNE ETKİSİ

Peroksidisülfat (PDS) kullanımının çamurların su verme özellikleri üzerindeki etkisini belirlemek için Kapiler Emme Süresindeki % azalma verim olarak dikkate alınmıştır.

KES değerlerinin düşük olması çamurun kolay filtrelenebildiğinin göstergesidir. Bu nedenle çalışmada çamurdaki KES azalması verim olarak belirtilmiştir. Yanıt Yüzey İstatistiksel Modeli'ne göre Konsantrasyon (X_1) ve sıcaklık (X_2) değişkenleri arasındaki ilişki RSM ile analiz edilmiştir. Tablo 7.2, E_{KES} (%) için test edilen öngörülen tepki yüzeyi ikinci dereceli modelinin regresyon parametrelerinin varyans analizini (ANOVA) göstermektedir. E_{KES} için F değerinin 30,06 olması modelin istatistiksel olarak anlamlı olduğunu göstermiştir.

R^2 katsayısı, modelde yer alan gözlenen ve beklenen yanıt değişkenindeki toplam varyasyonun oranını verir. E_{KES} için 0,9237 olarak bulunan düzeltilmiş R^2 , cevaplardaki değişkenliğin %92,37'sinin model tarafından açıklanabileceğini göstermiştir. Bu çalışmada R^2 katsayısı (%95,55), kuadratik modelin deneysel verilere tatmin edici bir şekilde uyarlanmasını sağlamıştır.

Tablo 7. 2: E_{KES} için Yanıt Yüzey Modeli ANOVA Tablosu

	E_{KES}		
Kaynak	Ortalama Kare	F değeri	p-değeri
Model	202,22	30,06	0,0001
Kalan	6,73		
R^2	0,9555		
Düzeltilmiş R^2	0,9237		
Uygun hassasiyet	18,96		

PDS oksidasyon koşullarında X_1 ve X_2 değişkenleri ile Yanıt Yüzey İstatistiksel Modeli'ne göre model (7.1) oluşturulmuştur. Oluşturulan model

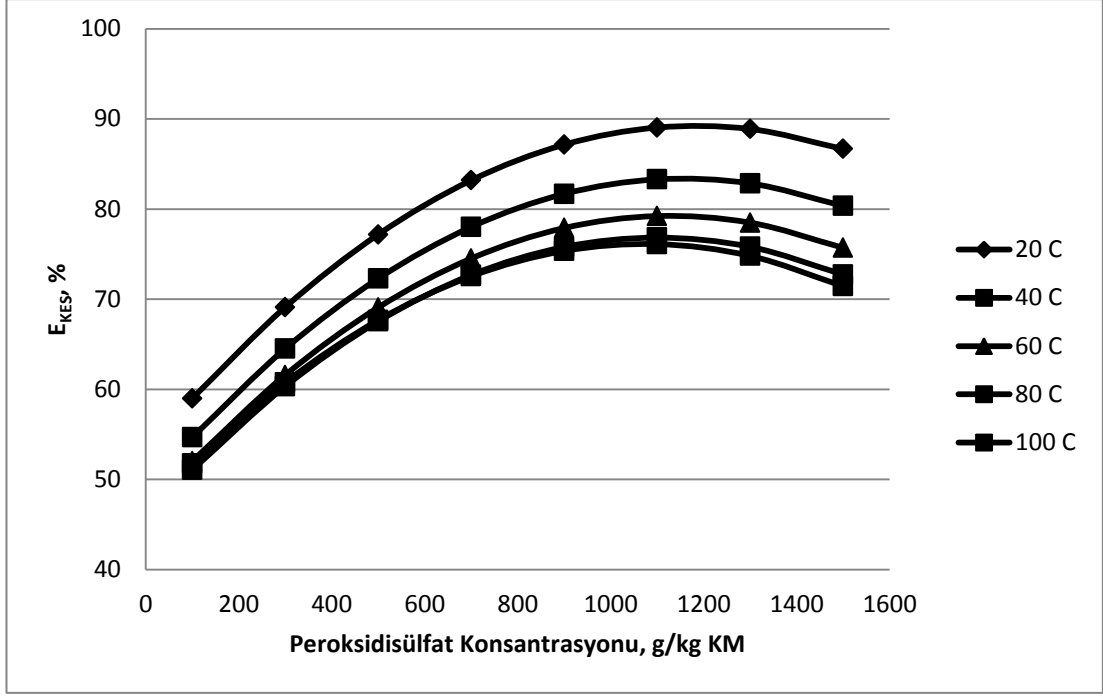
kullanılarak hesaplanan değerler (beklenen değerler) ve deneyler sonucunda elde edilen değerler (gözlenen değerler) Tablo 7.3'de özetlenmiştir.

$$E_{KES} = 59,000149 + 0,062339X_1 - 0,334543X_2 - 0,000071X_1X_2 - 0,000026X_1^2 + 0,002095X_2^2 \quad (7.1)$$

Tablo 7. 3: Deneyler sonucunda gözlenen ve Yanıt Yüzey istatistiksel deney modelinde beklenen KES değerleri

Deney No	E _{KES} (%)	
	Gözlenen Değer	Beklenen Değer
1	70,8	74,2
2	79,6	76,5
3	87,3	85,4
4	64,8	66,4
5	75,7	76,5
6	78,4	75,2
7	74,2	75,7
8	75,8	76,5
9	52,0	52,0
10	75,6	76,5
11	62,6	60,5
12	75,6	76,5
13	84,6	85,2

Modelin kullanılabilirliği açısından beklenen ve gözlenen değerler arasındaki farklar incelendiğinde tüm verimler için değerler arasındaki farkın çok düşük olduğu; modelden elde edilen veriler ile deney sonuçlarının uyum içerisinde olduğu görölmektedir.



Şekil 7. 1: KES değerinin sıcaklık fonksiyonu olarak artan konsantrasyon ile değişimi

Şekil 7.1’ de artan sıcaklık değerlerinde ve farklı PDS konsantrasyonları kullanıldığında elde edilen KES değerleri gösterilmektedir.

Artan sıcaklık ve PDS konsantrasyonlarında düşük KES değerleri elde edilmiş, PDS oksidasyonu ile çamurun filtrelenebilirlik özelliklerinin geliştiği ortaya konmuştur. En yüksek KES değeri ise 1100 g / kg KM ve 20°C dozu uygulandığında elde edilmiş olup bu dozda KES değeri %89 olarak hesaplanmıştır. 1100 g/ kg KM’nin üzerindeki dozlarda çamurun dezentegrasyonuna bağlı olarak oluşan hücre dışı enzimlerin çamurların filtrelenebilirlik özelliğini bozduğu düşünülmektedir. Bu sonuç literatürde daha önce yapılmış olan çalışmalar ile uyum içerisindedir (Erden 2010). Sonuç, aynı zamanda sıcaklık artışının çamurların filtrelenebilirlik özelliğini olumsuz etkilediğini göstermektedir.

7.3 PEROKSİDİSÜLFAT KULLANIMININ ÇAMURLARIN DEZENTEGRASYONU ÜZERİNE ETKİSİ

Çamur dezentegrasyonu, anaerobik çürüme öncesinde anaerobik çürüme işleminde hız sınırlayıcı adım olan hidroliz aşamasını elimine etmek ve anaerobik stabilizasyon derecesini arttırmak amacıyla ön arıtma olarak geliştirilmiştir (Bougrier ve diğ. 2005; Weemaes ve diğ. 2001). Dezentegrasyon işlemiyle stabilizasyon derecesinin artmasına bağlı olarak klasik anaerobik çürüme işlemine göre daha az miktarda çamur üretimi, daha stabil bir çamur ve daha çok miktarda biogaz eldesi mümkün olmaktadır (Wang ve diğ.2005). Bu çalışma, PDS oksidasyonu ile anaerobik çürüme öncesinde çamur dezentegrasyonu ve su alma işleminden önce bir şartlandırma işlemi olarak optimize edilmesi amacıyla yapılmıştır. Çalışmada Denizli Büyükşehir Belediyesi Evsel Atıksu Arıtma Tesisinden alınan numuneler kullanılmıştır.

Çalışmada, çamurların şartlandırma sonrasında dezentegrasyon derecesi (%) verim olarak dikkate alınmıştır. Yanıt yüzey yöntemi, proses değişkenlerinin deneysel uzayını araştırmak için deneysel stratejileri, sistemin yanıtı ve üzerinde etkili olan bağımsız değişkenler arasındaki ilişkiyi belirlemek için kullanılan ampirik modelleme tekniklerini ve proses değişkenlerinin sistemin yanıtında arzu edilen etkiyi gösterdiği seviyelerinin bulunması için kullanılan optimizasyon tekniklerini içermektedir. Çalışmada değişken parametreler olarak konsantrasyon (X_1) ve sıcaklık (X_2) dikkate alınmış ve buna göre deney noktaları belirlenmiştir. Yanıt Yüzey İstatistiksel Modeli'ne göre belirlenen noktalar önceki bölümde Tablo 6.1' de verilmiştir.

Yanıt Yüzey İstatistiksel Modeli'ne göre Konsantrasyon (X_1) ve sıcaklık (X_2) değişkenleri arasındaki ilişki RSM ile analiz edilmiştir. Tablo 7.4, DD (%) için test edilen öngörülen tepki yüzeyi ikinci dereceli modelinin regresyon parametrelerinin varyans analizini (ANOVA) göstermektedir. DD için F değerinin 37,03 olması modelin istatistiksel olarak anlamlı olduğunu göstermiştir.

R^2 katsayısı, modelde yer alan öngörücüler tarafından açıklanan veya hesaplanan yanıt değişkenindeki toplam varyasyonun oranını verir. DD için 0,9375 olarak bulunan düzeltilmiş R^2 , cevaplardaki değişkenliğin %93,75'sinin model

tarafından açıklanabileceğini göstermiştir. Bu çalışmada R^2 katsayısı, kuadratik modelin deneysel verilere tatmin edici bir şekilde uyarlanmasını sağlamıştır.

Tablo 7. 4: DD için Yanıt Yüzey Modeli ANOVA Tablosu

	DD		
Kaynak	Ortalama Kare	F değeri	p-değeri Prob > F
Model	242,63	37,03	< 0,0001
Kalan	6,55		
R^2	0,9636		
Düzeltilmiş R^2	0,9375		
Uygun hassasiyet	18,91		

Yanıt Yüzey İstatistiksel Modeli'ne göre belirlenen noktalarda yapılan deneyler sonucunda elde edilen model (7.2) aşağıda verilmiştir. Modelden oluşturulan Belirlenen sabitler kullanılarak hesaplanan değerler (beklenen verim) ve deneyler sonucunda elde edilen değerler (gözlenen verim) Tablo 7.5'de verilmiştir.

$$DD = -4,527705 + 0,094793X_1 + 0,290043X_2 - 0,000154X_1X_2 - 0,000047X_1^2 - 0,000656X_2^2 \quad (7.2)$$

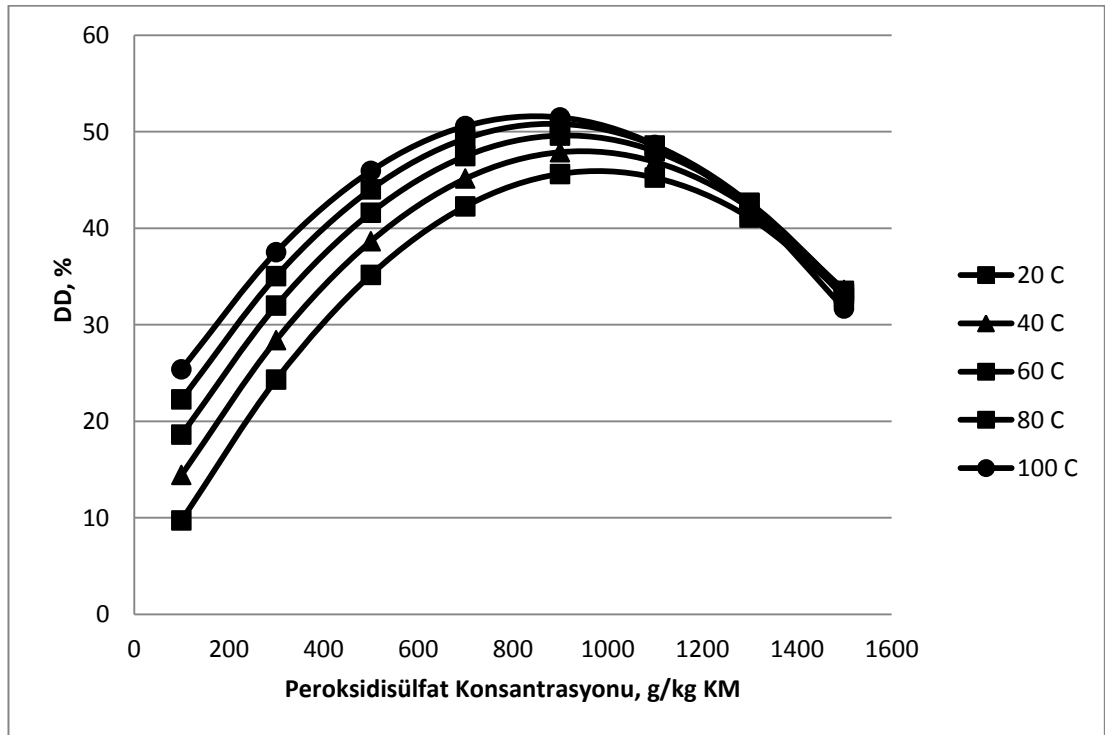
Tablo 7. 5: Deneyler sonucunda gözlenen ve Yanıt Yüzey istatistiksel deney modelinde beklenen DD değerleri

	DD (%)	
Deney No	Gözlenen Değer	Beklenen Değer
1	53,6	51,5
2	49,0	49,0
3	44,4	44,4
4	28,8	27,1
5	49,0	49,0
6	38,8	42,6
7	37,4	33,5
8	49,0	49,0
9	16,8	18,6

Tablo 7. 5: Deneyler sonucunda gözlenen ve Yanıt Yüzey istatistiksel deney modelinde beklenen DD değerleri (devamı)

10	49,0	49,0
11	36,6	36,4
12	49,0	49,0
13	39,6	41,9

Modelin kullanılabilirliği açısından beklenen ve gözlenen DD değerleri arasındaki farklar incelendiğinde tüm verimler için değerler arasındaki farkın çok düşük olduğu; modelden elde edilen veriler ile deney sonuçlarının uyum içerisinde olduğu görülmektedir.



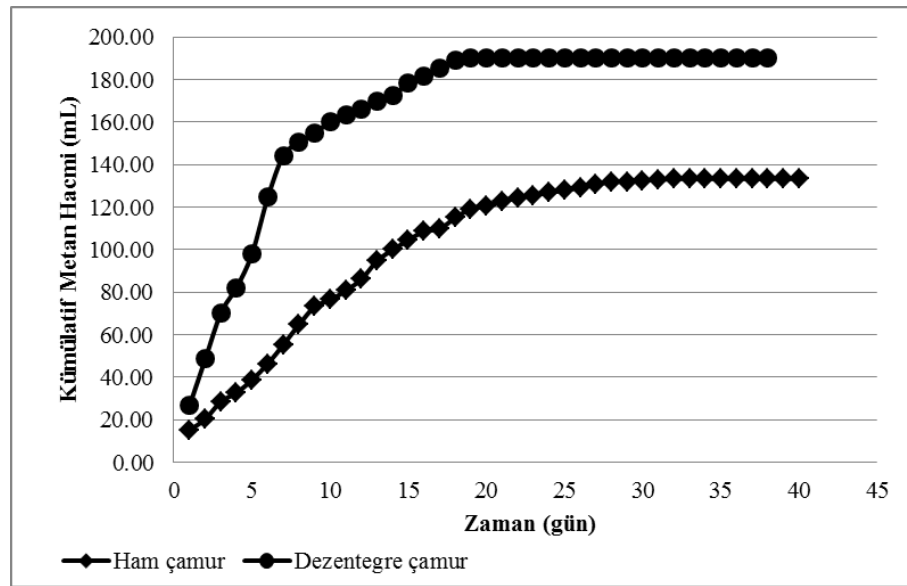
Şekil 7. 2: DD değerinin sıcaklık fonksiyonu olarak artan konsantrasyon ile değişimi

Şekil 7.2' de artan sıcaklık değerlerinde ve farklı PDS konsantrasyonları kullanıldığında elde edilen DD değerleri gösterilmektedir.

Artan sıcaklık ve PDS konsantrasyonlarında düşük KES değerleri elde edilmiş, PDS oksidasyonu ile çamurun filtrelenebilirlik özelliklerinin geliştiği ortaya konmuştur. En yüksek DD değeri ise 900 g / kg KM konsantrasyon ve 100°C sıcaklık uygulandığında elde edilmiş olup bu dozda DD değeri %51,5 olarak hesaplanmıştır. 900 g/kg KM üzerindeki konsantrasyonlarda DD değerinde azalma görülmektedir. Azalma tüm hücrelerin parçalandığını ve parçalanma sonrasında çözünmüş hücre yapısının oksitlenmeye başladığını ifade etmektedir. Bu konsantrasyonun üzerindeki değerleri “aşırı doz” olarak ifade etmek mümkündür.

7.4 DEZENTTEGRASYON SONRASINDA ÇAMURLARIN ANAEROBİK PARÇALANABİLİRLİĞİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ

Hem ham çamur örnekleri hem de PMS kullanımında en yüksek DD değerini veren konsantrasyon ve sıcaklık (900 g / kg KM konsantrasyon ve 100°C sıcaklık) uygulaması kullanılarak yürütülen dezentegrasyon işlemi sonrasında elde edilen çamur örnekleri BMP testine tabi tutulmuştur. Bu şekilde PMS ile dezentegrasyon işeminin çamurların anaerobik parçalanabilirliği üzerindeki etkisi değerlendirilmiştir. Hacim olarak aşı/ çamur oranı, 1/2 uygulanmıştır.



Şekil 7. 3: BMP Testi Sonuçları

BMP testi sonuçlarına göre dezentegre edilmiş çamur, ham çamura oranla ilk günlerden itibaren daha fazla metan gazı oluşumuna olanak vermiştir. Diğer bir sonuç ise dezentegrasyona uğramış çamurda daha yüksek nihai metan gazı hacimlerine daha kısa sürede ulaşılmıştır. Nihai metan gazı hacimleri incelendiğinde dezentegre edilmiş çamurda (190,2 mL) ham çamura (133.4 mL) oranla %42,6 oranında bir artış görülmektedir.

8. SONUÇ VE ÖNERİLER

Yürütülen tez çalışmasında peroksidisülfat kullanımının çamurların dezentegrasyonu ve su verme özellikleri üzerine etkisi değerlendirilmiştir. Peroksidisülfat ile oksidasyon işleminde katalizör olarak sıcaklık parametresi dikkate alınmıştır. Proses optimizasyonu için bağımsız değişkenler olarak peroksidisülfat konsantrasyonu ve sıcaklık seçilmiş olup optimizasyon için Yanıt Yüzey İstatistiksel Deneysel Modeli kullanılmıştır. Modelde verim olarak DD değerindeki artış ve KES değerindeki azalma dikkate alınmıştır.

Çamurların dezentegrasyonu açısından yapılan değerlendirmede seçilen bağımsız değişkenlerin model açısından önemli olduğu ve modelden elde edilen değerler ile deneyler sonucunda elde edilen değerlerin yüksek bir korelasyona sahip olduğu belirlenmiştir. En yüksek DD değeri 900 g / kg KM konsantrasyon ve 100°C sıcaklık uygulandığında elde edilmiş olup bu dozda DD değeri %51,5 olarak hesaplanmıştır. Bu sonuç, peroksidisülfat ile oksidasyon işleminin anaerobik çürüme öncesinde bir ön arıtma işlemi olarak kullanıldığında çamurun dezentegrasyonunu sağlayarak stabilizasyon derecesini arttırdığı ve çürüme işleminde daha fazla metan gazı oluşumuna olanak sağladığı belirlenmiştir.

En uygun koşullarda dezentegre edilen çamur örneklerinin ve ham çamur örneklerinin kullanıldığı BMP testi sonuçları dezentegre edilen çamurların anaerobik çürütülmesi sırasında daha fazla metan gazı oluşumuna olanak sağlayacağı belirlenmiştir.

Çamurların su verme özellikleri açısından yapılan değerlendirmede seçilen bağımsız değişkenlerin model açısından önemli olduğu ve modelden elde edilen değerler ile deneyler sonucunda elde edilen değerlerin yüksek bir korelasyona sahip olduğu belirlenmiştir. En yüksek KES değeri ise 1100 g / kg KM ve 20°C dozu uygulandığında elde edilmiş olup bu dozda KES değeri %89 olarak hesaplanmıştır. 1100 g / kg KM'nin üzerindeki dozlarda çamurun dezentegrasyonuna bağlı olarak oluşan hücre dışı enzimlerin çamurların filtrelenebilme özelliğini bozduğu düşünülmektedir.

9. KAYNAKLAR

Andreoli, C.V., Von Sperling, M., ve Fernandes, F., *Sludge Treatment and Disposal*, IWA Publishing, London, UK., (2007).

Arsova,L., “Anaerobic Digestion of Food Waste Current Status, Problems and an Alternative Product”, *Master of Science, Fu Foundation of Engineering and Applied Science Columbia University, Columbia*, (2010).

Ayol, A., “Enzymatic treatment effects on dewaterability of anaerobically digested biosolids-I: performance evaluations”, *Process Biochemistry*, 40 (7), 2427–2434, (2005).

Boehler, M. ve Siegrist, H., “Potential of activated sludge disintegration”, *Wat. Sci. Tech.*, 53 (12), 207-216., (2006).

Bougrier, C., Albasi, C., Delgenés, J.P., Carrère, H.,“Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre-treatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability”, *Chemical Engineering and Processing*, 45, 711–718, (2006).

Bougrier, C., Carrère, H., & Delgenes, J. P., “Solubilisation of waste-activated sludge by ultrasonic treatment.” *Chemical Engineering Journal*, 106, 163-169., (2005).

Brooks R. B., “Heat treatment of sewage sludge”, *Water Poll. Control*, 69, 2, 221231, (1970).

Buyukkamaci, N. “Biological sludge conditioning by Fenton’s reagent”, *Process Biochemistry*, 39, 1503–1506, (2004).

Cheng, J., Hong, P.K.A., “Anaerobic Digestion Of Activated Sludge After Pressure-Assisted Ozonation”, *Bioresource Technology*, (2013).

Choi H., Jeong S. and Chung Y., “Enhanced anaerobic gas production of waste activated sludge pretreated by pulse power technique”, *Bioresource Technology*, 97,198–203, (2005).

Criquet, J., Nebout, P., Vel Leitner, N.K., “Enhancement of carboxylic acid degradation with sulfate radical generated by persulfate activation.” *Water Science and Technology*, 61.5, 1221-26, (2010).

Çevre Kanunu, Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, (1983).

Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, Evsel/Kentsel Arıtma Çamurlarının Yönetim Projesi, İP 5 Çamur Minimizasyonu, (2015).

Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, Evsel/Kentsel Arıtma Çamurlarının Yönetim Projesi, İP 8 Çamur Minimizasyonu, (2015).

Demirer G. N., Speece R. E., “Anaerobic biotransformation of four 3-carbon compounds (acrolein, acrylic acid, allyl alcohol and n- propanol) in UASB reactors”, *Water Res.*, 32, 747–759, (1998).

Dentel, S. K., “Sludge into Biosolids: Processing, Disposal, Utilization”, IWA Publishing, 278-311, (2001).

Dewil, R., Baeyens, J., Neyens, E. “Fenton peroxidation improves the drying performance of waste activated sludge”, *Journal of Hazardous Materials*, B117, 161170, (2005).

Dogan I. and Sanin F.D., “Alkaline solubilization and microwave irradiation as a combined sludge disintegration and minimization method”, *Water Res.*, 43 (8), 2139–2148, (2009).

Dohányos M., Zábanská J., Kutil J. and Jeníček P., “Improvement of Anaerobic Digestion of Sludge”, *Water Science and Technology*, 49, 10, 89–96, (2004).

Dohanyos, M., Zabranska, J. and Jenicek, P., “Enhancement of anaerobic sludge digestion by using of a special thickening centrifuge”, *Wat. Sci. Tech.*, 36(11), 145–153., (1997).

Eckenfelder, Jr. W.W., Santhanam, C. J. (1981). *Sludge Treatment*. Marcel Dekker, Inc. New York and Basel.

Ekinci, M. S., “Tavuk Gübresinden Biyogaz Üretimi İçin En Uygun Koşulların Belirlenmesi”, *Yüksek Lisans Tezi, Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı*, Ankara, (2007).

Erden, G., Demir, O., Filibeli, A., “Disintegration Of Biological Sludge: Effect Of Ozone Oxidation And Ultrasonic Treatment On Aerobic Digestibility”, *Bioresource Technology*, (2010).

Fernandez-Polanco F., Velazquez R., Perez-Elvira S.I., Casas C., del Barrio D., Cantero F.J., Fdz-Polanco M., Rodriguez P., Panizo L., Serrat J. and Rouge P., “Continuous thermal hydrolysis and energy integration in sludge anaerobic digestion plants”, *Water Sci. Technol.*, 57 (8), 1221–1226, (2008).

Filibeli A. ve Erden G., “Arıtma Çamuru Miktarının Azaltılması ve Özelliklerinin İyileştirilmesi Amacıyla Yapılan Ön İşlemler”, *İtü Dergisi*, 16(1-3), 3-12, (2006).

Filibeli, A., Büyükkamacı, N., Ayol, A., “Anaerobik Arıtma”, Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Yayınları, No: 280, İzmir, (2009).

Goel R., Mino T., Satoh H. and Matsuo T., “Enzyme Activities under Anaerobic and Aerobic Conditions in Activated Sludge Sequencing Batch Reactor”. *Water Res.*, 32, 7, 2081–2088, (1998).

Gong, C., Jiang, J., Li, D., “Ultrasound coupled with Fenton oxidation pre-treatment of sludge to release organic carbon, nitrogen and phosphorus”, *Science of the Total Environment*, (2015).

Graja S., Chauzy J., Fernandes P., Patria L. and Cretenot D., “Reduction of sludge production from WWTP using thermal pretreatment and enhanced anaerobic methanisation”, *Water Sci. Technol.*, 52 (1–2), 267–273, (2005).

Gray, N. F., “Sludge Treatment and Disposal. Water Technology (2nd Edition)”, (572602), USA: Butterworth-Heinemann, (2005).

Hiraoka M., Takeda N, Sakai S., and Yasuda, A., “Highly efficient anaerobic digestion with thermal pre-treatment” *Water Sci. Technol.*, 17, 529-539, (1985).

Huang, K., Zhao, Z., Hoag, G.E., Dahmani, A., Block, P.A., “Degradation of volatile organic compounds with thermally activated persulfate oxidation.”, *Chemosphere*, 61, 551-60., (2005).

Huang, Wei. S., “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.*, (1995).

Ilkiliç, C. ve Deviren, H., “Biyogazın Üretimi ve Üretimi Etkileyen Faktörler”, 6 th International Advanced Technologies Symposium , Elazığ, (2011).

Kapp, H., Schlammfäulung mit hohem Feststoffgehalt, Verlag Oldenbourg, München, Stuttgarter reihe Band 86., (1984).

Kavitha, S., Yukesh Kannah, R., Yeom, I.T., Do, K., Rajesh Banu J., “Combined Thermo-Chemo-Sonic Disintegration Of Waste Activated Sludge For Biogas Production”, *Bioresource Technology*, (2015).

Kim, J., Yu, Y., Lee, C., “Thermo-alkaline pretreatment of waste activated sludge at low-temperatures: Effects on sludge disintegration, methane production, and methanogen community structure”, *Bioresource Technology*, (2013).

Kurdoğlu, E., “Enhancement Of Anaerobic Sludge Stabilization Efficiency By Ultrasonic Disintegration”, *Master of Science, İstanbul Technical University Institute of Science and Technology, İstanbul*, (2011).

Lai T.E., Nopharatana A., Pullammanappallil P.C. and Clarke W.P., “Cellulolytic Activity in Leachate during Leach-bed Anaerobic Digestion of Municipal Solid Waste”. *Biores. Technol.*, 80, 205–210, (2001).

Lee, D. J., & Hsu, Y. H. “Fast freeze-thaw treatment on waste activated sludge: floc structure and sludge dewaterability.”, *Environ. Sci. Technol.*, 28 (8), 1444–1449., (1994).

Li, Y. Y., & Noike, T., Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by thermal pretreatment. *Water Science and Technology*, 26, 857-866., (1992).

Lin, J. G, Chang. C. N., 1995. Solubilisation kinetics of waste activated sludge with chemical pretreatment, 5th IAWQ Asian Regional Conference On Water Quality and Pollution Control, 660-665.

Low, E.W., ve Chase, H.A. "Reducing production of excess biomass during wastewater treatment." *Water Research*, 33(5), 1119-1132., (1999).

Metcalf&Eddy inc., *Wastewater Engineering: Treatment ve Reuse* 4. Edition/revised George Tchobanoglous,Burton,F.L., Stensel, H.D., Mc Graw Hill,USA., (2003).

Metcalf, L., ve Eddy, H.P., *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse*, McGraw-Hill, New York, USA., (1991).

Mischopoulou, M., Naidis, P., Kalamaras, S., Kotsopoulos, T.A., Samaras, P., “Effect Of Ultrasonic And Ozonation Pretreatment On Methane Production Potential Of Raw Molasses Wastewater”, *Renewable Energy*, (2015).

Mora, V.C., Rosso, J.A., Le Roux, G.C., Martire, D.O., Gonzalez, M.C., “Thermally activated peroxydisulfate in the presence of additives: a clean

method for the degradation of pollutants.”, *Chemosphere*, 75, 1405-09., (2009).

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

Muller, J. A., Winter, A., & Strümkmann, G., “Investigation and assessment of sludge pre-treatment processes.” *Water Science and Technology*, 49 (10), 97-104, (2004).

Neyens, E.; Baeyens, J., Weemaes, B., De heyder B. “Pilot-scale peroxidation (H₂O₂) of sewage sludge”, *Journal of Hazardous Materials*, B98, 91-106, (2003).

Onyeche I. T., “Advanced Anaerobic Digestion of Sludge through High Pressure Homogenisation”, *The Journal of Solid Waste Technology and Management*, 29, 1, 56-61, (2003).

Öztürk, İ., *Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları*, Su Vakfı Yayınları, İstanbul., (2008).

Öztürk, İ., Timur, H., ve Koşkan, U. "8. Bölüm: Çamur Arıtımı ve Uzaklaştırılması." *Atıksu Arıtımının Esasları: Evsel, Endüstriyel Atıksu Arıtımı ve Arıtma Çamurlarının Kontrolü*, T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı., (2005).

Phothilangka, P., “Sludge Disintegration Technologies For Improved Biogas Yield”, *Ph. D. Thesis, Leopold-Franzens Innsbruck University Faculty of Civil Engineering, Austria*, (2008).

Pontoni, L., D’Alessandrob, G., d’Antonio, G., Esposito, G., Fabbicino, M., Frunzo, L., Pirozzi, F., “Effect of Anaerobic Digestion on Rheological Parameters and Dewaterability of Aerobic Sludges from MBR and Conventional Activated Sludge Plants “, *Chemical Engineering Transactions (CET)*, 43, 2311-2316, (2015).

Rajan, R.V., Lin, J.G., Ray, B.T., “Lowlevel chemical pretreatment for enhanced sludge solubilization”, *RES. J. Water Poolut. Control Fed.*, 62,81-87., (1989).

Ray, B. T., Lin, J., Rajan, R.V., “Low-level alkaline solubilization for enhanced anaerobic digestion”, *J. WPCF*, 62, 81–87., (1990).

Razo-Flores, E., Luijton, M, Donlon, B. A, Lettinga, G, Field, J.A.,” Biodegradation of selected azo dye under methanogenic conditions”, *Water Sci Technol.*, 36, 65–72, (1997).

Sahinkaya, S., “Disintegration of municipal waste activated sludge by simultaneous combination of acid and ultrasonic pretreatment”, *Process Safety and Environmental Protection*, (2014).

Sawalha, O., “Capillary Suction Time (CST) Test: Developments in testing methodology and reliability of results”, *Ph. D. Thesis, The University of Edinburgh, Edinburgh*, (2010).

Sayın, U. ve Erdoğan, D., “Atık Yönetiminde Biyometanizasyon Teknolojisi”, (<http://www.biyogazder.org/makaleler/mak05.pdf>), (2011).

Scholz, M., Sludge treatment and disposal. Wetland Systems to Control Urban Runoff. (1st ed) (163-174). *UK: Elsevier Science & Technology.*, (2006).

Shehu, M.S., Manan, Z.A., Wan Alwi, S.R., “Optimization of thermo-alkaline disintegration of sewage sludge for enhanced biogas yield”, *Bioresource Technology*, (2012).

Speece, R.E., Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters. *Vonderbilt University. Archae Press Company.*, (1996).

Spinosa, L. & Vesilind, P.A., Sludge into biosolids: processing, disposal and utilization. *UK. IWA Publishing.*, (2001).

Turovskiy, I.S., ve Mathai, P.K. Wastewater Sludge Processing, *John Wiley & Sons*, New Jersey, ABD., (2006).

Türkiye İstatistik Kurumu, Adrese Dayalı Nüfus Kayıt Sistemi Verileri, <http://www.tuik.gov.tr/UstMenu.do?metod=temelist.>, (2019).

Türkiye İstatistik Kurumu, '<https://biruni.tuik.gov.tr/medas/?locale=tr>', (2019).

Valo A., Carrère H. and Delgenès J. P., “Thermal, chemical and thermo-chemical pre- treatment of waste activated sludge for anaerobic digestion”, *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 79 (11), 1197–1203, (2004).

Verma, S., “Anaerobic Digestion of Biodegradable Organic In Municipal Solid Waste”, *Master of Science, Fu Foundation School of Engineering & Applied Science Columbia University*, Columbia, (2002).

Vranitzky, R., & Lahnsteiner, J. (Eds.), 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., (2005).

Wang, F., Wang, Y., & Ji, M., Mechanisms and kinetics models for ultrasonic waste activated sludge disintegration. *Journal of Hazardous Materials, B123*, 145-150., (2005).

Weemaes M., Grootaerd H., Simoens F., Huysmans A. and Verstraete W., “Ozonation of Sewage Sludge Prior to Anaerobic Digestion”, *Water Science and Technology*, 42, 9, 175–178, (2000).

Weemaes, M. Grootaerd, H. Simoens, F., Verstraete, W., “Anaerobic digestion of ozonized biosolids”, *Water Research*, 34(8), 2330-2336, (2000).

Weemaes, M., & Verstraete, W., Other treatment techniques. L. Spinosa, & P. A. Vesilind (Eds.). *Sludge into Biosolids Processing, Disposal and Utilization* (364-383). IWA Publishing: UK., (2001).

Winter A., “Minimisation of Costs by Using Disintegration at a Full-Scale Anaerobic Digestion Plant”, *Water Science and Technology*, 46, 4-5, 405-412, (2002).

Winter, A., and Müller, J. A., “Comparison of Disintegration Methods at a Full-scale Anaerobic Digestion Plant”, <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/unam7/comparison.pdf>

Yang X., Wang X. and Wang L. “Transferring of components and energy output in industrial sewage sludge disposal by thermal pretreatment and two-phase anaerobic process”, *Bioresour. Technol*, 101 (8), 2580–2584, (2010).

Yeneneh, A.M., Kayaalp, A., Sen, T.K., Ang, H.M., “Effect of microwave and combined microwave-ultrasonic pretreatment on anaerobic digestion of mixed real sludge”, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, (2015).

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

Zabranska J., Dohanyos M., Jenicek P. and Kutil, J., “Disintegration of excess activated sludge—evaluation and experience of full-scale applications”, *Water Sci. Technol*, 53(12), 229–236, (2006).

Zhang, S., Zhang, P., Zhang, G., Fan, J., Zhang, Y., “Enhancement Of Anaerobic Sludge Digestion By High-Pressure Homogenization”, *Bioresource Technology*, (2012).

Zhang, Y., Zhang, P., Zhang, G., Ma, W., Wu, H., Ma, B., “Sewage sludge disintegration by combined treatment of alkaline + high pressure homogenization”, *Bioresource Technology*, (2012).

10. ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Cihan TOPUZ

Doğum Yeri ve Tarihi : DENİZLİ - 1989

Lisans Üniversite : DOKUZ EYLÜL ÜNİVERSİTESİ

Elektronik posta : chntopuz@gmail.com

İletişim Adresi : Başkarcı Mh. Yenyol Cd. No:3 Merkezefendi
/ DENİZLİ